

WOJCIECH SZELIGIEWICZ

*Centrum Badań Ekologicznych PAN*

*Dziekanów Leśny*

*05-092 Łomianki*

*e-mail: wojwicz@wp.pl*

## MODELOWANIE EKOSYSTEMÓW WODNYCH W INSTYTUCIE EKOLOGII PAN

Modelowanie ekosystemów wodnych w Instytucie Ekologii należało do jednego z kierunków uprawianej tu ekologii matematycznej, z którą związane są w szczególności takie postaci, jak prof. Romuald Klekowski – entuzjasta, inspirator, propagator i mecenas tej dyscypliny, prof. Władimir Menshutkin – renomowany modelarz o olbrzymim doświadczeniu i wiedzy (obydwaj są autorami kilku książek o tematyce modelarskiej, m.in. podręcznika „Modelowanie Matematyczne Procesów Ekologicznych”), doc. Teresa Wierzbowska – inicjator i popularyzator kierunku modelowania statystycznego w Instytucie, prof. Janusz Uchmański (m.in. autor podręcznika „Klasyczna Ekologia Matematyczna”), który dokonał znacznego wkładu w rozwój światowego kierunku tzw. modelowania osobniczego w ekologii. Modelowaniem osobniczym w Instytucie zajmowali się także badacze gryzoni (BUJALSKA i GRÜM 1989, 1994; GRÜM i BUJALSKA 1994) i owadów (JABŁOŃSKI i ROWIŃSKI 1993).

Poniżej przedstawiam jedynie zarys historii modelowania wodnego w Instytucie, w której od 1980 r. – od kiedy przyszedłem do Instytutu brałem udział i byłem bezpośrednim jej świadkiem.

Większość omawianych tu modeli wodnych powstała w Pracowni Modelowania Matematycznego kierowanej przez prof. Janusza Uchmańskiego. Dotyczyły one zarówno funk-

cjonowania całego ekosystemu wodnego, jak i niektórych, zachodzących w nim procesów. Początkowo, w latach 80., w okresie dużego zainteresowania światowej opinii problemami eutrofizacji i poszukiwań metod jej przeciwdziałania, zajęto się w Instytucie popularnymi wówczas w literaturze modelami empirycznymi typu Vollenweidera do oceny stanu trofii zbiornika w zależności od łącznego ładunku fosforu dopływającego do ekosystemu wodnego. Modele VOLLENWEIDERA (1979) przedstawiały zależności pomiędzy bezpiecznymi i niebezpiecznymi obciążeniami zbiornika fosforem i azotem a jego parametrami morfometrycznymi i hydrologicznymi. Zależności te pozwalały na wyznaczenie prognozowanego stanu trofii jeziora oraz ładunku fosforu, jaki należy eliminować z dopływu do jeziora ze zlewni. Modele te zostały rozszerzone przez RAST i LEE (1978) w ramach programu prowadzonego pod auspicjami Organizacji do Spraw Ekonomicznej Współpracy i Rozwoju OECD (Organization for Economic Cooperation and Development) na związki pomiędzy ładunkiem fosforu dopływającym do zbiornika a widzialnością krążka SECCHIEGO\* oraz poziomem chlorofilu a w wodzie jeziora. Zależności te stały się podstawą modelu OECD i potwierdziły fakt, że wprowadzanie zwiększonego ładunku fosforu do jeziora pogarsza stan jego trofii (JONES i LEE 1986). Modele tego typu odegrały w praktyce

\*Krażek Secchiego to krażek o ustalonych rozmiarach i barwie stosowany w warunkach terenowych do szybkiego oszacowania przezroczystości wody.

