

Możliwości teledetekcyjnego monitorowania zawartości chlorofilu-a w wodach śródlądowych

Possibilities of the monitoring of chlorophyll-a concentration in inland water using remote sensing techniques

Katarzyna OSIŃSKA-SKOTAK

Słowa kluczowe: chlorofil-a, wody śródlądowe

Key words: chlorophyll-a, inland water

The variety of satellite data accessible at present gives the wide possibilities for the surface waters quality monitoring in case of size of monitored area (the size of satellite scene), possibility of obtaining the different water quality parameters (different spectral bands) and the precision of spatial distribution those parameters (pixel size). The chlorophyll-a, basic hydrobiological parameter, is the main index of the phytoplankton content in water. Remote sensing monitoring of chlorophyll-a concentration in case of sea and oceanic waters

has been made for many years. Many computational formulae in reference to inland waters was elaborated for individual lakes or the types of lakes, but there is no universal formula independent from kind of water basin. The article presents the part of results of study made from 2003 for two tested areas, the Mazurian lakes and the Vistula Lagoon. The elaboration of the processing methodology of the superspectral CHRIS satellite data for the inland waters quality assessment was the main aim of this study.

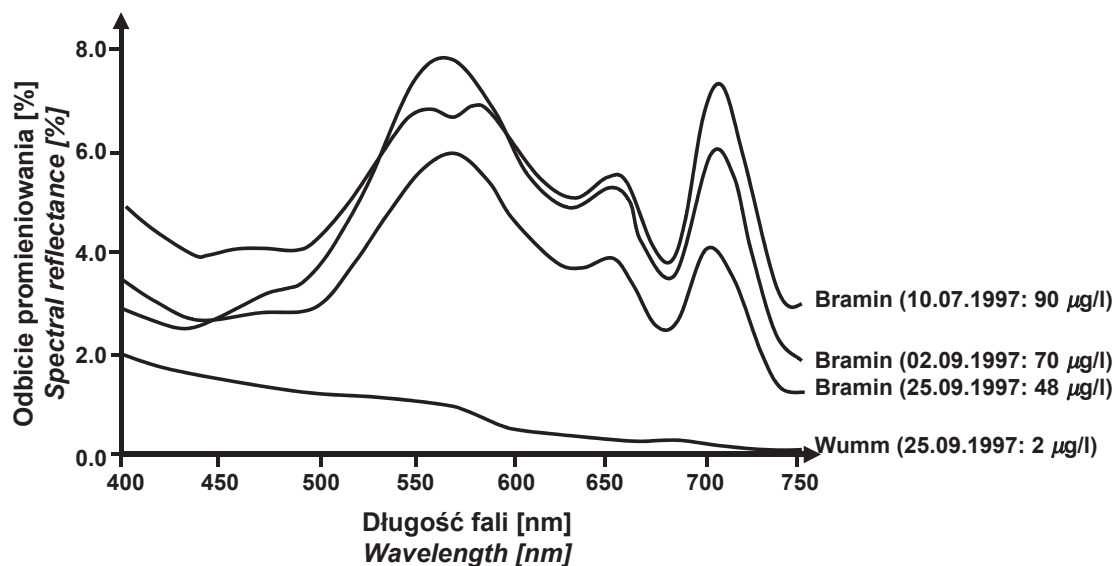
Wprowadzenie

Praktycznie od początku rozwoju technik teledetekcyjnych dane satelitarne stosowane są do badania zawartości chlorofilu-a w wodach powierzchniowych. Nie mniej jednak operacyjnie, dane teledetekcyjne stosowane są jedynie w odniesieniu do wód morskich i oceanicznych. W przypadku wód śródlądowych opracowano szereg formuł obliczeniowych dla konkretnych zbiorników wodnych (Harding i in., 1995; Giardino i in., 2001; Heege i Fischer, 2004), bądź określonych rejonów występowania jezior (Flink i in., 2001; Harma i in., 2001; Koponen i in., 2001; Thiemann i Kaufmann, 2002). Ale operacyjny monitoring jakości wód śródlądowych z wykorzystaniem danych satelitarnych nie jest jeszcze prowadzony. Problemem jest oczywiście fakt, iż różne skanery rejestrują dane satelitarne w różnych zakresach spektralnych, co powoduje, że uzyskanie jednej uniwersalnej formuły obliczeniowej dla wszystkich systemów satelitarnych jest właściwie niemożliwe. Ale również w przypadku konkretnego skanera trudno mówić, że zostały wypracowane konkretne algorytmy w odniesieniu do wód śródlądowych. Badania prowadzone od 2003 roku dla dwóch obszarów testowych, wybranego obsza-

ru pojezierza mazurskiego oraz Zalewu Wiślanego, wskazują jednak iż możliwe jest opracowanie uniwersalnej formuły obliczeniowej pozwalającej na określenie zawartości chlorofilu-a na podstawie danych satelitarnych CHRIS/PROBA niezależnie od badanego zbiornika wodnego (Osińska-Skotak, w przygotowaniu do druku).

Teledetekcyjne określanie zawartości chlorofilu-a w wodach powierzchniowych

Chlorofil-a jest podstawowym wskaźnikiem jakości wód powierzchniowych, określanym rutynowo w badaniach hydrobiologicznych wód powierzchniowych. Chlorofil-a stanowi główny wskaźnik rozwoju fitoplanktonu. Wraz z jego rozwojem zawartość chlorofilu-a w wodzie rośnie, natomiast spadek zawartości chlorofilu-a wskazuje na proces obumierania fitoplanktonu. Fitoplankton unoszący się w wodzie może się składać z organizmów żywych oraz zamierających, które zawierają komórki alg z dużą zawartością pigmentów oraz cząstki słabo zabarwione (Dekker, 1993). Ponieważ chlorofil powoduje zmianę właściwości spektralnych wody (Ryc. 1), możliwe jest jego określenie na podstawie pomiarów spektralnych.



Ryc. 1. Wpływ zawartości chlorofilu-a na właściwości spektralne wód jeziornych. Charakterystyki spektralne pomierzone w 1997 roku dla jezior Meklemburgii, (opracowano za Thiemann i Kaufmann, 2002).

Fig. 1. The chlorophyll-a content influence on lake water spectral reflectance. Spectral curves measured in 1997 for Meklemburgian lakes (based on Thiemann and Kaufmann, 2002)

Generalnie, można zauważyć, że wraz ze wzrostem zawartości chlorofilu-a w wodzie wzrasta również wielkość odbicia spektralnego w zakresie promieniowania zielonego, czerwonego oraz bliskiej podczerwieni (Ryc.1). Największe różnice – w stosunku do wody o niskiej zawartości chlorofilu – występują w zakresie promieniowania o długości fali ok. 560 nm, 660 nm, 675 nm oraz 705 nm. Wg Dekker'a (1993) chlorofil-a najsilniej pochłania promieniowanie o długości fali 438 nm i 676 nm.

Wraz z pojawieniem się pierwszych cywilnych systemów teledetekcyjnych pojawiły się również próby wykorzystania danych satelitarnych do badania wód powierzchniowych. Lindell i Rosengren (1981) prowadzili prace m.in. nad wykorzystaniem danych satelitarnych LANDSAT MSS do określania przezroczystości i mętności wód. Te dwa parametry były wówczas najczęściej określane na podstawie danych teledetekcyjnych.

