

## ZBIORNIKI RAMIENICOWE I DYSTROFICZNE – CECHY DIAGNOSTYCZNE W ŚWIETLE PROGRAMU NATURA 2000 I PRZYKŁADÓW Z LASÓW PILSKICH

Paweł M. Owsiany, Maciej Gąbka

### Abstrakt

Na podstawie badań własnych przeprowadzonych w latach 2000-2007 na terenie *Lasów Pilskich* (RDLP Piła) i danych literaturowych przedyskutowano problemy identyfikacji siedlisk *Natura 2000* – zbiorników ramienicowych (3140) i dystroficznych (3160). Zwrócono uwagę na szeroki aspekt występowania ramienic oraz kryterium florystyczne, będące podstawą identyfikacji siedlisk 3140. W przypadku zbiorników dystroficznych (3160) stwierdzono, że podstawą identyfikacji winno być kryterium hydrochemiczne i stwierdzenie zachodzenia procesu dystrofizacji, jako warunku ich funkcjonowania. Kryterium florystyczne w dla identyfikacji zbiorników dystroficznych powinno mieć charakter jedynie wstępnej diagnozy.

Na przykładach z *Lasów Pilskich* zaprezentowano klasyczne postaci omawianych siedlisk oraz trudniejsze do identyfikacji, podlegające alloiotrofizacji, jeziora ramienicowe otoczone torfowiskami mszarnymi. Zwrócono uwagę na rzadki przykład jeziora źródłiskowego z przylegającymi mszarami. Podkreślono, że omawiane siedliska są ostojami cennych roślin *Natura 2000* (jak *Aldrovanda vesiculosa*, *Elisma natans*, *Liparis loeselii* i *Najas flexilis*) oraz innych rzadkich w Polsce i regionie *Lasów Pilskich*.

### CHARACEAE- AND DYSTROPHIC WATERS – IDENTIFICATION FEATURES IN THE LIGHT OF NATURA 2000 PROGRAM AND SOME CASES FROM THE PILSKIE FORESTS

### Abstract

Diagnostic features of European Union habitats – waters with benthic vegetation of Characeae (3140) and dystrophic waters (3160) were discussed based on original studies and literature review. Floristic features should be applied for identification of habitat 3140, but in case of habitat 3160 the most important seem to be hydrochemical properties of water and the process of dystrophication.

## Wstęp

Na obszarze *Lasów Pilskich*, czyli na terenach leśnych znajdujących się w zasięgu administracyjnym Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Pile (34 tys. ha), znajduje się około 440 jezior o powierzchni powyżej 1 ha (Choiński 1991, Błaszczuk 2005). Do jednych z najcenniejszych typów ekosystemów wodnych tego terenu należą jeziora ramienicowe i dystroficzne. Nazwy te mają charakter ogólny i odnoszą się zwykle do zbiorników wodnych, o specyficznej roślinności porastającej ich dna lub strefę brzegową, bądź wynikają z charakterystyk hydrochemicznych. Te obydwie szeroko rozumiane typy ekosystemów wodnych, stanowią bardzo często w całości, bądź w swym obrębie zawierają siedliska przyrodnicze i gatunki uznane za cenne na obszarze Unii Europejskiej i chronione w ramach programu *Natura 2000* i objęte *Dyrektywą Habitatową* (Council Directive 92/43/EEC (Annex I, II); Interpretation Manual – EUR25).

Celem opracowania jest:

1. Zaprezentowanie czynników i procesów ekologicznych odpowiedzialnych za funkcjonowanie zbiorników ramienicowych i dystroficznych;
2. Zarysowanie kluczowych cech ułatwiających identyfikację tych siedlisk w terenie w związku z powszechną inwentaryzacją siedlisk *Natura 2000* w Lasach Państwowych. W artykule szczególna uwaga zwrócona zostanie na aspekt identyfikacji siedlisk *Natura 2000* w odniesieniu zarówno do powszechnie przyjmowanego w polskich warunkach podejścia fitosocjologicznego, jak i kryterium dominacji ilościowej wyróżniającego typu roślinności. Podstawą opracowania były badania własne przeprowadzone w ekosystemach wodnych położonych w *Lasach Pilskich* w latach 2000-2007 oraz dane literaturowe.

## Jeziora ramienicowe

Wyróżnienie jezior (zbiorników) ramienicowych oparte jest przede wszystkim na kryterium florystycznym, odnoszącym się do występowania ramienic (Characeae, rząd Charales). Te autotroficzne makroskopowe rośliny wodne, klasyfikowane są systematycznie w gromadzie zielenic (Chlorophyta) i tradycyjnie uznawane są za glony (Lee 1999, Graham i Wilcox 2000). Ramienice porastają dna ekosystemów słodkowodnych, głównie stojących, natomiast rzadziej zasiedlają środowiska zasolone lub słone. W Polsce stwierdzono dotąd 34 gatunki tych makroglonów z 5 rodzajów: *Chara*, *Nitella*, *Nitellopsis*, *Lychnothamnus* i *Tolypella* (Siemińska i in. 2006, Gąbka i Pełechaty 2006). Długość plech ramienic sięga nawet do ok. 1,5 m, jednak większość gatunków ma rozmiar od kilkunastu do kilkudziesięciu cm. Dla mniej wprawnego oka pokrojem przypominają mogą niektóre rośliny naczyniowe, szczególnie skrzypy.

Zbiorowiska ramienic, czyli tzw. łąki ramienicowe, są wielokrotnie podstawowym składnikiem roślinności głębokich stref jezior czystowodnych, jak również licznie występują w jeziorach płytkich i innych typach zbiorników wodnych.

Roślinność ramienicowa Polski z klasy *Charetea fragilis* Fukarek 1961 ex Krausch 1964 reprezentowana jest przez 30 zbiorowisk w randze zespołu, obejmujących 2 rzędy i 5 związków (Gąbka i Pelechaty 2006). W inwentaryzacji siedlisk *Natura 2000* nie ma jednak potrzeby posługiwania się kryterium fitosocjologicznym, ponieważ łąki ramienicowe mają zazwyczaj charakter jednogatunkowych agregacji. Tym samym istotne jest rozpoznanie występowania ramienic w ogóle, w dużej mierze niezależnie od składu gatunkowego i zajmowanej powierzchni. Stan rozpoznania roślinności ramienicowej Polski jest jeszcze niepełny i potrzebne są dalsze wieloaspektowe badania nad funkcjonalnym znaczeniem tej grupy organizmów w ekosystemach wodnych.

