

# 関東平野の湖沼における水生植物の衰退と再生

東邦大学理学部 生命圏環境科学科

西廣 淳

## 1. はじめに

### 1) 水生植物の重要性

湖沼において水生植物は、魚類への産卵場所や稚魚の生息場所の提供、水生昆虫などの無脊椎動物の生息場所の提供など、生物多様性を支える重要な役割を担っている (Carpenter and Lodge 1986, Wetzel 2001)。また、栄養塩の吸収 (Engelhardt and Ritchie 2001)、光をめぐる競争やアレロパシーによる植物プランクトン増殖の抑制 (Mulderij et al. 2003, Hilt and Gross 2008)、植物プランクトンを捕食する動物プランクトンへの生息場所の提供 (Schriver et al. 1995, Burks et al. 2006, Cazzanelli et al. 2008)、底泥の巻き上げとそれに伴うリンの溶出の抑制 (James et al. 2004) などのプロセスを通して、水の透明度の維持に寄与し (Scheffer 1998)、人間にとっての水の利用しやすさにも寄与する。生態系の中での機能は植物種によって異なるが、近年の研究では、水生植物の種多様性が高いほど、物質生産や湖水からの栄養塩除去などの生態系機能が高まることが明らかにされつつある (Engelhardt and Ritchie 2002, Downing and Leibold 2002)。

### 2) 水生植物と水質の関係

このように生物多様性と生態系サービスの維持において重要な役割を担っている水生植物は、し

かし、多くの湖沼において衰退している。

沈水植物は、水中を透過した光を利用して光合成し、水中の栄養塩や多様な物質を吸収して生育するため、その生育可能性は水質の影響を強く受ける。沈水植物以外の植物でも、水や底質のpHや溶存酸素の影響は大きい。同時に水生植物は、上記したプロセスにより水質に影響を及ぼす。しかし、水質の悪化した湖沼において、水生植物を回復させれば水質が改善されると考えるのは早計である。水質の改善は水生植物回復の必要条件ではあるが、逆は真ではない。

水生植物は、水質を「良くする」存在として扱うのは適切ではないが、栄養塩濃度と水の透明度（あるいは濁度）との「関係のあり方に影響を及ぼす」存在と捉えることは妥当である (図1)。沈水植物が消失した湖沼では、沈水植物が存在している湖沼に比べて、同等の栄養塩濃度の下でも透明度が低くなる場合があることが指摘されている (Jeppesen et al. 1990)。これは主に、上記したような水生植物による透明度維持作用が機能しなくなることによって生じると考えられている (Scheffer 1998)。

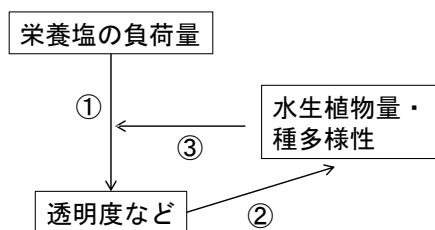


図1. 湖沼に対する栄養塩負荷、透明度、水生植物の関係。栄養塩負荷が増えると透明度が低下し(①)、水生植物の生育は制限される(②)。水生植物の有無は、栄養塩の負荷量と透明度の関係のあり方に影響し(③)、水生植物が存在する条件では、存在しない条件と比べて、同等な栄養塩負荷があっても透明度は低く保たれる。

## 2. 関東平野の湖沼における水生植物相の変化

湖沼の富栄養化とそれに伴う水生植物の衰退は世界各地で生じている (Schmieder 2004, Sondergaard

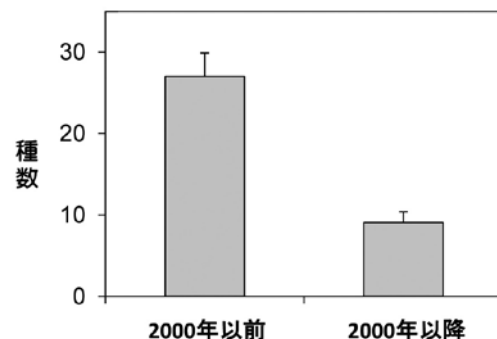


図2. 日本の湖沼の水生植物種数の変化。2000年以前と2001年以降を含む2時点以上で植物相調査が行われた31湖沼を対象に集計した。平均と標準誤差を示す。Nishihiro et al. 2014 に収録されたデータをもとに作図。