Do badania zawartości chlorofilu-a w wodach powierzchniowych stosowano m.in. dane LANDSAT TM. Hedger i in. (2002) przytaczają za Bennet'em (1994) następującą formułę na określenie zawartości chlorofilu-a na podstawie danych zarejestrowanych z lotniczego skanera ATM (Airborne Thematic Mapper):

$$\text{Chl-a} [\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}] = -7.94 \cdot 716 R_{\text{TM}3} / R_{\text{TM}5},$$

gdzie $R_{\text{TM}3}$ jest spektralną radiancją energetyczną zarejestrowaną w zakresie TM 3 (520÷600 nm) a $R_{\text{TM}5}$ radiancją zarejestrowaną w zakresie TM 5 (630÷690 nm). Współczynnik determinacji R^2 dla dziewięciu pomiarów wyniósł 0.879. Giardino i in. (1997) w wyniku przeprowadzonych prac badawczych otrzymali zależność empiryczną (ze współczynnikiem determinacji 0.99) na obliczenie stężenia chlorofilu-a w wodach powierzchniowych:

$$\text{Chl-a} [\text{mg}/\text{m}^3] = -6.26 \cdot (R_{\text{TM}3}^{\text{atm}}/R_{\text{TM}1}^{\text{atm}}) - 0.06 \cdot (R_{\text{TM}3}^{\text{atm}} + R_{\text{TM}2}^{\text{atm}}) + 0.36,$$

w której $R_{\text{TM}1}^{\text{atm}}$, $R_{\text{TM}2}^{\text{atm}}$, $R_{\text{TM}3}^{\text{atm}}$ to spektralna radiancja energetyczna zarejestrowana przez skaner TM w kanałach TM1, TM2 i TM3 skorygowana za względu na wpływ atmosfery.

Ghezzi i in. (1998) stwierdzili, że w przypadku danych LANDSAT TM odbicie spektralne w zakresie TM3 można odjąć od odbicia spektralnego w kanale TM2 w celu skorygowania wpływu rozpraszania promieniowania przez nieorganiczne cząstki zawieszony w wodzie. Idąc tym tokiem rozumowania uzyskali następującej postaci zależność ze współczynnikiem determinacji $R^2 = 0.738$:

$$\text{Chl-a} = 40.741 \cdot [(\rho_{\text{TM}2}^{\text{atm}} - \rho_{\text{TM}3}^{\text{atm}})/\rho_{\text{TM}1}^{\text{atm}}],$$

gdzie $\rho_{\text{TM}1}^{\text{atm}}$, $\rho_{\text{TM}2}^{\text{atm}}$, $\rho_{\text{TM}3}^{\text{atm}}$ to odbicie spektralne w kanałach TM1, TM2 i TM3 skorygowane ze względu na wpływ atmosfery.

Giardino i in. (2001) dla jeziora Iseo we Włoszech opracowali z kolei zależność:

$$\text{Chl-a} [\text{mg}/\text{m}^3] = 11.18 \cdot \rho_{\text{TM}1} - 8.96 \cdot \rho_{\text{TM}2} - 3.28,$$

dla której współczynnik determinacji wyniósł aż $R^2 = 0.999$, ale uzyskano ją na podstawie tylko czterech punktów pomiarowych.

Mimo niewielkiej rozdzielczości spektralnej również dane satelitarne rejestrowane przez francuski system SPOT mogą posłużyć do monitorowania zawartości chlorofilu-a w wodach powierzchniowych. Yang i inni (2000) dla danych SPOT uzyskali następujące wyrażenie ze współczynnikiem determinacji $R^2 = 0.951$:

$$\ln(\text{Chl-a}) = 9.37 + 10.10 \cdot \ln(\text{XS3} / \text{XS2}).$$

Takio i in. (2003) w zależności od terminu badań uzyskali odmienne wyrażenia i różną wartość korelacji dla zależności koncentracji chlorofilu-a i odbicia promieniowania rejestrowanego przez skaner MODIS. Stwierdzili oni, iż wartość korelacji jak i wyrażenie wykazują dużą zależność od pory roku, czyli stanu limnologicznego. Na podstawie danych zarejestrowanych w maju uzyskali oni silną ($R^2 = 0.91$) zależność chlorofilu-a i wskaźnika $(\rho_{\text{Ch8}} - \rho_{\text{Ch16}}) / (\rho_{\text{Ch14}} - \rho_{\text{Ch16}})^1$. Istotna zależność ($R^2 = 0.85$) wystąpiła również w przypadku zastosowania wskaźnika postaci $(\rho_{\text{Ch11}} - \rho_{\text{Ch16}}) / (\rho_{\text{Ch12}} - \rho_{\text{Ch16}})^1$. Słabszą zależność ($R^2 = 0.59$) uzyskano w przypadku analizy danych z kwietnia. W tym przypadku autorzy zauważyli korelację zawartości chlorofilu-a i wskaźnika $(\rho_{\text{Ch13}} - \rho_{\text{Ch16}}) / (\rho_{\text{Ch14}} - \rho_{\text{Ch16}})^1$.

Koponen i in. (2001) prowadzili badania nad wieloźródłowym monitorowaniem zawartości chlorofilu-a w jeziorach Finlandii. Zaproponowali oni do obliczenia zawartości chlorofilu-a modele liniowe następującej postaci:

$$\begin{aligned} \text{Chl-a} &= a_0 + a_1 \cdot (R_{702 \text{ nm}} / R_{673 \text{ nm}}), \\ \text{Chl-a} &= a_0 + a_1 \cdot (\rho_{702 \text{ nm}} / \rho_{673 \text{ nm}}), \\ \text{Chl-a} &= a_0 + a_1 \cdot (R_{702 \text{ nm}} / R_{673 \text{ nm}}) + a_2 \cdot T_B, \end{aligned}$$

gdzie: $R_{702 \text{ nm}}$ – radiancja spektralna w zakresie fal o długości 702 nm, $R_{673 \text{ nm}}$ – radiancja spektralna w zakresie fal o długości 673 nm, $\rho_{702 \text{ nm}}$ – odbicie spektralne w zakresie fal o długości 702 nm, $\rho_{673 \text{ nm}}$ – odbicie spektralne w zakresie fal o długości 673 nm, T_B – temperatura „poczona odczuwalna” mierzona przez radiometr, a_0 , a_1 , a_2 – współczynniki regresji.

Koponen i in. (2001) przeprowadzili szczegółową analizę dokładności dla współczynników regresji w zależności od daty pomiaru (analizowano wyniki z trzech kolejnych lat) oraz od rodzaju danych wejściowych (radiancja spektralna lub współczynnik odbicia). Okazało się, że na wartość uzyskiwanych współczynników ma wpływ data pomiaru, rodzaj dokonywanej korekcji radiometrycznej i atmosferycznej oraz typ zbiornika. Autorzy sugerują, że dla każdego typu jezior powinny zostać opracowane oddzielne algorytmy. W wyniku dalszych badań prowadzonych dla jezior fińskich Koponen i in. (2002) otrzymali zależność liniową ze współczynnikiem determinacji $R^2 = 0.937$ dla 80 punktów pomiarowych:

¹ ρ_{Ch8} – odbicie promieniowania w zakresie fal o długości 405÷420 nm,

ρ_{Ch11} – odbicie promieniowania w zakresie fal o długości 526÷536 nm,

ρ_{Ch12} – odbicie promieniowania w zakresie fal o długości 546÷556 nm,

ρ_{Ch13} – odbicie promieniowania w zakresie fal o długości 662÷672 nm,

ρ_{Ch14} – odbicie promieniowania w zakresie fal o długości 673÷683 nm,

ρ_{Ch16} – odbicie promieniowania w zakresie fal o długości 826÷877 nm.

$$\text{Chl-a} = 33.79 + 65.66 \cdot [(R_{700 \text{ nm}} - R_{781 \text{ nm}}) / (R_{662 \text{ nm}} - R_{781 \text{ nm}})].$$

Shafique i in. (2003) określili zawartość chlorofilu-a w rzekach Ohio i Wielka Miami na podstawie następującego wyrażenia:

$$\text{Chl-a} = 48.849 \cdot (R_{705 \text{ nm}} / R_{675 \text{ nm}}) - 34.876.$$

Korelacja z danymi naziemnymi dla wód obu rzek wyniosła 0.7.

