

**Wydział Biologii**  
**Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu**  
**ul. Umultowska 89, 61-614 Poznań**

**STAN JAKOŚCI WÓD I MOŻLIWOŚCI  
REKULTYWACJI JEZIORA DUROWSKIEGO**

**prof. dr hab. Ryszard Gołdyn - *Zakład Ochrony Wód***

**dr Beata Messyasz – *Zakład Hydrobiologii***

**Poznań 2008**

## 1. Analiza i aktualny stan jakości wód Jeziora Durowskiego

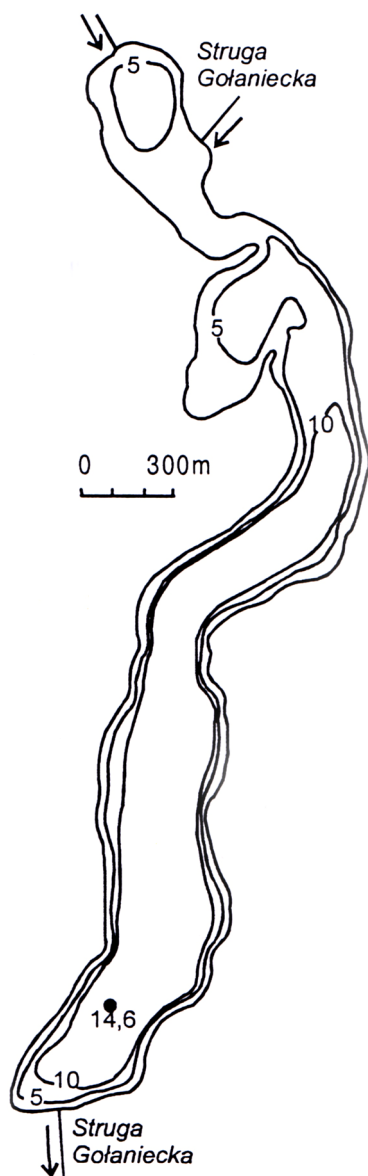
Jezioro Durowskie jest zbiornikiem rynnowym wykorzystującym najniżej położony głęboczek w rynnie Strugi Gołanieckiej. Charakteryzuje się bardzo stromymi brzegami, dość dużą głębokością średnią ok. 7,9 m i wąską strefą litoralu. Ma kształt wydłużony o orientacji północ-południe. Południowa część jeziora jest głęboka, znajduje się tutaj największe zagłębienie sięgające 14,6 m. Jest też ona w największy sposób podatna na wpływ antropopresji ponieważ znajduje się w samym mieście Wągrowiec i ma obudowany brzeg, wzdłuż którego ciągnie się promenada łącząca baseny kąpielowe po obu stronach. Wzdłuż wschodniego brzegu do miejscowości Kobylec znajdują się ogródki działkowe przylegające do samej linii brzegowej jeziora. Północna część jeziora nie jest już tak głęboka, posiada szeroką linię litoralu i jest bezpośrednio otoczona lasem mieszanym z dominacją sosny. W tej części jeziora, ze względu na wypływanie wód wytworzyła się mała wysepka porośnięta trzciną pospolitą (*Phragmites australis*) będącą schronieniem i miejscem gniazdowania dla ptaków wodnych. Na końcu północnej strony, blisko rzeki Strugi Gołanieckiej zlokalizowanych jest kilka prywatnych działek wykorzystywanych rekreacyjnie i ogrodniczo.

Położenie jeziora:

- współrzędne geograficzne: 17°12'1" dłuż. g. E, 52°49'6" szer. g. N;
- wysokość n.p.m.: 78,1 m;
- dorzecze: Struga Gołaniecka – Wełna – Warta – Odra – Bałtyk;
- region fizycznogeograficzny: Pojezierze Wielkopolsko-Kujawskie, Pojezierze Chodzieskie;

Zgodnie z położeniem administracyjnym Jezioro Durowskie znajduje się w Gminie Wągrowiec należącej do Powiatu Wągrowiec, znajdującego się w województwie wielkopolskim.

W przypadku Jeziora Durowskiego zlewnia rolnicza zajmuje powierzchnię 58,26% (Ryc. 1). Pozostała część zlewni bezpośredniej to zabudowania miejskie i kompleksy leśne. W południowej części Jeziora Durowskiego zlokalizowane jest miasto Wągrowiec oraz ośrodki wypoczynkowe i rekreacyjne. Jest to zbiornik śródmiejski, przy czym prawie 60% linii brzegowej kontaktuje się z kompleksem lasu sosnowego.



#### Podstawowe dane morfometryczne:

- powierzchnia zwierciadła wody – 143,7 ha;
- objętość jeziora – 11 322,9 tys.m<sup>3</sup>;
- głębokość maksymalna – 14,6 m;
- głębokość średnia – 7,9 m;
- powierzchnia zlewni całkowitej – 236,1 km<sup>2</sup>;
- powierzchnia zlewni bezpośredniej – 1 581,3 ha (Messyasz, 1999);
- użytki rolnicze – 58,26 % (Messyasz, 1999);
- lasy – 33,52% (Messyasz, 1999);
- zabudowa zwarta – 8,25% (Messyasz, 1999).

#### Charakter zlewni (Messyasz, 1999)

- północna – rolniczy;
- południowa – leśno-miejski.

Ryc. 1. Mapa batymetryczna Jeziora Durowskiego.

Wskaźnik stopnia podatności jeziora na degradację, obliczony jako wypadkowa cech morfometrycznych, hydrograficznych i zlewniowych wynosi 2,14 i kwalifikuje zbiornik do II kategorii podatności na degradację (Tab. 1).

Tabela 1. Podatność jeziora na degradację (WIOŚ, 2007).

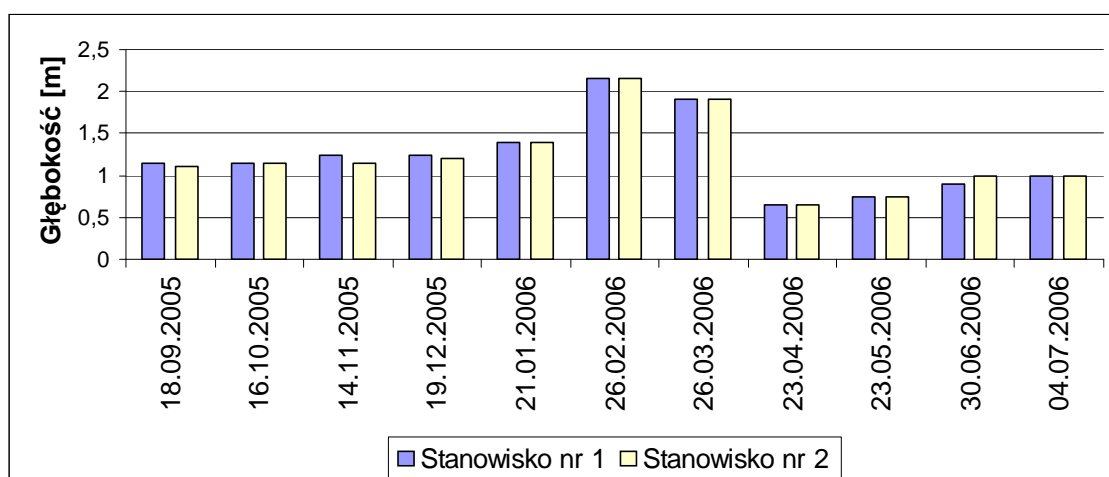
Jezioro	Wskaźnik	Głębokość średnia (m)	V jeziora/ L jeziora (tyś.m <sup>3</sup> /m)	Stratyfikacja wód (%)	P dna czynnego / V epilimionu (m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup> )	Wymiana wody w roku (%)	Współczynnik Schindlera/(P zlewni + P jeziora/ V jeziora) (m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup> )	Sposób zagospodarowania zlewni bezpośrednio w %jej powierzchni	Wyniki punktacji i sumaryczna kategoria podatności jeziora
Jezioro Durowskie	wartość	7,9	1,09	30,4	0,06	180	20,5	różnorodność	II kategoria
	punktacja	2	3	2	1	2	3	2	2,14

### 1.1. Zmiany sezonowe parametrów fizyczno-chemicznych i chlorofilu a

W celu w miarę pełnego przedstawienia zmian podstawowych parametrów jakości wód Jeziora Durowskiego w cyklu rocznym oparto się na wynikach badań prowadzonych od września 2005 do lipca 2006, które obejmowały zarówno parametry fizyczno-chemiczne jak i biologiczne (Brust 2006, Langa 2007). Podobny zakres wartości dla poszczególnych parametrów stwierdzono również w roku 2007. Stanowisko nr 1 znajdowało się po wschodniej stronie jeziora, która jest w największym stopniu wykorzystywana w celach rekreacyjnych, gdzie zlokalizowany jest ciąg basenów kąpielowych i sztuczna plaża. Stanowisko nr 2 zlokalizowane było po zachodniej stronie jeziora. Stanowisko nr 3 umiejscowiono przy ujściu rzeki Strugi Gołanieckiej z jeziora.

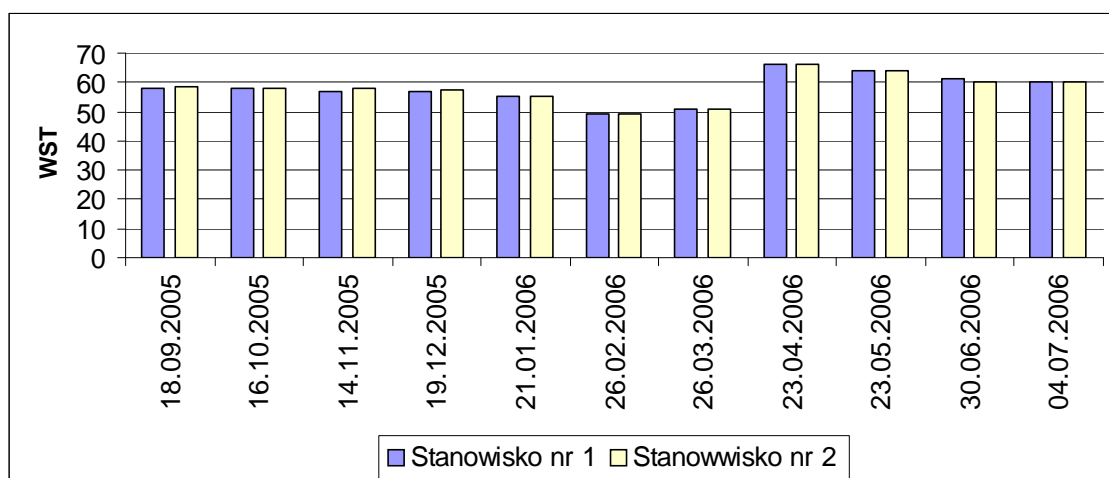
#### *Przezroczystość wody*

Widzialność krążka Sechiego w okresie jesiennym oscylowała blisko wartości – 1,2 m (Ryc. 2). Podczas następných miesięcy następował powolny wzrost przejrzystości wody aż do lutego 2006 r. – 2,15 m. W kwietniu 2006r. po zejściu pokrywy lodowej zanotowano spadek widzialności krążka Secchiego na obu stanowiskach do wartości najniższej podczas całego analizowanego okresu badań – 0,65 m.



Ryc. 2. Widzialność krążka Sechiego na stanowisku nr 1 i 2.

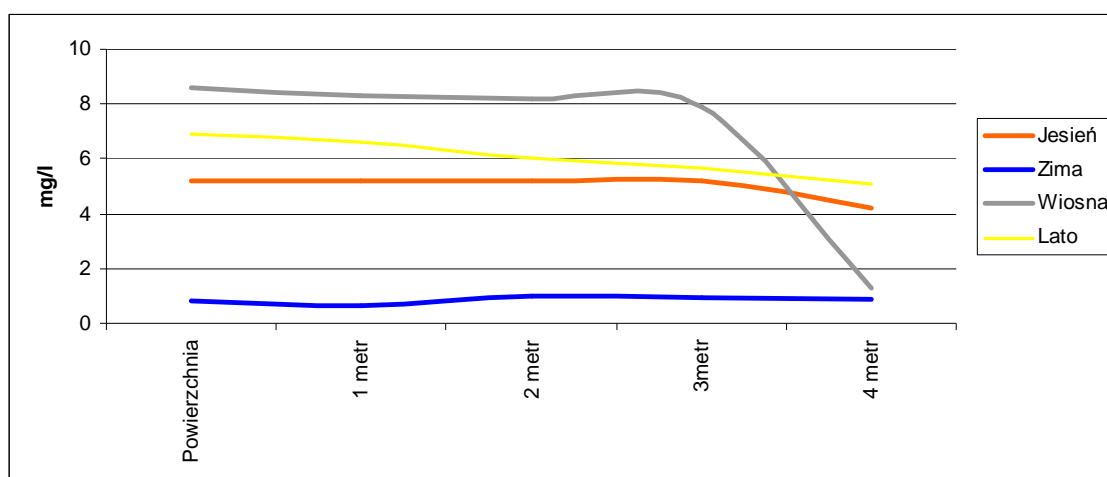
Wartość wskaźnika stanu trofii (WST) według Carlsona (1977) obliczona na podstawie widzialności krążka Sechiego, na obu stanowiskach przedstawiała się tak samo przez cały czas wskazując na eutrofię wód Jeziora Durowskiego (ryc. 3).



Ryc. 3. Wartości WST dotyczące przezroczystości wody.

### **Koncentracja tlenu**

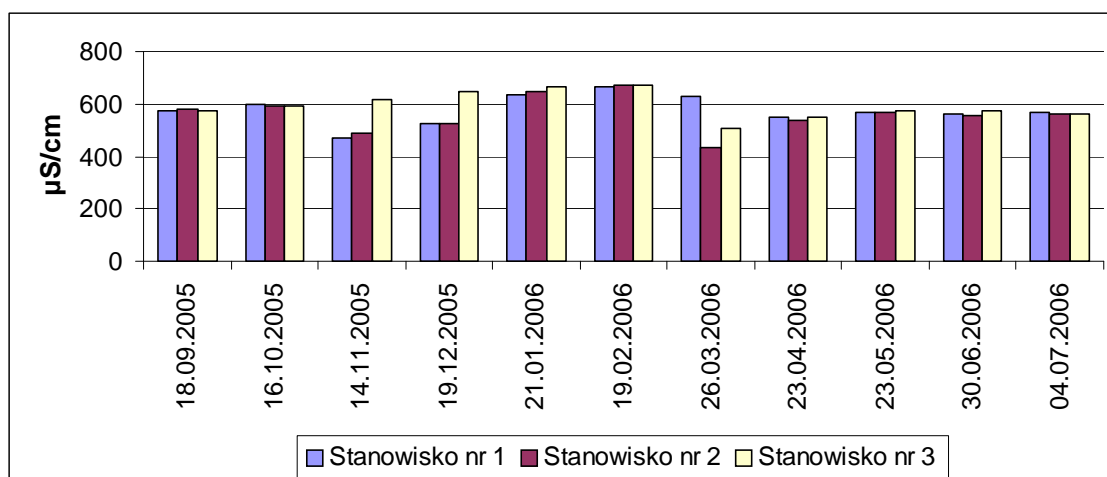
Wykonane pomiary koncentracji tlenu w profilu do głębokości 4 m na stanowisku 1 wykazywały równomierne natlenienie wody w całej kolumnie wiosną, latem i jesienią (Ryc. 4). Najniższe wartości tlenu odnotowano w okresie występowania pokrywy lodowej. W maju 2006 roku na głębokości 4 m wystąpił gwałtowny spadek wartości tlenu z  $8 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  do  $1,5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ .



Ryc. 4. Przebieg zmian koncentracji tlenu wraz z głębokością w latach 2005–2006 na stanowisku 1.

### Przewodnictwo elektrolityczne

Przewodnictwo elektrolityczne podczas okresu badawczego miało wartości mieszczące się w przedziale od 435,7  $\mu\text{S}/\text{cm}$  do 671,8  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (Ryc. 5). Ze względu na ten parametr wody Jeziora Durowskiego wyraźnie wskazują na III klasę czystości.

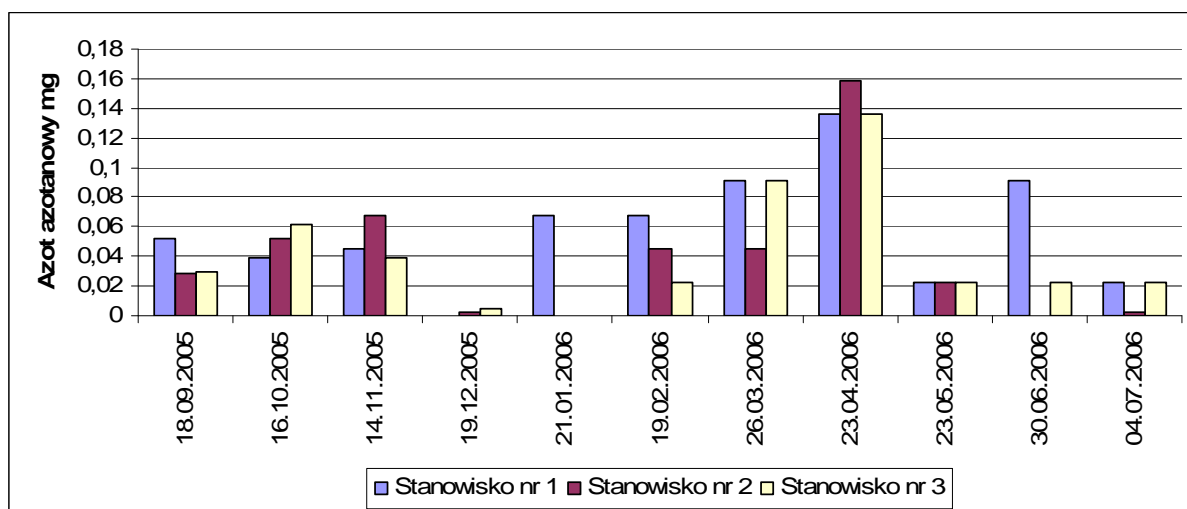


Ryc. 5. Wartość przewodnictwa elektrolitycznego na stanowiskach badawczych.