et al. 2007)。日本においても湖沼の富栄養化は高度経済成長期以降に全国各地で進行し、そのような湖沼では、水生植物の種多様性や生育面積に顕著な低下・減少が認められている。筆者らはこれまで国内で行われた、湖沼の植物相調査の結果を集積したデータベースを作成した (Nishihira et al. 2014)。これを用いて、2000年以前と2000年以降の2回以上にわたって植物相調査が行われた全国50の湖沼を対象に、湖沼あたりの水生植物（沈水植物・浮葉植物・浮遊植物）の種数を集計したところ、平均61%の種が消失していることがわかった(図2)。湖沼は水生植物の主要な生育場であり、その環境悪化は、水生植物には絶滅危惧種が多いこと(図3)の一因にもなっているだろう。

特に、人口密度が高く、農地の近代化・集約化の程度も顕著な関東平野に存在する湖沼では、その傾向が顕著である。図4には霞ヶ浦（西浦）、印旛沼、手賀沼における水生植物種数の変化を示した。いずれの湖沼においても、1960年代以降における種数の減少が顕著である。また水生植物の生育面積の減少も顕著である(図5)。

### 3. 植生再生の戦略

#### 1) 時間遅れと不可逆性

多くの湖沼で、水質の悪化は水生植物の衰退の主要な要因となっている。特に透明度の低下は、水中に生産器官をもつ沈水植物の生育を困難にすることは明らかである。それでは、透明度の低下

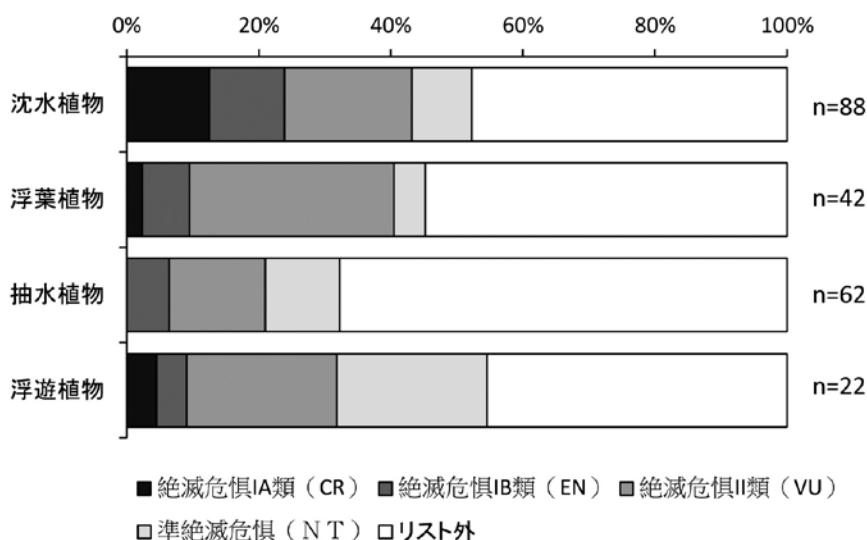


図3. 日本に分布する水生植物に占める絶滅危惧種の割合。生活形ごとに示す。環境により複数の生活形をとり得る分類群は、可能性のある全ての生活形で計数した。右端のnはそれぞれの合計分類群数を示す。絶滅危惧のカテゴリーは環境省レッドリストによる。