Pierson i Strombeck (2000), wykorzystując zakresy spektralne wykazujące dużą absorpcję przez chlorofil (660÷680 nm), zaproponowali następujące zależności w odniesieniu do danych rejestrowanych przez skaner MERIS:

$$\begin{aligned} \text{Chl-a} &= a \cdot (R_{705 \text{ nm}} / R_{665 \text{ nm}}) + b, \\ \text{Chl-a} &= a \cdot (R_{665 \text{ nm}} / R_{490 \text{ nm}}) + b. \end{aligned}$$

Harding i in. (1995) wykorzystując do określenia rozkładu chlorofilu-a dane zarejestrowane z pułapu lotniczego opracowali mapę zawartości chlorofilu-a dla Zatoki Chesapeake stosując zależność postaci:

$$\log_{10}(\text{Chl-a}) = a + b \cdot \{-\log [R_{490 \text{ nm}}^2 / (R_{460 \text{ nm}} \cdot R_{520 \text{ nm}})]\}.$$

Gitelson i in. (1994) prowadzili prace nad wykorzystaniem technik teledetekcyjnych do oceny jakości wód śródlądowych oraz wód przybrzeżnych. Wskazują oni na dużą korelację zawartości chlorofilu-a oraz ilorazu radiancji energetycznej z zakresów promieniowania czerwonego o długości fali 675 nm i 700 nm :

$$\log_{10}(\text{Chl-a}) = a \cdot (R_{700 \text{ nm}} / R_{675 \text{ nm}}) + b,$$

dla którego korelacja z danymi in-situ wyniosła 0.96.

Harma i in. (2001), w wyniku prac prowadzonych nad stosowaniem różnych sensorów teledetekcyjnych w badaniach jakości wód powierzchniowych, do obliczenia zawartości chlorofilu-a na podstawie danych MERIS otrzymali różne zależności liniowe wykorzystujące wskaźnik postaci $(R_{705 \text{ nm}} - R_{775 \text{ nm}}) / (R_{665 \text{ nm}} - R_{775 \text{ nm}})$. W przypadku wód przybrzeżnych uzyskali oni zależność ze współczynnikiem determinacji R^2 wynoszącym 0.77, zaś w odniesieniu do jezior otrzymali formułę empiryczną o mocy 0.90. Analizując wszystkie dane łącznie (dla jezior i wód przybrzeżnych) otrzymali oni z kolei zależność ze współczynnikiem determinacji 0.90.

W przypadku danych rejestrowanych przez skaner MODIS Harma i in. (2001) proponują do określenia chlorofilu-a w wodach przybrzeżnych zależność logarytmiczną ($R^2 = 0.63$), wykorzystującą wskaźnik $(R_{531 \text{ nm}} - R_{748 \text{ nm}}) / (R_{551 \text{ nm}} - R_{748 \text{ nm}})$. Analogiczną zależność w odniesieniu do wód jeziornych uzyskali oni ze współczynnikiem determinacji 0.69. Lepsze rezultaty ($R^2 = 0.74$) dla wód jeziornych otrzymali oni z kolei w przypadku zależności logarytmicznej wykorzystującej wskaźnik różnicowy postaci $(R_{748 \text{ nm}} - R_{870 \text{ nm}})$.

Kallio i in. (2001) prowadząc analizy jakości wód różnych typów jezior oraz zastosowania do tego celu

skanera AISA otrzymali najwyższą korelację zawartości chlorofilu-a i ilorazu $R_{699+705 \text{ nm}} / R_{670+677 \text{ nm}}$ oraz $R_{685+691 \text{ nm}} / R_{670+677 \text{ nm}}$. W zależności od okresu fenologicznego uzyskali oni różne zależności. Dla danych z maja otrzymali oni następujące formuły obliczeniowe:

$$\text{Chl-a} = -64.8 \cdot (R_{699+705 \text{ nm}} / R_{670+677 \text{ nm}}) + 90.2, \quad R^2 = 0.90,$$

$$\text{Chl-a} = -187.0 \cdot (R_{685+691 \text{ nm}} / R_{670+677 \text{ nm}}) + 241.0, \quad R^2 = 0.79.$$

W miesiącu sierpniu zależności miały zaś postać:

$$\text{Chl-a} = -51.0 \cdot (R_{699+705 \text{ nm}} / R_{670+677 \text{ nm}}) + 69.0, \quad R^2 = 0.76,$$

$$\text{Chl-a} = -102.0 \cdot (R_{685+691 \text{ nm}} / R_{670+677 \text{ nm}}) + 129.0, \quad R^2 = 0.93.$$

Analizując z kolei oba terminy łącznie, czyli dane z maja i sierpnia, Kallio i in. (2001) otrzymali następujące formuły obliczeniowe:

$$\text{Chl-a} = -62.6 \cdot (R_{699+705 \text{ nm}} / R_{670+677 \text{ nm}}) + 89.0, \quad R^2 = 0.91,$$

$$\text{Chl-a} = -192.1 \cdot (R_{685+691 \text{ nm}} / R_{670+677 \text{ nm}}) + 250.0, \quad R^2 = 0.86.$$

Flink i in. (2001) analizując dane hiperspektralne CASI dla dwóch szwedzkich jezior uzyskali największy współczynnik determinacji dla wyrażeń uwzględniających zakresy: B89 ($R^2 = 0.94$), B172 ($R^2 = 0.93$), B134 ($R^2 = 0.92$), B129 ($R^2 = 0.91$) oraz dla wskaźnika B172/B153 ($R^2 = 0.84$).

Prowadząc badania dla jezior w Meklemburgii, Thiemann i Kaufmann (2002) określili zależność między stężeniem chlorofilu-a i danymi radiometrycznymi zarejestrowanymi przez skaner HyMap, wykorzystującą zakresy promieniowania czerwonego:

$$\text{Chl-a} = -52.91 + 73.59 \cdot (R_{705 \text{ nm}} / R_{678 \text{ nm}}).$$

W wyniku dokonanego przeglądu literatury można wysnuć wnioski, że do oszacowania zawartości chlorofilu-a w wodzie z zastosowaniem technik teledetekcyjnych najczęściej wykorzystywane są zakresy spektralne o długości fali ok. 670-680 nm oraz 705 nm, rzadziej zaś fale o długości 490 nm i 750 nm. Są to zakresy promieniowania związane z maksimum bądź minimum pochłaniania przez chlorofil-a.

Zastosowanie superspektralnych danych satelitarnych CHRIS do oceny zawartości chlorofilu-a w wodach jezior mazurskich oraz Zalewu Wiślanego

Obszary badawcze

Badania nad możliwościami wykorzystania danych satelitarnych w badaniu jakości wód śródlądowych były

prowadzone w ramach projektów badawczych finansowanych ze środków Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego (nr 5 T12E 006, nr N520 007 31/1412) oraz projektu Europejskiej Agencji Kosmicznej ESA (Kategoria-1 LBR nr 3384) o akronimie SWANLAKE i międzynarodowego projektu typu INTERREG o nazwie MONTRANSAT dofinansowanego ze środków Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego w ramach Programu Sąsiedztwa Litwa, Polska, Obwód Kaliningradzki Federacji Rosyjskiej.