Ramienice występują najczęściej, choć nie koniecznie, w jeziorach o wodach bogatych w wapń, stąd określenie *twardowodne jeziora ramienicowe*. Należy jednak wyraźnie podkreślić, że makroglony te wielokrotnie można odnaleźć w takich ekosystemach jak np.: torfianki, stawy rybne, zbiorniki astatyczne, mechowiska, torfowiska węglanowe, czy rzeki. Ramienice zasiedlają przy tym różnorodne pod względem troficznym typy wód (oligo-, mezo-, eu-, a nawet hypertroficzne). W jeziorach o wyższej trofii makroglony te, o ile występują, tworzą najczęściej niewielkie płyty lub kępy ulokowane w strefie płycizn, bądź wchodzą w skład innych zbiorowisk roślinnych zasiedlających litoral. W jeziorach ubogich w biogeny i o niewielkiej biomacie fitoplanktonu, w związku z większą przezroczystością wody, te makroskopowe glony mogą porastać znaczne połacie dna. Wielkoobszarowe łąki ramienic związane są więc generalnie ze zbiornikami czystowodnymi zarówno płytkimi, jak i głębokimi, ponieważ czynnik świetlny należy do najważniejszych związanych z ich ekologią (Pelechaty i Gąbka 2006 i cyt. tam lit.). Występowanie łąk ramienicowych w zbiorniku wodnym sprzyja utrzymaniu stanu czystowodnego, głównie przez mechaniczną stabilizację osadów dennych i wpływ na zwiększenie tempa sedymentacji zawiesiny w wodzie. Wraz ze wzrostem żyzności wód i silnym rozwojem fitoplanktonu w wielu jeziorach Polski, ze względu na pogorszenie się warunków świetlnych, łąki ramienicowe stają się coraz rzadsze (np. Ciecierska i in. 2003, Siemińska i in. 2006). Dzieje się tak przede wszystkim za sprawą tzw. eutrofizacji antropogenicznej, związanej z natężeniem użytkowania zlewni jezior przez człowieka, w tym zwiększonym dopływem biogenów do jezior. Należy przy tym zaznaczyć, że znaczna część jezior obecnie o wysokim statusie troficznym i bez ramienic, charakteryzowała się obecnością tych makroglonów w przeszłości. Znajdujące się w osadach formy przetrwalnikowe (oospor), czy też występujące jeszcze niewielkie kępy tych makroglonów, w przypadku poprawy stanu ekologicznego zbiornika, mogą rozwinać się do postaci wielkopowierzchniowych zbiorowisk. Sama obecność ramienic (rozpatrywanych jako grupa taksonomiczna, a nie poszczególne gatunki) nie jest więc wyraźnym sygnałem indykacyjnym lepszego stanu zbiornika wodnego (w tym niższej trofii). Dużo bardziej obfitość występowania ramienic, zwłaszcza w postaci wielkopowierzchniowych łąk w głębszych partiach jeziora, jest zwykle powiązana z dobrym stanem ekologicznym zbiornika wodnego – postacią czystowodną. Trzeba

także pamiętać, że stan czystowodny nie jest prostym przełożeniem na stan niskiej trofii (patrz alternatywne stany stabilne wg Scheffer 1989, 2001, Scheffer i Jeppesen 1998). Podobnie postępujący stan wiedzy na temat rozprzestrzenienia i ekologii poszczególnych gatunków ramienic sprawia, że gatunki uznawane dawniej za typowe dla tzw. jezior lobeliowych, spotykane były i są w szerszym spektrum siedlisk, w tym w eutrofii (por. Gąbka i in. 2003, 2004, 2005; Pełechaty 2003, Owsiany i Gąbka, 2004; Pełechaty i in. 2004).

Dlatego też spektrum zbiorników w jakich występują ramienice nie ogranicza się jedynie do *twardowodnych* jezior *oligo-* i *mezotroficznych*, a obejmuje znacznie szersze amplitudy ekologiczne poszczególnych gatunków.

Kiedy więc można mówić o jeziorze ramienicowym? Zdaniem autorów, w oparciu o wyżej zarysowany stan wiedzy o możliwościach występowania gatunków Characeae w dość szerokim zakresie warunków ekologicznych, należy wyraźnie rozróżnić dwa pojęcia: siedlisko ramienic i zbiornik ramienicowy. W rozumieniu programu *Natura 2000* istotne jest siedlisko przyrodnicze związane z występowaniem ramienic określone skrótem cyfrowym – 3140. Obowiązująca państwa członkowskie Unii Europejskiej wykładnia przy wyróżnianiu siedlisk cennych przyrodniczo w znaczeniu wspólnotowym zawarta jest w opracowaniu – Interpretation Manual – EUR25. Uznano tam, że typowym siedliskiem ramienic są przede wszystkim twardowodne zbiorniki wodne. Jak podkreślono powyżej ramienice, a więc siedliska ramienic (3140) mogą występować prawie we wszystkich znanych typach ekosystemów wodnych, obejmujących amplitudy ekologiczne poszczególnych gatunków. Przy tym siedliska ramienic identyfikuje się na podstawie kryterium florystycznego. Zatem w przypadkach, gdy występujące ramienice są wyraźnym elementem struktury roślinności jeziora, nie koniecznie dominującym, należy wyróżniać zbiorniki ramienicowe. W takich sytuacjach sugeruje się uznanie całego zbiornika za siedlisko przyrodnicze 3140 w rozumieniu programu *Natura 2000* i w praktyce winno się zaznaczać je obszarowo na mapach tematycznych. Zdaniem autorów, ramienice nie muszą przy tym pokrywać połowy dna zbiornika wodnego, by uznać go za ramienicowy. Wystarczy, że ich udział jest znaczący, czyli gdy stanowią od około 20% udziału powierzchni zajętej przez roślinność w zbiorniku czy powierzchni dna, w znacznej mierze zależnie od morfometrii jeziora. W sytuacjach, gdy ramienice są tylko elementem kompozycyjnym w roślinności wodnej danego zbiornika (rzadziej ciek), należy zdaniem autorów niniejszego artykułu wyróżniać i opisywać je jako punktowe siedliska ramienic i w taki sposób nanosić na podkłady kartograficzne. W przypadku stwierdzenia występowania gatunków objętych ochroną gatunkową, dopuszczalne jest, uznanie całego jeziora jako ramienicowego, w związku z podejściem ekosystemowym w ochronie tej grupy organizmów.