### Azot azotanowy

Wartość azotu azotanowego podczas okresu badań była zbliżona na każdym z stanowisk (Ryc. 6) i z reguły nie przekraczała poziomu 0,1  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ . Wiosną w kwietniu po zejściu pokrywy lodowej odnotowano najwyższe wartości dla całego okresu badań od 0,136  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$  na stanowisku nr 1 i nr 3 do 0,159  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$  na stanowisku nr 2. W czerwcu na stanowisku nr 1 nastąpił wzrost azotu azotanowego do poziomu 0,091  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ , co związane

było z presją osób kąpiących się gdyż to stanowisko zlokalizowane było przy basenach kąpielowych i sztucznej plaży.

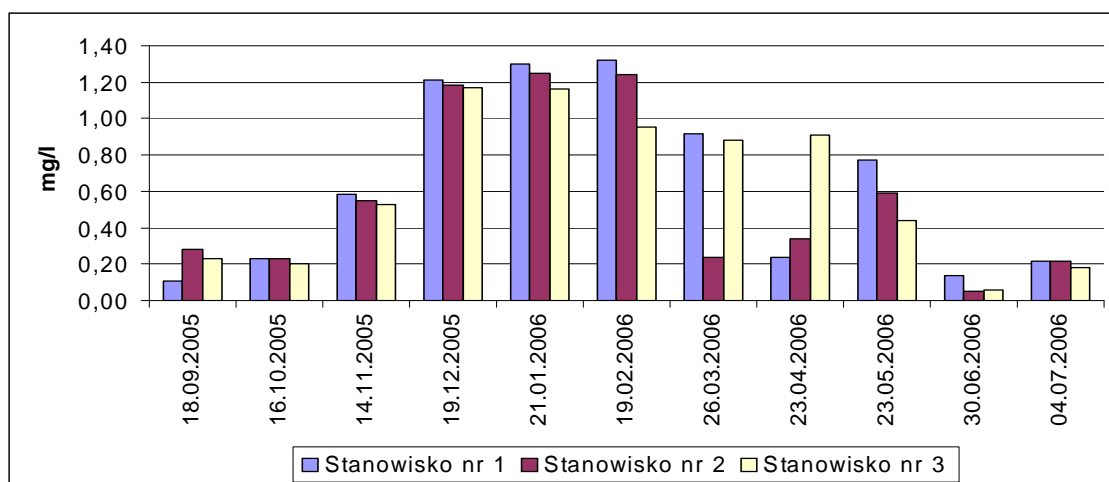


Ryc. 6. Wartości azotu azotanowego na stanowiskach badawczych Jeziora Durowskiego w latach 2005–2006.

Niskie koncentracje azotu azotanowego ściśle są powiązane z niskimi koncentracjami tlenu w wodzie co sprzyja przechodzeniu tej formy w azot amonowy.

### **Azot amonowy**

Wartość azotu amonowego na badanych stanowiskach była zbliżona (Ryc. 7) i wyraźnie wskazuje na III klasę czystości wód. W okresie jesiennym na początku badań wartość tej formy azotu wynosiła maksymalnie  $0,23 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$  na stanowisku nr 3. Falowanie wody wywołane w tym okresie wiatrem natleniając wody powierzchniowe sprzyja powstawaniu azotu azotanowego. W listopadzie w związku z zasileniem wód powierzchniowych odtlenionymi wodami z hypolimnionu o dużej koncentracji azotu amonowego wartość tego parametru wzrosła do  $0,57 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ . W kolejnych miesiącach zimowych w związku z długotrwałą pokrywą lodową wartość azotu amonowego przekraczała poziom  $1,2 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ . Od marca zaczęła stopniowo zmniejszać się wartość tej frakcji azotu na wszystkich stanowiskach.

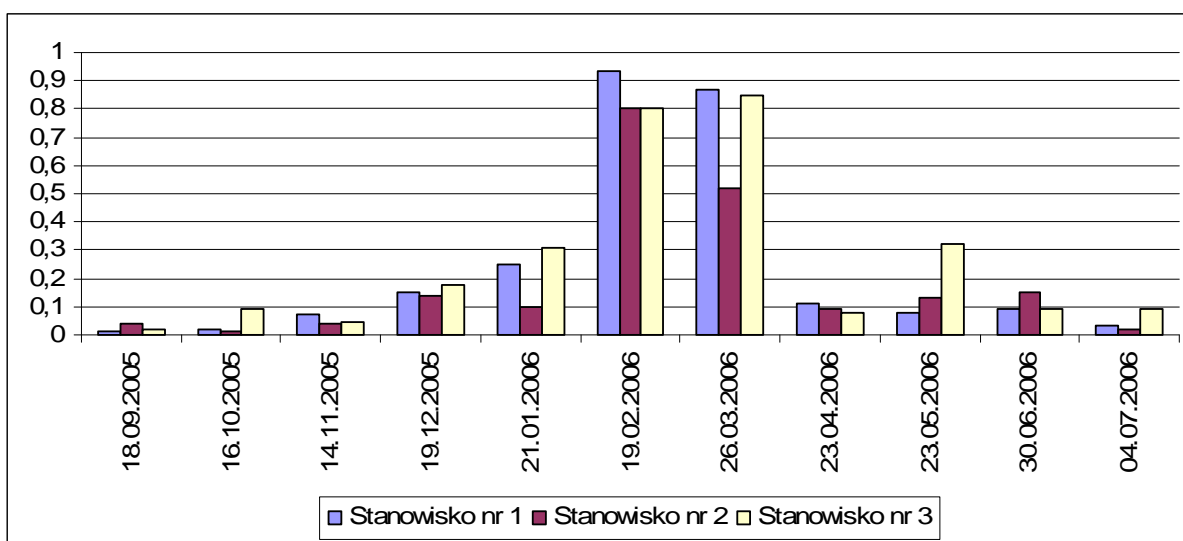


Ryc. 7. Wartość azotu amonowego na stanowiskach badawczych Jeziora Durowskiego w latach 2005–2006.

Wody Jeziora Durowskiego na podstawie wartości azotu mineralnego obejmującego łącznie azot amonowy i azot azotanowy wskazują na III klasę jakości.

### *Fosfor reaktywny*

Jesienią (wrzesień, październik, listopad 2005 r.) stężenie fosforu reaktywnego nieznacznie przekraczało  $0,05 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$  (Ryc. 8). Stopniowo notowano niewielki wzrost tego parametru w kolejnych miesiącach aby w lutym, kiedy występowała pokrywa lodowa (30 cm) wartość fosforu osiągnęła  $0,933 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ . Latem wartości fosforu reaktywnego były zbliżone do notowanych jesienią.

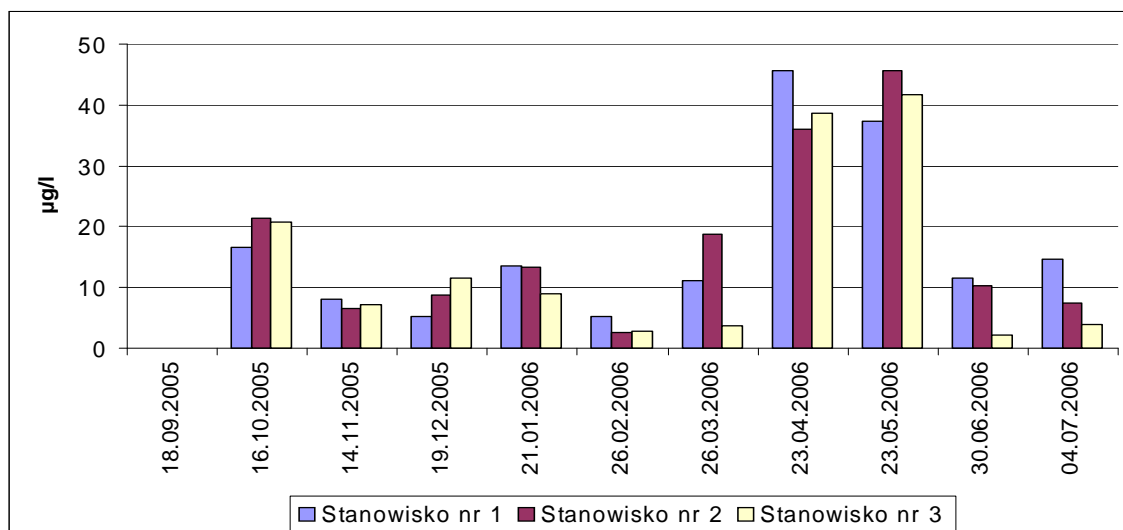


Ryc. 8. Wartość fosforu reaktywnego w Jeziorze Durowskim.

Uśrednione wartości tego parametru wskazują na bardzo dużą zasobność tego biogenu w Jeziorze Durowskim, często przekraczającą normę przewidzianą dla III klasy czystości wód jeziornych.

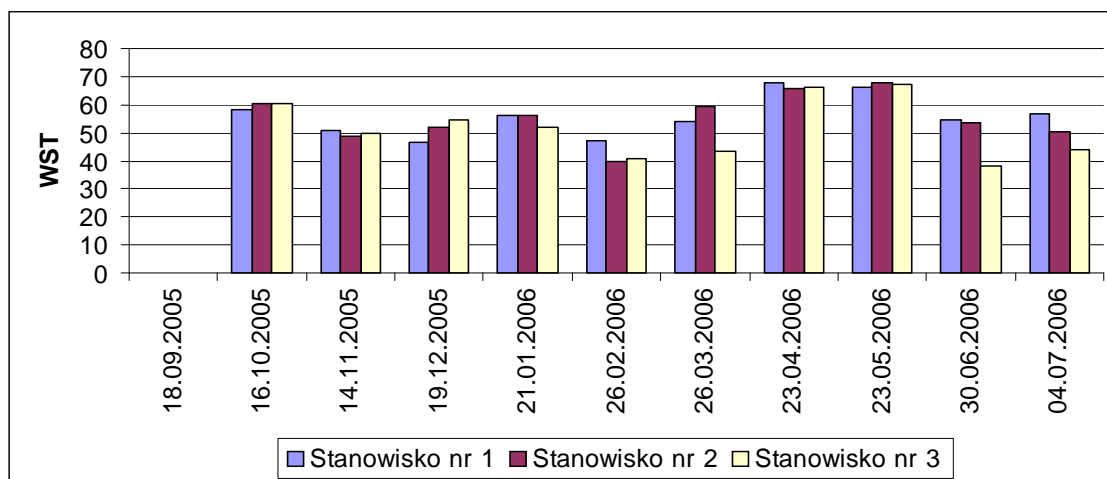
### Stężenie chlorofilu „a”

W październiku 2005 roku wartość chlorofilu „a” na wszystkich stanowiskach była znacząca i wynosiła  $16,6 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , na stanowisku nr 2 i 3 wartość chlorofilu wynosiła 21,5 i  $20,7 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  wskazując na II klasę jakości wody (Ryc. 9). W kwietniu i maju nastąpił duży wzrost wartości chlorofilu na wszystkich stanowiskach, wartości wykroczyły poza III klasę jakości, mieszcząc się w przedziale od  $38,1 \text{ mg/l}$  do  $45,7 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ . W czerwcu i lipcu nastąpił spadek poziomu chlorofilu „a” i wartości mieściły się w II klasie czystości wynosząc kolejno  $11,6 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  i  $10,3 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ .



Ryc. 9. Stężenie chlorofilu „a” w Jeziorze Durowskim w latach 2005–2006.

Wartość wskaźnika stanu trofii obliczony na podstawie koncentracji chlorofilu „a” w okresie prowadzonych badań w większości przypadków był wysoki i wskazywał na eutrofię (Ryc. 10).



Ryc.10. Wartości WST w oparciu o koncentrację chlorofilu „a” w Jeziorze Durowskim.

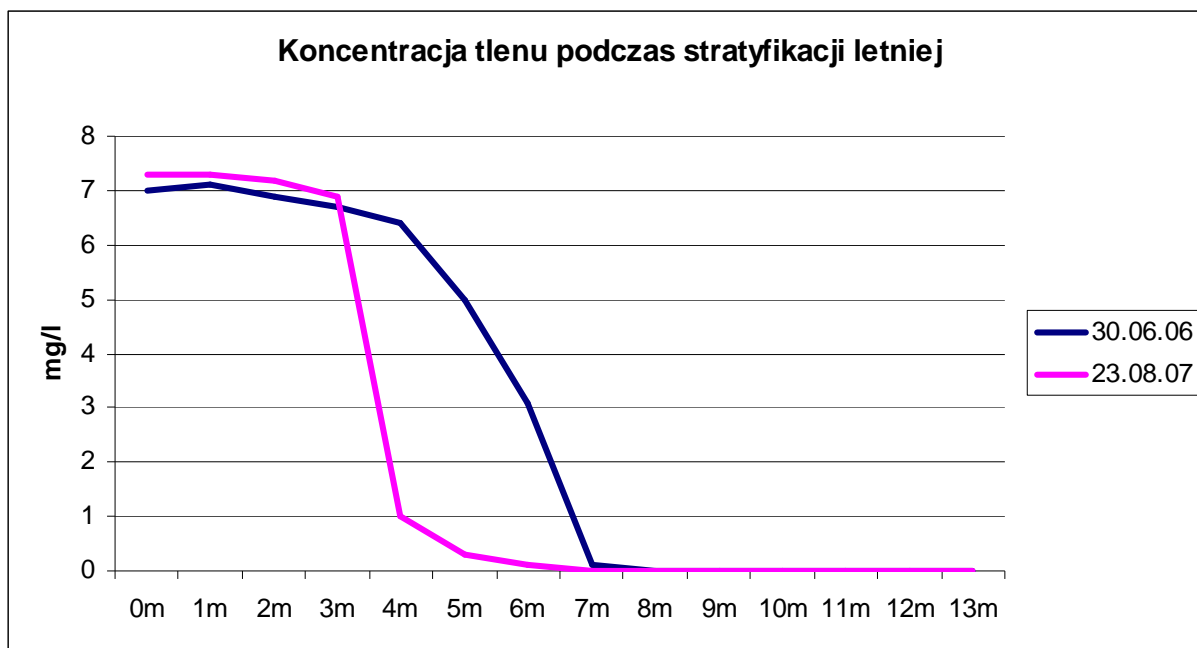
## 1.2. Stratyfikacja letnia i zimowa

Jeziro Durowskie jest zbiornikiem dimiktycznym, dlatego przeprowadzono także analizę parametrów fizyczno-chemicznych w okresie stratyfikacji letniej i zimowej w najgłębszym miejscu jeziora. Badania w profilu pionowym prowadzono dla okresu zimy (Mazurkiewicz 2008) 21.01.2006 roku (pokrywa lodowa 18 cm) i 18.02.2007 (łagodna zima bez pokrywy lodowej) oraz dla okresu letniego (Brust 2008) 30.06.2006 i 23.08.2007.

### *Stratyfikacja letnia*

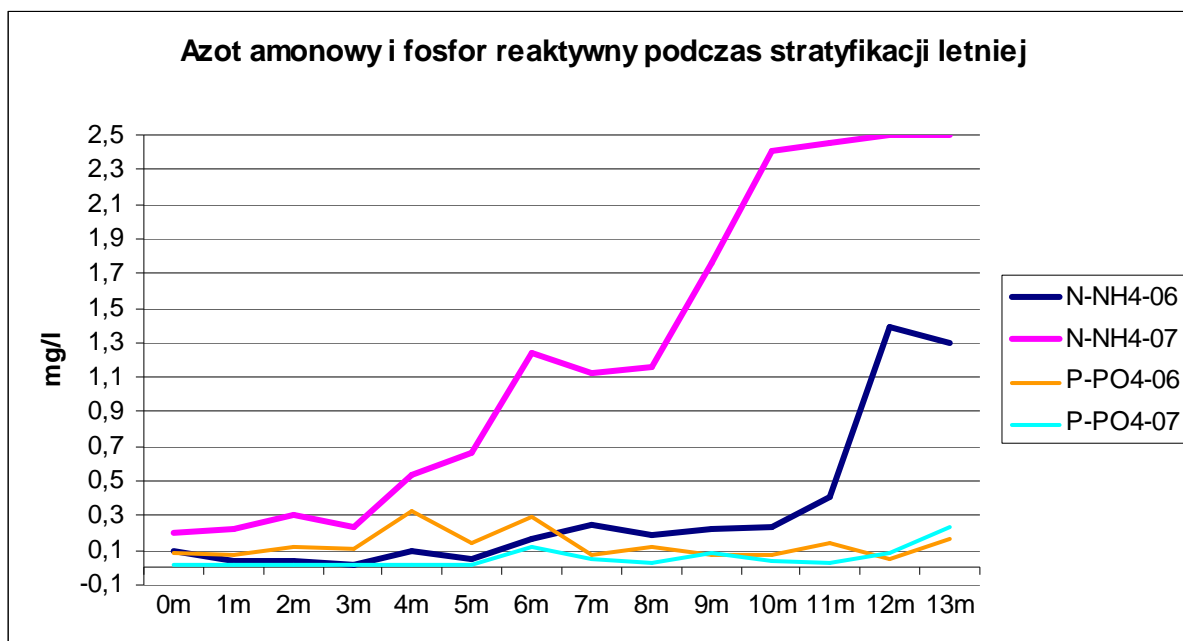
Warstwa metalimnionu w okresie letnim występowała na głębokości 5-9 m. Warstwa powierzchniowa wody do głębokości 4m wykazywała w miarę dobre natlenienie, przy czym w roku 2007 gwałtowny spadek koncentracji tlenu notowano znacznie szybciej (od 4m) niż rok wcześniej (Ryc. 11). Analiza koncentracji tlenu w profilu pionowym wyraźnie wskazuje, że w Jeziorze Durowskim występuje nie tylko beztlenowy hypolimnion, ale także braki tlenu utrwalone są w metalimnionie. Przewodnictwo elektrolityczne w tym okresie wynosiło od 408 do 528  $\mu\text{S}$  (2006) i 564-654  $\mu\text{S}$  (2007) z wyraźną tendencją osiągnięcia wyższych wartości w warstwie hypolimnionu.