Obszarami objętymi badaniami były fragment Pojezierza Mazurskiego oraz obszar Zalewu Wiślanego. Obszar badawczy „Mazury” położony jest pomiędzy miejscowościami Mikołajki, Mrągowo i Ryn. Charakteryzuje się on, typowym dla pojezierzy, występowaniem jezior o zróżnicowanej wielkości, głębokości i trofii. Średnia głębokość badanych jezior waha się w granicach od 1m do blisko 16 m. Najpłytsze z rozważanych jezior to jez. Miałkie, zaś do jezior najgłębszych należą jez. Głębokie (11.2 m), jez. Tałtowisko (14 m) i jez. Tałty (15.6 m). Zlewnie zbiorników charakteryzuje rzeźba pagórkowata, wykształcona z utworów polodowcowych. Struktura użytkowania ziemi w tym rejonie to w ok. 80% tereny rolnicze, a w ok. 20% lasy. Większość zlewni badanych jezior użytkowana jest w sposób rolniczy, ale występują również zlewnie typowo leśne. Wybór jezior do badań uwzględniał zróżnicowanie pod względem wielkości i głębokości zbiorników, stan trofii (od jezior silnie zeutrofizowanych do zbiorników mezotroficznycych) oraz zróżnicowanie ukształtowania rzeźby terenu i użytkowania zlewni jezior.

Zalew Wiślany to z kolei słonawowodny zbiornik wodny o powierzchni 838 km² zaliczany do wód Morza Bałtyckiego. W granicach Polski znajduje się jedynie 328 km² powierzchni Zalewu. Średnia głębokość tego akwenu wynosi 2.5 m, natomiast głębokość maksymalna osiąga 5.1 m. Przez wiele lat Zalew Wiślany ulegał systematycznemu zanieczyszczaniu wód, które doprowadziło do bardzo słabej jakości wód. W tej chwili wody Zalewu Wiślanego charakteryzują się na ogół stanem określanym jako silna eutrofia lub hipertrofia.

Dane źródłowe

W latach 2003-2008 zarejestrowano 19 zestawów scen satelitarnych CHRIS/PROBA dla obszaru badawczego „Mazury” oraz 11 dla obszaru badawczego „Zalew Wiślany”. Większość danych satelitarnych została pozyskana w trybie 2 „Water”, ukierunkowanym specjalnie na badania wód powierzchniowych (18 zakresów spektralnych, piksel 18×18 m), ale cztery zestawy danych, z 2007 i 2008 r., zarejestrowano w trybie 1 „All” (62 zakresy spektralne, piksel 36×36 m). W ciągu pięciu sezonów (wiosna – jesień) realizacji badań, ze względu na trudności techniczne związane z rejestracją danych CHRIS/PROBA oraz niekorzystne warunki meteorologiczne, na obszar „Mazury” pozyskano jedynie 4 całkowicie bezchmurne sceny satelitarne a 6 scen było w niewielkim stopniu pokrytych chmurami. Dla Zalewu

Wiślanego pozyskano 7 całkowicie lub prawie bezchmurnych scen satelitarnych.

Równolegle z rejestracją danych satelitarnych prowadzono naziemne kampanie pomiarowe. Badania jakości wód w wybranych punktach przeprowadzono w okresie +/-1 tygodnia od daty zarejestrowania danych satelitarnych. Według hydrobiologów w takim okresie stan wód nie ulega na ogół znaczącym zmianom. Oczywiście czasami występują sytuacje, gdy prawie z dnia na dzień można zaobserwować nagłe zmiany stanu wód, ale przy dość stabilnych warunkach pogodowych (brak nagłych zmian temperatury, silnych wiatrów, burz czy nawalnicy) można założyć, iż stan wód jest stosunkowo stabilny. Założenie to jest o tyle istotne, że – jak wykazało kilka lat realizacji prac badawczych – pozyskanie bezchmurnych danych satelitarnych dla szerokości geograficznej Polski jest trudne. Badania przeprowadzone przez Kloiber i in. (2002) wykazały, że korelacja między danymi satelitarnymi LANDSAT TM i pomiarami naziemnymi spada wraz z odstępem czasu między momentem rejestracji zdjęcia satelitarnego a momentem wykonania pomiarów naziemnych. Nie mniej jednak korelacja ta jest bardzo wysoka. Przy odstępach jednego dnia pomiędzy naziemną kampanią pomiarową a rejestracją zdjęć satelitarnych korelacja wyniosła 0.86 natomiast przy siedmiu dniach różnicy 0.72.

W przypadku obszaru badawczego „Mazury”, pobór prób wody dla niewielkich jezior odbywał się z reguły w punktach o największej głębokości, zaś dla jezior o dużej powierzchni w punktach położonych wzdłuż transektu strefa litoral – głęboczek. Na obszarze Zalewu Wiślanego punkty poboru prób wybrane zostały w miejscach charakteryzujących się różnym stanem wód. W ciągu jednej kampanii pomiarowej dokonywano na ogół poboru prób w ok. 20 punktach dla każdego obszaru badawczego. Pobrane próby wody poddawano analizom hydrobiologicznym i chemicznym w Stacji Terenowej Centrum Badań Ekologicznych Polskiej Akademii Nauk w Mikołajkach.

Po dokonaniu szczegółowej analizy dostępnych danych satelitarnych oraz wyników kampanii pomiarowych, do dalszych badań wybrano sceny satelitarne zarejestrowane w dniach: 4 sierpnia 2004 r., 8 sierpnia 2007 r. i 31 lipca 2008 r. na obszar badawczy „Mazury” oraz dane pozyskane w dniach: 8 czerwca 2007 r., 22 lipca 2008 r. i 18 sierpnia 2008 r. na obszar badawczy „Zalew Wiślany”.

Metodyka i wyniki badań

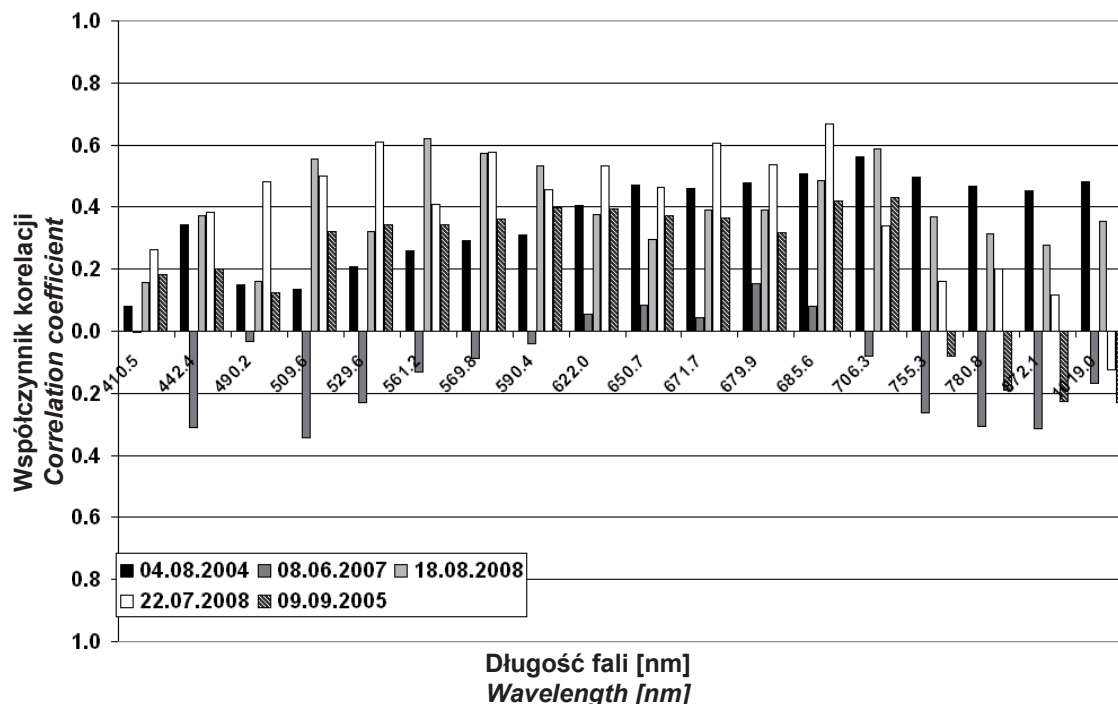
Określenie zależności między odbiciem spektralnym zarejestrowanym z pułapu satelitarnego a parametrami jakości wód pomierzonymi w wyniku naziemnej kampanii pomiarowej pozwala na uzyskanie rozkładu przestrzennego konkretnego parametru charakteryzującego jakość wody. W przypadku badań wód śródlądowych, w ten sposób można określić rozkład przestrzenny parametrów fizykochemicznych i hydrobiologicznych, które w jakikolwiek sposób zmieniają właściwości spektral-

ne czystej wody. W praktyce wykorzystywane są dwa podejścia w zakresie zastosowania technik teledetekcyjnych do określania rozkładu przestrzennego różnych parametrów jakości wody. Pierwsze wykorzystuje analizę charakterystyk spektralnych odbicia promieniowania dla poszczególnych składników wody, dzięki czemu można wskazać najbardziej właściwe zakresy fal do oszacowania ich zawartości. Drugie natomiast stosuje techniki analizy statystycznej o różnym stopniu zaawansowania, od prostych analiz korelacji po analizy wielokrotne, które pozwalają znaleźć zakresy promieniowania najlepsze do oszacowania danego parametru fizykochemicznego oraz wskazują formułę empiryczną.