Na obszarze *Lasów Pilskich*, dotąd stwierdzono występowanie 15 gatunków ramienic występujących w ponad 60 zbiornikach wodnych (wg badań autorów do 2006 roku). Wśród stwierdzonych cennych siedlisk *Natura 2000*, na szczególną uwagę zasługują twardowodne jeziora ramienicowe (3140), w tym np.:

- największe jezioro regionu – Bytyń (Betyń; zwłaszcza łąki z *Nitellopsis obtusa* J. Groves, *Chara tomentosa* Linné, *C. contraria* A. Braun ex Kützing, *C. globularis* Thuillier; Fot. 1A.),
- wśród jezior o średnich powierzchniach w szczególności – Łabędzie (Łabędzkie; łąki z *Nitella opaca* (Bruzelius) Agardh, *C. rudis* A. Braun, *C. aspera* Deharding ex Willdenow),
- miejscami występowania ramienic *C. vulgaris* Linné, *C. globularis*, *C. hispida* Linné, *C. delicatula* Agardh, a także *Nitella syncarpa* (Thuillier) Chavallier są natomiast niewielkie jeziora, stawki, zagłębienia astatyczne i rowy (Owsianny i Gąbka 2004, Gąbka i Owsianny 2005b, 2006a, Gąbka 2006b).

Największą liczbę ekosystemów wodnych położonych w *Lasach Pilskich* stanowią przykłady naturalnych zbiorników eutroficznych (3150), choć w niektórych z nich obserwuje się od kilku lat ekspansję ramienic (np. Borówno – Borowie; wielkoobszarowe łąki z *Nitellopsis obtusa* zwłaszcza w S części jeziora, Gąbka i Owsianny 2006a, mat. n. publ.).

### **Jeziora dystroficzne – czy każde jezioro z torfowiskami mszarnymi jest jeziorem dystroficznym?**

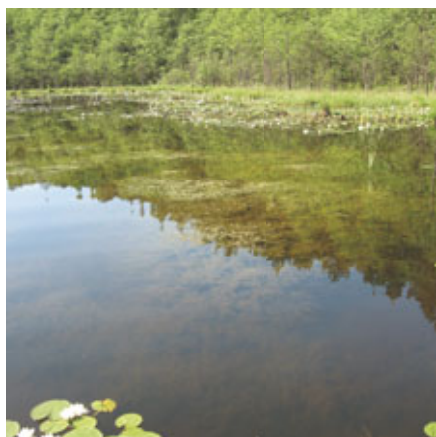
Osobliwym typem jezior o tzw. nieharmonijnym rozwoju, gdzie jeden z czynników ekologicznych ma decydujący wpływ na kształtowanie procesów przebiegających w zbiorniku wodnym, są jeziora dystroficzne. Według klasyków typologizacji jezior z 1. połowy XIX w. – Einara Naumanna (1919, 1931, 1932) i Augusta Thiennemanna (1921, 1925), zbiorniki dystroficzne cechuje charakterystyczne żółte do brązowego zabarwienie wody warunkowane przez bogactwo alochtonicznych substancji humusowych – związanych głównie z organicznymi formami węgla rozpuszczonego w wodzie. Wspomniani wyżej limnologowie wskazywali także na niską przewodność elektrolityczną, niski odczyn oraz znikome ilości wapnia w wodzie zbiorników dystroficznych. Uważano bowiem już ówczesnie, że znaczny dopływ do jezior substancji humusowych – specyficznych postaci węgla organicznego, jest czynnikiem ekologicznym, który wywołuje wyraźną kierunkowość rozwoju tego typu ekosystemów jeziornych. Obecnie wiadomo, że jest to determinowane możliwością wpływu substancji humusowych na inne czynniki siedliskowe, do których zalicza się przede wszystkim możliwość zmiany odczynu wody oraz koncentracji wapnia i niektórych postaci fosforu i azotu. W związku z powyższym, substancje humusowe (także w zależności od ich koncentracji i postaci, a więc i różnego stopnia aktywności) mogą istotnie wpływać na specyfikę występujących w takich siedliskach zgrupowań organizmów żywych. Szczególnie wyraźnie widoczne jest to w tzw. pętli mikrobiologicznej – dominującej drogi przepływu materii i energii przez struktury ekosystemów jezior dystroficznych (np. Jones 1992).

Substancje humusowe docierają do jezior w największym stopniu ze zlewni bezpośredniej, zwłaszcza zdominowanej przez torfowiska mszarne (wysokie i przejściowe,



**Fot. 1A.** Łąki ramienicowe w jeziorze Bytyń (Fot. J. Ramucki). Czerwone zabarwienie wywołane kolorem plech i gametangiów dominującej ramienicy *Chara tomentosa* (fot. M. Gąbka)

*Photo 1A. Lake Bytyń with charophyte meadows (Photo by J. Ramucki). The reddish colour of meadows is caused by thallus and gametangia of dominating species *Chara tomentosa**



**Fot. 1B.** Jezioro Kuźnik Olsowy – przykład jeziora z torfowiskami mszarnymi z dominacją ramienic w śródjezierzu (fot. P. M. Owsiański)

*Photo 1B. Lake Kuźnik Olsowy – a case of Characeae-lake with adjacent Sphagnum-petlands*



**Fot. 2A.** Dystroficzne jezioro Mały Smólsk niedaleko Złotowa (Fot. M. Gąbka).

*Photo 2A. Dystrophic Lake Mały Smólsk near Złotów*



**Fot. 2B.** Zanikające jezioro dystroficzne Kuźniczek w rezerwacie przyrody Kuźnik (Fot. P. M. Owsiany)

*Photo 2B. Overgrowing dystrophic lake Kuźniczek from the „Kuźnik” nature reserve*

a więc z licznym udziałem torfowców – rodzaj *Sphagnum*) oraz ubogie zbiorowiska leśne, zwłaszcza bory i lasy bagienne. Dlatego obecność powyższych typów roślinności w zlewni bezpośredniej jezior predestynuje najczęściej dane zbiorniki do dysharmonijnego rozwoju w kierunku jezior dystroficznych.

Kryterium wyróżniania jezior dystroficznych odnosi się jednakże do procesu dystrofizacji, warunkowanego przez fizyczno-chemiczne cechy wód. Przy współczesnym stanie wiedzy, za jeziora dystroficzne należy uznać jedynie te ze zbiorników, gdzie dominującym procesem odpowiedzialnym za ich funkcjonowanie jest proces dystrofizacji. Dla uznania czy proces ten zachodzi, pomocne jest użycie wskaźnika dystrofizacji HDI Górniaka (Hydrochemical Dystrophy Index; Górniak 2005, 2006). Dla obliczenia indeksu HDI wymagane są dane z okresów letnich na temat: przewodnictwa elektrolitycznego – EC (cecha  $D1=100/\log(EC)$ ), rozpuszczonych organicznych (DOC) i nieorganicznych (DIC) form węgla (cecha  $D2=DOC/DIC$ ) oraz odczynu wody (cecha  $D3=(9,5-pH) \times 20$ ). Zdaniem autora wskaźnika, właśnie w okresie letnim wyżej wymienione cechy siedliskowe charakteryzują warunki *najmniejszej dystrofii* w ciągu roku.