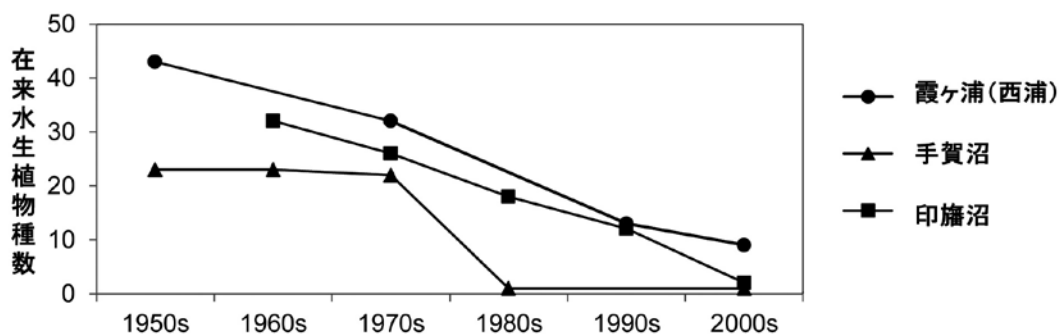


図4. 関東地方の湖沼（霞ヶ浦、印旛沼、手賀沼）における水生植物種数の変化。Nishihira et al. 2014 に収録されたデータをもとに作図。

を招いた栄養塩の流入負荷を削減すれば、水生植物は自然に回復するだろうか。

栄養塩負荷の低減に対する植物の回復反応は、それほど単純ではない。湖沼への栄養塩負荷、湖沼水の水質、水生植物相を長期的にモニタリングした研究からは、負荷低減から植物への効果が表れるまでの間には、場合によっては数十年以上の時間が必要であることが示唆されている。

たとえばデンマークのFure湖は1950年代から流域人口の増加に伴う富栄養化が進行し、水生植物の種数が大幅に減少した。水質改善の対策として、1975年に処理排水の系外放流(diversion)が行われ、湖への栄養塩負荷量は大幅に減少した。しかし、植物の回復傾向が認められるようになったのは、1990年代後半からである(Sand-Jensen et al. 2008)。このような時間遅れは、栄養塩の流入負荷量が減少しても、底泥に蓄積したリンの溶出などのために湖沼の栄養塩濃度や透明度自体が改善されるまでには時間がかかることや、水生植物がいったん大幅に減少してしまったため、上記したような水生植物による透明度維持機能が発揮されにくくなったことによって生じたと考えられる。

また、時間が経過し、湖の透明度が改善しても、過去に生育していた水生植物は完全には回復できない可能性が指摘されている(Sand-Jensen et al. 2008)。この原因としては、水質以外の環境要因、たとえば底質の状態が十分には改善されないことが原因の一つとして挙げられる(Sand-Jensen et al. 2008)。

水生植物の回復が不完全であることの原因としては、さらに、消失してから長い時間が経過

した植物では、種子・殖芽・孢子などの散布体(propagule)がすでに消失してしまっていることも考えられる(Bakker et al. 2013)。土壌や湖沼の底質中に蓄積した生きた散布体の集団を散布体バンク(propagule bank)という。散布体バンクは、地上の植生からの供給と、発芽、病食害、生理的な寿命による損失のバランスによって維持されている(図6)。環境悪化で地上植生の生育状態が悪くなり種子の供給が減少・断絶すると、時間とともに損失だけが続くこととなり、やがて喪失する。散布体バンクの喪失は、いくら環境を改善しても取り返しがつかない「不可逆な変化」である。逆に言えば、散布体バンクさえ残されていれば、地上(水中)に植物が認められなくなっても真の意味での絶滅は生じていない。環境改善の努力は散布体バンクが残存している間に実施する必要があるし、また上記した環境改善の「時間遅れ」の問題を考えると、散布体バンクの「延命措置」を検討する必要がある。

水生植物の再生は、このような「改善努力から効果が表れるまでの時間遅れ」と、「回復が遅くなりすぎることによる不可逆な損失」を認識して進めることが必要となる。そのための戦略としては、次に説明する、順応的管理を通じた原因解明と、不可逆な変化を回避するための系統維持が重要であると考えられる。