Aby możliwe było przeprowadzenie dalszych analiz dane satelitarne zostały poddane korekcji radiometrycznej i atmosferycznej. Do usunięcia błędów radiometrycznych (błędne linie oraz szum) zastosowano algorytm Jeffa Settle'a z Uniwersytetu w Reading. Korekcję atmosferyczną przeprowadzono przy zastosowaniu modułu ATCOR 2/3 ver. 6.4. Uwzględniono m.in. warunki geometryczne układu Słońce – Ziemia – satelita, czyli położenie satelity na orbicie, kąt wychylenia satelity (dane CHRIS rejestrowane są w 5 położeniach skanera), położenie Słońca w chwili rejestracji danych oraz terenową wielkość piksela sceny satelitarnej (satelita PROBA porusza się po orbicie eliptycznej o zmiennej wysokości nad powierzchnią Ziemi).

W wyniku przeprowadzenia korekcji radiometrycznej i atmosferycznej otrzymano wartości odbicia spektralnego na powierzchni Ziemi, które posłużyły m. in. do opracowania charakterystyk spektralnych wód w poszczególnych punktach poboru prób wody. Analizując krzywe spektralne wód w punktach poboru prób wody można generalnie stwierdzić, że im wyższe stężenie chlorofilu-a, tym wyższe są wartości odbicia notowane w zakresie fal czerwonych o długości 675÷750 nm, ale również w zakresie promieniowania zielonego. Nie mniej jednak trudno jednoznacznie wskazać na podstawie takiej analizy te zakresy fal, które są najlepsze do oszacowania zawartości chlorofilu-a. Wynika to z faktu, iż na wartość odbicia promieniowania składa się szereg czynników i jest ona wynikiem łącznego wpływu różnych składników wód jeziornych, m.in. zawiesin organicznych i nieorganicznych. Analiza korelacji między zawartością chlorofilu-a w wodzie a wartością odbicia spektralnego obliczonego na podstawie danych satelitarnych CHRIS/PROBA wykazała, że – dla większości rozważanych terminów – zawartość chlorofilu-a najsilniej skorelowana jest z zakresami promieniowania czerwonego o długości 671÷706 nm oraz promieniowania zielonego o długości fal 509, 569 i 590 nm (Ryc. 2). Jednak dopiero specjalnie opracowane wskaźniki pozwalają na uzyskanie wysokiej wartości korelacji z zawartością chlorofilu-a w przypadku wszystkich analizowanych terminów.

W wyniku prowadzonych prac okazało się, że najbardziej uniwersalnymi formułami na oszacowanie zawartości chlorofilu-a na podstawie danych satelitarnych CHRIS/PROBA okazały się te, które wykorzystywały



Ryc. 2. Korelacja między odbiciem spektralnym obliczonym na podstawie danych zarejestrowanych przez skaner CHRIS dla obszarów testowych „Mazury i „Zalew Wiślany” a stężeniem chlorofilu-a pomierzonym w terenie.

Fig. 2. The correlation between spectral reflectance (calculated based on CHRIS/PROBA satellite data for test sites „Mazury” and „Zalew Wiślany”) and chlorophyll-a concentration measured in-situ.

wskaźnik wyrażający stosunek wartości odbicia spektralnego w zakresie 706 nm do wartości odbicia spektralnego w zakresie 674 nm. Na zamieszczonych poniżej wykresach zaprezentowano zależności zawartości chlorofilu-a i wskaźnika $\rho_{706\text{ nm}} / \rho_{674\text{ nm}}$ uzyskane dla jezior mazurskich oraz wód Zalewu Wiślanego. Oznaczenie chlorofilu-a metodami analitycznymi obarczone jest niepewnością rzędu 10%, co oznacza, że wyższe stężenie chlorofilu-a w wodach Zalewu Wiślanego obarczone są błędem rzędu $\pm 8 \div 12 \mu\text{g/l}$, natomiast oznaczenie chlorofilu-a w wodach jezior mazurskich błędem rzędu $\pm 0 \div 5 \mu\text{g/l}$. Niepewność pomiarów uwzględniono na poniższych wykresach.

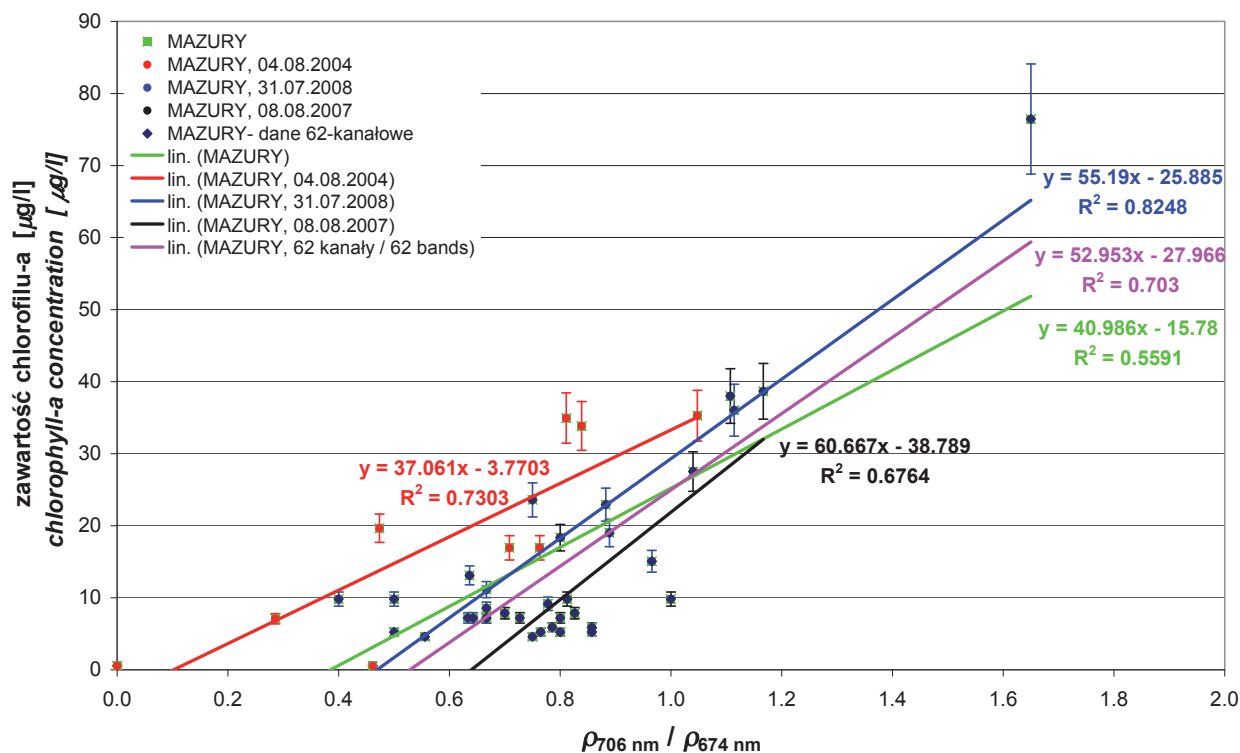
Stosując wskaźnik $\rho_{706\text{ nm}} / \rho_{674\text{ nm}}$ dla obszaru testowego „Mazury”, uzyskano formuły o następujących współczynnikach determinacji R^2 (Ryc. 3): dla danych z 4 sierpnia 2004 r. – 0.73, dla 8 sierpnia 2007 r. – 0.68, zaś dla 31 lipca 2008 r. – 0.82. Analizując wszystkie dane razem otrzymano zależność ze współczynnikiem determinacji 0.56 (dla wartości chlorofilu-a z przedziału $0.5 \div 76.5 \mu\text{g/l}$). Należy tu jednak zwrócić uwagę na fakt, iż zakresy spektralne rejestrowane w przypadku danych w trybie 2 „Water” ($664.1 \div 674.8 \text{ nm}$ i $697.7 \div 716.0 \text{ nm}$) obejmują nieco szersze przedziały promieniowania niż ma to miejsce w trybie 1 „All” ($669.3 \div 680.3 \text{ nm}$ i $703.5 \div 709.7 \text{ nm}$) i stąd moc rejestrowanego promieniowania jest nieco inna. Dlatego w kolejnym podejściu wzięto pod uwagę oddzielnie dane 62-kanalowe i w tym