Duża grubość strefy beztlenowej sięgającą prawie 9m przy maksymalnej głębokości jeziora 14,6m wyraźnie ma wpływ na koncentrację azotu amonowego i fosforu w frakcji dostępnej bezpośrednio dla organizmów fotosyntetyzujących. Wyraźnie hypolimnion charakteryzuje się dużymi koncentracjami jonów amonowych osiągających przy dnie wręcz wartości pozaklasowe - 2,5  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$  (Ryc. 12).



Ryc. 11. Wartości koncentracji tlenu w profilu pionowym podczas stratyfikacji letniej w latach 2006-2007.

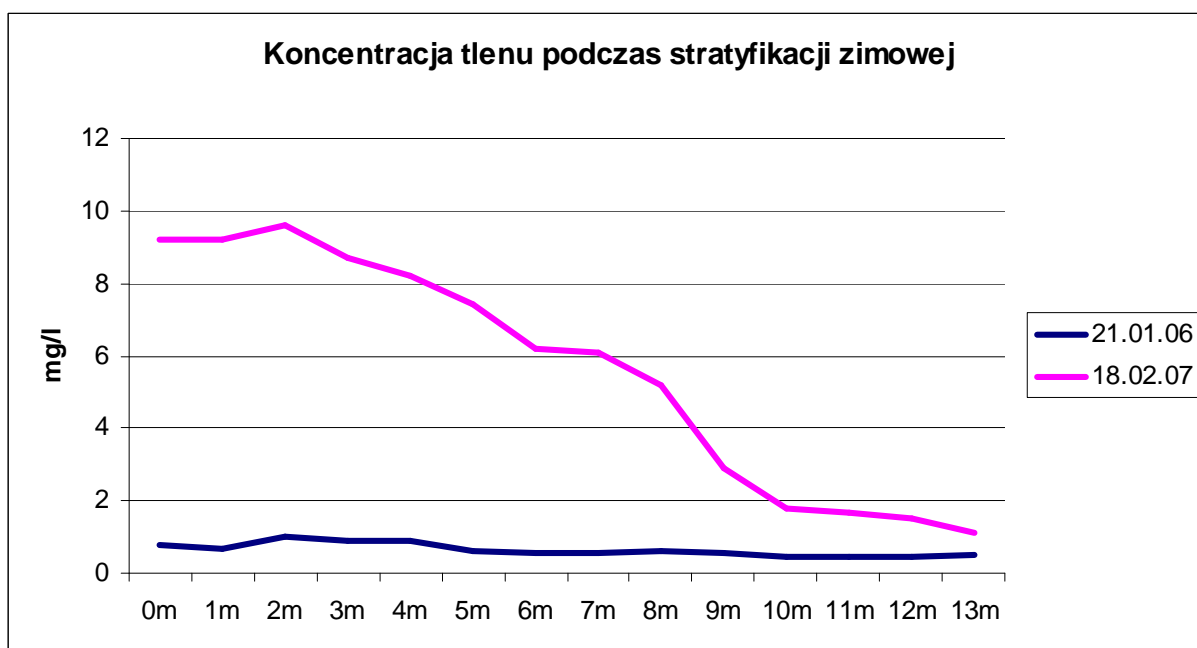
Szczególnie dotyczy to roku 2007 gdy po bardzo łagodnej zimie bez pokrywy lodowej i ciepłej wiosnie trwała stratyfikacja termiczna rozwinęła się już na początku maja. Dłuższy okres uwarstwienia termicznego wód niż w przypadku roku 2006 wpłynął dodatkowo na pogorszenie się warunków tlenowych w jeziorze a tym samym zwiększenie się koncentracji azotu amonowego. Duże koncentracje fosforu nad dnem dochodzące do poziomu  $0,3 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$  (Ryc. 12) wyraźnie wskazują na proces zasilania wewnętrznego, czyli z osadów dennych. Bardzo żyzny hypolimnion jest źródłem biogenów trafiających podczas miksji jesiennej do powierzchniowych warstw wody i zwiększa w ten sposób pulę mineralnych form azotu (średnia koncentracja N amonowego w warstwie powierzchniowej 18.11.2007 roku wynosiła  $1,32 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ; średnia koncentracja tlenu  $2,9 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ) i fosforu (18.11.2007 średnia wartość w warstwie powierzchniowej  $0,186 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ), dostępną dla mikroorganizmów. W konsekwencji sinice mogą intensywnie rozwijać się także jesienią i zimą w przypadku okresu bez zlodowaceń (łagodna zima). Pozwala to na utrwalanie się preferujących azot amonowy sinic w Jeziorze Durowskim i prawie stałą ich dominację we wszystkich sezonach w cyklu rocznym.



Ryc. 12. Wartości koncentracji azotu amonowego i fosforu reaktywnego w profilu pionowym podczas stratyfikacji letniej w latach 2006-2007.

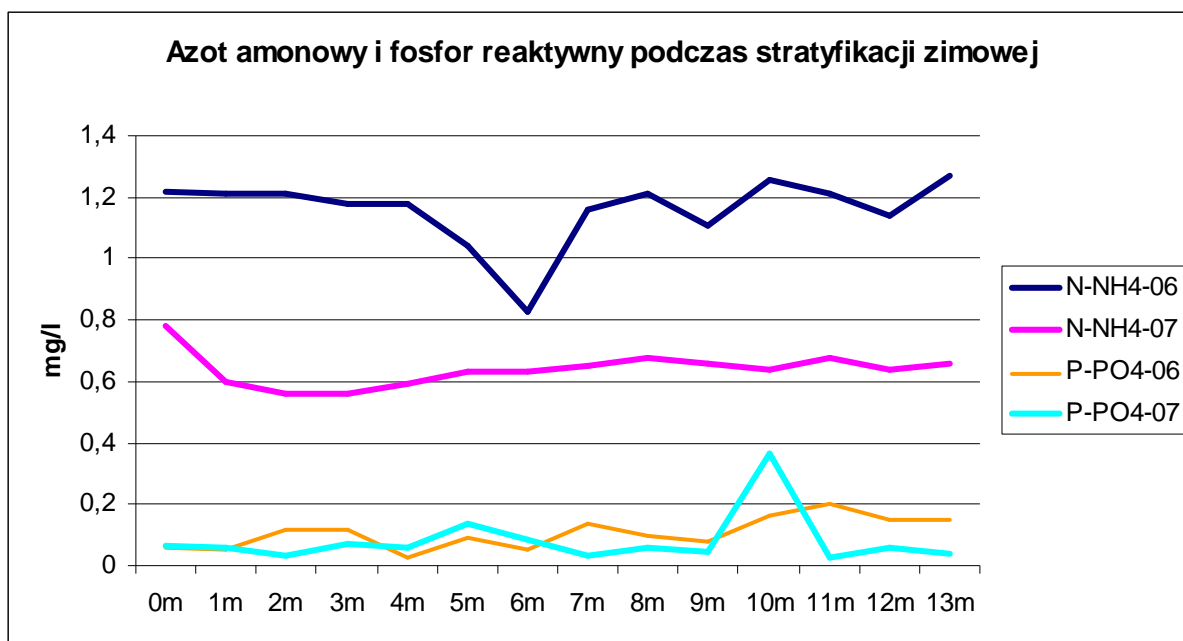
### Stratyfikacja zimowa

W ramach analiz dotyczących parametrów fizyczno-chemicznych w profilu pionowym w okresie zimowym przedstawiono sytuację charakterystyczną dla typowej zimy z pokrywą lodową (2006) i łagodnej gdy temperatura powietrza tylko oscyluje przy 0°C.



Ryc. 13. Wartości koncentracji tlenu w profilu pionowym podczas stratyfikacji zimowej w latach 2006-2007.

W styczniu 2006 roku na Jeziorze Durowskim powstała pokrywa lodu (18 cm), która w kolejnych miesiącach zwiększała swoją grubość i utrzymywała się do końca marca. Efektem długiego okresu zlodzenia jeziora była bardzo niska koncentracja tlenu w całym profilu pionowym słupa wody (Ryc. 13). Równocześnie obserwowano bardzo duże koncentracje azotu amonowego, które klasyfikują wody tego jeziora jako pozaklasowe (Ryc. 14). Przewodnictwo elektrolityczne w tym okresie wynosiło od 643 do 659  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  i potwierdzało obecność dużej ilości soli mineralnych w jeziorze. Forma mineralna fosforu nie przekroczyła wartości 0,2  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ .



Ryc. 14. Wartości koncentracji azotu amonowego i fosforu reaktywnego w profilu pionowym podczas stratyfikacji letniej w latach 2006-2007.

Zima w roku 2007 charakteryzowała się bardzo łagodnymi temperaturami rzadko przekraczającymi  $-5^{\circ}\text{C}$  co skutkowało brakiem pokrywy lodowej na jeziorze. Dzięki temu toń wodna Jeziora Durowskiego była dobrze natleniona a wyraźny spadek koncentracji tlenu wystąpił dopiero na głębokości 10m (Ryc. 13). Koncentracje azotu amonowego nadal były wysokie ale w stosunku do roku 2006 oscylowały w niższym zakresie, nie przekraczającym 0,8  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$  (Ryc. 14). W przypadku fosforu mineralnego nie stwierdzono wyraźnych różnic w porównaniu do roku wcześniejszego za wyjątkiem głębokości 10-11m gdzie ta koncentracja była największa. Przewodnictwo elektrolityczne w tym okresie wynosiło od 643 do 667  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  i było zbliżone do wartości notowanych podczas pokrywy lodowej w roku 2006.

### 1.3. Struktura fitoplanktonu

Zmienność sezonowa glonów w umiarkowanie eutroficznych wodach stojących strefy umiarkowanej według Kajaka (1998) można przedstawić według klasycznego przebiegu:

- w okresie i wkrótce po zejściu lodów dominują – *Volvocales*, *Dinophyceae*, *Cryptophyceae*,
- w okresie cyrkulacji wiosennej – *Bacillariophyceae*,
- latem – *Chrysophyceae*, a następnie *Chlorococcales*, *Desmidiaceae*, także *Cyanobacteria*,
- w okresie cyrkulacji jesiennej – *Bacillariophyceae*.

W Jeziorze Durowskim na badanych stanowiskach nie stwierdzono klasycznego przebiegu sukcesji glonów według Kajaka (1998) w ciągu roku. Podczas prawie całego okresu badawczego, który obejmował wszystkie pory roku zbiornisko fitoplanktonu było zdominowane przez sinice. Jedynie wiosną 2006 r. zarejestrowano większą liczebność okrzemek przede wszystkim gatunku *Asterionella formosa* oraz latem złotowiciowców z ich wyraźną dominacją wczesną wiosną. Duży udział zielenic w liczebności fitoplanktonu na początku wiosny w kwietniu i maju nie odpowiada klasycznej sukcesji glonów według Kajaka (1998), względem której zielenice powinny chociaż okresowo dominować w okresie letnim. Odmienny przebieg sukcesji glonów można tłumaczyć bardzo dużą dominacją sinic oraz wysoką wartością azotu amonowego w wodzie pod koniec zimy i na początku wiosny oraz w miarę dobrymi warunkami świetlnymi. Według Kaweckiej i Eloranty (1998) zimowe zakwity fitoplanktonu mogą tworzyć sinice, do których należy *Planktothrix agardhii*, okrzemki – *Asterionella formosa*, eugleniny – *Trachelomonas* ssp. oraz dinofity szczególnie *Peridinium aciculiferum*. W badanym zbiorniku w okresie zimowym udział wyżej wymienionych grup glonów i ich gatunków był wysoki. Sinica *Planktothrix agardhii* swój duży udział w liczebności i biomacie fitoplanktonu zaznaczyła w styczniu oraz wiosną, podczas gdy euglenina *Trachelomonas volvocina* była jednym z dominantów ilościowych i w biomacie. W marcu 2006r. okrzemka *Asterionella formosa* w liczebności ogólnej fitoplanktonu była gatunkiem towarzyszącym sinicom, a bruzdnica *Peridinium aciculiferum* stanowiła duży udział w łącznej biomacie fitoplanktonu.

Stopień eutrofizacji Jeziora Durowskiego potwierdza sinicowy skład fitoplanktonu. Zbiorowiska sinic występujące na analizowanych stanowiskach były bardzo podobne pod względem występowania gatunków zaznaczających swój udział w liczebności całkowitej fitoplanktonu (Tab. 2).

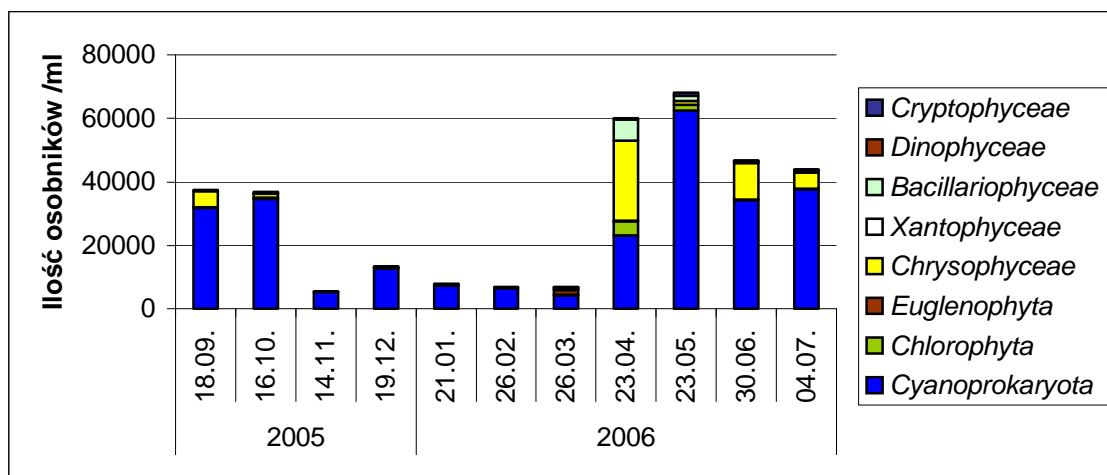
Tab. 2. Spis gatunków sinic występujących na danym stanowisku w latach 2005–2006.

Gatunek sinicy/Stano­wisko	nr 1	nr 2	nr 3
<i>Anabaena affinis</i>	+		+
<i>Anabaena flos - aquae</i>		+	+
<i>Anabaena sp.</i>	+		+
<i>Aphanizomenon gracile</i>	+	+	+
<i>Aphanizomenon issatschenkoi</i>		+	+
<i>Aphanocapsa incerta</i>	+	+	+
<i>Chroococcus minimus</i>	+	+	
<i>Jaaginema gracile</i>	+	+	+
<i>Limnohrix redekei</i>	+	+	+
<i>Lyngbya vaciculifera</i>		+	
<i>Geitlerinema amphibium</i>	+		
<i>Planktolyngbya limnetica</i>	+	+	+
<i>Planktothrix agardhii</i>	+	+	+
<i>Pseudanabaena limnetica</i>	+	+	+
<i>Spirulina maior</i>			+

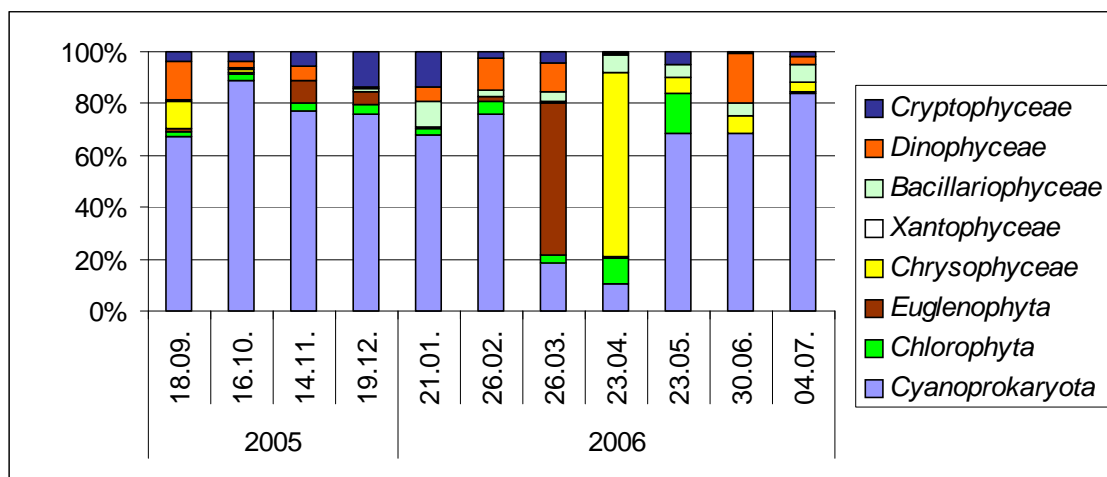
Prawie przez cały okres badań fitoplankton zdominowany był przez sinice, a mianowicie przez jeden gatunek *Pseudanabaena limnetica*. Tylko podczas jednego wiosennego miesiąca badań nieznaczną przewagę w liczbie osobników uzyskały złotowiciowce, wśród których dominował *Dinobryon sociale* i *Erkenia subaequiciliata*. Udział pozostałych grup glonów w całkowitej liczbie komórek fitoplanktonu był bardzo mały w porównaniu do sinic (Ryc. 15).

