

衛星データ利用による水圏監視技術の検討

圓佛伊智朗* 馬場研二* 岡憲一郎* 依田幹雄** 原直樹**

* (株) 日立製作所日立研究所 茨城県日立市大みか町7-1-1

** 〳 大みか工場 茨城県日立市大みか町1-55-2

概要

本発表では、衛星データを利用した水圏監視技術の適用可能性について、霞ヶ浦西浦でのケーススタディ結果を中心に報告する。

代表的な地球観測衛星であるLandsat TM (空間解像度30m) を用いて、湖沼の富栄養化の指標となる、アオコ発生状況やクロロフィル a 濃度などの推定を試みた。その結果、1) 誤識別率0.7%の条件下で、全アオコの86.6%を識別できる、2) 重回帰式によるクロロフィル a 推定式で誤差9.4%の精度を得ることなどが分かった。これより、衛星データを用いて広域水圏の水質分布を監視できる目処を得た。

キーワード

湖沼監視、アオコ、リモートセンシング、衛星データ、富栄養化

1. 緒言

霞ヶ浦や琵琶湖といった水圏を保全するための計画策定や浄化システム運用のためには、水圏の水質、微生物の面的な計測と監視が必要である。従来の水質監視は、自動観測所による連続計測に加え、観測船による代表箇所での採水・分析により行われてきたが、費用と労力上の制約から、少数箇所での計測に留まっているのが現状である。

これらを解決する面的監視の方法として、リモートセンシング (非接触による遠隔計測、以下「リモセン」と略す) による監視技術が開発されてきており、米国での実用化に向けた事例¹⁾、国内でのケーススタディ²⁾も多く見られる。本研究の目的は、現時点で利用可能な衛星データによる水圏監視技術のフィージビリティを検討することである。

2. 衛星データによる水質推定

2.1 対象エリアと使用データ

(1) ケーススタディ対象エリア

ケーススタディ対象エリアは、日本の代表的な湖沼である霞ヶ浦 (図1) とした。霞ヶ浦は、周辺に23市町村、集水流域内には45市町村を含み、流域面積は2160km²に及ぶ。この広範な流域からの汚濁負荷流入に加え、停滞水域であることから、富栄養化の影響が以前より問題となっている。特に昭和48年のアオコ大発生以降、毎年夏にはアオコの発生により水質が悪化しており、広域水質監視ニーズが高い湖沼の一つである。

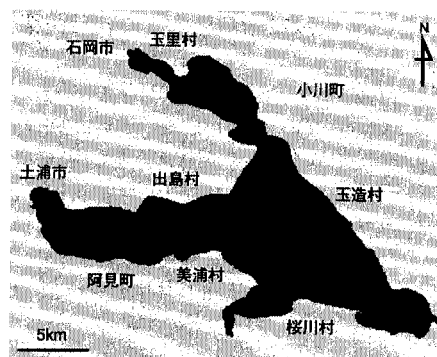


図1 対象エリア (霞ヶ浦西浦)

(2) 使用データ

ケーススタディ用のリモセンデータとしては、一般に供給されている衛星データとして代表的なLandsat TM (米国EOSAT社) を使用した。TMセンサ (Thematic Mapper) は、高度約700kmを周回する人工衛星に搭載され

ており、図2に示すように可視光と赤外線領域で7バンド（波長帯）を計測する。今回は、北関東エリアをカバーする画像（PATH-107, ROW-35；平成6年8月28日計測）を入手し、霞ヶ浦西浦のエリア（東西31.5km×南北25.5km；1050×850メッシュ；1メッシュ30m四方）を抽出して解析した。水質推定式の作成のための水質実測値は、平成6年8月の定期水質調査データ（月一回計測；一般、環境基準点合わせて8計測点）を使用した。