Według Górniaka (2005, 2006), przy określaniu poziomu dystrofizacji winno się zatem uwzględnić znacząco ten z parametrów, który ma najmniejszą wartość wśród trzech obliczanych cech. Przy czym najbardziej poprawne jest wyliczenie średniej geometrycznej z trzech wartości ( $D1, D2, D3$ ). Z powyższych względów wskaźnik dystrofizacji jest rozumiany jako  $HDI = \sqrt{D1 \times D2 \times D3}$ . Wartość wskaźnika dystrofii  $HDI=50$ , wyznaczono jako dolną granicę warunków dystroficznych w wodach jeziornych. Dla  $HDI > 50$  wody jezior mają zawsze odczyn kwaśny, przewodność właściwa jest mniejsza niż  $100\mu S/cm$ , a stężenie DOC stanowi ponad połowę stężenia DIC, bez względu na bezwzględne stężenie DOC (Górniak 2005, 2006). Czynniki związane z żywnością wody, rozumiane jako koncentracja związków azotu i fosforu, nie muszą być przy tym na poziomie oligotroficznym, ponieważ w jeziorach, gdzie dominuje

proces dystrofizacji, często występują na podwyższonym poziomie (Górniak 2005, 2006, Owsiany 2006, Gąbka i Owsiany 2006b). Wspomniane często notowane niskie koncentracje wapnia w jeziorach dystroficznych wyrażają się także w stwierdzanych niskich wartościach odczynu, ponieważ te dwie cechy siedliskowe są ze sobą ściśle skorelowane.

Dlatego też by mówić o tym, że jezioro jest dystroficzne, a więc że podlega procesowi dystrofizacji, minimalnym punktem wyjścia do diagnozy jest poznanie odczynu, przewodnictwa i struktury węgla w toni wodnej w szczycie okresu wegetacyjnego. Otaczająca zbiorniki roślinność charakterystyczna dla torfowisk mszarnych, czy borów i brzezin bagiennych (w tym np. siedliska przyrodnicze *Natura 2000* – 7110, 7140, 7150 czy 91D0), winna być uznawana jedynie za element wstępnie diagnostyczny, ponieważ nie do końca warunkuje ona zachodzenie samego procesu. Relacja pomiędzy roślinnością a siedliskiem ma charakter powiązań zwrotnych, tzn. jej pojaw może być (i zwykle jest) z jednej strony reakcją na proces dystrofizacji kształtujący siedlisko, z drugiej strony – charakter roślinności w dalszym etapie jej rozwoju może wpływać na natężenie procesu. Wśród roślinności zlewni bezpośredniej, najbardziej sprzyjającej procesowi dystrofizacji, a więc dostarczającej do toni wodnej dużych ilości węgla organicznego, największe znaczenie mają torfowiska mszarne (zdominowane przez *Sphagnum*). Teoretycznie możliwe jest jednak by proces dystrofizacji zachodził w jeziorach nie posiadających torfowisk mszarnych w zlewni bezpośredniej (np. zdominowanej jedynie przez ubogie lasy szpilkowe na mineralnym i naturalnie kwaśnym podłożu).

Z powyższych względów siedlisko przyrodnicze *Natura 2000* – 3160, obejmujące naturalny zbiornik dystroficzny, jest siedliskiem o wiele rzadszym, niż się zwykle uznaje. Dużo częstsze są przypadki występowania siedlisk torfowisk mszarnych czy borów i lasów bagiennych przy jeziorach, nie podlegających wyraźnemu wpływowi procesu dystrofizacji. Spotyka się także w obrębie siedlisk ze znacznym udziałem torfowców (*Sphagnum*) występowanie zbiorników wodnych pochodzenia antropogenicznego. Cechują się one generalnie zarysowującą się regularną linią wyrobiska po eksploatacji torfu. W otoczeniu ww. zbiorników wodnych należy szukać siedlisk naturalnych 7110, 7140, 7150 czy 91D0, lecz nie powinno się ich uznawać za dystroficzne.

Do najcenniejszych jezior dystroficznych (3160) położonych na terenie *Lasów Piłskich* należą ubogie w sole pokarmowe zbiorniki: Mały Smólsk (Fot. 2A.) oraz szereg śródwymowych jezior Puszczy Noteckiej (np. Pustelnik I i II, Wilcze Błoto, Pokraczyn; Gąbka i in. 2004, Gąbka 2005, Gąbka i Owsiany 2005a, Owsiany i Gąbka 2006b). Szczególnie interesującym przykładem jeziora otoczonego torfowiskami charakteryzującego się niezwykle bogatą florą glonów, zwłaszcza bruzdnic (*Dinophyta*), z szeregiem rzadkich gatunków mikro- i makrofitów w skali Polski i Europy jest jezioro Kuźniczka z rezerwatu przyrody *Kuźnik* (Owsiany 2006, Gąbka i Owsiany 2005a, 2006b, Owsiany i Gąbka 2006b; Fot. 2B.).



## **Jeziora torfowiskowe z obecnością ramienic – szczególne problemy identyfikacji siedlisk *Natura 2000***

Niektóre jeziora z przylegającymi torfowiskami mszarnymi, zaawansowane zwykle w procesie zarastania, nie podlegają wyraźnemu wpływowi procesu dystrofizacji. W jeziorach tych odczyn wody jest najczęściej okołoobojętny lub lekko zasadowy (pow. 6,5 pH), a przewodnictwo charakteryzuje się wyższymi wartościami, z racji większej koncentracji wapnia w wodzie (i osadach). Pomimo podwyższonych ilości rozpuszczonego węgla w toni wodnej, udział frakcji organicznej i nieorganicznej jest zwykle porównywalny. Jeziora o takich charakterystykach podlegają zwykle zrównoważonemu oddziaływaniu procesów dystrofizacji i eutrofizacji. Sytuacje takie określa się mianem alloiotrofizacji. Termin alloiotrofia, jako typ środowiska wodnego z podstawowym opisem hydrobiologiczno-hydrochemicznym został podany przez Hölla (1928).