Rozpatrując procentowy udział grup taksonomicznych fitoplanktonu w biomacie, to prawie cały okres badawczy dominowały sinice (około 70%) (Ryc. 16). Jedynie w miesiącach wiosennych przewagę uzyskały inne grupy fitoplanktonu. 26 marca 2005 r. przewagę uzyskały eugleniny i ich udział wyniósł 58% w całkowitej biomacie fitoplanktonu. Następnie 23 kwietnia dominację w biomacie uzyskały złotowiciowce – 70%. Natomiast z gatunków, których biomasa stanowiła dużą część biomasy całkowitej fitoplanktonu wystąpiły takie gatunki jak: *Ceratium hirundinella*, *Peridinium cinctum*, *Peridinium inconspicuum*, *Dinobryon sociale*, *Cryptomonas erosa*, *Euglena limnophila*,

*Phacus pyrum*, *Fragilaria ulna* var. *angustissima*, *Cosmarium depressum*, *Monoraphidium komarkovae*. Wymienione gatunki niekiedy nieznacznie przekraczały wartość 10% biomasy całego fitoplanktonu, ale z reguły ich biomasa była mniejsza i kształtowała się na poziomie kilku procent (Ryc. 16).



Ryc. 15. Przykładowe zmiany liczebności fitoplanktonu w warstwie powierzchniowej na stanowisku nr 1.



Ryc. 16. Procentowy udział grup taksonomicznych fitoplanktonu w biomacie na stanowisku nr 1.

W Jeziorze Durowskim w latach 2005–2006 *Pseudanabaena limnetica* była wyraźnym dominantem w strukturze ilościowej i biomacie fitoplanktonu. Pod względem ilościowym *Pseudanabaena limnetica* dominowała cały rok na wszystkich stanowiskach. Dominacja *Pseudanabaena limnetica* była najbardziej widoczna w miesiącach jesiennych

i zimowych (80,68% - 94,62%). Największy zanotowany udział trychomów *Pseudanabaena limnetica* w całej liczebności glonów w wodzie stwierdzono w listopadzie 2005 roku średnio 90%. Dopiero w kwietniu, po ustąpieniu pokrywy lodowej nastąpił intensywny rozwój glonów z pozostałych grup taksonomicznych (złotowiciowców). Swój udział w obrębie dominantów zaznaczyły wiosną także zieleńce i okrzemki. Wśród okrzemek także stwierdzono taksony wskaźnikowe dla wód eutroficznych: *Cocconeis placentula*, *Cyclotella radiosa*, *Cymbella lanceolata*, *Gomphonema acuminatum*, *G. parvulum*, *Navicula cincta*, *N. cuspidata*, *N. placentula*, *Nitzschia amphibia*. Dominacja sinicy *Pseudanabaena limnetica* była wówczas mniejsza i kształtowała się na poziomie 32,20% - 56,28%. W maju nastąpił ponownie wzrost dominacji *Pseudanabaena limnetica* do poziomu 86,71%. Duży udział tej sinicy w liczebności i biomacie fitoplanktonu w miesiącach letnich kształtował się na poziomie około 79%. W miesiącach letnich zanotowano obok dominującej sinicy także duży udział złotowiciowca *Erkenia subaequiciliata*. Najwyższy udział tego jednokomórkowego złotowiciowca w fitoplanktonie wystąpił w czerwcu 2006 r. (24,35%). *Erkenia subaequiciliata*, jako glon o bardzo małych rozmiarach charakteryzuje się strategią życiową typu r, co pozwala jej na szybkie opanowanie środowiska wodnego podczas dużej niestabilności wód (Reynolds, 2002). Jednak ze względu na małe rozmiary komórek gatunek ten ma niewielki udział w biomacie fitoplanktonu.

Innymi gatunkami sinic, które zaznaczyły swój udział w całkowitej liczebności fitoplanktonu były: *Aphanizomenon gracile*, *Jaaginema gracile*, *Planktolyngbya limnetica*, *Planktothrix agardhii* i *Limnothrix redekei*. Wcześniejsze badania fitoplanktonu Jeziora Durowskiego wykazały, że masowym pojawom wiosennym *Limnothrix redekei* towarzyszyły zwiększone koncentracje biomasy *Planktolyngbya limnetica* (Messyas, 1999, 2000). Podobną tendencję stwierdzono także w trakcie prowadzonych badań w latach 2005–2006. *Limnothrix redekei* osiągała większą liczebność, podczas miksji jesiennej i wiosennej. Zgodnie z ekologią tego gatunku *Limnothrix redekei* preferuje wody chłodne, stąd często tworzy swoje szczyty liczebności w hipolimnionie (Messyas 2000a). Równolegle zwiększała swoją liczebność *Planktolyngbya limnetica*.

Liczebność sinicy *Aphanizomenon gracile* była duża w okresie jesiennym. Najniższe wartości liczebności wspomnianej sinicy występowały pod koniec okresu zimowego w lutym i w marcu. Wiosną nastąpił wzrost ilości osobników tego gatunku w wodzie i wartości nieprzekraczające kilku procent udziału w zbiorowisku fitoplanktonu utrzymywały się także latem. W przypadku sinicy *Jaaginema gracile* wzrost ilości jej

osobników wystąpił także w okresie jesiennym. Następnie stwierdzono tendencję spadkową jej udziału i dopiero w maju stwierdzono niewielki wzrost liczebności osobników tego gatunku sinicy.

Duży udział w liczebności fitoplanktonu sinic na wszystkich badanych stanowiskach sugeruje niski stosunek N:P (Kajak, 1979). Według Köhlera (1994) duży udział w wodzie sinic z heterocystami świadczy o tym, że biogeny ulegają wyczerpaniu w wodzie i sinice te pobierają wtedy azot z atmosfery, przez co nie są wrażliwe na jego braki w wodzie. Wysoki udział w okresie letnim sinicy z heterocystami *Aphanizomenon gracile* w Jeziorze Durowskim przypadał na niskie wartości azotu w wodzie. Gatunek ten wytrzymuje także małe ilości światła i małe stężenia azotu amonowego (Mischke i Nixford, 2003). Taka sytuacja występowała w okresie letnim, kiedy wartości azotu amonowego były niskie i równocześnie intensywnie rozwijały się sinice wpływając na małą przezroczystość wody.

Drobne zielenice, których udział na badanych stanowiskach wynosił średnio 1,8% całej flory licznie rozwijały się w kwietniu 2006 roku. Związane to było z zejściem pokrywy lodowej na jeziorze, co bardzo poprawiło warunki świetlne w wodzie i umożliwiło bardziej intensywne przeprowadzanie fotosyntezy. Nie bez znaczenia dla rozwoju tej grupy glonów były także duże koncentracje azotu amonowego w wodzie. W kwietniu odnotowano udział zielenic na poziomie 7,49% - 9,45% w całej liczebności glonów. Niewielkie różnice pomiędzy stanowiskami dotyczyły gatunków zielenic osiągających dużą liczebność w fitoplanktonie. Na stanowisku 1 w kwietniu dużą biomasę zielenic tworzyły *Monoraphidium komarkovae* (3,142 mg·l<sup>-1</sup>) i *Monoraphidium arcuatum* (2,159 mg·l<sup>-1</sup>). *Monoraphidium komarkovae* utrzymywało swoją dominację w obrębie zielenic (2,972 mg·l<sup>-1</sup>; 85,5% w całkowitej biomacie zielenic; 14% w całkowitej biomacie fitoplanktonu), także w maju 2006 r. Natomiast udział zielenic w całkowitej liczebności fitoplanktonu na stanowisku 2 w okresie wiosennym związany był z licznym udziałem *Monoraphidium contortum* (52–4 180 kom./ml) i *Monoraphidium komarkovae* (495–1680 kom./ml). Duża biomasa zielenic odnotowana na tym stanowisku w maju 2006 r. związana była z licznym występowaniem *Monoraphidium komarkovae* (6,485 mg·l<sup>-1</sup>), którego udział w biomacie całkowitej fitoplanktonu wynosił 29,44%. Zbiorowisko zielenic na stanowisku 3 charakteryzowało się obecnością: *Coelastrum astroideum*, *C. reticulatum*, *Chlamydomonas globosa*, *Monoraphidium komarkovae*. Te same gatunki zielenic tworzyły zbiorowisko w maju, przy czym zmniejszył się ich udział procentowy w całkowitej

liczebności fitoplanktonu. Dla porównania latem 1995 roku udział zielenic w biomacie fitoplanktonu wynosił od 25 do 44% (Messyasz 1999).

Na podstawie przeprowadzonych badań w latach 2005–2006 stwierdzono wyraźną przebudowę zbiorowiska fitoplanktonu w Jeziorze Durowskim w stosunku do lat wcześniejszych. Przebudowa ta dotyczy wzrostu udziału sinicy *Pseudanabaena limnetica* w całkowitej liczebności i biomacie fitoplanktonu. W latach 90–tych i jeszcze w roku 2004 dominującym gatunkiem w tym jeziorze była sinica *Planktothrix agardhii* a *Pseudanabaena limnetica* znajdowała się w obrębie gatunków towarzyszących o niewielkim udziale ilościowym w zbiorowisku fitoplanktonu (Messyasz, 1999, 2005). Na uwagę zasługuje fakt, że w okresie prowadzonych badań *Planktothrix agardhii* osiągała dużą liczebność głównie w styczniu maksymalnie 4,74% oraz w kwietniu i maju, na najwyższym poziomie 3,39% w całkowitej biomacie fitoplanktonu. Wielu autorów podaje, że czynnikiem limitującym rozwój *Planktothrix agardhii* jest oprócz światła także azot i fosfor, przy czym częściej ograniczająco na rozwój populacji tego gatunku działa duża koncentracja fosforu w wodzie (Lindholm i in., 1991; Konopka i in., 1993; Zavenboom i in., 1982). W Jeziorze Durowskim notowano wysokie koncentracje azotu amonowego i fosforu reaktywnego. Ponieważ ten gatunek do swojego rozwoju potrzebuje małych koncentracji fosforu (poniżej 0,010 mg · l<sup>-1</sup>; Berger, 1975) nie wyklucza się, że właśnie fosfor mógł być czynnikiem limitującym namnażanie się *Planktothrix agardhii* w Jeziorze Durowskim.

*Pseudanabaena limnetica* w sprzyjających warunkach środowiskowych, takich jak temperatura i naświetlenie może się intensywnie rozwijać tworząc monokulturę, szczególnie w jeziorach dimiktycznych (Mischke i Nixdorf, 2003; Nixdorf i in., 2003). Rojo i Cobelas (1994) charakteryzują ten gatunek sinicy jako zależny od wysokiej koncentracji jonów amonowych w wodzie i posiadający zdolność do szybkiego wzrostu populacji, jak i załamania się już istniejącej w wodzie monokultury. Wzrost ilości sinic powoduje spadek przezroczystości wody, a ponieważ ta grupa glonów jest odporna na takie warunki świetlne w wodzie, stąd ich liczebność może nadal wzrastać, ograniczając ilość światła dla glonów eukariotycznych. W wodach eutroficznym przy odpowiednio wysokiej temperaturze wody (szczególnie latem) mogą zacząć dominować takie sinice, jak np. *Planktothrix agardhii*, ponieważ nie są one limitowane brakiem światła ((Bucka, 1989). Według Reynoldsa (1994) *Pseudanabaena limnetica* i *Planktothrix agardhii* oraz gatunki z rodzaju *Limnothrix* zawdzięczają swój sukces rozwojowy temu, że mają największe zdolności adaptacyjne do izolacji świetlnej oraz, że potrafią regulować swoją

wysokość w słupie wody. Sinice z rzędu *Oscillatoriales* są limitowane przez stałe, silne ruchy wody, dlatego mniej ich występuje w rzekach. (Reynolds, 1994). W przypadku, kiedy ruch wody jest mniejszy to mogą się utrzymać na powierzchni i szybko się namnażać, ograniczając wtedy ilość docierającego światła do niższych warstw wody. Reynolds i in.(2002) klasyfikuje sinice takie jak *Planktothrix agardhii*, *Pseudanabaena spp.* oraz gatunki z rodzaju *Limnothrix* do grupy funkcjonalnej S<sub>1</sub>. Gatunki należące do tej grupy rozwijają się w wodach o częstych turbulencjach, przy niskim zakresie naświetlenia, którym często towarzyszy *Aphanizomenon gracile*. Taki układ gatunków z grupy funkcjonalnej S<sub>1</sub> stwierdzono w fitoplanktonie Jeziora Durowskiego, co potwierdza utrwalony eutroficzny charakter badanego zbiornika (Messyasz i Langa w druku).

## 2. Ocena całościowa wód Jeziora Durowskiego

Na podstawie otrzymanych wyników można stwierdzić, że Jezioro Durowskie cechuje stała dominacja sinic. Występowanie zakwitów fitoplanktonu jest głównym problemem badanego ekosystemu wodnego. Ocena ilościowa populacji sinic jest podstawową czynnością prowadzącą do zrozumienia mechanizmów tych zakwitów. Jak wynika z badań intensywność zakwitów sinic, między innymi *Pseudanabaena limnetica* jest faworyzowana dużą koncentracją biogenów, słabą miksją, odtlenionym hypolimnionem i słabo natlenionym metalimnionem oraz zakresem temperatur wody 15-28 °C. Dodatkowo zdolność wiązania N<sub>2</sub> i regulacja pławności komórek pozwala u sinic na efektywne współzawodniczenie z innymi grupami glonów.

Zmiany sezonowe fitoplanktonu w Jeziorze Durowskim związane są ze zmianami czynników fizycznych, chemicznych, jak i biologicznych. Badane parametry fizyczno-chemiczne były bardzo zbliżone na każdym z stanowisk. Podobnie zbliżony był skład gatunkowy zbiorowisk fitoplanktonu, przy czym stanowisko nr 3 charakteryzowało się większą liczbą taksonów okrzemek. Znaczenie tu miała wypływająca z jeziora rzeka Struga Gołaniecka, powodująca stały silny ruch wody sprzyjający występowaniu okrzemek w wodzie i zwiększająca ilość występujących taksonów sporadycznych. W okresie badań występowały optymalne warunki termiczne i duże koncentracje biogenów sprzyjające rozwojowi sinic (Messyasz i Langa, 2006). Dominacja sinic w zbiorowiskach fitoplanktonu Jeziora Durowskiego, a szczególnie gatunku *Pseudanabaena limnetica* była spowodowana zdolnościami przystosowawczymi tej sinicy do małej ilości światła oraz do zmian jej pozycji w słupie wody w celu lepszego pozyskiwania biogenów. Wysokie stężenia biogenów zimą przyczyniły się do intensywnego rozwoju fitoplanktonu po zejściu pokrywy lodowej i rozwoju zakwitu sinic wiosną i latem. Temperatura wody notowana wiosną i latem 2006 r. była wysoka, co sprzyjało dominacji sinic w tym akwenie. Charakterystyka struktury ilościowej zbiorowiska fitoplanktonu, szczególnie sinic na terenie kąpielisk Jeziora Durowskiego w okresie jego najbardziej intensywnego wykorzystania rekreacyjnego wykazało, że mieszanie wody w kąpieliskach utrzymywało liczebność zielenic i okrzemek na zbliżonym poziomie przez cały okres badań i w niewielkim tylko stopniu opóźniło rozwój zakwitu sinic (Langa i Messyasz, 2006). Dominujące w badanym jeziorze gatunki sinic wytrzymują okresowe braki światła wywołane przez ich przemieszczanie się w wyniku turbulencji wody do głębszych, słabiej

oświetlonych partii wody (Reynolds, 1994, 2002). Innym czynnikiem, który tłumaczy masowy rozwój sinic może być hipoteza Kadeckiej i Eloranty (1994) za Shapiro (1990), że obok czynników wywołujących zakwity sinic takich jak: wysoka temperatura wody, słabe napromieniowanie, mały stosunek N:P, pławność sinic, selektywne wyjadanie innych glonów może być stosunek CO<sub>2</sub> do pH. Wraz z wzrostem pH węgiel staje się czynnikiem ograniczającym. W środowisku tym przewagę uzyskują sinice, które mają 80–krotnie większą zdolność wiązania tego pierwiastka, niż takie glony jak: zielenice, co może tłumaczyć szybki wzrost sinic. Podczas okresu badawczego pH wody było w większości alkaliczne szczególnie w okresie wiosennym, kiedy to notowano największe ilości sinic w wodzie, co można uznać za potwierdzenie wyżej wspomnianej hipotezy.