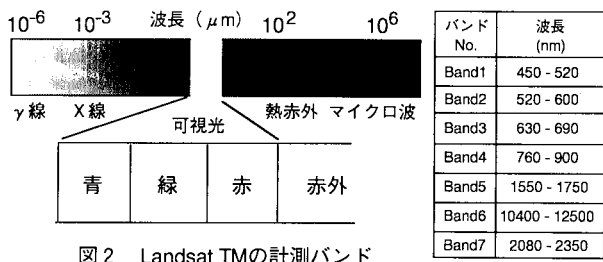


図2 Landsat TMの計測バンド

2.2 アオコ分布の推定方式

アオコは、富栄養化によって植物プランクトンのマイクロキスティス (*Mycrocystis*) が異常増殖し、集積したものが湖面を覆う現象で、腐敗による水質悪化、上水の異臭味などの水質障害を引き起こす。霞ヶ浦では、夏期を中心に発生するアオコを回収するために、アオコ浚渫船を運行している。アオコ発生分布を正確に把握できれば、面的同時監視が可能になるだけでなく、効果的な回収にも役立つ。

本ケーススタディでは、図3に示す手順でアオコを識別した。この手順中で新たに検討したのは、アオコ識別に必要なバンドデータの選定（ステップ3）とアオコ推定式の作成（ステップ5）である。

(1) バンドデータの選定

バンドデータ選定のために、アオコ（すなわち、マイクロキスティス）の分光反射特性を調査した結果、550nm付近の緑領域と700nm付近以上の近赤外領域での反射率が高くなっていることが分かった。前節2.1の図2で示したLandsat TMの7つのバンドに対応させると、アオコ識別にはバンド2とバンド4が有効である。

(2) アオコ推定式の作成

上述のように、アオコが発生している場所ではBand2（緑）とBand4（近赤外）の反射率が高くなるが、これ以外にも、クロロフィルaを含んだ緑の個体色の植物プランクトン（多くのラン藻類）でも同様の反射傾向を示すことが推測される。このため、ラン藻類濃度が高い箇所からアオコだけを抽出するためには、アオコに固有な反射率のレベルを把握する必要がある。ここでは、式（1）の識別ルールに示すように、アオコ発生が明らか箇所を教師値として、アオコ識別のしきい値を求めた。

$$\text{IF } (a_2 - m \cdot \sigma_2) \leq \text{Band2}(x,y) \leq (a_2 + m \cdot \sigma_2) \text{ AND } (a_4 - n \cdot \sigma_4) \leq \text{Band4}(x,y) \leq (a_4 + n \cdot \sigma_4) \\ \text{THEN メッシュ}(x,y)\text{にはアオコが発生} \dots\dots\dots \text{式 (1)}$$

但し、 a_i : 教師値で与えたアオコが発生しているメッシュ群のバンド i 平均値、
 σ_i : 教師値で与えたアオコが発生しているメッシュ群のバンド i 標準偏差、
 Band $i(x,y)$: メッシュ (x,y) のバンド i 値、 m, n : 定数

図4には、アオコ識別ルール作成のために教師値として与えたBand2, Band4データの散布図を示す。アオコが存在するメッシュ（アオコメッシュ群）とそれ以外のメッシュ（非アオコメッシュ群）とを比較すると、Band2, Band4共にアオコメッシュ群の方が大きい値に分布している。両メッシュ群がBand2, Band4に関してそれぞれ正規分布をなすと仮定すると、式（1）の定数 m, n を変更したときのアオコ識別率（全アオコの内、アオコと識別

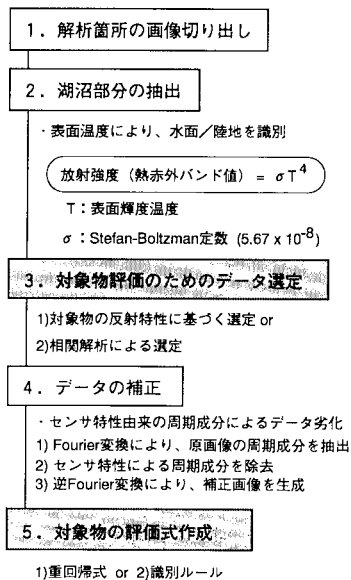


図3 衛星データの処理手順

されるものの割合)、及び誤認識率(非アオコの内、アオコと識別されてしまうものの割合)は表1に示すようになる。90%以上のアオコ識別率を得ようとする、誤認識率は最低でも20%を超えるものとなる。アオコ識別結果の利用法(浚渫船の派遣スケジューリングなど)を考えると、非アオコをアオコと誤識別するデメリットの方が大きい(アオコの発生していない箇所に浚渫船を派遣してしまう)。そこで、低い誤認識率となる条件として、式(2)に示す $m=1.5, n=4.0$ を用いた。この場合、アオコ識別率は86.6%で、誤認識率は0.7%である。