Wydaje się, że w wyniku zwiększenia dopływu rozpuszczonego węgla organicznego ze zlewni, na każdym etapie jezioro może rozwinąć się w kierunku jeziora alloiotroficznego (Owsianny 2006, Gąbka i Owsianny 2006b). Dziać się tak może za przyczyną antropogenicznych manipulacji w stosunkach hydrologicznych jeziora. Klasycznym przykładem jest odwadnianie torfowisk mszarnych, czy leśnych zbiorowisk bagiennych, z których rowami woda jest doprowadzana do różnego typu jezior (por. Górniak 1996, 1997, Banaś 1999, Kruk 2000, Szmaja 2000). Przyczynowe czynniki antropogeniczne najprawdopodobniej rzadko prowadzą do klasycznej dysharmonijnej dystrofizacji jeziora. Raczej rzadko dochodzi więc do wyraźnego ograniczenia zasobności w wapń i do obniżenia odczynu wód. Dużo częściej wspomniane czynniki mogą prowadzić do alloiotrofizacji, wzbogacając jezioro nie tylko w DOC, ale także w związki azotu i fosforu w związku z rozpadem połączeń metalo-organicznych (por. Wojciechowski 1997, 1999, Górniak 1997, Szmaja 2000, Vähätalo 2000). Znane są także przypadki naturalnie względnej równowagi pomiędzy eutrofizacją, a dystrofizacją w jeziorach. Zachodzą one w szczególności na terenach o podłożach bogatych w wapń, a przy tym znacznie zatorfionych. W przypadku funkcjonowania niektórych jezior Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego, taki mechanizm sugerował już w latach 70. Wojciechowski (1970, 1972). Dynamiczna relacja pomiędzy obydwoma opisywanymi procesami na Polesiu wynika zapewne z krasowej i termokrasowej genezy znacznej części występujących tam jezior (m. in. Wojtanowicz 1994, Harasimiuk i Wojtanowicz 1998), ale i w niektórych przypadkach stymulowana była z pewnością działaniami melioracyjnymi terenów torfowiskowych (Chmielewski i in. 1996 i cyt. tam lit.).

Występujące na terenie Wielkopolski jeziora humusowe zaawansowane w procesie zarastania w większości reprezentują typ jezior alloiotroficznych (Owsianny 2006, Gąbka i Owsianny 2006b). Dopływ substancji humusowych w takich przypadkach był związany głównie z powstawaniem torfowisk mszarnych za pasem szuwaru wysokiego zarastających jezior bogatszych w wapń. W części jezior

obserwowano także symptomy częściowego odwapniania wód w skutek rozwoju i dominacji zbiorowisk ramienicowych w toni wodnej (Gąbka 2005, Gąbka i Owsiany 2006b).

W przypadkach gdy mamy do czynienia z rozwijającym się alloiotroficznie ekosystemem jeziora ramienicowego z przylegającymi torfowiskami mszarnymi, osobno należy klasyfikować siedliska przyrodnicze 3140 (jeziro ramienicowe) i przylegające torfowiska mszarne, czy lasy i bory bagienne (7110, 7140, 7150 czy 91D0), bądź także często spotykane w ich pobliżu mechowiska (7230). Zgodnie z powyżej przytoczonymi przesłankami, ekosystemy te nie reprezentują siedliska przyrodniczego – jezioro dystroficzne (3160).

Najlepiej opisany do tej pory przykładem ekosystemu podlegającego alloiotrofizacji na obszarze RDLP Piła jest torfowiskowe jezioro ramienicowe Kuźnik Mały w rezerwacie przyrody *Kuźnik* koło Piły. W jeziorze tym poza względną równowagą pomiędzy frakcjami organiczną a nieorganiczną w puli ogólnej węgla (w VIII 2002 roku HDI=26,3), odnotowuje się organizmy lub całe zgrupowania charakterystyczne zarówno dla warunków dys-, jak i eutroficznych (Owsiany 2006, Gąbka i Owsiany 2006b). Podobnymi przykładami są jeziora Kuźnik Olsowy (Nadleśnictwo Zdrojowa Góra; Fot. 1B.), Bukowo Małe (Nadleśnictwo Tuczo), Smolary (Nadleśnictwo Płynica), Mnich Mały (Nadleśnictwo Sieraków), Święte (Nadleśnictwo Potrzebowice). Dna tych jezior zdominowane są przez fitocenozy *Chara aculeolata* Kützing, bądź rzadziej przez *C. delicatula* Agardh. Strefy brzegowe tych jezior w dużej części zajęte są przez torfowiska przejściowe, bądź wysokie i brzeziny bagienne.

Szczególnym jeziorem z przylegającymi torfowiskami mszarnymi na obszarze RDLP Piła jest jezioro źródłiskowe. Ekosystemy jeziorne tego typu charakteryzują się silnym nieskoncentrowanym wpływem wód podziemnych i należą do bardzo rzadkich na terenie Polski. Ich płytkie misy utworzone zostały dzięki subfazyjnej działalności wód podziemnych (Choiński 1995). Jedynym znanym przykładem z analizowanego obszaru jest jezioro Niewiemko (głębokość maks. 1 m, powierzchnia 10 ha), położone w Nadleśnictwie Podanin i chronione w obrębie rezerwatu przyrody *Źródlika Flinty* (Gąbka i in. 2005, Owsiany i Gąbka 2006b). Jezioro Niewiemko praktycznie nie posiada roślinności zanurzonej, a osady dennie, zwłaszcza w części najbardziej źródłiskowej, pokryte są około 10 cm warstwą agregatów cyanobacterii *Aphanocapsa grevillei* (Berkeley) Rabenhorst (Owsiany i Gąbka 2006a).

### **Jeziora ramienicowe i torfowiskowe jako siedliska cennych roślin *Natura 2000***

Ekosystemy wodne znajdujące się na terenie Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Pile, były obiektami licznych eksploracji hydrobotanicznych (Owsiany i Gąbka 2004, 2006a, Gąbka i Owsiany 2005a, 2005b, 2006a i cyt. tam lit.). Są ostoją wielu roślin uznanych za rzadkie i chronione w Polsce, jednak na szczegól-

na uwagę zasługują zagrożone gatunki wymagające ochrony w ramach programu *Natura 2000* tj. *Luronium natans* (L.) Rafin., *Aldrovanda vesiculosa* L., *Liparis loeselii* (L.) L.C.Rich. i *Najas flexilis* (Willd) Rostk. et Schmidt.

Niezwykle obfita populacja *Luronium natans* (gatunek *naturowy* o kodzie 1831) występuje w torfowiskowym jeziorze Linowe (Jeleń) (Nad. Tuczno), w którym stwierdzono także wiele rzadkich glonów (Owsianny i in. 2006). Torfowiska przylegające do jeziora Święte k. Miał są ostoją licznej populacji zanikającej w skali Europy *Aldrovanda vesiculosa* (1516). Należy jednak wskazać, że obecność tego gatunku jest efektem udanej introdukcji wynikającej z próby ochrony tej rośliny w Polsce (Gąbka i Kamiński 2005, Kamiński 2006). Z torfowiskami przylegającymi do niektórych jezior allojotroficznych Lasów Pilskich jest związane występowanie rzadkiego storczyka *Liparis loeselii*, którego nieliczną populację stwierdzono min. na torfowisku przylegającym do jeziora Bobrowo Małe (Nadl. Tuczno) (Jermaczyk i in. 2006). Jezioro Wapińskie (Okunite) jest z kolei historycznym siedliskiem, uznanej za wymarłą w Polsce *Najas flexilis* (1833) (Dziedzic 2001, Owsianny i Gąbka 2004), a obecnie silnie rozwijają się w nim ramienice (zwłaszcza *C. delicatula* i *C. tomentosa*) (Gąbka i Owsianny 2006a, Owsianny 2006).