## 2) 順応的管理を通じた原因解明

水生植物の回復を阻害する要因は多様である。水質に関する要因にも透明度やpHなど複数の要素があるし、さらに、底質の粒径や酸化還元電位、

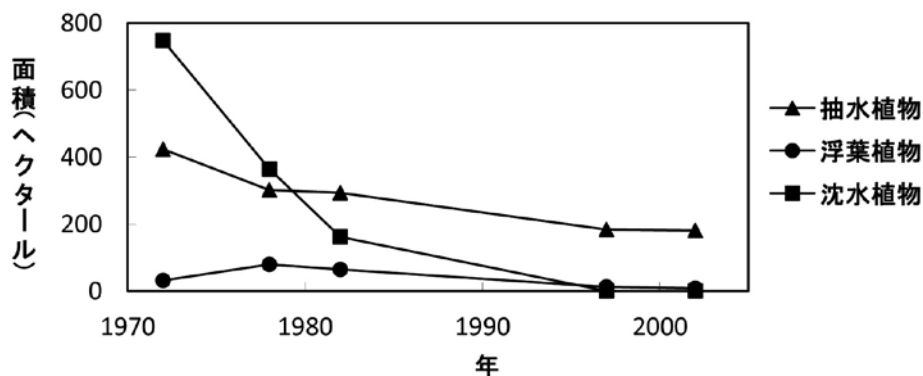


図5. 霞ヶ浦(西浦)における抽水植物・浮葉植物・沈水植物の生育面積の変化。1972年、1978年、1982年、1997年、2002年のデータは、それぞれ桜井ほか(1973)、桜井(1981)、建設省霞ヶ浦工事事務所(1982)、国土交通省霞ヶ浦河川事務所(2003)より引用した。

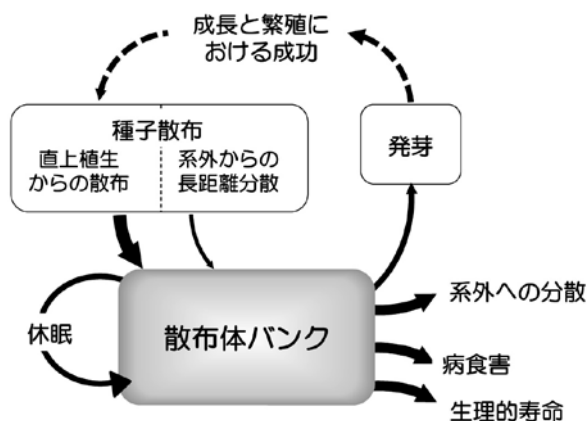


図6. 散布体バンクの動態に関わる要因の模式図。

食害者の存在、発芽の刺激となる底質の干出イベントの不足など、多様な要因が想定できる。さらに、要因間に交互作用があり、複数の要因の改善の組み合わせが必要である場合も多いだろう。

これらの要因を室内実験や圃場実験で解明するのは限界がある。むしろ現場において「疑わしい要因」を一つずつ、あるいは組み合わせで改善し、その効果を検証することを通して、影響の大きかった要因を解明するアプローチが有効だろう。状況に応じて取り組みの内容を柔軟に変更しながら、仮説-検証-改善の循環的な過程を通して、現場の事業を成功に導きつつ、そこから他の事業でも役に立つような知見を得ていくシステム管理手法を順応的管理 (adaptive management) と呼ぶ (Christensen et al. 1996)。湖沼で水生植物の回復を阻んでいる要因の解明は、順応的管理の過程を通して、現場での成果を得ながら進めるべきだろう。なお野外で効果をもたらしたメカニズムを検証して知見を一般化する上では、室内実験や圃場実験のようなより厳密に条件を制御できるアプローチが有効である。

### 3) 系統維持

散布体バンクを形成する植物にとって真の個体群絶滅とは、地上に見えている植物が消失することではなく、地中の散布体バンクが消失することである。散布体バンクの密度は、図6に示した諸過程のバランスによって決まる。環境の悪化で地上の植物が生育できなくなると、種子供給が途絶え、時間とともに種子密度が低下する。

順応的管理を通じた環境改善は、ふつう数年から数十年以上の時間を要するため、この間に新た

な種子生産が実現するような成功が得られない場合、散布体バンクが枯渇してしまうかもしれない。そこで、「散布体バンクの保全」を考える必要が生じる。

散布体バンクの保全のためには、散布体の供給を確保することと、減少量を低減することが必要である。供給のためには、十分に成長して新たな種子を生産できる場所を小規模でも良いので確保し、そこで新たな種子を生産させることが有効である。たとえば、湖沼の近傍に管理しやすい規模の池を作成し、池に散布体バンクを含むと考えられる湖沼の底土を撒くことにより、目標とする植物が発芽してきたらその生育環境を整えるように管理し種子生産させるといった手法が考えられる。数年間、種子生産が続いた池の土は、高密度で種子を含むことになり、それは湖沼環境が改善された際に導入するなどの活用が可能になる。