### **3. Skutki dalszej eutrofizacji jeziora**

Wody Jeziora Durowskiego są użytkowane rekreacyjnie. Latem z plaż korzysta duża liczba kąpiących się osób. Utrwalony duży udział sinic w liczebności i biomacie fitoplanktonu może powodować niekorzystne oddziaływania dla zdrowia wypoczywających ze strony sinic. Sinice są glonami, które mają zdolność produkowania toksyn, uwalnianych głównie w czasie rozkładu ich komórek. W przypadku dalszego wzrostu liczebność sinic wody Jeziora Durowskiego nie będą mogły być użytkowane rekreacyjnie ze względu na zbyt duże zagrożenie dla zdrowia i życia ludzi. Władze miasta Wągrowca powinny jak najszybciej podjąć działania ochronne dla jakości wód Jeziora Durowskiego i wszystkich poprzedzających to jezioro zbiorników połączonych przez rzekę Strugę Gołaniecką. Ponadto wody Jeziora Durowskiego w okresie letnim powinny być monitorowane w celu oznaczenia liczebności i biomasy sinic oraz prawdopodobnego występowania ich toksyn w wodzie.

Odtlenienie metalimnionu i utrwalona strefa beztlenowa w hypolimnionie przyczyni się do beztlenowego rozkładu materii organicznej i intensywnej produkcji siarkowodoru prowadząc do dalszego spadku wartości rekreacyjnej Jeziora Durowskiego. Ponadto braki tlenu i obecność siarkowodoru przyczynią się do problemów związanych z gospodarką rybacką, która jest prowadzona na tym akwenie.

#### **4. Przegląd metod rekultywacyjnych, ze zwróceniem szczególnej uwagi na metody możliwe do zastosowania na Jeziorze Durowskim**

Jak wynika z poprzedniego rozdziału Jezioro Durowskie należy uznać za nadmiernie zanieczyszczone, silnie eutroficzne. Występujące w nim sinicowe zakwity wody są wynikiem przeżyźnienia, wskutek dopływu związków biogennych z wyżej położonych jezior na przepływie Strugi Gołanieckiej oraz zasilania wewnętrznego z osadów dennych. Aby doszło do poprawy jakości jego wód należy więc przeprowadzić odpowiednie zabiegi ochronne i rekultywacyjne. W pierwszej kolejności należałoby zmniejszyć ładunek biogenów ze źródeł zewnętrznych, przede wszystkim ograniczyć ładunek fosforu wnoszony przez Strugę Gołaniecką. Równoległe konieczne jest przeprowadzenie zabiegów rekultywacyjnych, które zmniejszyłyby zasilanie wewnętrzne z osadów dennych oraz ograniczyły rozwój fitoplanktonu, tworzącego zakwity wody.

##### **4.1. Zabiegi ochronne, zmniejszające obciążenie zewnętrzne jeziora**

Z dotychczasowych badań wynika, że jeziora położone na przepływie Strugi Gołanieckiej (Grylewskie, Bukowieckie i Kobyleckie) są bardziej zanieczyszczone niż Jezioro Durowskie. Główną przyczyną tego stanu są zaniedbania w gospodarce wodno-ściekowej miejscowości leżących na terenie ich zlewni. Aby podjąć konkretne zabiegi ochronne, należy szczegółowo przeanalizować obecny stan oczyszczania ścieków na obszarze zlewni i określić możliwe rozwiązania tego problemu. Należy też zbadać inne punktowe, liniowe i przestrzenne źródła zanieczyszczeń wód powierzchniowych w zlewni, wpływające bezpośrednio lub pośrednio na stan czystości jezior Strugi Gołanieckiej, a następnie określić niezbędny zakres ich ograniczenia. Umożliwi to porównanie obliczonych ładunków zewnętrznych azotu i fosforu z dopuszczalnymi i krytycznymi ładunkami obliczonymi w oparciu o kryteria Vollenweidera (Vollenweider 1976, Giercuskiewicz-Bajtlik 1990).

W odniesieniu do jezior na Strudze Gołanieckiej należy zweryfikować ich obecny stan czystości i stan trofii. Przede wszystkim trzeba określić skład i biomasę fito- i zooplanktonu, stężenia związków biogennych, zwłaszcza azotu i fosforu z rozbiciem na poszczególne formy oraz stężenie tlenu w przekroju pionowym w okresie letnim. Istotne

jest również określenie wielkości zasilania wewnętrznego poszczególnych jezior w fosfor oraz porównanie tego zasilania z obciążeniem zewnętrznym jezior ze zlewni.

Kompleksowe opracowanie powyższych zagadnień umożliwi indywidualne podejście do poszczególnych jezior, wynikiem czego będzie określenie najwłaściwszych (najefektywniejszych i optymalnych pod względem kosztów) metod ich ochrony i rekultywacji.

Na obecnym stanie wiedzy możliwe jest jedynie podjęcie doraźnych metod ograniczających eutrofizujący wpływ Strugi Gołanieckiej na Jezioro Durowskie. Należą do nich metody zmniejszające stężenia związków biogennych oraz ograniczające ilość fitoplanktonu wnoszoną z wyżej położonego Jeziora Kobyleckiego.

### ***Metody zmniejszające stężenia związków biogennych***

W odniesieniu do związków biogennych opracowano i wdrożono już skuteczne metody ograniczania stężeń fosforu, natomiast brak jest dotąd skutecznych metod zmniejszenia dopływu stężeń azotu. Z tego względu konieczne będzie skupienie się w całym zagadnieniu rekultywacji Jeziora Durowskiego na ograniczeniu stężeń fosforu w wodzie, by to on stał się czynnikiem ograniczającym produkcję pierwotną fitoplanktonu i w efekcie wzrost przezroczystości wody.

Dla zmniejszenia stężeń fosforu w wodzie wykorzystuje się słabą rozpuszczalność wielu jego związków, zwłaszcza z takimi metalami jak żelazo, wapń, glin czy lantan. Do strącania fosforu używa się rozpuszczalnych soli tych metali lub ich mieszanin, w wyniku czego dochodzi do powstania nierozpuszczalnych związków odkładanych do osadów dennych. Inna jest zasada stosowania tych związków w jeziorze, inna w przypadku rzeki zasilającej jezioro. W odniesieniu do rzeki problem strącania fosforu jest bardzo złożony, ponieważ związek strącający musi być dawkowany w odpowiedniej ilości, w zależności od natężenia przepływu wody (zmiennego w ciągu roku oraz w krótkich przedziałach czasowych, co związane jest np. z ulewnymi deszczami) oraz stężenia fosforu w wodzie (również zmiennego w ciągu roku, w tym przypadku uzależnionego głównie od procesów biologicznych zachodzących w wyżej położonym jeziorze). Związek strącający fosfor musi zostać wymieszany z całą objętością przepływu wody w rzece, by zapewnić mu odpowiedni kontakt z fosforem w niej zawartym. W praktyce musiałoby to wiązać się z wybudowaniem odpowiednika stacji uzdatniania wody, której gabaryty musiałoby być dostosowane do maksymalnej wielkości natężenia przepływu wody w rzece. Rozwiązanie

takie, jakkolwiek wykonalne, nigdzie jeszcze nie zostało zastosowane ze względu na niewspółmiernie wysokie koszty w stosunku do uzyskanych efektów.

Z powyższych względów możliwe są do zastosowania jedynie metody ograniczające stężenia fosforu a nie je eliminujące, ze zwróceniem szczególnej uwagi na okres letni, gdy fosfor jest szczególnie niepożądany w jeziorze. Ograniczenie stężeń fosforu w okresie zimowo-wiosennym, mimo że byłoby wskazane, jest jednak bardzo trudne do przeprowadzenia, ze względu na duży przepływ wód. Stwarza to trudności z zapewnieniem dobrego kontaktu związku strącającego z całą objętością wody oraz wymaga dużych ilości związku, co bardzo podnosi koszty zabiegu. Z tego względu najkorzystniej jest zabieg rozpocząć po obniżeniu się wiosennych wysokich stanów wody w rzekach, co zwykle obserwuje się w połowie kwietnia. Najkorzystniej jest dawkować związek kilkadziesiąt metrów przed ujściem rzeki do jeziora, co zapewnia wymieszanie związku z wodą. Niestety wiąże się to z wybudowaniem odpowiedniego pomieszczenia, zabezpieczającego urządzenie do dawkowania przed dewastacją.

Aby tego uniknąć urządzenie dawkujące można zamontować w strefie ujściowej dopływu, przy dnie, w miejscu gdzie głębokość wody jest na tyle duża, że uniemożliwia dojsię od strony brzegu i zniszczenie urządzenia. Urządzenie takie zostało ostatnio opracowane i przetestowane przez prof. S. Podsiadłowskiego z Akademii Rolniczej w Poznaniu. Wprawdzie dzięki tak zamontowanemu urządzeniu nie uzyskuje się pełnego kontaktu związku strącającego z całą objętością dopływającej wody, ale kilkakrotnie obniża się koszty zabiegu.

Związkiem strącającym, jak wspomniano wcześniej, może być wiele soli metali, tworzących nierozpuszczalne w wodzie fosforany. Najmniej ingerującymi w ekosystem jeziorny są związki żelaza, wapnia i magnezu, a więc związki docierające do każdego jeziora ze zlewni, często jednak w nierównomiernych ilościach w ciągu roku. Szczególnie w lecie, kiedy zmniejsza się wymywanie soli tych metali z gleb zlewni, a rośnie ich zapotrzebowanie w ekosystemie jeziornym, należy przewidzieć zwiększone ich dawkowanie w procesie rekultywacji.

Najefektywniej usuwa fosfor z wody chlorek żelaza, w związku z czym był on dotąd najczęściej stosowanym koagulantem (Deppe i Benndorf 2002, Sondergaard i in. 2002, Engstrom 2005). Za jego zastosowaniem w strefie dopływu Strugi Gołanieckiej przemawia też łatwość jego nabycia w postaci roztworu, pod nazwą PIX 111 (<http://www.kemipol.com.pl/oferta.php?inc=pix>).

### ***Zmniejszanie liczebności fitoplanktonu w wodzie dopływającej***

W literaturze przedmiotu problem zmniejszania liczebności fitoplanktonu w wodzie dopływającej w zasadzie ogranicza się do zastosowania słomy jęczmiennej, wpływającej przede wszystkim hamująco na rozwój sinic i niektórych glonów planktonowych (okrzemek, złotowiciowców). Do tej pory metodę tę zastosowano w przypadku wielu jezior (szczególnie w Anglii), doświadczalnie również na kilku w naszym kraju. Słoma jęczmienna zanurzona w wodzie ulega rozkładowi głównie przez grzyby wodne, z wydzieleniem do wody licznych metabolitów, działających jak algicydy i algistatyki, szczególnie w odniesieniu do sinic. Za najbardziej aktywne biologicznie uważa się związki polifenolowe oraz nadtlenek wodoru (Barrett i in. 1999, Ball i in. 2001, Ferrier i in. 2005).

Do tej pory opracowano kilka technicznych rozwiązań zastosowania słomy jęczmiennej. W przypadku dopływu najkorzystniejsze i najłatwiejsze do zastosowania jest umieszczenie w korycie rzeki worków wypełnionych słomą, co wymusza bezpośredni kontakt przepływającej wody ze słomą oraz dobre natlenienie wewnątrz worków, umożliwiające sprawny przebieg procesów rozkładu. Ważne jest silne zamocowanie worków, uniemożliwiające ich zabranie przez wodę w trakcie wzrostu natężenia przepływu po ulewnym deszczu, oraz zniszczenie przez wandalów. Wskazane jest umieszczenie w pobliżu tablic informujących (po obydwu stronach rzeki) o celu zainstalowania urządzeń, instytucji finansującej oraz ostrzegających przed niszczeniem urządzeń pod karą wysokiej grzywny.

## **4.2. Metody rekultywacji jezior, zmniejszające ich zasilanie wewnętrzne**

Samo ograniczenie zasilania w związki biogenne ze źródeł zewnętrznych niestety nie będzie wystarczające, aby przywrócić dobrą jakość wód Jeziora Durowskiego. Z uwagi na znaczne zasilanie wewnętrzne z osadów dennych, konieczne będzie również przeprowadzenie odpowiednich zabiegów rekultywacyjnych w samym jeziorze.

### ***Usuwanie osadów dennych***

Bardzo efektywną metodą rekultywacji jest usuwanie osadów dennych. Metoda ta po raz pierwszy została zastosowana z bardzo dobrym skutkiem na jeziorze Trumen w Szwecji, silnie zanieczyszczonym ściekami z pobliskiego miasta (Björk 1988). Po odcięciu dopływu ścieków osady były tam odsysane z dna jeziora przy użyciu refulera i tłoczone do przygotowanych na brzegu stawów sedymentacyjnych. Od tego czasu

zastosowano ją na wielu innych jeziorach, położonych na różnych kontynentach, w tym również w Polsce (Szyper, Gołdyn 1999). W Poznaniu usuwano w ten sposób osady z kilku małych, sztucznych zbiorników wodnych, ze skumulowanym w dnie dużym ładunkiem fosforu (dane niepublikowane). W przypadku omawianego jeziora niestety brak jest jakichkolwiek danych na temat składu chemicznego osadów dennych, a zwłaszcza zawartości fosforu w przekroju pionowym osadów. Nie ma pewności, czy wierzchnia warstwa osadów zawiera wyraźnie większe stężenia fosforu, co uzasadniałoby konieczność jej usunięcia. Ponieważ do jeziora nie były w przeszłości odprowadzane duże ładunki ścieków, raczej nie należy oczekiwać skumulowania w nich wyjątkowo dużego ładunku biogenów. Mankamentem tej metody są wysokie koszty jej zastosowania. W przypadku Jeziora Durowskiego (ze względu na dużą powierzchnię dna) rekultywacja przy pomocy tej metody wymagałaby bardzo wysokiej kwoty (powyżej 15 mln zł).

### ***Natlenianie wód hypolimnionu***

Głównym celem zabiegów rekultywacyjnych, które powinny zostać przeprowadzone w Jeziorze Durowskim, winno być zwiększenie kompleksu sorpcyjnego osadów względem fosforu, co umożliwi trwałe zdeponowanie w osadach dennych fosforu obecnego w ekosystemie jeziornym. Najważniejszym, pierwszoplanowym środkiem prowadzącym do tak wyznaczonego celu powinno być natlenienie wód hypolimnionu, czyli strefy zimnych wód naddennych, niemieszających się w lecie z warstwą powierzchniową (epilimnionem). Obecnie w okresie letnim są one całkowicie odtlenione, a więc niedostępne dla większości organizmów, w tym ryb. Osady denne położone w ich zasięgu, wskutek odtlenienia wydzielają do wody duży ładunek fosforu (tzw. zasilanie wewnętrzne jeziora z osadów dennych).

Istnieje wiele metod natleniania wód hypolimnionu. Dzieli się je na dwie grupy – prowadzące do wymieszania wód w przekroju pionowym jeziora (destratyfikacji) lub zachowujące letnie uwarstwienie termiczne jezior. Pierwsza grupa metod polecana jest głównie dla jezior płytkich. W jeziorach głębokich (stratyfikowanych w lecie) wpływ napowietrzania z destratyfikacją przetestowano szczegółowo na jeziorze Mutek na Mazurach (Lossow 1987). Stwierdzono, że prowadzi ona do pojawienia się w nich bardzo silnego zakwitów wody, spowodowanego głównie przez zieleńce, w wyniku podniesienia temperatury wód naddennych i dostarczenia dwutlenku węgla do wody w strefie trofogenicznej. Ponieważ Jezioro Durowskie wykorzystywane jest dla celów rekreacyjnych, celem rekultywacji musi być zwiększenie przezroczystości wody.

Konieczne jest więc zastosowanie drugiej grupy metod, polegających na natlenieniu hypolimnionu bez burzenia stratyfikacji, gdyż nie powodują one pogorszenia lecz poprawę przezroczystości wody. Natlenianie w ten sposób wód naddennych zapewnia utrzymywanie się przy dnie niskiej temperatury wody w okresie letnim, co zmniejsza tempo mineralizacji materii organicznej w osadach dennych i uwalnianie biogenów do wody nadosadowej.