## Podsumowanie

Na podstawie badań własnych obejmujących analizę jezior Lasów Pilskich oraz danych literaturowych stwierdzono, że:

1. Zbiorniki ramienicowe wyróżnia się w oparciu o kryterium florystyczne obejmujące warunki, gdzie występujące ramienice są wyraźnym elementem struktury roślinności jeziora, choć nie koniecznie dominującym. W takich sytuacjach sugeruje się uznanie całego zbiornika za tzw. ramienicowy w rozumieniu programu *Natura 2000* (3140) i w praktyce winno się zaznaczać go obszarowo na mapach tematycznych. Natomiast siedliska ramienic mogą występować prawie we wszystkich znanych typach ekosystemów wodnych, obejmujących amplitudy ekologiczne poszczególnych gatunków Characeae. W przypadku, gdy ramienice mają mały udział w strukturze roślinności wodnej danego zbiornika (rzadziej cieku), należy wyróżniać i opisywać je punktowo jako siedliska ramienic (3140) i w taki sposób nanosić na podkłady kartograficzne. Jedynie w przypadku gatunków objętych ochroną gatunkową zaleca się zaliczenie całego jeziora jako ramienicowego, zgodnie z zalecaną ekosystemową ochroną tej grupy organizmów.
2. Zbiorniki dystroficzne (siedlisko 3160), na podstawie współczesnego stanu wiedzy, winno wyróżniać się w oparciu o dominację procesu dystrofizacji warunkującego ich funkcjonowanie. Istotne znaczenie w diagnozie powinny mieć analizy fizyczno-chemiczne wody: analiza przewodnictwa elektrolitycznego, odczynu wody i relacji pomiędzy węglem organicznym a nieorganicznym

w wodzie w szczycie sezonu wegetacyjnego. Kryterium wyróżniającym jest charakter hydrochemiczny, a nie florystyczny. Występujące na torfowiskach nad jeziorami rośliny i mszaki (np. duży udział *Sphagnum*), czy tworzone przez nie zbiorowiska będące siedliskami *Natura 2000* (7110, 7140, 7150 czy 91D0), mogą być tylko cechami wstępnie diagnostycznymi w wyróżnianiu jezior dystroficznych.

3. Jeziora otoczone torfowiskami mszarnymi stanowią szeroką grupę ekosystemów wodnych, nie koniecznie będących jeziorami dystroficznymi (3160). Przynajmniej część z tych ekosystemów podlega alloiotrofizacji (zrównoważonemu wpływowi procesów dys- i eutrofizacji), a na obszarze RDLP Piła reprezentują je zwłaszcza jeziora ramienicowe podlegające alloiotrofizacji. W ich obrębie osobno należy klasyfikować siedliska przyrodnicze 3140 (jezioro ramienicowe) i przylegające torfowiska mszarne, czy lasy i bory bagienne (7140, 7110 czy 91D0), bądź też mechowiska (7230). Ekosystemy te nie reprezentują siedliska przyrodniczego – jezioro dystroficzne (3160).

Bardzo rzadkim przykładem jeziora torfowiskowego może być jezioro źródłiskowe – jak zidentyfikowane na obszarze RDLP Piła – jezioro Niewiemko.

4. Zbiorniki ramienicowe i dystroficzne i inne jeziora z torfowiskami są na obszarze RDLP Piła ostojami najrzadszych roślin wodnych, cennych w programie *Natura 2000*, tj.: *Luronium natans*, *Aldrovanda vesiculosa*, *Liparis loeselii* i *Najas flexilis*.

## Podziękowania

Autorzy pragną złożyć podziękowania Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Pile, w tym wchodzącym w jej skład Nadleśnictwom, a także Konserwatorom Przyrody województw wielkopolskiego i zachodniopomorskiego oraz Ministerstwu Środowiska, za wydanie stosownych pozwoleń i udzieloną pomoc w czasie realizacji badań limnologicznych w latach 2000–2007. W opracowaniu wykorzystano wyniki badań finansowanych ze środków na naukę na lata 2001–2003 (granaty KBN: nr 6 P04F 070 21 i KBN nr 6 P04F 037 21) oraz na lata 2006–2008 (granaty MNiSW: nr N304 050 31/1853 i nr N304 100 31/3623). Ponadto włączono do artykułu dane zebrane w latach 2006–2007 w ramach programu *Powszechnej inwentaryzacji gatunków roślin, zwierząt, innych organizmów i siedlisk przyrodniczych mających znaczenie wskaźnikowe przy ocenie stanu lasów oraz prognozowaniu zmian w ekosystemach leśnych*.

## Literatura

Banaś K. 1999. Osuszanie siedlisk organogenicznych, a funkcjonowanie ekosystemów jeziornych. W: Barcikowski A., Boiński M., Nienartowicz A. (red.). *Wielofunkcyjna rola lasu. Ochrona przyrody-gospodarka-edukacja*. O. W. Turpress, Toruń: 191–199.