hydrobiologicznej znaczną rolę ze względu na ich prostotę i możliwość dokonywania dzięki nim szybkich prognoz, dotyczących zwłaszcza zabiegów rekultywacji ekosystemów wodnych poprzez redukcję obciążenia fosforem. Modele te dostosowano do warunków panujących w jeziorach polskich (UCHMAŃSKI i SZELIGIEWICZ 1988, GIERCUSZKIEWICZ-BAJTLIK 1990, GIERCUSZKIEWICZ-BAJTLIK i współaut. 1991). Wyniki wykonanych w Instytucie powyższych adaptacji były w szczególności wykorzystane w Komputerowym Programie Ochrony Jezior, który stworzony został w Instytucie Ochrony Środowiska w Warszawie przez dr M. Giercuszkiewicz-Bajtlik i dr A. Koczyka przy współpracy prof. J. Uchmańskiego i dr W. Szeligiewicza z Instytutu Ekologii PAN. Program ten zastosowany został przez wiele krajowych ośrodków decyzyjnych różnych szczebli i przez niektóre uczelnie wyższe. Wyznacza on aktualne i prognostyczne ładunki fosforu ogólnego i azotu ogólnego dopływające do wód ze źródeł punktowych (ścieki bytowo-gospodarcze i przemysłowe), przestrzennych (spływ z terenów zagospodarowanych rolniczo, zalesionych, zabudowanych oraz dopływ z opadem atmosferycznym), a także liniowych (dróg komunikacyjnych). Pozwala on także określić wielkości ładunków fosforu i azotu, które powinny być eliminowane z dopływu do wód zbiornika w wyniku działań ochronnych przez porównanie ich z niebezpiecznymi obciążeniami zbiornika. Umożliwia on również podanie prognostycznej klasy czystości wód jeziora po zastosowaniu redukcji zanieczyszczeń z poszczególnych źródeł.

Powstały na bazie powyższego programu komputerowy Program Ochrony Systemu Wielkich Jezior Mazurskich wraz z komputerową bazą danych zlewni Jeziora Mamry, Niegocin, Mikołajskiego, Śniardwy i Roś (GIERCUSZKIEWICZ-BAJTLIK 1990) został wdrożony przez Fundację Ochrony Wielkich Jezior Mazurskich w Giżycku w ramach Programu PHARE II.

W okresie tym zaczęto także opracowywać symulacyjne modele ekosystemów wodnych, uwzględniające złożoność procesów ekologicznych zachodzących w badanym zbiorniku. Miały one naśladować mechanizm zjawisk, a nie tylko dostarczać opisu fenomenologicznego. Stwarzały one przez to możliwość analizy roli czynników i mechanizmów prowadzących do określonych zmian w ekosystemie oraz przewidywania ich skutków. Modele te wy-

magaly rozbudowanych programów numerycznych i dużej ilości danych pomiarowych. W ten sposób wykonano dwa modele jeziora Głębokiego (Pojezierze Mazurskie) (SZELIGIEWICZ 1986; UCHMAŃSKI 1989a, b; UCHMAŃSKI i współaut. 1993). Pierwszy z tych modeli (SZELIGIEWICZ 1986, UCHMAŃSKI i współaut. 1993) umożliwiał przewidywanie pionowych profili temperatur w kolumnie wody tego zbiornika w ciągu całego okresu stratyfikacji, a także pozwalał ocenić wielkość mieszania wód poprzez konwekcję swobodną, turbulencję oraz ruchy wód wymuszone przepływem rzeczny. Pozwalał także przewidywać kształty pionowych profili koncentracji biomasy fitoplanktonu i zooplanktonu oraz koncentracji fosforu, a w szczególności charakterystyczne zmiany w czasie (łącznie z wiosennym zakwittem) koncentracji biomasy fitoplanktonu. Doświadczenia wyniesione z budowy tego modelu były później pomocne przy konstrukcji biologicznej części modelu jeziora Aydat (Masyw Centralny, Francja), wykonanego zespołowo w École National Supérieure des Mines de Paris (LAFFORGUE i współaut. 1995). Drugi model jeziora Głębokiego (UCHMAŃSKI 1989a, b; UCHMAŃSKI i współaut. 1993) był bardziej od pierwszego złożony pod względem opisu biologicznego i zawierał oprócz powyższych zmiennych także detrytus, bakterie oraz zooplankton drapieżny i niedrapieżny. Obliczenia w tym modelu odnoszone były do epilimnionu, a parametry środowiska abiotycznego były wprowadzane do modelu z zewnątrz.

Wykonany został także model symulujący wpływ organizmów bentosowych na wymianę fosforu między osadami dennymi i wodą przydenną (MITRASZEWSKI i UCHMAŃSKI 1989), w którym wykorzystano dane z eksperymentów na rdzeniach osadów dennych z Jeziora Głębokiego i Jeziora Inulec (Pojezierze Mazurskie).