Istnieje kilka metod natleniania wód hypolimnionu bez burzenia stratyfikacji termicznej. Najczęściej stosowaną metodą jest dostarczanie nad dno sprężonego powietrza (niekiedy tlenu), które wydostaje się z dyfuzorów w postaci pęcherzyków i wędruje ku powierzchni, przekazując tlen do wody. Aby nie powodować mieszania całej objętości wody w jeziorze, zabieg ten odbywa się w specjalnym urządzeniu, zwanym Limnoxem (polska wersja tego urządzenia nosi nazwę **Ekoflox**) (Lossow 1998). Sprężanie powietrza i tłoczenie go nad dno jeziora wymaga dużego nakładu energetycznego. Zwykle używa się do tego celu sprężarek, zasilanych energią elektryczną. Dotąd poddano rekultywacji tą metodą wiele jezior, w tym również kilka w latach 80-tych w Wielkopolsce (Jezioro Kierskie w Poznaniu, Jezioro Zamkowe w Wałczu, Jezioro Jaroszewskie w Sierakowie) (Kasprzak, Lemański 1988). Wzrost cen energii elektrycznej w latach 90-tych spowodował, że rezygnowano lub ograniczano zakres rekultywacji jezior tą metodą. W końcu lat 80-tych przeprowadzono próby zastosowania wiatraka stojącego nad jeziorem, napędzającego sprężarkę, wykorzystywaną do napowietrzania Jeziora Starodworskiego w Olsztynie (Lossow 1998). Niestety okazało się, że energia niezbędna do napędzania sprężarki uzyskiwana jest dopiero przy większej sile wiatru, co powodowało częste jej przestoje, szczególnie w okresie największego zapotrzebowania na sprężone powietrze, czyli w upalne, bezwietrzne dni lata (Lossow i in. 1998).

Innym rodzajem natleniania wód naddennych bez burzenia stratyfikacji termicznej jest metoda Podsiadłowskiego, wykorzystująca **aerator pulweryzacyjny**, umieszczany w miejscu o największej głębokości jeziora. Zamiast tłoczyć sprężone powietrze nad dno, urządzenie to pobiera odtlenioną wodę naddenną i po jej natlenieniu odprowadza z powrotem do hypolimnionu. Miejsca poboru i odprowadzenia wód znajdują się w pewnej odległości od siebie oraz na innych głębokościach, dzięki czemu nie dochodzi do cyrkulacji już natlenionej wody lecz jej rozptywania się w obrębie hypolimnionu. Natlenianie wód odbywa się z wykorzystaniem specjalnej turbiny wietrznej Savoniusa, pracującej już przy minimalnym, często wiejącym wietrze 2 m/s. Natlenianie to polega na pulweryzacji wody przez koło łopatkowe, przemieszczające ją jednocześnie ze

zbiornika wody odtlenionej do zbiornika wody natlenionej. Połączenie zbiorników węzami z hypolimnionem powoduje grawitacyjne napływanie wody odtlenionej i odpływanie wody natlenionej (Podsiadłowski 2002, Matkowski, Podsiadłowski 2004, Konieczny, Pieczyński 2006). Metoda ta wymaga więc niewielkich nakładów energetycznych, potrzebnych jedynie na obracanie koła łopatkowego. Połączenie urządzenia z prostym systemem dozującym umożliwia dawkowanie do hypolimnionu związków chemicznych wspomagających proces rekultywacji (<http://www.aerator.pl/>).



Ryc. 17. Aerator pulweryzacyjny pracujący na jeziorze Trzesiecko w Szczecinku (<http://www.aerator.pl/>)

### ***Inaktywacja fosforu w osadach dennych***

Metodą alternatywną lub uzupełniającą natlenianie wód hypolimnionu jest inaktywacja fosforu w osadach dennych. Po raz pierwszy metoda ta została zastosowana na jeziorze Lillesjön przez Rippl'a, stąd często nazywa się ją metodą Rippl'a. Polega ona na precyzyjnym dawkowaniu do osadów dennych związków chemicznych powodujących natlenienie osadów i związanie w nich fosforu. Odbywa się to z wykorzystaniem specjalnego urządzenia zbliżonego do brony. Jest ono przemieszczane wzdłuż liny od brzegu do brzegu jeziora i przy pomocy sprężonego powietrza poprzez otwory w zębach brony dawkowane są reagenty do powierzchniowej warstwy osadów dennych (Björk 1988). W Polsce urządzenie to zostało zmodyfikowane przez Wiśniewskiego, a jego zastosowanie polega na przemieszczaniu po dnie specjalnej jednostki do której z łodzi

dawkowane są płynne reagenty (Wiśniewski 1999). Metoda ta ingeruje bezpośrednio w osady dennie przyczyniając się tym samym do zmniejszenia zasilania wewnętrznego.

Inna metoda obniżająca stężenia fosforu w toni wodnej polega na dawkowaniu do wody reagentów powodujących koagulację zawiesin i ich sedymentację do osadów dennych. Dochodzi tutaj do sorbowania fosforu na powstających kłaczkach i odprowadzanie go do osadów dennych. Strącanie fosforu jest zalecane zwłaszcza dla płytkich jezior, choć może być stosowane także w głębszych, stratyfikowanych. Najczęściej używanymi koagulantami są związki glinu i żelaza, wprowadzane w formie specjalnie przygotowywanych roztworów (Gawrońska i in. 2005). Może to dodatkowo zapobiegać możliwości wystąpienia zakwitów sinicowych – poprzez unieruchomienie ich form przetrwalnych w osadach. Sole glinu (najczęściej jako **preparat PAX**) stosowane są wczesną wiosną, w dużych ilościach (ok. 1 tony/ha), powodujących koagulację zawiesin znajdujących się w toni wodnej (fitoplanktonu) oraz sorpcję fosforanów rozpuszczonych, zawartych w toni wodnej (Gawrońska i in. 2004, Reitzel i in. 2005). W metodzie tej pewne obawy budzi wprowadzanie dużych ilości związku chemicznego nietypowego dla ekosystemów wodnych oraz amfoteryczne właściwości glinu, powodujące pojawianie się rozpuszczalnych, toksycznych jego form w wyraźnie kwaśnym i zasadowym środowisku. Nieobojętne dla ekosystemu może też być wprowadzanie do wody dużych ilości siarczanów, które po redukcji mogą trwale wiązać żelazo w postaci siarczków odkładanych do osadów dennych (Kortmann 2003).

Korzystniejsze jest wzbogacanie ekosystemu w dodatkowe ilości żelaza (np. w postaci **preparatu PIX**), stanowiącego naturalny składnik ekosystemu, odpowiedzialny za inaktywację fosforu w osadach dennych (Deppe, Benndorf 2002, Søndergaard i in. 2002, Engstrom 2005). Pewne obawy budzi jedynie stymulujący wpływ żelaza obecnego w toni wodnej na rozwój fitoplanktonu, szczególnie okrzemek i sinic (Kawecka i Eloranta 1994, Kortmann 2003). Z tego względu związki żelaza należy dawkować bezpośrednio do osadów dennych lub do wody nadosadowej a nie do epilimnionu (powierzchniowej warstwy wody).

Związki żelaza efektywnie wiążą fosfor jedynie w środowisku dobrze natlenionym, o wysokim potencjale oksydacyjno-redukcyjnym (powyżej 200-300 mV) (Søndergaard i in. 2002). Z tego względu zastosowanie preparatu PIX najbardziej efektywne jest w jeziorach płytkich, gdzie osady dennie nie ulegają odtlenieniu lub w głębokich, w których stosowane są urządzenia do natleniania wód hypolimnionu. W przypadku związków żelaza, jak wykazały ostatnie doświadczenia na Jeziorze

Uzarzewskim i Rusałka, nie ma potrzeby jednorazowego dawkowania bardzo dużych stężeń, powodujących koagulację wody. Ważne jest, aby dodanie żelaza do ekosystemu odbyło się w odpowiedniej ilości, dobranej do warunków aktualnie panujących w jeziorze. Zwiększenie kompleksu sorpcyjnego osadów dennych względem fosforu, powoduje nie tylko zahamowanie wydzielania go z osadów lecz również umożliwia pobieranie fosforu z toni wodnej. Przyczynia się to do obniżenia rozpuszczonych związków fosforu w wodzie, co ogranicza rozwój fitoplanktonu. Obliczenie niezbędnej dawki żelaza jest możliwe z pewnym przybliżeniem na podstawie laboratoryjnych badań niezaburzonych rdzeni osadów, pobranych w poszczególnych porach roku z danego jeziora. Jak wykazały badania przeprowadzone w Jeziorze Swarzędzkim, występują duże różnice przestrzenne i czasowe w obrębie tego samego jeziora, w zależności od temperatury wody naddennej, zawartości w niej tlenu (potencjału redox), głębokości wody na stanowisku badawczym, odległości od dopływu oraz sąsiedztwa zbiorowisk roślinnych i ich składu gatunkowego (Kowalczevska-Madura, Gołdyn 2008). Doświadczenia z dawkowaniem związków żelaza, wykonane w jeziorze Rusałka w Poznaniu wykazały, że nie jest konieczne dodawanie żelaza w jednej dawce. Możliwe jest kilkukrotne podawanie małych dawek preparatu, aż do uzyskania wystarczających stężeń tego pierwiastka w osadach dennych. Eliminuje się w ten sposób szokowe oddziaływanie na ekosystem bardzo dużych dawek związków chemicznych, koagulujących większość organizmów planktonowych oraz mogących negatywnie wpływać na pozostałe organizmy wodne i bentosowe (Reitzel i in. 2003). Konieczne jest jednak ciągle monitorowanie jakości wody i osadów dennych w jeziorze do czasu ustabilizowania się ekosystemu po zabiegach. Szczególnie ważne jest dbanie o utrzymanie potencjału redox osadów na odpowiednio wysokim poziomie, ponieważ nawet krótkotrwałe jego obniżenie może spowodować redukcję żelaza z  $Fe^{+3}$  do  $Fe^{+2}$ , co przyczynia się do uwolnienia dużego ładunku fosforu, który umożliwi pojawienie się zakwitów wody.

### ***Dodawanie azotanów do osadów dennych lub wody nadosadowej***

Zapewnienie potencjału redox na granicy faz woda-osad denny na poziomie zapewniającym obecność żelaza w formie utlenionej można uzyskać dzięki zainstalowaniu w jeziorze urządzeń natleniających. W początkowej fazie rekultywacji zapotrzebowanie osadów dennych na tlen jest tak duże, że dobre warunki tlenowe występują w niewielkim promieniu od urządzeń natleniających (Konieczny, Pieczyński 2006). Konieczne jest wówczas podawanie do osadów lub wody nadosadowej związków chemicznych,

działających utleniająco. Najczęściej stosuje się w tym celu roztwór azotanu wapnia (Feibicke 1997, Søndergaard i in. 2002). W warunkach anoksydacyjnych azotany ulegają redukcji do gazowego azotu cząsteczkowego  $N_2$  w biologicznym procesie denitryfikacji, utrzymując potencjał redox na poziomie uniemożliwiającym redukcję żelaza (Kleeberg i in. 2001). Wapń zawarty w azotanie wapnia tworzy z fosforanami nierozpuszczalny fosforan wapnia, odkładany do osadów dennych. Niekiedy zamiast azotanów dodawany jest specjalny preparat, zawierający azotany oraz trójwartościowe żelazo, pod handlową nazwą Depox (Wauer i in. 2005).

### ***Podawanie chlorku magnezu***

Duże nadzieje budzi stosowanie chlorku magnezu, który w obecności jonów amonowych i fosforanowych w wodzie tworzy nierozpuszczalny związek: monofosforan amonowo-magnezowy tzw. struwit ( $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ ) (Malej, Majewski 2006). Przy jego pomocy można usunąć z wody zarówno azot jak i fosfor, zmniejszając tempo rozwoju fitoplanktonu. Magnez podobnie jak wapń tworzy też nierozpuszczalne połączenia z fosforem, trwale deponowane w osadach dennych. Przeprowadzone testy laboratoryjne z użyciem wody z Jeziora Uzarzewskiego przyniosły bardzo dobre rezultaty. Umożliwiły one obniżenie stężeń azotu amonowego w wodzie z 2,95 mgN/l do 0,38 mgN/l oraz jednoczesne obniżenie stężeń fosforanów z 0,067 mgP/l do 0,003 mgP/l (Gołdyn 2007).

### ***Phoslock***

Ostatnio pojawił się na rynku preparat pod handlową nazwą „Phoslock”. Jest to bentonit wzbogacony pierwiastkami ziem rzadkich, głównie lantanem. Z dotychczasowych doświadczeń przeprowadzonych na jeziorach Australii i Niemiec wynika, że dobrze zdaje on egzamin w odniesieniu do trwałego wiązania fosforu. Nie oddaje on fosforu do wody nawet po powstaniu warunków beztlenowych (Robb i in. 2003, Wiśniewski 2006, Ross i in. 2008). Próba zastosowania go w Polsce na Jeziorze Klasztorzym Małym w Kartuzach zakończyła się krótkotrwałym sukcesem. Pod koniec lata w jeziorze ponownie pojawił się zakwit wody. Prawdopodobnie w obliczeniach nie uwzględniono wszystkich źródeł fosforu dopływającego do jeziora, co doprowadziło do ponownego wzrostu jego stężeń, umożliwiających rozwój fitoplanktonu (Eko-Unicon 2007, Marcinkowski 2007, Nowak 2007).

## ***Bio-manipulacja***

Bio-manipulacja należy do biologicznych metod rekultywacji jezior. Pierwsze eksperymenty mające na celu poprawę jakości wody w zbiornikach zaporowych tą metodą, podejmowane były z dobrym skutkiem już na początku lat 70-tych (Vostradovský i in. 1988). Jej istotą jest niewielka ingerencja człowieka, wpływająca na zwiększenie obsady ryb drapieżnych, powodujących ograniczenie liczebności ryb planktonożernych, co prowadzi do zwiększenia liczebności dużego zooplanktonu skorupiakowego (ponieważ nie jest wyjadany przez ryby) i ograniczenie przez niego ilości fitoplanktonu. W konsekwencji uzyskuje się poprawę przezroczystości wody i innych jej cech jakości. Pod koniec lat 80-tych oraz w latach 90-tych wykonano wiele zabiegów bio-manipulacyjnych w licznych zbiornikach wodnych. W tym okresie także w Polsce zainicjowano pierwsze eksperymenty bio-manipulacyjne. W 1989 r. jezioro Wirbel na Mazurach zarybiono narybkami szczupaka, a po trzech latach usunięto ryby przy użyciu rotenonu (Prejs i in. 1997). Drugi zabieg wykonano na Zbiorniku Maltańskim na rzece Cybinie w Poznaniu, po jego odrestaurowaniu i ponownym napełnieniu wodą (Gołdyn, Mastyński 1998, Kozak, Gołdyn 2004).

Liczne doświadczenia zebrane w tym okresie na podstawie zabiegów wykonanych na całych ekosystemach wykazały, że metoda ta ma pewne ograniczenia, związane z powstawaniem tzw. mechanizmów sprzężenia zwrotnego (DeMelo 1992, Kajak 1995). Związane były one głównie ze zbyt wysokim stężeniem fosforu, umożliwiającym rozwój dużych form fitoplanktonu, niewyjadanych przez zooplankton. Doświadczenia prowadzone na Zbiorniku Maltańskim w Poznaniu wykazały, że bio-manipulacja może być bardzo skuteczna również w tych warunkach, gdy stosuje się ją jako metodę wspomagającą w stosunku do rekultywacji prowadzonej metodami chemicznymi (Kozak i in. 2007). Istotnym sprzężeniem zwrotnym, zakłócającym proces bio-manipulacji, jest też reakcja ryb karpiowatych na zmniejszenie ich populacji. Pojawiające się wiosną duże ilości narybku mają lepsze możliwości rozwoju w wyniku obfitszej bazy pokarmowej, zwolnionej przez ryby dorosłe. Przyczynia się to do intensywnego ich wzrostu i szybszego rozpoczynania reprodukcji. W ciągu 2-3 lat wypełniają one niszę powstałą przez usunięcie lub ograniczenie liczebności ryb dorosłych, powodując powrót jeziora do stanu mętnowodnego (Benndorf i in. 1988, Gołdyn, Mastyński 1998). Można temu zabieg przez coroczne zarybianie jeziora dużą obsadą narybku ryb drapieżnych, wyjadających pojawiający się narybek ryb karpiowatych (Berg i in. 1997, Hansson i in. 1998).

Liczne zabiegi rekultywacyjne przeprowadzone na jeziorach duńskich i holenderskich, umożliwiły podanie wskazówek, których należy przestrzegać, aby uzyskać dobre rezultaty przy pomocy tej metody (Hansson i in. 1998, Gołdyn 2007). Należą do nich:

- odłowienie 75% ryb karpiowatych, żyjących w jeziorze, które w wyniku presji pokarmowej uniemożliwiają pojawienie się dużego zooplanktonu skorupiakowego,
- zarybianie przez kilka kolejnych lat jeziora dużą obsadą (2000 szt/ha) narybku letniego szczupaka i sandacza (tzw. palczaka),
- budowanie krześlisk w jeziorze, ułatwiających naturalne rozmnażanie się ryb drapieżnych.

Metodą biomanipulacji stosunkowo łatwo można osiągnąć trwałą poprawę stanu czystości wody w jeziorach głębokich, posiadających mechanizmy odpowiedzialne za ich ochronę przed degradacją (Kajak 1995, Meijer 2000, Scharf 2007). Możliwe jest to jednak również w jeziorach płytkich i silnie zeutrofizowanych, pod warunkiem zastosowania wielokierunkowych działań, obejmujących zabiegi ochronne oraz dodatkowe zabiegi rekultywacyjne (Hansson 1998, Kozak i in. 2007).