przypadku uzyskano formułę ze współczynnikiem $R^2=0.70$ (dla wartości chlorofilu-a z przedziału $2.6 \div 76.5 \mu\text{g/l}$).

W przypadku obszaru testowego „Zalew Wiślany” okazało się, że wykorzystując do obliczenia chlorofilu-a na podstawie danych CHRIS/PROBA wspomniany już wskaźnik dla każdego terminu oddzielnie otrzymano zależności empiryczne o bardzo niskich wartościach współczynnika determinacji, natomiast analizując wszystkie terminy łącznie otrzymano formułę empiryczną o mocy 0.78 (Ryc. 4).

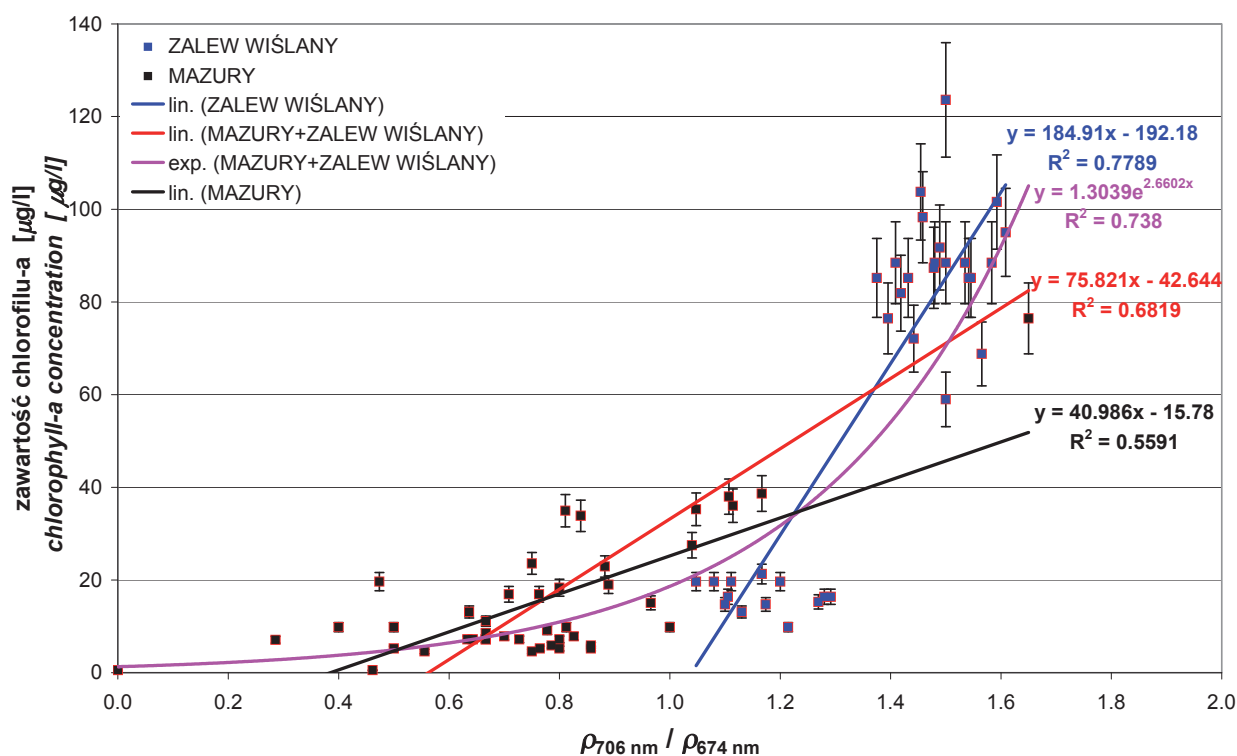
Dokonując analizy danych ze wszystkich rozważanych terminów dla obu obszarów badawczych uzyskano istotne zależności: liniową ze współczynnikiem determinacji 0.68 oraz wykładniczą o mocy 0.74 (Ryc. 4). Pomijając zaś dane z 8 czerwca 2007 r., jako że były to jedyne dane z innego niż pozostałe okresu fenologicznego, otrzymano formuły obliczeniowe z wyższymi współczynnikami determinacji: liniową z $R^2=0.83$ oraz wykładniczą z $R^2=0.80$.

Na Ryc. 5 przedstawiono rozkłady chlorofilu-a w wodach jezior mazurskich obliczone na podstawie uzyskanych zależności. Rysunki 5a, 5b, 5c prezentują wyniki otrzymane przy zastosowaniu formuł obliczeniowych określonych oddzielnie dla każdego terminu, natomiast rysunki 5d, 5e, 5f przedstawiają rozkłady chlorofilu-a obliczone przy zastosowaniu formuły empirycznej uzyskanej w wyniku jednoczesnej analizy wszystkich