また散布体バンクの減少量を低減する措置としては、「種子が生産できないような条件で発芽させない」ことが重要である。たとえば、湖沼の水位が大幅に低下すると、それが刺激となり、散布体バンクからの発芽が促進される場合がある。しかし、湖沼の水質などの条件が改善されていないと、発芽した植物は十分に成長できず、新たな種子を生産しないまま死亡する可能性がある。この状況では、散布体バンクは浪費されたことになる。発芽が生じた場合には、個体を良好な環境に移植するなどの措置が有効だろう。

### 4. 霞ヶ浦における再生の取り組み

霞ヶ浦は、八郎潟の干拓以降に日本で二番目の面積となった、広く浅い湖沼である (平均水深4 m)。霞ヶ浦における植生の衰退についてはすでに述べた (図4、5)。植生帯の衰退は現在でも進行している。残存している抽水植物帯が、主に水位を高く安定化させたことを反映して、水面側から侵食を受け、抽水植物帯の幅 (陸側の末端から湖側の末端までの距離) は年あたり平均約70cmずつ減少していることが確認されている (西廣 2012)。また植物の発芽期における抽水植物帯の冠水が植物の多様性を低下させる要因となっている可能性も指摘されている (Nishihiro et al. 2004a, b, Nishihiro and Washitani 2009)。

このような状況の中、国土交通省は「霞ヶ浦本来の豊かな水生植物相を有する水辺植生を保全・

再生する」ことを大目標にした「湖岸植生帯の緊急保全対策」(2001年)を実施した(戸谷・山内2008)。この事業の概要や成果は、戸谷ほか(2005)、国土交通省霞ヶ浦河川事務所(2007)、戸谷・山内(2008)で解説されている。設置した粗朶消波堤の損壊など、技術的な課題はいくつかあるものの、植生再生については成果が得られた。特に、湖岸植生の再生において湖底の散布体バンクが活用可能であることが実証されたことは重要な成果の一つに挙げられる(西廣2010)。

霞ヶ浦では、事業に先行する研究(西廣ほか2003)により、「航路浚渫土」の中に多様な水生・湿生植物の種子が含まれていることが示されており、これが植生帯再生における植物導入の材料として活用された。航路浚渫土とは、湖岸にある漁港周辺にたまった土砂を掘り取る公共事業により発生する残土である。この土砂を、過去の植生図や地形を参考に地形を修復した場所の表面に撒きだして活用された(図7、西廣2010)。

その結果、在来種の多様性の高い湖岸植生が再生した。この事業で対象とされた湖岸は11地区あり、これらの地区を合わせると植生帯の面積は整備前の約7haから約16haに、種数は59種から74種に増加したとされる(戸谷・山内2008)。特に、抽水植物帯に生育する種の回復は顕著であり、カンエンガヤツリ、ジョウロウスゲ、タコノアシ、ミズアオイなどのレッドリスト記載種も多く認められた(Nishihiro et al. 2005)。抽水植物や湿生植

物は、種ごとに土壌を撒きだした場所の比高に応じた分布をしており、比高に多様性をもたせることにより、全体の種多様性を確保できることが明らかになった(Nishihiro et al. 2005)。またこの事業を通して、様々な種の発芽・生育に適した比高についてのデータが得られた。比高を高く設定しすぎると侵略的外来種であるセイタカアワダチソウが優占する植生となるが、初期に選択的な抜き取りを行うことで密度抑制が可能であることを示唆する結果も得られた(西廣ほか2007)。

また航路浚渫土を浅い水域に撒きだした場所では、事業初期には、ササバモ、エビモ、ヒロハノエビモ、セキショウモ、コウガイモ、クロモといった沈水植物も確認された(Nishihiro et al. 2005)。これらは霞ヶ浦の地上植生から消失していた種であり、発芽に適した環境が整えられたことで散布体バンクから出現したものと考えられる。沈水植物が確認された浅い水域の多くでは、事業実施から4年ほどで、ヒメガマが優占するようになり、沈水植物は地上植生から消失した(戸谷・山内2008)。これは、湖沼の透明度が不十分であるため、沈水植物は抽水植物が生育できないほど水深が深い場所までは生育を拡大できなかったためであると考えられる。しかし、生育していた期間にはこれらの沈水植物は種子を生産していた。そのため、散布体バンクの密度増加には寄与し、上記した「散布体バンクの保全」における成果が得られたと考えられる。