Opracowano również dwie techniki ułatwiające ocenę parametrów równań modeli symulacyjnych (LOGA 1984, 1989; UCHMAŃSKI i współaut. 1993).

Patrząc dziś na wykonane przez nas modele symulacyjne trzeba uwzględnić także warunki i okoliczności w jakich one powstawały. Wszystkie one mogą być z łatwością dostosowane do pracy na średniej klasy PC-tach, jakie prawie każdy z nas ma dziś na własnym biurku, dysponując przy tym bogactwem programów użytkowych. Ale wówczas, gdy modele te były tworzone, komputery osobiste, jeszcze zupełnie nieporadne, dopiero zaczynały się po-

jawiać. Większość symulacji numerycznych wykonywaliśmy w Centrum Obliczeniowym Polskiej Akademii Nauk, korzystając z internetu jednej z dwóch największych wówczas w kraju maszyn cyfrowych (CYBER), ulokowanej w Instytucie Badań Jądrowych w Świerku. Programy te pisane były na kartach perforowanych w języku FORTRAN, a wydruki otrzymywane w postaci wielkich plików papierowych, których sterty zalegały połowę podłogi naszej instytutowej pracowni. Ze względu na słabo rozwiniętą diagnostykę błędów, każda poprawa programu wymagała długiego ślęczenia w Centrum nawet do późnych godzin nocnych, a wobec licznych użytkowników tego komputera kolejne, poprawiane wydruki otrzymywało się przeważnie po znacznym okresie oczekiwania na swoją kolejkę na tzw. „inpucie” i „outpucie”. Przejściowo, ze względów niezależnych od nas na początku lat 80. wspomniany interwał został wyłączony, przez co musiałem przenieść się z obliczeniami do wspomnianego Instytutu Badań Jądrowych. Wiązało się to z koniecznością dodatkowych wyjazdów poza Warszawę i wyrabianiem każdorazowo przepustek na wejście na teren tego Instytutu. Mieliśmy wprowadzić wówczas w naszym Instytucie własny „komputer” – MERĘ – o wielkości sporej szafki, lecz o parametrach pracy nie korespondujących absolutnie z jej rozmiarami. Pewne nadzieje na poprawę tej sytuacji stworzyły pierwsze mikrokomputery, których przedstawicielem był u nas ZX SPECTRUM. Większą jednak pomocą był raczej dla nas programowalny, starszy kalkulator firmy TEXAS INSTRUMENTS. Ale prawdziwy pożytek mieliśmy dopiero z pierwszych stacjonarnych komputerów osobistych firmy IBM.

Niedoskonałości sprzętu obliczeniowego nie były jednak tak dolegliwe dzięki przychylnemu modelowaniu atmosfery w Instytucie, a w szczególności w Zakładzie Hydrobiologii kierowanym przez prof. Annę Hillbricht-Ilkowską. Każdy problem biologiczny mógł być na miejscu szczegółowo i życzliwie przedyskutowany.

Oprócz symulacyjnych modeli wodnych zajmowano się także tzw. „modelami głębokości krytycznej” typu SVERDRUPA, przeznaczonymi do przewidywania warunków, w jakich może dochodzić do powstawania zakwitu fitoplanktonu w powierzchniowej warstwie wymieszanej zbiornika, oraz do oceny kierunku zmian biomasy fitoplanktonu w tej warstwie (SZELIGIEWICZ 1997a, 1998, 1999b, 2000b). Je-

dynym czynnikiem wpływającym w tych modelach na wzrost fitoplanktonu była dostępność światła, regulowana grubością warstwy wymieszanej. Wobec pojawienia się w literaturze konkurencyjnej koncepcji tych modeli, opartej na krytycznym natężeniu światła, pokazano teoretycznie, że nowa koncepcja może być interpretowana w kategoriach głębokości krytycznej (SZELIGIEWICZ 1997a, 1998). Było to równoważne włączeniu do tradycyjnego modelu głębokości krytycznej mechanizmu regulacji biomasy poprzez samozacienianie, oraz uwzględnieniu wielu gatunków fitoplanktonu. Wówczas, przez analogię do koncepcji krytycznego natężenia światła, modele takie dostarczałyby sposobu przewidywania wyniku wypierania się gatunków fitoplanktonu w konkurencji o światło na podstawie zmian grubości warstwy wymieszanej i głębokości krytycznych, odpowiadających danemu gatunkowi. Pokazano przy tym, że przy spadku grubości warstwy wymieszanej lub przy zredukowanym pionowym mieszaniu, gęstość biomasy fitoplanktonu w tej warstwie teoretycznie mogłaby osiągać dowolnie duże wartości, co przemawiało za potrzebą uwzględniania efektów gęstościowo-zależnych w modelach fitoplanktonu, szczególnie przy próbach wyciągania wniosków o biomacie, opartych na jej stanach równowagowych (SZELIGIEWICZ 1997b).