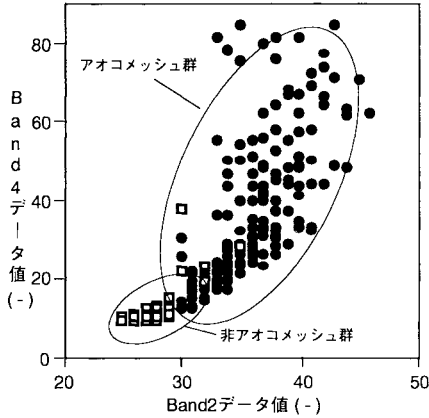


図4 アオコと非アオコの反射特性比較

IF $(35.6 - 1.5 \cdot 3.69) \leq \text{Band}2(x,y) \leq (35.6 + 1.5 \cdot 3.69)$
 AND $(35.3 - 4.0 \cdot 19.2) \leq \text{Band}4(x,y) \leq (35.3 + 4.0 \cdot 19.2)$
 THEN メッシュ (x,y) にはアオコが発生 …式(2)

(3) 霞ヶ浦のアオコ分布

図5に式(2)の識別ルールで推定した霞ヶ浦西浦のアオコ分布を示す。西浦内の205818メッシュのうち8615メッシュ(全体の4.2%, 7.75km²相当)でアオコが発生しているという結果となった。全般的な分布傾向として湖岸付近にアオコの発生が多く見られる。特に西岸にあたる土浦港付近が最も多く、これまでに知られているアオコ発生の傾向と一致した。土浦港付近でのアオコ発生は、流域からの汚濁負荷が大きいのに加えて、風の吹き流しによる集積の影響によるものと推察される。

2.3 水質データの推定方式

クロロフィルaは、全ての植物に含まれる葉緑素の主成分で、湖沼中の植物プランクトンにも含まれている。湖沼中のクロロフィルa濃度を知ることにより、植物プランクトン量(つまり、湖沼中のバイオマス生成能に大きな影響を持つ富栄養化のレベル)を間接的に推定できる。

推定方式は、前述のアオコ識別方式と同様に図3の手順とした。このうち、クロロフィルa濃度推定に使うバンドデータの選定(ステップ3)と実測値とのマッチングによる濃度推定式の作成(ステップ5)を新たに検討した。

表1 しきい値によるアオコ識別率の変化

		Band4しきい値 n						
		1.0	1.5	2.0	2.5	3.0	3.5	4.0
Band2しきい値 m	1.0	46.6 (0.0)	59.2 (0.0)	65.2 (0.0)	67.4 (0.0)	68.1 (0.0)	68.2 (0.0)	68.3 (0.0)
	1.5	59.2 (0.0)	75.1 (0.6)	82.7 (0.7)	85.6 (0.7)	86.4 (0.7)	86.6 (0.7)	86.6 (0.7)
	2.0	65.2 (0.6)	82.7 (19.0)	91.1 (20.6)	94.3 (20.6)	95.2 (20.6)	95.4 (20.6)	95.4 (20.6)
	2.5	67.4 (2.2)	85.6 (73.5)	94.3 (80.0)	97.5 (80.0)	98.5 (80.0)	98.7 (80.0)	98.8 (80.0)
	3.0	68.1 (2.8)	86.4 (91.7)	95.2 (99.3)	98.5 (99.3)	99.5 (99.3)	99.7 (99.3)	99.7 (99.3)
	3.5	68.2 (2.8)	86.6 (92.3)	95.4 (100.0)	98.7 (100.0)	99.7 (100.0)	99.9 (100.0)	100.0 (100.0)
	4.0	68.3 (2.8)	86.6 (92.3)	95.4 (100.0)	98.8 (100.0)	99.7 (100.0)	100.0 (100.0)	100.0 (100.0)