### ***Syfon Olszewskiego***

Metoda Olszewskiego polega na usuwaniu odtlenionych wód naddennych zalegających w hypolimnionie, poza jezioro przy użyciu rury, której jeden koniec znajduje się nad dnem w najgłębszym miejscu jeziora, drugi zaś wmurowany jest w niewielkie urządzenie piętrzące na wypływie. W ten sposób grawitacyjnie, na zasadzie syfonu woda naddenna usuwana jest do wypływu. Mankamentem metody jest zanieczyszczanie wód rzecznych odtlenioną, żyzną wodą, zawierającą siarkowodór i duże stężenia związków amonowych (związków toksycznych dla ryb). Odprowadzanie zimnych wód naddennych powoduje zmniejszenie się objętości hypolimnionu, a zwiększenia epilimnionu. W ten sposób w ciągu lata rośnie powierzchnia dna, stykającego się z ciepłymi wodami epilimnionu. Wpływa to na przyspieszenie mineralizacji znajdującej się tam materii organicznej i uwalnianie do wody powstających związków biogenych (w tym azotu i fosforu) (Lossow 1998, Szyper, Gołdyn 1999). Metoda ta pod względem technicznym jest możliwa do zastosowania w Jeziorze Durowskim, jednak ze względu na jej mankamenty nie może być tu polecana.

## 5. Proponowane warianty rekultywacji Jeziora Durowskiego

Z powyższego przeglądu dostępnych metod rekultywacji wynika, że niektóre z nich mogą być zastosowane w Jeziorze Durowskim, inne zaś, mimo że technicznie są możliwe do zastosowania, nie są godne polecenia z kilku indywidualnych przyczyn. Do metod polecanych należy: zmniejszanie stężenia związków biogenych w wodzie dopływającej przy użyciu chlorku żelaza, zmniejszanie liczebności fitoplanktonu w wodzie dopływającej przy użyciu słomy jęczmiennej, natlenianie wód w hypolimnionie jeziora przy użyciu aeratora pulweryzacyjnego, inaktywacja fosforu w osadach dennych przy użyciu preparatu PIX, dodawanie azotanów do wody nadosadowej, zastosowanie chlorku magnezu oraz biomanipulacja.

Do metod nie zasługujących na polecenie należą: usuwanie osadów dennych (ze względu na zbyt wysokie koszty), natlenianie wód w hypolimnionie jeziora przy użyciu sprężonego powietrza (Ekoflox) (zbyt duża energochłonność procesu, generująca wysokie koszty), koagulacja całej toni wodnej przy użyciu preparatu PAX i PIX (zbyt radykalna ingerencja w ekosystem), zastosowanie preparatu Phoslock (wysokie koszty preparatu, nie do końca potwierdzona skuteczność), syfon Olszewskiego (zanieczyszczenie odbiornika, przyspieszona mineralizacja osadów dennych, obniżająca efektywność rekultywacji).

Wykorzystując metody godne polecenia do rekultywacji Jeziora Durowskiego skonstruowano poniżej trzy warianty ich zastosowania, różniące się intensywnością działań, co przekłada się na okres dochodzenia do oczekiwanego stanu czystości wód i wiąże się z nakładami finansowymi.

**Wariant pierwszy - minimalny**

Wiosna	Lato	Jesień
	Strefa inaktywacji fosforu na ujściu Strugi Gołanieckiej do jeziora	
Praca jednego aeratora pulweryzacyjnego pośrodku długości jeziora		
	Dawkowanie azotanu wapnia przy użyciu dozownika na aeratorze	
		Dawkowanie preparatu PIX przy użyciu dozownika na aeratorze
Odłowy ryb karpowatych w jeziorze, prowadzące do wyraźnego ograniczenia ich liczebności		
Zarybienie jeziora narybkiem szczupaka w ilości 1000 szt./ha		
Comiesięczny monitoring jakości wód, osadów dennych i składu planktonu		

Wariant ten wymagał będzie przynajmniej pięciu lat na uzyskanie widocznego efektu poprawy stanu czystości wody w jeziorze. W kolejnych latach należy oczekiwać sukcesywnej poprawy stanu ekologicznego jeziora, jednak nawet po kilku latach należy spodziewać się okresowych zakwitów wody, zwłaszcza w północnej części jeziora. Jest to związane z napływem do jeziora dużych ładunków związków biogennych oraz fitoplanktonu z Jeziora Kobyleckiego. W związku z kierunkiem przepływu wody z północy na południe należy oczekiwać mniej efektywnego oddziaływania aeratora na część północną, bardziej efektywnego – na część południową jeziora.

**Wariant drugi – optymalny**

Wiosna	Lato	Jesień
Słoma jęczmienna w Strudze Gołanieckiej między Jeziorem Kobyleckim i Jeziorem Durowskim		
	Strefa inaktywacji fosforu na ujściu Strugi Gołanieckiej do jeziora	
	Podanie chlorku magnezu do centralnej części jeziora przy użyciu aeratora mobilnego	
		Podanie małej dawki preparatu PIX na całe jezioro przy użyciu aeratora mobilnego
Praca dwu aeratorów pulweryzacyjnych: w najgłębszym miejscu jeziora oraz w miejscu położonym pośrodku długości jeziora		
	Dawkowanie azotanu wapnia przy użyciu dozowników na aeratorach	
		Dawkowanie preparatu PIX przy użyciu dozowników na aeratorach
Intensywne, odłowy ryb karpowatych w jeziorze, prowadzące do silnego ograniczenia ich liczebności		
Zarybienie jeziora narybkami szczupaka w ilości 1000 szt./ha oraz sandacza w ilości 500 szt./ha		
Comiesięczny monitoring jakości wód, osadów dennych i składu planktonu		

Pierwsze wyraźne oznaki poprawy jakości wody pojawią się już w drugim roku funkcjonowania rekultywacji, natomiast pełna poprawa stanu ekologicznego jeziora zostanie osiągnięta po 3 latach tak zaplanowanych zabiegów. W kolejnych latach będzie można stopniowo ograniczać intensywność stosowanych zabiegów, jednak całkowite ich zaprzestanie będzie możliwe dopiero po rekultywacji Jeziora Kobyleckiego, odcinającego degradujący wpływ Strugi Gołanieckiej.

### Wariant trzeci – przyspieszony

Wiosna	Lato	Jesień
Słoma jęczmienna w Strudze Gołanieckiej między Jeziorem Kobyleckim i Jeziorem Durowskim		
	Strefa inaktywacji fosforu na ujściu Strugi Gołanieckiej do jeziora	
	Podanie chlorku magnezu do centralnej części jeziora przy użyciu aeratora mobilnego	
Podanie małej dawki preparatu PIX na całe jezioro przy użyciu aeratora mobilnego		Podanie małej dawki preparatu PIX na całe jezioro przy użyciu aeratora mobilnego
Praca trzech aeratorów pulweryzacyjnych: w najgłębszym miejscu jeziora, w miejscu położonym ok. 6 km na północ oraz w lokalnym głęboczku w północnej części jeziora		
	Dawkowanie azotanu wapnia przy użyciu dozowników na aeratorach	
		Dawkowanie preparatu PIX przy użyciu dozowników na aeratorach
Intensywne, odłowy ryb karpowatych w jeziorze, prowadzące do silnego ograniczenia ich liczebności		
Zarybienie jeziora narybkiem szczupaka w ilości 1500 szt./ha oraz sandacza w ilości 500 szt./ha		
Comiesięczny monitoring jakości wód, osadów dennych i składu planktonu		

Po rocznej rekultywacji jeziora wg powyższego schematu będzie można oczekiwać przejścia ekosystemu do dobrego stanu ekologicznego, jednak część zabiegów będzie trzeba wykonywać przez dalsze dwa lata, do pojawienia się roślinności zanurzonej w litoralu. Jej rozwój wymaga bowiem zwykle kilku kolejnych sezonów wegetacyjnych. Ponieważ roślinność podwodna stabilizuje osiągniętą poprawę stanu ekosystemu, jej rozwój jest konieczny, by zaprzestać stosowania metody biomanipulacji (zarybiania gatunkami ryb drapieżnych).

## 6. Przybliżony kosztorys rekultywacji Jeziora Durowskiego

### Wariant pierwszy - minimalny

Wiosna	Lato	Jesień
	Inaktywacja fosforu 23 000,-	
Aerator oraz jego dozór 215 000,-		
	Azotan wapnia z aeratora 25 000,-	
		PIX z aeratora 25 000,-
Rekompensata za rozdanie części odłowionych ryb karpiowatych 10 000,-		
Narybek szczupaka 28 000,-		
Comiesięczny monitoring jakości wód, osadów dennych i składu planktonu 30 000,-		

Całoroczny koszt – 356 tys. zł

Koszt powyższy dotyczy pierwszego roku rekultywacji. W drugim i kolejnych latach rekultywacji będzie on znacznie niższy, gdyż pomniejszony będzie o koszt zakupu aeratora, stanowiącego dominującą pozycję w powyższym kosztorysie. Dojdzie jedynie niewielka kwota 5 000,- zł na przegląd wiosenny. Będzie więc ona zamykała się ogólną sumą 149 tys. zł. Można oczywiście w drugim roku zakupić drugi aerator, wówczas kwota drugiego roku będzie analogiczna do pierwszego, natomiast uzyska się zintensyfikowanie rekultywacji, prowadzące do wcześniejszych i pełniejszych jej efektów. W trzecim i kolejnych latach koszty będą kształtowały się na poziomie 149 tys. zł.

Można również w drugim roku rekultywacji przejść na stosowanie wariantu drugiego. Zakup jednego aeratora uczyni ten wariant znacznie tańszym niż obecnie, gdyż zamknie się on kwotą 428 tys. zł. Po trzech latach rekultywacji powinno się osiągnąć II klasę czystości wód, umożliwiającą stopniowe zmniejszanie zakresu stosowanych metod. Zakres prowadzonych zabiegów będzie jednak musiał być określony na podstawie wyników badań monitoringowych, ponieważ przy tak dużej ilości zmiennych nie jest obecnie możliwe jego dokładne prognozowanie.

**Wariant drugi – optymalny**

Wiosna	Lato	Jesień
Słoma jęczmienna w Strudze Gołanieckiej 12 000,-		
	Inaktywacja fosforu 23 000,-	
	Chlorek magnezu 12 000	
		PIX - aerator mobilny 26 000,-
2 aeratory z dozorem 427 000,-		
	Azotan wapnia z aeratora 25 000,-	
		PIX z aeratora 25 000,-
Rekompensata za rozdzianie części odłowionych ryb karpiowatych 20 000,-		
Narybek szczupaka i sandacza 40 000,-		
Comiesięczny monitoring jakości wód, osadów dennych i składu planktonu 30 000,-		

Całoroczny koszt – 640 tys. zł

W drugim i trzecim roku stosowania tego wariantu koszt pomniejszony będzie o zakup aeratorów, więc wynosił będzie 216 tys. zł. Jak zaznaczono wcześniej po trzech latach tak zaplanowanych zabiegów uzyska się w jeziorze dobry stan ekologiczny, który pozwoli bardzo ograniczyć zakres stosowanych zabiegów. W pewnym zakresie będą one jeszcze konieczne, do czasu uporządkowania gospodarki wodno-ściekowej w zlewni i poprawy stanu czystości jezior położonych na przepływie Strugi Gołanieckiej. Należy przewidywać, że będą musiały być nadal stosowane zabiegi planowane na Strudze Gołanieckiej (słoma jęczmienna), inaktywacja fosforu napływającego Strugą oraz praca przynajmniej jednego aeratora w środku długości misy jeziornej, z okresowym dawkowaniem reagentów do wody nadosadowej. Wskazane będzie prawdopodobnie kontynuowanie zarybień małymi obsadami narybku, do czasu pełnego rozwoju podwodnych łąk makrofitów w litoralu jeziora. Koszt tych zabiegów powinien zamknąć się w kwocie 100 tys. zł rocznie.

**Wariant trzeci – przyspieszony**

Wiosna	Lato	Jesień
Słoma jęczmienna w Strudze Gołanieckiej 12 000,-		
	Inaktywacja fosforu 23 000,-	
	Chlorek magnezu 12 000	
PIX - aerator mobilny 26 000,-		PIX - aerator mobilny 26 000,-
3 aeratory z dozorem 640 000,-		
	Azotan wapnia z aeratora 25 000,-	
		PIX z aeratora 25 000,-
Rekompensata za rozdzianie części odłowionych ryb karpiowatych 30 000,-		
Narybek szczupaka i sandacza 57 000,-		
Comiesięczny monitoring jakości wód, osadów dennych i składu planktonu 30 000,-		

Całoroczny koszt – 880 tys. zł

W drugim i trzecim roku stosowania tego wariantu jego koszt będzie wynosił ok. 200 tys. zł rocznie, gdyż z powyższego zakresu wyeliminowany będzie koszt zakupu aeratorów. Nie będzie prawdopodobnie potrzebne stosowanie chlorku magnezu oraz ograniczone będą mogły być rekompensaty do odłowionych ryb karpiowatych. Również zarybienia gatunkami drapieżnymi będzie można zmniejszyć do poziomu zaproponowanego w wariantcie drugim. W czwartym i dalszych latach rekultywacja będzie mogła być dostosowana do oddziaływania czynników zewnętrznych i podobnie jak w drugim wariantcie będzie mogła zamknąć się w kwocie 100 tys. zł rocznie.

## 7. Wybór wariantu rekultywacji jeziora

Wybór do realizacji jednego z powyższych wariantów jest decyzją polityczną i musi zostać podjęty na szczeblu władz gminy. Uzależnione to będzie od posiadanych (lub możliwych do pozyskania) funduszy oraz czasu, w którym oczekiwana będzie wyraźna poprawa stanu czystości wody. Ze względów ekologicznych związanych z funkcjonowaniem ekosystemu jeziora nie jest polecany wariant trzeci. Intensywne oddziaływanie na ekosystem dostosowany do obecnie panujących w nim warunków, będzie wywoływał równie intensywną reakcję obronną dotychczasowych jego struktur. Będą pojawiały się mechanizmy sprzężenia zwrotnego, próbujące zniweczyć podejmowane zabiegi. Konieczne więc będzie bardzo szczegółowe monitorowanie zachodzących zmian i szybkie reagowanie w celu eliminacji negatywnych jego skutków. Są to sytuacje niemożliwe do przewidzenia na obecnym etapie wiedzy o tym ekosystemie. Należy więc przewidzieć pewien margines błędu zarówno w odniesieniu do zaplanowanych kosztów, jak i w stosunku do przewidywanych rezultatów rekultywacji.

Najbardziej korzystny z punktu widzenia stabilności ekosystemu jest wariant drugi, który zakłada okres trzyletni na dochodzenie do dobrego stanu ekologicznego. Ciągły monitoring zmian zachodzących w ekosystemie pozwoli na przewidywanie zachodzących niekorzystnych procesów (pogarszających jakość wody) i podjęcie w porę zabiegów korygujących. Wykształcające się stopniowo nowe mechanizmy funkcjonowania ekosystemu (w tym odbudowujące się mechanizmy homeostatyczne odpowiedzialne za odporność ekosystemu na czynniki zewnętrzne), pozwolą na ograniczenie po trzech latach prowadzonych zabiegów do niezbędnego minimum.

Nie jest wskazana rekultywacja jeziora według wariantu pierwszego. Zbyt łagodne zabiegi rekultywacyjne będą mogły być niwelowane przez wewnętrzne mechanizmy ekosystemu, starającego się utrzymać obecne *status quo*. Obecny stan ekosystemu jest dobrze dostosowany do panujących w nim warunków i jego zmiana wymagać będzie zdecydowanych posunięć, wymienionych w wariantcie drugim. Stosowanie wariantu pierwszego poprawi stan jakości wód na tyle, że będzie możliwa w nim rekreacja, jednak nadal pojawiać się będą okresowe zakwity wody. Nie uda się najprawdopodobniej przywrócić rozległych zbiorowisk makrofitów w litoralu jeziora, stanowiących niezbędny czynnik stabilizujący. Istnieje więc obawa, że po zaprzestaniu rekultywacji, ekosystem po kilku latach powróci do stanu notowanego obecnie. Dalszą poprawę jakości wód będzie

można jednak osiągnąć po usprawnieniu gospodarki wodno-ściekowej w zlewni i zrehabilitowaniu wyżej położonych jezior na przepływie Strugi Gołanieckiej.

W przypadku ograniczeń finansowych możliwe jest rozpatrzenie działań pośrednich między wariantem pierwszym i drugim, przedstawione w rozdziale 5. Przykładowo w pierwszym roku stosowanie wariantu pierwszego, w drugim i dalszych latach – wariantu drugiego. Tylko nieznacznie droższe, a również możliwe jest zastosowanie w pierwszym roku okrojonego wariantu drugiego (z jednym aeratorem), natomiast zainstalowanie drugiego urządzenia w drugim roku rekultywacji.

W zależności od podjętej decyzji konieczne będzie ostateczne sformułowanie zakresu stosowanych zabiegów i wystąpienie do wojewody o wydanie pozwolenia wodnoprawnego. Dla jego uzyskania konieczne będzie złożenie operatu wodnoprawnego, którym może być wyciąg z niniejszego opracowania, zawierający dane odnoszące się do ostatecznie wybranego zakresu prac. Niezbędne będzie również uzyskanie zgody na prowadzenie zabiegów rekultywacyjnych od jednostki sprawującej nadzór w imieniu właściciela (Skarbu Państwa). Zwykle rolę tę pełni RZGW lub Marszałek. Do uzyskania pozwolenia ważne będzie również uzyskanie pozytywnej opinii użytkownika wód czyli Spółki Maj z Wągrowca, prowadzącej gospodarkę rybacką oraz rekreacyjnych użytkowników jeziora. Spółka Maj powinna zostać włączona w rekultywację jeziora, ponieważ jest ona zobligowana do prowadzenia tzw. racjonalnej gospodarki rybackiej, przedstawionej w operacie przyjętym przez RZGW. Będzie więc musiała zaproponować zmiany w operacie (np. w formie aneksu) dotyczące wielkości odłowów i asortymentu oraz wielkości proponowanych zarybień. Ponieważ proponowane powyżej zabiegi rekultywacyjne poprawią stan ekologiczny jeziora oraz zwiększą połowienie ryb cennych z gospodarczego punktu widzenia, należy spodziewać się przychylnego stanowiska Spółki Maj. Możliwe jednak, że niezbędne będzie przygotowanie dla Spółki aneksu do operatu gospodarki rybackiej oraz poparcie ze strony Gminy jego zatwierdzenia przez RZGW.