Praktyczne stosowanie modeli opartych na koncepcji krytycznego natężenia światła ograniczone było do stałych warunków laboratoryjnych. Podano zatem teoretyczne podstawy metod praktycznego stosowania tych modeli i przesłanki sposobów pomiarowego określania głębokości krytycznej w przypadku, gdy uwzględnione są dobowe zmiany światła dopływającego do zbiornika (SZELIGIEWICZ 1999b, 2000b). Przy tym zaproponowane metody oceny głębokości krytycznej nie wymagałyby oddzielnego oszacowywania wielkości ubytków biomasy fitoplanktonu.

Elementy koncepcji modeli głębokości krytycznej zastosowano później przy konstrukcji modelu jeziora Le Bourget (Francja) (SZELIGIEWICZ i LOGA-KARPIŃSKA 2003), w którym zmiany biomasy planktonu w obrębie powierzchniowej warstwy wymieszanej symulowano poprzez m.in. zależność wzrostu fitoplanktonu od głębokości tej warstwy, zaś przyrosty planktonu poniżej tej warstwy modelowane były w oparciu o równania adwekcji-dyfuzji.

Prowadzono też prace nad wpływem temperatury oraz pionowej stratyfikacji na wielkość produkcji pierwotnej i biomasy fitoplanktonu w warstwie wymieszanej i w kolumnie wody. W ramach tej problematyki modelowana była zmiana strumienia opadających komórek fitoplanktonu w obszarze metalimnionu w kontekście znanej z literatury hipotezy o wpływie metalimnionowego skoku termicznego na prędkość opadania cząstek i na wielkość tego strumienia (SZELIGIEWICZ 1986, 1989).

Zajmowano się także zmianami przestrzennymi produkcji pierwotnej w warstwie powierzchniowej zbiornika, po odstąpieniu od uproszczenia, że powierzchniowa warstwa wody jest całkowicie wymieszana, i po przyjęciu, że w warstwie tej komórki fitoplanktonu poruszają się po ustalonych trajektoriach, zależnych od kształtu wirów i cyrkulacji wody. Oceniano wpływ tych trajektorii na wzrost fitoplanktonu (SZELIGIEWICZ 2000a). Oszacowano wielkość zróżnicowania produkcji pierwotnej wewnątrz rozpatrywanych wirów i różnice w stosunku do produkcji w warstwie wymieszanej. Stwierdzono również, że wzrost fitoplanktonu swobodnie poruszającego się wewnątrz wirów może być inny niż poza tymi wirami i inny, niż w warstwie wymieszanej, a ponadto, że im bardziej takie wiry są rozciągnięte poziomo, tym zjawiska te mogą być wyraźniejsze. Procesy te mogłyby przyczyniać się do powstawania skupiskowości planktonu oraz do lokalnych zmian dominacji gatunków, powodowanych np. falami wewnętrznymi (SZELIGIEWICZ 2000a).

Podział zbiornika na strefy foteiczne dostarcza elementarnej informacji o przestrzennych zmianach produkcji pierwotnej w zbiorniku. W pracach dotyczących głębokości kompensacji i z definicji związanej z nią strefy eufotycznej

pokazano, że w niektórych przypadkach strefa eufotyczna może mieć kształt odbiegający od funkcjonującego w literaturze stereotypu (SZELIGIEWICZ 1999a). Rozpatrywano efekty fotoadaptacji podczas ruchu komórek fitoplanktonu po ustalonych trajektoriach w niejednorodnym polu światła. Modelowane głębokości punktu kompensacji w zbiorniku przedstawiały skomplikowane powierzchnie. W tej złożonej strukturze powyżej punktu kompensacji mogła lokalnie występować nie strefa eufotyczna – jak w „klasycznym” przypadku, lecz afotyczna itp. Przy tym obraz strefy eufotycznej silnie zależał od wielkości determinujących „klasyczną” głębokość kompensacji.