- Błaszczyc T. 2005. Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych w Pile – The Regional Directorate of the State Forests in Piła. W: G., S., T. Kłosowscy, *Polska, portret przyrody – Poland, nature portraits*. Multico Oficyna Wyd., Warszawa: 1–8.
- Chmielewski T. J., Harasimiuk M., Radwan S., (red.), 1996. *Renaturalizacja ekosystemów wodno-torfowiskowych na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim*. Wyd. UMCS, Lublin, ss. 134.
- Choiński A. 1991. *Katalog jezior Polski. Część pierwsza – Pojezierze Pomorskie*. Wyd. Nauk. UAM, Poznań, ss. 221.
- Choiński A. 1995. *Zarys limnologii fizycznej Polski*. ss. 298. Wyd. Nauk. UAM, Poznań.
- Ciecierska H., Dziedzic J., Żurawska J. 2003. Stabilizing role of Charophyta – the example of some lakes from the Pomeranian Lake District (NW Poland). [W:] *Algae and Biological State of Water. Acta Botanica Warmiae et Masuriae*, 3: 229–239.
- Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora, O.J. L206, 22.07.92.
- Dziedzic J. 2001. Występowanie wybranych zagrożonych i rzadkich hydrofitów w jeziorach Pojezierza Mazurskiego. *Acta Botanica Warmiae et Masuriae*, 1: 183–187.
- Gąbka M., Pełechaty M., Pukacz A. 2003. *Nitella opaca* (Bruzelius) Agardh (Characeae) w Wielkopolsce. *Rocz. AR Pozn., Bot.* 6, CCCLIV: 33–38.
- Gąbka M. 2004. Wybrane aspekty siedliskowe występowania ramienic w zarastających jeziorach śródlęśnych Wielkopolski. W: Burchardt L., red., *Zasługi Prof. dr hab. Izabeli Dąbskiej w kształtowaniu dzisiejszego wizerunku ochrony przyrody*. Sesja naukowa w 20 rocznicę śmierci Prof. dr hab. Izabeli Dąbskiej. Wyd. UAM, Poznań. 29–45.
- Gąbka M. 2005. *Zbiorowiska roślinne jezior humusowych Wielkopolski na tle ich uwarunkowań siedliskowych*. Manuskrypt pracy doktorskiej. Zakład Hydrobiologii, Uniwersytet im. A. Mickiewicza, Poznań, ss. 194 + załączniki.
- Gąbka M. 2006a. Rzadkie i zagrożone ramienice (Characeae, Charophyta) oraz ich ostoje w Wielkopolsce. *Ekologia i Technika XIV* (3): 107–110.
- Gąbka M. 2006b. Występowanie ramienic (Characeae, Charophyta) w drobnych zbiornikach wodnych Wielkopolski. *Ekologia i Technika XIV* (3): 114–117.
- Gąbka M., Kamiński R. 2005. *Aldrovanda vesiculosa* (Droseraceae) w Wielkopolsce (manuskrypt).
- Gąbka M., Owsiany P. M. 2005a. Ekosystemy jeziorno-torfowiskowe północnej części Wielkopolski jako ostoje rzadkich i zagrożonych gatunków roślin naczyniowych. *Chrońmy Przyrodę Ojczystą* 61,2: 30–40.
- Gąbka M., Owsiany P. M. 2005b. The occurrence and habitat requirements of *Nitella syncarpa* (Thuillier) Kützing and *Nitelletum syncarpae* (Corillion 1957) Dąbska 1996 in the Wielkopolska region. *Rocz. AR Pozn. CCCLXXII, Bot.-Stec.* 9: 59–68.

- Gąbka M., Owsiany P. M. 2006a. Materiały do znajomości flory ramienic (Characeae) Krajny Żłotowskiej (Zachodnia Polska). *Bad. Fizjogr. Pol. Zach.*, Ser. B, 55: 163–182.
- Gąbka M., Owsiany P. M. 2006b. Shallow humic lakes of the Wielkopolska region – relation between dystrophy and eutrophy in lakes ecosystems. *Limnological Review* 6: 95–102.
- Gąbka M., Owsiany P. M., Sobczyński T. 2004. Acidic lakes in the Wielkopolska region – physico-chemical properties of water, bottom sediments and the aquatic micro- and macrovegetation. *Limnological Review* 4: 81–88.
- Gąbka M., Pelechaty M. 2006. Zagadnienia klasyfikacji taksonomicznej i syneko logicznej ramienic (*Characeae*, *Charophyta*) i ich zbiorowisk. *Ekologia i Technika* XIV (3): 87–92.
- Gąbka M., Owsiany P. M., Sobczyński T., Ziola A. 2005. The spring-lake Niewiemko – horizontal diversity of algae and macrophytes communities on the background of habitat conditions (Poland). *Limnological Review* 5: 75–80.
- Górniak A. 1996. Substancje humusowe i ich rola w funkcjonowaniu ekosystemów słodkowodnych. *Disserationes Universitatis Varsoviensis* 448. Wyd. UW Filia w Białymstoku, Białystok, ss. 151.
- Górniak A. 1997. Kwasy humusowe a eutrofizacja ekosystemów wodnych. W: Zalewski M., Wiśniewski R. J., (red.), Zastosowanie biotechnologii ekosystemalnych do poprawy jakości wód. *Zeszyty Naukowe Komitetu „Człowiek i Środowisko”* 18, Instytut Ekologii PAN, Oficyna Wyd., Warszawa: 101–114.
- Górniak A. 2005. Zaawansowanie dystrofii sucharów Wigierskiego Parku Narodowego. W: Z. Fałtynowicz, M. Rant-Tanajewska (red.). *Rocznik Augustowsko-Suwalski*. Tom IV. Materiały z sesji: 15 lat Wigierskiego Parku Narodowego. Augustowsko-Suwalskie Tow. Nauk., Suwałki: 45–52.
- Górniak A. 2006. Typologia i aktualna trofia jezior WPN. W: Górniak A., (red.), *Jeziora Wigierskiego Parku Narodowego. Aktualna jakość i trofia wód*. Uniwersytet w Białymstoku, Zakład Hydrobiologii. Wyd. UwB, Białystok: 128–140.
- Graham L. E., Wilcox L. W. 2000. Algae. Prentice Hall, *Upper Sadle River, NJ* 07458, ss. 650.
- Harasimiuk M., Wojtanowicz J. 1998. Budowa geologiczna i rzeźba terenu Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. W: Harasimiuk M., Michalczyk Z., Turczyński M., (red.), *Jeziora łęczyńsko-włodawskie – monografia przyrodnicza*. Wyd. UMCS, Lublin: 41–53.
- Höll K. 1928. Oekologie der Peridineen. Studien über den Einfluss chemischer und physikalischer Faktoren auf die Verbreitung der Dinoflagellaten im Süßwasser. W: Kolkwitz R. (red.), *Pflanzenforschung. Heft* 11. Gustav Fischer, Jena.
- Interpretation Manual of European Union Habitats – EUR25. October 2003, European Commission DG Environment, *Nature and Biodiversity. Natura 2000*, ss. 126.