上段: アオコ識別率%, 下段(): 誤識別率%



図5 衛星データによるアオコ識別結果

(1) バンドデータの選定

一般に衛星データはデータ量が多く、また、各バンド間に相関があるケースが多いため、目的に応じたデータ選択が必要である。ここでは、互いに独立な少数のデータに縮約する目的で主成分分析³⁾を導入した。表2に固有値と固有ベクトルの計算結果を示す。固有ベクトルの値より、例えば、第一～第三主成分(PC1～PC3)は式(3)～式(5)となった。

$$PC1 = -0.26B_1 - 0.20B_2 - 0.30B_3 - 0.90B_4 - 0.89B_5 - 0.12B_6 - 0.37B_7 \quad \dots \text{式(3)}$$

$$PC2 = 0.73B_1 + 0.51B_2 + 0.65B_3 + 0.09B_4 - 0.57B_5 + 0.11B_6 - 0.20B_7 \quad \dots \text{式(4)}$$

$$PC3 = 0.16B_1 + 0.07B_2 + 0.13B_3 - 0.45B_4 + 0.28B_5 - 0.01B_6 + 0.16B_7 \quad \dots \text{式(5)}$$

但し、 B_i : Band i のデータ値 ($i = 1 \sim 7$)

第一主成分の寄与率が約76%と大きく、第三主成分までの累積寄与率が90%を超える。つまり、第三主成分までを用いれば、元の7バンドが持つ情報を90%以上説明できることを意味する。

第四主成分以下は、寄与率が約3%以下であり、これらの成分を削除しても、データの情報は殆ど下がる。そこで、クロロフィル a 濃度推定式の作成には、第三主成分までを用いた。

(2) 濃度推定式の作成

推定式は重回帰分析で作成した。回帰係数をチューニングするための実測値として、8点の定期水質調査データを使用した。得られた推定式は、式(6)である。

$$\text{クロロフィル a } (\mu\text{g/l}) = -60.7 - 1.66 \cdot PC1 + 0.22 \cdot PC2 + 1.62 \cdot PC3 \quad \dots \text{式(6)}$$

但し、PC1～PC3は、式(3)～式(5)

式(6)の誤差は、平均8.2 $\mu\text{g/l}$ (相対誤差で9.4%)、最大10.9 $\mu\text{g/l}$ であり、定性的な傾向を知るには十分な精度が得られた。計算結果では、湖内平均91 $\mu\text{g/l}$, 最小59 $\mu\text{g/l}$, 最大445 $\mu\text{g/l}$ であった。分布図は省略するが、全般的な傾向として、湖岸部(西部の土浦港付近など)で相対的に濃度が高い結果となった。この傾向は、図5のアオコ発生分布の傾向とも一致した。

3. 結 言

本研究では、衛星データを水質推定へ適用する可能性を評価する目的で、霞ヶ浦を対象にLandsat TMを用いて、アオコ、クロロフィル a 濃度を推定した。その結果、

- 1) 誤識別率0.7%の条件下で、全アオコの86.6%を識別できる、
- 2) 重回帰式によるクロロフィル a 推定式で誤差9.4%を得る、

ことが分かった。水質推定の別の項目として、全窒素と全リンについても同様の評価を実施しており、衛星データを用いて広域水圏の水質分布を監視できる目処を得ることができた。今後利用可能となる、高空間解像度データや高分光解像度データによるより高精度な水質推定が本研究の次ステップとなる。

参考文献

- 1) United States EPA : Trophic Classification of Selected Illinois Water Bodies - Lake Classification Through Amalgamation of Landsat Multispectral Scanner and Contact-sensed Data : EPA-A-600/3-79-123 (1979)
- 2) 安岡善文 : リモートセンシングの湖沼汚濁監視への応用 : 環境技術、Vol.12, No.5 (1983) など
- 3) Richards J. : Remote Sensing Digital Image Analysis - Second Edition : Springer-Verlag (1993)