Kierunek, w jakim podążaliśmy z budową modeli wodnych był w pewnej mierze odbiciem światowych trendów: były to poszukiwania matematycznego opisu ekosystemu wodnego zarówno w sposób skrajnie uproszczony, jak i uwzględniający głębie jego złożoności. Rozpatrywane były także zjawiska związane z efektami adaptacji procesu fotosyntezy do zmian światła oraz modelowane były mechanizmy mogące wywoływać heterogeniczność rozmieszczenia planktonu. Modelowano także kształt strefy eufotycznej by zasugerować, że wbrew potocznym wyobrażeniom, nie musi ona być jednolitą warstwą. Próbowano również wnieść wkład w rozwój koncepcji umożliwiającej przewidywanie fitoplanktonowych zakwitów i sukcesji gatunków fitoplanktonu konkurujących o światło.

Serdecznie dziękuje Pani dr Mieczysławie Giercuskiewicz-Bajtlik z Instytutu Ochrony Środowiska w Warszawie za informacje o dokonanych wdrożeniach komputerowego Programu Ochrony Jezior.

## AQUATIC ECOSYSTEMS MODELLING IN THE INSTITUTE OF ECOLOGY POLISH ACADEMY OF SCIENCES

### S u m m a r y

Two approaches common in literature were adopted for aquatic ecological modelling in the Institute of Ecology PAS. Following the first approach, in which the models were kept very simple, we developed “empirical” or “input-output” Vollenweider-type models to describe trophic states of lakes. Numerical programs written by Dr M. Giercuskiewicz-Bajtlik and Dr A. Koczyk from the Institute of Environmental Protection, based on our results, appeared to have vast practical applications to management of Polish lakes and were used in educational processes at some Polish

universities. We also modified Sverdrup’s critical mixed layer depth model used to predict phytoplankton blooms by phytoplankton self-shading effect inclusion through a reinterpretation of critical light model. Part of our work was also devoted to methodology, e.g. to the problem of model parameters calibration. In addition, we developed so-called “mechanistic models” corresponding to the second approach to describe many complex interrelations that occur in real lakes and that influence the trophic state of the water, phytoplankton seasonal succession and biogeo-

chemical cycles. The dynamic nature of net photosynthesis and the structure of water currents were also simulated, revealing a potentially heterogeneous euphotic zone which suggests that some of the considerations in literature based on the static compensation

depth concept need to be verified and that the zone may not be a uniform layer.