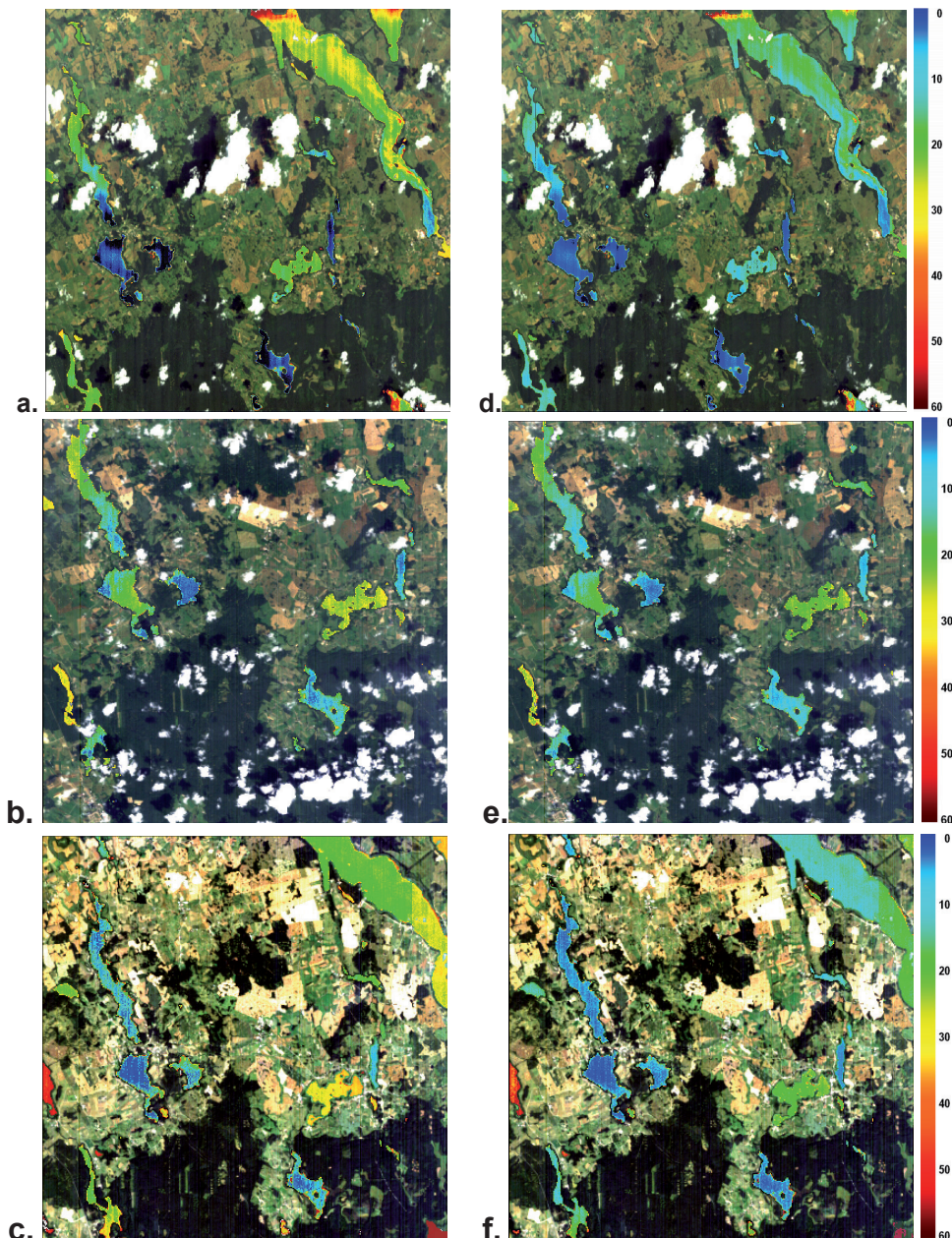
Ryc. 3. Zależność zawartości chlorofilu-a i wskaźnika $\rho_{706\text{ nm}} / \rho_{674\text{ nm}}$ obliczonego na podstawie danych satelitarnych CHRIS/PROBA zarejestrowanych na obszar badawczy „Mazury”

Fig. 3 The relationship of chlorophyll-a content and index $\rho_{706\text{ nm}} / \rho_{674\text{ nm}}$ calculated based on CHRIS/ PROBA satellite data acquired for “Mazury” test site.



Ryc. 4. Zależność zawartości chlorofilu-a i wskaźnika $\rho_{706\text{ nm}} / \rho_{674\text{ nm}}$ obliczonego na podstawie danych satelitarnych CHRIS/PROBA zarejestrowanych na obszary badawcze „Zalew Wiślany” oraz „Mazury”.

Fig. 4 The relationship of chlorophyll-a content and index $\rho_{706\text{ nm}} / \rho_{674\text{ nm}}$ calculated based on CHRIS/ PROBA satellite data acquired for “Zalew Wiślany” and “Mazury” test sites.



Ryc. 5. Rozkład chlorofilu-a [$\mu\text{g/l}$] uzyskany z wykorzystaniem wskaźnika $\rho_{706\text{ nm}} / \rho_{674\text{ nm}}$ obliczonego na podstawie danych satelitarnych CHRIS/PROBA zarejestrowanych na obszar badawczy „Mazury”: a. 4 sierpnia 2004 r., b. 8 sierpnia 2007 r. oraz c. 31 lipca 2008 r. (a, b, c – formuły empiryczne oddzielne dla każdego terminu, d, e, f – formuła empiryczna uzyskana dla wszystkich terminów dla obu obszarów badawczych).

Fig. 5 Spatial distribution of chlorophyll-a content obtained with using $\rho_{706\text{ nm}} / \rho_{674\text{ nm}}$ index calculated based on CHRIS/PROBA satellite data for „Mazury” test site acquired on three dates: a. 4 August 2004, b. 8 August 2007 and c. 31 July 2008 (a, b, c – separate empirical formula for each date, d, e, f – empirical formula obtained for all dates for both test sites).

rozważanych danych satelitarnych dla obu obszarów badawczych. Widoczne są pewne różnice w uzyskanych wartościach, w szczególności w przypadku danych zarejestrowanych 4 sierpnia 2004 r. Również na analizowanych wcześniej wykresach (Ryc. 3) widać odstępstwa tego terminu od pozostałych. Wartości wskaźnika $\rho_{706\text{ nm}} / \rho_{674\text{ nm}}$ obliczone dla tego terminu są nieco przesunięte w stosunku do pozostałych danych. W tym wypadku może to być jednak wynikiem braku precyzyjnych danych dotyczących położenia satelity na orbicie, co uniemożliwiło wykonanie dokładnej korekcji radio-

metrycznej, a więc wpłynęło na wartość obliczonego odbicia spektralnego. Dane na ten temat udostępniane były dopiero od roku 2005. Prowadzone badania wyraźnie wskazują, iż precyzyjne wykonanie korekcji radiometrycznej i atmosferycznej ma istotne znaczenie dla uzyskania poprawnych wyników.

Podsumowanie

Formuły obliczeniowe uzyskane w wyniku przeprowadzonych do tej pory prac badawczych są obecnie we-

ryfikowane m.in. w ramach projektu badawczego VISLA pt. „System informacji środowiskowo-przestrzennej jako podstawa do zrównoważonego gospodarowania ekosystemem Zalewu Wiślanego”, dofinansowanego ze środków Norweskiego Mechanizmu Finansowego, który koordynowany jest przez Uniwersytet Warmińsko-Mazurski.

Stosując opisane w niniejszym opracowaniu formuły empiryczne wykorzystujące wskaźnik $\rho_{706\text{ nm}} / \rho_{674\text{ nm}}$ obliczono rozkład chlorofilu-a dla danych satelitarnych CHRIS/PROBA zarejestrowanych 21 kwietnia 2009 r. na obszar badawczy „Zalew Wiślany”. Porównano uzyskane w ten sposób wyniki z wartościami określonymi na podstawie badań terenowych i okazało się, że średnio wartości różnią się o $\pm 1.37 \mu\text{g/l}$ (Osińska-Skotak, w przygotowaniu do druku). W kilku punktach różnice te są znacznie większe i sięgają nawet $\pm 8 \mu\text{g/l}$, ale występuje to w przypadku najmniejszego i największego stężenia chlorofilu-a. Uzyskane wyniki wskazują na możliwość opracowania formuły obliczeniowej możliwej do operacyjnego zastosowania.

Obecne trendy europejskie dążą do stworzenia systemu monitoringu, oceny i klasyfikacji wód na podstawach ekologicznych, czyli takich, które wody powierzchniowe traktują jako jeden z elementów ekosystemu pozostający w zależności z innymi elementami środowiska. W myśl Ramowej Dyrektywy Wodnej (DYREKTYWA 2000/60/WE z dnia 23 października 2000 r.), ocenie ma podlegać stan ekosystemu wodnego a nie jedynie stan samej wody w konkretnym zbiorniku, tak jak to miało miejsce do tej pory. Oznacza to także, że monitoring wód powinien traktować jeziora jako całość a nie jako jeden punkt pomiarowy. Biorąc pod uwagę zmianę podejścia w monitoringu wód powierzchniowych, teledetekcja staje się metodą, która nabiera większego znaczenia w kontekście monitorowania stanu wód i ich otoczenia.