## Literatura

- Ball A.S., Williams M., Vincent D., Robinson J. 2001. Algal growth control by a barley straw extract. *Bioresource Technology* 77 (2): 177-181.
- Barrett P.R.F., Littlejohn J.W., Curnow J. 1999. Long-term algal control in a reservoir using barley straw. *Hydrobiologia* 415: 309-313.
- Benndorf J., Schultz H., Benndorf A., Unger R., Penz E., Kneschke H., Kossatz K., Dumke R., Horning U., Kruspe R., Reichel S. 1988. Food-web manipulation by enhancement of fish stocks: Long-term effects in the hypertrophic Bautzen reservoir. *Limnologica* (Berlin) 19: 97-110.
- Berg S., Jeppesen E., Søndergaard M. 1997. Pike (*Esox lucius* L.) stocking as a biomanipulation tool. 1. Effects on the fish population in Lake Lyng (Denmark). *Hydrobiologia* 342/343: 311-318.
- Berger C. 1975. Occurrence of *Oscillatoria agardhii* Gom. in some shallow eutrophic lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 19: 2689-2697.
- Björk S. 1988. Redevelopment of lake ecosystems – a case study approach. *Ambio* 17, 2: 90-98.
- Brust M. 2006. Jesienny fitoplankton Jeziora Durowskiego. Praca licencjacka Zakładu Hydrobiologii Uniwersytetu im. A. Mickiewicza, Poznań, manuskrypt: 3-55.
- Brust M. 2008. Profil pionowy fitoplanktonu Jeziora Durowskiego w czasie stratyfikacji letniej. Praca magisterska Zakładu Hydrobiologii Uniwersytetu im. A. Mickiewicza, Poznań, manuskrypt.
- Bucka H. 1989. Ecology of selected alga causing water bloom. *Acta Hydrobiol.*, 31(3/4): 207-258.
- Carlson R. E. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*. 22 (2): 73-83.
- DeMelo R., France R., McQueen D.J. 1992. Biomanipulation: hit or myth? *Limnol. Oceanogr.* 37: 192-207.
- Deppe T., Benndorf J. 2002. Phosphorus reduction in a shallow hypereutrophic reservoir by in-lake dosage of ferrous iron. *Water Research* 36: 4525-4534.
- Ekol-Unicon 2007. Jezioro Klasztorna Małe w Kartuzach – pionierska aplikacja preparatu Phoslock®. Seminarium Phoslock na POLECO Poznań. <http://www.ekol-unicon.com.pl/pl/news/551>
- Engstrom D.R. 2005. Long-term changes in iron and phosphorus sedimentation in Vadnais Lake, Minnesota, resulting from ferric chloride addition and hypolimnetic aeration. *Lake and Reservoir Management* 21, 1: 95-106.
- Feibicke M. 1997. Impact of nitrate addition on phosphorus availability in sediment and water column and on plankton biomass – experimental field study in the shallow brackish Schlei Fjord (Western Baltic, Germany). *Water, Air and Soil Pollution* 99: 445-456.
- Ferrier M.D., Butler Sr.B.R., Terlizzi D.E., Lacouture R.V. 2005. The effects of barley straw (*Hordeum vulgare*) on the growth of freshwater algae. *Bioresource Technology* 96 (16): 1788-1795.
- Gawrońska H., Lossow K., Grochowska J. 2005. Rekultywacja Jeziora Długiego w Olsztynie. Wyd. „Edycja”, Olsztyn, ss. 52.
- Gawrońska H., Lossow K., Grochowska J., Brzozowska R., 2004. Rekultywacja Jeziora Długiego w Olsztynie metodą inaktywacji fosforu. W: R. Wiśniewski i J. Jankowski (red.) „Ochrona i rekultywacja jezior”. Materiały konferencyjne V Konferencji Naukowo-Technicznej, Grudziądz.

- Giercuskiewicz-Bajtlik M. 1990. Prognozowanie zmian jakości wód stojących. Wyd. Inst. Ochr. Środow., Warszawa, 74 s.
- Gołdyn R. 2007. Biomanipulacja w zbiornikach wodnych jako metoda rekultywacji. VI Konferencja Naukowo-Techniczna NOT "Ochrona i rekultywacja jezior". Toruń: 65-75.
- Gołdyn R., Kowalczyńska-Madura K., Budzyńska A., Dondajewska R., Romanowicz-Brzozowska W., Domek P., Podsiadłowski W. 2007. Zbadanie skuteczności rekultywacji jezior przy użyciu prototypowego mobilnego aeratora pulweryzacyjnego. Zakład Ochrony Wód UAM, maszynopis.
- Gołdyn R., Mastyński J. 1998. Biomanipulation in the Maltański Reservoir. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 83: 393-400.
- Hansson L.-A., Annadotter H., Bergman E., Hamrin S.F., Jeppesen E., Kairesalo T., Luokkanen E., Nilson P.Å., Søndergaard M., Strand J. 1998. Biomanipulation as an application of food chain theory: constraints, synthesis and recommendations for temperate lake. *Ecosystems* 1: 558-574.
- <http://www.kemipol.com.pl/oferta.php?inc=pix> - strona internetowa Kemipol w Policach, producenta preparatu PIX.
- Kajak Z. 1979. Eutrofizacja jezior. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa: 3-175.
- Kajak Z. 1995. *Hydrobiologia. Ekosystemy wód śródlądowych*. Uniw. Warszawski, Filia w Białymstoku, Białystok, 326 s.
- Kajak Z. 1998. *Hydrobiologia. Limnologia. Ekosystemy wód śródlądowych*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa: 3-360.
- Kasprzak K., Lemański J. 1988. Rekultywacja Jeziora Jaroszewskiego i Jeziora Kierskiego (woj. poznańskie) metodą napowietrzania hypolimnionu. *Mat. II Konferencji nauk.-techn. „Ochrona jezior ze szczególnym uwzględnieniem metod rekultywacji”*. PziTS, Grudziądz, ss. 14.
- Kawecka B., Eloranta P.V. 1994. *Zarys ekologii glonów wód słodkich i środowisk lądowych*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Kleeberg A., Hämmerling R., Nixdorf B. 2001. Effect of hypolimnetic discharge on the faster deprivation of phosphorus from lake sediment (Lake Jabel, north-east Germany). *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 6: 289–295
- Köhler J. 1994. Origin and succession of phytoplankton in a river-lake system (Spree, Germany). *Hydrobiologia* 289: 73-83.
- Konieczny R., Pieczyński L. 2006. Próba rekultywacji jezior województwa zachodniopomorskiego w technologii aeracji pulweryzacyjnej. *Acta Agrophysica* 7: 947-957.
- Konopka A. E., Klemer A. R., Ibelings B. W. 1993. Effects of nutrient upon buoyancy regulation by metalimnetic *Oscillatoria agardhii* in Deming Lake, Minnesota. *J. Plankton Res.*, 15(9): 1019–1034.
- Kortmann R.W. 2003. In-lake methods you've never heard about. *Proceedings of the 12<sup>th</sup> Annual North American Lake Management Society Southeastern Lake Management*. Orlando, Florida.
- Kowalczyńska-Madura K., Gołdyn R. 2008. The internal loading of phosphorus from the sediments of Swarzędzkie Lake (Western Poland). *Environmental Geology* (w druku).
- Kozak A., Gołdyn R. 2004. Zooplankton versus phyto- and bacterioplankton in the Maltański Reservoir (Poland) during an extensive biomanipulation experiment. *Journal of Plankton Research* 26, 1: 37-48.
- Kozak A., Gołdyn R., Kowalczyńska-Madura K., Dondajewska R., Podsiadłowski S. 2007. Rekultywacja Zbiornika Maltańskiego w Poznaniu. VI Konferencja Naukowo-Techniczna NOT "Ochrona i rekultywacja jezior". Toruń: 225-230.

- Langa S. 2007. Zmiany sezonowe zbiorowiska sinic w Jeziorze Durowskim. Praca magisterska Zakładu Hydrobiologii Uniwersytetu im. A. Mickiewicza, Poznań, manuskrypt: 3-135.
- Langa S., Messyasz B. 2006. Daily changes in the density of filamentous cyanobacteria during bloom development in Lake Durowskie. W: Burchardt L. (ed.), *Proceedings of the 25<sup>th</sup> International Phycological Conference*. Algae and Their Changes over time: 78.
- Lindholm T., Meriluoto J. A. O. 1991. Recurrent Depth Maxima of the Hepatotoxic Cyanobacterium *Oscillatoria agardhii*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 45: 1629–1634.
- Lossow K. 1987. Zmiany chemizmu wód jeziora Mutek pod wpływem sztucznego trzyletniego napowietrzania. *Roczniki Nauk Rolniczych* H 10: 15-38.
- Lossow K. 1998. Ochrona i rekultywacja jezior – teoria a praktyka. W: Kraska M. (red.) *Bioróżnorodność w środowisku wodnym. Idee Ekologiczne* 13, Seria Szkice 7: 55-70.
- Lossow K., Gawrońska H., Jaszczułt R. 1998. Attempts to use wind energy for artificial destratification of Lake Starodworskie. *Polish Journal of Environmental Studies*, 7, 4, 221-227.
- Malej J., Majewski A. 2006. Wybrane problemy oczyszczania wód osadowych. [http://www.tu.koszalin.pl/~malej/decor/wyklady/ROS\\_T4\\_2002/ROS\\_T4\\_2002b.pdf](http://www.tu.koszalin.pl/~malej/decor/wyklady/ROS_T4_2002/ROS_T4_2002b.pdf)
- Marcinkowski M.J. 2007. Rekultywacja jezior a fosfor. *Ekologia* 2007: 48-49.
- Matkowski G., Podsiadłowski S. 2004. Aeracja pulweryzacyjna w warunkach jeziora Stare Resko. [w:] *Ochrona i rekultywacja jezior. V Konferencja naukowa*. Grudziądz, 11-13.05.2004. PZITS, Oddział Toruń: 151-158.
- Mazurkiewicz M. 2008. Profil pionowy fitoplanktonu Jeziora Durowskiego w czasie stagnacji zimowej. Praca magisterska Zakładu Hydrobiologii Uniwersytetu im. A. Mickiewicza, Poznań, manuskrypt.
- Meijer M-L. 2000. *Bio-manipulation in the Netherlands. 15 years of experience*. RIZA, the Netherlands, 208 s.
- Messyasz B. 1999. Zależności między fitoplanktonem, a elementami fizyczno-chemicznymi sześciu jezior Strugi Gołanieckiej. Maszynopis pracy doktorskiej, Zakład Hydrobiologii, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza, Poznań, mscr: 2–215.
- Messyasz B. 2000. Phytoplankton In the different mictic kind of lasek as reflection physicochemical parameters. W: Gurgul H. (ed.), *Physicochemical problems of natural waters ecology. Vol. II. Wydawnictwo Naukowe Uniwersytetu Szczecińskiego*: 141–156.
- Messyasz B. 2000a. The diel pattern of changes in vertical distribution of phytoplankton in two eutrophic stratified lakes. *Acta Hydrobiol.*, Kraków, 42(1/2): 41–52.
- Messyasz B. 2005. *Planktothrix agardhii* (Gom.) Anagn. et Kom. Blooms in tunnel–valley lakes. *International Conference: Hazardous algae – a problem for modern ecology*. 18–19 May, 2005, Gdańsk: 22–23.
- Messyasz B., Langa S. (w druku) Stimulating and suppressing the development of *Pseudanabaena limnetica* factors in Lake Durowskie. *Polish Journal of Ecology*
- Messyasz B., Langa S. 2006. Charakterystyka zbiorowiska fitoplanktonu w kąpieliskach Jeziora Durowskiego. *XX Zjazd Hydrobiologów Polskich*, 4–8 września 2006, Toruń: 146.
- Mischke U., Nixford B. 2003. Equilibrium phase conditions in shallow German lakes: How Cyanoprokayrota species establissch a steady state phase in late summer. *Hydrobiologia* 502: 123–132.

- Nixdorf B., Mischke U., Rücker J. 2003. Phytoplankton assemblages and steady in deep and shallow eutrophic lakes – an approach to differentiate the habitat properties of Oscillatoriales. *Hydrobiologia*, 502: 111–121.
- Nowak 2007. Pierwsze wyniki zastosowania preparatu Bentophos w Niemczech. Seminarium Phoslock na POLECO Poznań. <http://www.ekol-unicon.com.pl/pl/news/551>
- Podsiadłowski S. 2002. Wykorzystanie energii wietrznej w rekultywacji jezior. *Czysta Energia* 4: 14-15.
- Prejs A., Pijanowska J., Koperski P., Martyniak A., Baroń S., Hliwa P. 1997. Food web manipulation in a small, eutrophic Lake Wirbel, Poland: long-term changes in fish biomass and basic measures of water quality. A case study. *Hydrobiologia* 342/343: 383-386.
- Reitzel K., Hansen J., Andersen F. Ø., Hansen K.S., Jensen H.S. 2005. Lake restoration by dosing aluminum relative to mobile phosphorus in the sediment. *Environ. Sci. Technol.* 39: 4134-4140.
- Reitzel K., Hansen J., Jensen H.S., Andersen F.Ø., Hansen K.S. 2003. Testing aluminum addition as a tool for lake restoration in shallow, eutrophic Lake Sønderby, Denmark. *Hydrobiologia* 506-509: 781-787.
- Reynolds C. S. 1994. The long, the short and the stalled: on the attributes of phytoplankton selected by physical mixing in lakes and rivers. W: J. P. Descy, C. S. Reynolds & J. Padisak (eds.). *Phytoplankton in turbid environments: rivers and shallow lakes. Hydrobiologia*, 289: 9–21.
- Reynolds C. S., Huszar V. L. M., Kruk C., Naselli – Flores. L., Melo S. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *J. Plankton Res.* 24: 417–428.
- Robb M., Greenop B., Goss A., Douglas G., Adeney J. 2003. Application of Phoslock™, an innovative phosphorus binding clay, to two Western Australian waterways: preliminary findings. *Hydrobiologia* 494: 237-243.
- Rojó C., Cobelas M. A. 1994. Population dynamics of *Limnothrix redekei*, *Oscillatoria lanceaformis*, *Planktothrix agardhii* and *Pseudanabaena limnetica* (cyanobacteria) in a shallow hypertrophic lake (Spain). W: E. Mortensen et al. (eds.). *Nutrient dynamics and biological structure in shallow freshwater and brackish lakes. Hydrobiologia*, 275/276: 165–171.
- Ross G., Haghseresht F., Cloete T.E. 2008. The effect of pH and anoxia on the performance of Phoslock®, a phosphorus binding clay. *Harmful algae* (w druku).
- Scharf W. 2007. Biomanipulation as a useful water quality management tool in deep stratifying reservoir. *Hydrobiologia* 583: 21-42.
- Søndergaard M., Wolter K-D., Ripl W. 2002. Chemical treatment of water and sediments with special reference to lakes. W: Perrow M.R., Davy A.J. (red.) *Handbook of ecological restoration*. Cambridge Univ. Press: 184-205.
- Vollenweider R. A. 1976. Advances in defining the critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* 33: 53-83.
- Vostradovský J., Albertová O. Křížek J., Růžička L., Vostradovská M. 1988. Water-supply reservoirs and fish biomanipulation. *Páce VURH Vodňany* 17: 45-50.
- Wauer G., Gonsiorczyk T., Casper P., Koschel R. 2005. P-immobilisation and phosphatase activities in lake sediment following treatment with nitrate and iron. *Limnologia* 35: 102-108.
- WIOŚ 2002. Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Poznaniu, Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Bydgoszczy, Akademia Rolnicza w Poznaniu. Stan czystości wód zlewni rzeki wełny. *Biblioteka monitoringu środowiska*, Poznań.

- WIOŚ 2007. Kołodziej L., Duraj M., Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Poznaniu, Delegatura w Pile. Informacja o stanie czystości Jeziora Durowskiego, Piła.
- Wiśniewski R. 1999. Phosphate inactivation with iron chloride during sediment resuspension. *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 4: 65-73.
- Wiśniewski R. 2006. Inaktywacja PO<sub>4</sub> w jeziorach hipertroficznym. W wodzie czy w osadach, czym i w jaki sposób? XX Zjazd Hydrobiologów Polskich, 5-8.09.2006. Streszczenia wystąpień, Toruń 2006, 215 str.
- Zavenboom W., Bij de Vaate A., Mur L. R. 1982. Assesment of factors limiting growth rate for *Oscillatoria agardhii* in hypertrophic Lake Wolderwijd, 1978, by use of physiological indicators. *Limnol. Oceanogr.*, **27**(1): 39-52.