## LITERATURA

- BUJALSKA G., GRÜM L., 1989. *Social organization of the bank vole (Clethrionomys glareolus Schreber 1780) and its demographic consequences: a model*. Oecologia, Berlin. 80, 70–81.
- BUJALSKA G., GRÜM L., 1994. *Dispersal behaviour in female bank voles, Clethrionomys glareolus (Schreber 1780)*. Pol. Ecol. Stud. 20, 123–129.
- GIERCUSZKIEWICZ-BAJTLIK M., 1990. *Prognozowanie jakości wód stojących*. IOŚ, Warszawa.
- GIERCUSZKIEWICZ-BAJTLIK M., SZELIGIEWICZ W., ZADARNOWSKA A., UCHMAŃSKI J., 1991. *Metoda prognozowania stanów trofii jezior*. Gospodarka Wodna 5, 102–107.
- GRÜM L. BUJALSKA G., 1994. *Dispersal strategies in female bank voles, Clethrionomys glareolus (Schreber 1780)*. Pol. Ecol. Stud. 20, 177–185.
- JABŁOŃSKI P., ROWIŃSKI A., 1993. *A model of food territoriality in water striders (Gerridae)*. Pol. Ecol. Stud. 19, 85–99.
- JONES R. A., LEE G. F., 1986. *Eutrophication Modeling for Water Quality Management*. Vollenweider OECD Update, Water Quality Bulletin 11(2).
- LAFFORGUE M., SZELIGIEWICZ W., DEVAUX J., POULIN M., 1995. *Selective mechanisms controlling algal succession in Aydat Lake*. Water Science and Technology 32, 117–127.
- LOGA M., 1984. *Analiza możliwości usprawnienia procesu estymacji parametrów modelu obiegu fosforu w ekosystemie jeziora*. Praca magisterska. Politechnika Warszawska, Warszawa.
- LOGA M., 1989. *Methods for improving the efficiency of calibration of a model of phosphorus cycling in a lake ecosystem*. Ekol. pol. 36, 387–406.
- MITRASZEWSKI P., UCHMAŃSKI J., 1988. *A numerical model of phosphorus exchange between the sediments and the near-bottom water in a lake*. Ekol. pol. 36, 317–346.
- RAST W., LEE G. F., 1978. *Summary Analysis of the North American (US Portion) OECD Eutrophication Project, Nutrient Loading – Lake Response Relationships and Trophic State Indices*. EPA-600/3-78-008, US EPA.
- SZELIGIEWICZ W., 1986. *Numeryczny model krążenia fosforu w jeziorze stratyfikowanym termicznie*. Praca doktorska. Instytut Ekologii PAN, Dziekanów Leśny.
- SZELIGIEWICZ W., 1989. *Modelling of organic particle flux through the metalimnion in lakes*. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 33, 169–177.
- SZELIGIEWICZ W., 1997a. *Prognozowanie zakwitów: nowe spojrzenie na model głębokości krytycznej Sverdrupa*. [W:] *Materiały Zjazdowe*. Poznań, 8-11 września 1997r. BURCHARD L., MESSYASZ B. (red.). Polskie Towarzystwo Hydrobiologiczne. Oddział w Poznaniu, 112–113.
- SZELIGIEWICZ W., 1997b. *Consequences of neglecting density-dependence effects in steady-state properties of phytoplankton models*. Pol. Arch. Hydrobiol. 44, 323–328.
- SZELIGIEWICZ W., 1998. *Phytoplankton blooms predictions - a new turn for Sverdrup's critical depth concept*. Pol. Arch. Hydrobiol. 45, 501–511.
- SZELIGIEWICZ W., 1999a. *Vertical mixing influence on the compensation depth*. J. Mar. Systems 21, 169–177.
- SZELIGIEWICZ W., 1999b. *Critical depth concept: current state and prospects*. Acta Hydrobiologica 41 (Supl. 6), 243–247.
- SZELIGIEWICZ W., 2000a. *Algal growth and its spatial distribution influenced by water vertical circulation*. Nonlinear Analysis 1, 23–36.
- SZELIGIEWICZ W., 2000b. *Is it possible to evaluate critical depth without knowing phytoplankton losses. Theoretical premises*. Polskie Archiwum Hydrobiologii 47, 527–579.
- SZELIGIEWICZ W., LOGA-KARPIŃSKA M., 2003. *Modelling the Lac du Bourget ecosystem*. [W:] *Integrated Water Resource Management for Important Deep European Lakes and their Catchment Areas*. EUROLAKES D 26, 6–23 (Raport dla V Programu Ramowego UE).
- UCHMAŃSKI J., 1989a. *Simulation model of phosphorus cycling in the epilimnion of an eutrophic lake*. Ekol. pol. 36, 347–386.
- UCHMAŃSKI J., 1989b. *Numerical experiments with a simulation model of phosphorus cycling in the eutrophic Lake Głębokie*. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 33, 147–156.
- UCHMAŃSKI J., SZELIGIEWICZ W., 1988. *Empirical models for predicting water quality, as applied to data on lakes of Poland*. Ekol. pol. 36, 285–316.
- UCHMAŃSKI J., SZELIGIEWICZ W., LOGA M., 1993. *Modelling of physical, chemical and biological processes in Polish lakes and reservoirs*. [W:] *Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management*. STRAŠKRABA M., TUNDISI J. G., DUNCAN A. (red.). Kluwer Academic Publishers, 99–118.
- VOLLENWEIDER R. A., 1979. *The nutrient loading Concept as a Basis for the Manipulation of the Eutrophication of Lakes and Reservoirs*. Z. F. Wasser Forschung 12, 46–56.