- Jermaczyk M., Ruta R., Wołejko L. 2006. *Dokumentacja przyrodnicza projektowanego rezerwatu „Bukowskie Bagno”*. Klub Przyrodników, Świebodzin (manuskrypt).
- Jones R. I. 1992. The influence of humic substances on lacustrine planktonic food chains. *Hydrobiologia* 229: 73–91.
- Kamiński R. 2006. Restytucja aldrowandy pęcherzykowatej *Aldrovanda vesiculosa* L. w Polsce i rozpoznanie czynników decydujących o jej przetrwaniu w klimacie umiarkowanym. *Prace Ogródu Botanicznego Uniwersytetu Wrocławskiego* 8(1): 1-105.
- Kruk M. 2000. Biogeochemical functioning of hydrologically modified peatlands and its effect in eutrophication of freshwaters. *Pol. J. Ecol.* 48/2: 103–161.
- Lee E. R..1999. Phycology. 3<sup>rd</sup> edn., *Cambridge University Press*, ss. x+614.
- Naumann E. 1919. Några synpunkter angående limnoplanktons ökologi med särskild hänsyn till fytoplankton (Einige Gesichtspunkte sur Ökologie des Planktons). *Svensk Botanisk Tidskrift.* 13: 129–163.
- Naumann E. 1931. Limnologische Terminologie. Handbuch der biologischen Arbeitsmethoden, ABT. IX. Teil 8, Berlin, *Urban und Schwarzenberg*, ss. 776.
- Naumann E. 1932. Grundzüge der regionalen Limnologie. [W:] A. Thienemann, red., *Die Binnengewässer* 11. Einzeldarstellungen aus der Limnologie und ihren Nachbargebieten. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Owsianny P. M. 2006. *Dynamika procesów ekologicznych zróżnicowanych zlewniowo jezior Rezerwatu Przyrody Kuźnik (Wielkopolska) na tle badań fykologicznych i geochemiczno-hydrologicznych*. Manuskrypt rozprawy doktorskiej. Zakład Hydrobiologii, Uniwersytet im. A. Mickiewicza, Poznań, ss. 351 + załączniki.
- Owsianny P. M., Gąbka M. 2004. Flora i roślinność ekosystemów wodnych Krajny Złotowskiej. W: Ziółkowski G., (red.), *Przyroda Krajny Złotowskiej*. Wielkopolskie Stowarzyszenie Pracy Organicznej *Ekorozwój*, Urbański Wyd., Toruń: 38–50.
- Owsianny P. M., Gąbka M. 2006a. Massive occurrence of cyanobacteria *Aphanocapsa grevillei* (Berkeley) Rabenhorst in benthos of the spring-lake Niewiemko (western Poland). W: Burchardt L., (red.), *Algae and their changes over time*. Proceedings of the 25<sup>th</sup> International Phycological Conference. Poznań-Łagów-Słubice 16-19th May 2006. Adam Mickiewicz University in Poznań, Faculty of Biology – Department of Hydrobiology, Poznań: 64–65.
- Owsianny P. M., Gąbka M. 2006b. Spatial heterogeneity of biotic and abiotic habitat conditions of the lake-bog ecosystem Kuźniczka (NW Poland). *Limnological Review* 6: 223–231.
- Owsianny P. M., Gąbka M., Łażniewska I., Zgrundo A., Poniewozik M. 2006. Some interesting algae of the *Luronium natans*-dominated lake and the adjacent peat-bog (The Linowe Lake, Wałcz Lakeland, NW Poland). W: Burchardt L., (red.), *Algae and their changes over time*. Proceedings of the 25<sup>th</sup> International

- Phycological Conference. Poznań-Łagów-Słubice 16-19th May 2006. Adam Mickiewicz University in Poznań, Faculty of Biology – Department of Hydrobiology, Poznań: 68–69.
- Pelechaty M. 2003. Ramienice Jeziora Jarosławieckiego. Morena 10, *Prace Wielkopolskiego Parku Narodowego*, Jezioro: 97–101.
- Pelechaty M., Gąbka M. 2006. Środowiskotwórcza rola ramienic. *Ekologia i Technika* XIV (3): 93–97.
- Pelechaty M., Pukacz A., Pelechata A. 2004. Co-occurrence of two stoneworts of reverse ecological spectra in the same lake ecosystem. Habitat requirements of *Chara delicatula* Agardh and *Chara globularis* Thuillier in the context of bioindication. *Polish Journ. Environ. Stud.* 13,5: 551–556.
- Scheffer M. 1989. Alternative stable states in eutrophic freshwater systems. A minimal model. *Hydrobiol. Bull.* 23: 73–83.
- Scheffer M. 2001. Ecology of shallow lakes. Kluwer Academic Publishers, 1–356.
- Scheffer M., Jeppesen E. 1998. Alternative stable states. W: Jeppesen E., Søndergaard M., Søndergaard M., Christoffersen K., (red.), The structure role of submerged macrophytes in lakes. *Ecological Studies* 131, 387–406.
- Siemińska J., Bąk M., Dziedzic J., Gąbka M., Grygorowicz P., Mrozińska T., Pelechaty M., Owsiany P. M., Pliński M., Witkowski A. 2006. Red list of the algae in Poland. W: Mirek Z., Zarzycki K., Wojewoda W., Szelaż Z. (red.), *Red list of plants and fungi in Poland. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Science*, Kraków: 37–52.
- Szmeja J. 2000. Tendencies of changes in flora and vegetation structure of Pomeranian lakes under the influence on humic substances. W: Jackowiak B., Żukowski W., (red.), *Mechanisms of antropogenic changes of the plant cover*. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań: 85–98.
- Thienemann A. 1921. Seetypen. *Die Naturwissenschaften.* 18: 1–3.
- Thienemann A. 1925. Die Binnengewässer Mitteleuropas. *Die Binnengewässer* 1. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Vähätalo A. 2000. *Role of photochemical reactions in the biogeochemical cycling of detrital carbon in aquatic environments*. Academic Dissertation in Microbiology. Department of Applied Chemistry and Microbiology, Division of Microbiology, University of Helsinki, Finland, Helsinki: 43.
- Wojciechowski I. 1970. Mechanizm dystrofizacji jezior sosnowickich. W: VIII Zjazd Hydrobiologów Polskich w Białymstoku, 16-20 września 1970. Streszczenia referatów. Polskie Towarzystwo Hydrobiologiczne, Warszawa: 180.
- Wojciechowski I. 1972. Sezonowe zmiany fitoplanktonu Jezior Sosnowickich – Seasonal changes of phytoplankton in the Lakes Sosnowica. *Ann. Univ. M. Curie-Skłodowska*, Sect. C: biol., 27(5): 41–70.
- Wojciechowski I. 1997. *Funkcjonowanie ekosystemów torfowiskowych*. Katedra Ekologii Ogólnej, Akademia Rolnicza w Lublinie, Lublin, ss. 23.



- Wojciechowski I. 1999. Warunki funkcjonowania systemów torfowiskowych i wodno-torfowiskowych w Polsce. W: S. Radwan, R. Kornijów, (red.), *Problemy aktywnej ochrony ekosystemów wodnych i torfowiskowych w polskich parkach narodowych*. Wyd. UMCS, Lublin: 57–63.
- Wojtanowicz J. 1994. O termokrasowej genezie jezior łączyńsko-włodawskich. *Ann. Univ. M. Curie-Skłodowska*, B, 49: 1–18.

**Paweł M. Owsiany<sup>(1)</sup>, Maciej Gąbka<sup>(2)</sup>**

Uniwersytet im. Adama Mickiewicza  
Instytut Paleogeografii i Geoekologii, Zakład Geomorfologii<sup>(1)</sup>,  
Uniwersytet im. Adama Mickiewicza  
Instytut Biologii Środowiska, Zakład Hydrobiologii<sup>(2)</sup>  
pmowsiany@wp.pl, gmaciej@yahoo.com