Literatura

- Dekker A. G., 1993. Detection of optical water quality parameters for eutrophic waters by high resolution remote sensing. PhD Thesis, Proefschrift Vrije Universiteit, Amsterdam, The Netherlands, s.1-240.
- Dekker A. G., Peters S.W.M., 1993. The use of the Thematic Mapper for the analysis of eutrophic lakes: a case study in the Netherlands. *International Journal of Remote Sensing*, vol. 14 (5), s. 799-821.
- Flink P., Lindell T., Ostlund C., 2001. Statistical analysis of hyperspectral data from two Swedish lakes. *The Science of the Total Environment*, vol. 268, s. 155-169.
- Ghezzi P., Giardino C., Pepe M., Zilioli E., 1998. Report on the 2nd Salmon joint meeting, Venice, s. 10-11.
- Giardino C., Brivio P. A., Zilioli E., 1997. Comparison of satellite and airborne Thematic Mapper data for estimating inland water quality. W: *Earth surface Remote Sensing*. Cecchi G., Engman E. T., Zilioli E. Editors, SPIE, 3222, s. 211-217.
- Gitelson A., Szilagyi F., Garbuzov G., Mittenzwey K.-H., 1994. Remote Sensing estimation of inland and coastal waters quality.
- Harding L. W., Itsweire E. C., Esaias W. E., 1995. Algorithm development chlorophyll concentrations in Chesapeake Bay using aircraft remote sensing. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, vol. 61, s. 177-185.
- Harma P., Vepsäläinen J., Hannonen T., Pyhälähti T., Kamari J., Kallio K., Eloheimo K., Koponen S., 2001. Detection of water quality using simulated satellite data and semi-empirical algorithms in Finland. *The Science of the Total Environment*, Elsevier, vol. 268, s. 107-121.
- Hedger R. D., Olsen N. R. B., Malthus T. J., Atkinson P. M., 2002. Coupling remote sensing with computational fluid dynamics modelling to estimate lake chlorophyll-a concentration. *Remote Sensing of Environment*, vol. 79, s. 116-122.
- Heege T., Fischer J., 2004. Mapping of water constituents in Lake Constance using multispectral airborne scanner data and a physically based processing scheme. *Canadian Journal of Remote Sensing*, vol. 30, No. 1, 77-86.
- Kallio K., Kutser T., Hannonen T., Koponen S., Pulliainen J., Vepsäläinen J., Pyhälähti T., 2001. Retrieval of water quality from airborne imaging spectrometry of various lake types in different seasons. *The Science of the Total Environment*, vol. 268, s. 59-77.
- Kloiber S. M., Brezonik P. L., Olmanson L. G., Bauer M. E., 2002. A procedure for regional lake water clarity assessment using Landsat multispectral data. *Remote Sensing of Environment*, vol. 82, s. 38-47.
- Koponen S., Pulliainen J., Servomaa H., Zhang Y., Hallikainen M., Kallio K., Vepsäläinen J., Pyhälähti T., Hannonen T., 2001. Analysis on the feasibility of multi-source remote sensing observations for chl-a monitoring in Finnish lakes. *The Science of the Total Environment*, vol. 268, s. 95-106.
- Koponen S., Pulliainen J., Kallio K., Hallikainen M., 2002. Lake water quality classification with airborne hyperspectral spectrometer and simulated MERIS data. *Remote Sensing of Environment*, vol. 79, 51- 59.
- Lillesand T. M., Kiefer R. W., 1987. *Remote Sensing and Image Interpretation*. John Wiley & Sons.
- Lindell T., Rosengren M., 1981. Country-wide mapping of the water quality of Sweden using Landsat imagery. *Colloque International du GDPA. La cartographie thématique des resultants de la télédétection*, Toulouse, s. 408-416.
- Osińska-Skotak K., w przygotowaniu do druku. *Metodyka wykorzystania super- i hiperspektralnych danych satelitarnych w analizie jakości wód śródlądowych*. Rozprawa habilitacyjna. Wydział Geodezji i Kartografii, Politechnika Warszawska.
- Pierson D. C., Strömbeck N., 2000. A Modelling approach to evaluate preliminary remote sensing algorithms: use of water quality data from Swedish Great Lakes. *Geophysica* 36, 1-2, s. 177-202.
- Shafique N. A., Fulk F., Autrey B. C., Flotemersch J., 2003. *Hyperspectral Remote Sensing of Water Quality Parameters for Lake Rivers in the Ohio River Basin*. First Inter-agency Conference on Research in the Watershed, Benson, AZ, 27-30 October 2003, s. 216-221.
- Takio T., Vepsäläinen J., Kaitala S., Fleming V., 2003. Remote sensing of chlorophyll-a in the Baltic Sea together with automated fluorometer measurements, ICES ASC– 2003, Thematic session L.
- Thiemann S., Kaufmann H., 2000. Determination of Chlorophyll Content and Trophic State of Lakes Using Field Spectrometer and IRS-1C Satellite Data in the Mecklenburg Lake District, Germany. *Remote Sensing of Environment*, vol. 73, s.227-235.
- Thiemann S., Kaufmann H., 2002. Lake water quality monitoring using hyperspectral airborne data – a semiempirical

multisensor and multitemporal approach for the Mecklenburg Lake District, Germany. *Remote Sensing of Environment*, vol. 81, s. 228- 237.

Yang M. D., Sykes R. M., Merry C. J., 2000. Estimation of algal biological parameters using water quality modeling and SPOT satellite data. *Ecological Modelling*, vol. 125, s. 1-13.



Dr inż. Katarzyna Osńska-Skotak jest absolwentką Wydziału Geodezji i Kartografii (spec. Fotogrametria i Kartografia) oraz Wydziału Inżynierii Środowiska (spec. Ochrona Atmosfery i Meteorologia Techniczna) Politechniki Warszawskiej. Laureatka pierwszej edycji konkursu Fundacji im. Nowickiego i Niemieckiej Fundacji Ochrony Środowiska (DBU) dla najlepszych absolwentów polskich wyższych uczelni w dziedzinie ochrony środowiska. W 2001 r. uzyskała z wyróżnieniem tytuł doktora nauk technicznych w dyscyplinie naukowej geodezja i kartografia. Obecnie jest adiunktem w Zakładzie Fotogrametrii, Teledetekcji i SIP na Wydziale Geodezji i Kartografii Politechniki Warszawskiej. Zajmuje się zaawansowanymi technikami teledetekcji i GIS, w szczególności w zakresie wykorzystania technik teledetekcji i GIS w badaniach środowiska (m.in. w planowaniu przestrzennym, w badaniach jakości wód śródlądowych, teledetekcja w badaniach zjawiska miejskiej wyspy ciepła). Posiada duże doświadczenie w zakresie przetwarzania obrazów satelitarnych i korekcji atmosferycznej zdjęć satelitarnych, opracowała m.in. metodę korekcji atmosferycznej jednokanałowych zdjęć termalnych oraz metodę obliczania temperatury powierzchni Ziemi na podstawie jednokanałowych zdjęć termalnych. Odbyła liczne staże naukowe, m.in. w ramach programu TEMPUS w Belgii na Uniwersytecie w Gent (1996) oraz we Francji w GDTA w Toulouse (1997), w ramach stypendium Fundacji im. Nowickiego i Fundacji DBU w Niemczech na Uniwersytecie we Freiburgu (1998-1999) oraz w Niemieckim Centrum Kosmicznym w Oberpfaffenhofen k. Monachium (1999), w Szwecji na KTH (1999). Współzałożycielka Stowarzyszenia „Środowisko dla Środowiska”. Członek Komisji Teledetekcji Komitetu Badań Kosmicznych i Satelitarnych przy Prezydium PAN oraz członek Sekcji Fotogrametrii i Teledetekcji Komitetu Geodezji przy Prezydium PAN.