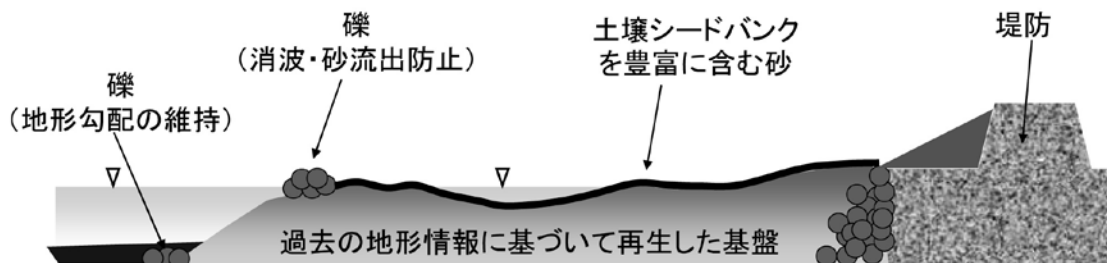


図7. 霞ヶ浦で採用された散布体バンクを活用した湖岸植生再生手法の横断模式図。堤防の湖側に、堤防建設後に消失した地形を過去の植生図や地形図を参考に再現し、その表層に散布体バンクを豊富に含むことが事前に確認された航路浚渫土(沿岸湖底から採取した土砂)を撒きだした。また再生させた地形を維持するため、要所に石積みや粗朶を用いた消波構造物が設置された。ただし粗朶を用いた消波構造物については、水面上の部分まで粗朶を詰め込む構造にしてしまったため設置後数年で損壊し、その流出が問題視されるようになった。

## 5. 印旛沼における再生の取り組み

### 1) 印旛沼の環境変化

千葉県印旛沼は昭和40年代の印旛沼開発事業(1969年竣工)により、大幅な干拓がすすめられた湖沼である。この事業により、かつて水生植物の主要な生育場所であった湖岸域が陸地化され、多くの場合は水田となった。

同様の湖岸の干拓による農地化は霞ヶ浦でも進められたが、その程度は印旛沼の方がより顕著である。霞ヶ浦では場所によってはかつての湖岸のヨシ原などの植生帯がそのまま残されたのに対して、印旛沼では全周にわたり大幅な干拓が行われた(図8)。

さらに、水位の季節変動パターンも大きく改変されている。印旛沼開発事業以前は、冬～春には低下し、夏～秋には上昇するという季節性をもつ、変動幅0.8～1.2m程度の位変動が存在した。しかし現在では、非灌漑期にあたる9～4月に水位が20cm程度低下するだけで、年間を通してほぼ一定に保たれている(図9)。かつては緩やかな勾配のある湖岸地形と水位の季節変動が相まって、常に冠水する水中から、冬季には干出し夏季には冠水する「季節的冠水域」を挟み、冠水しない高さの場所まで、連続的に変化する環境が存在したと考えられる。しかし、湖岸の干拓と水位の安定化のため、「常に深く冠水している場所」と「乾田化され冠水しない場所」に大きく二極化したものと考えられる。

季節的な冠水と干出のサイクルは、多くの水生植物の発芽を促進する重要な刺激となることが知られている(Brock et al. 2003)。干拓と水位操作による、連続した環境から二極化した環境への変化は、印旛沼における水生植物相衰退の主要な原因の一つとなっただろう。さらに、二極のうちの一つ、湖内の環境は水質の悪化により悪化の一途をたどった。図4に示した植物種数の減少はこれらの影響を総合的に反映した帰結であると考えられる。

### 2) 印旛沼における水生植物再生

印旛沼における水生植物の再生は、印旛沼の環境、治水、利水に関する問題解決に向けた検討のために、千葉県を事務局として設置された「印旛沼水循環健全化会議」(2001年設置)の下部組織である、「印旛沼水質改善技術検討会」(さらに

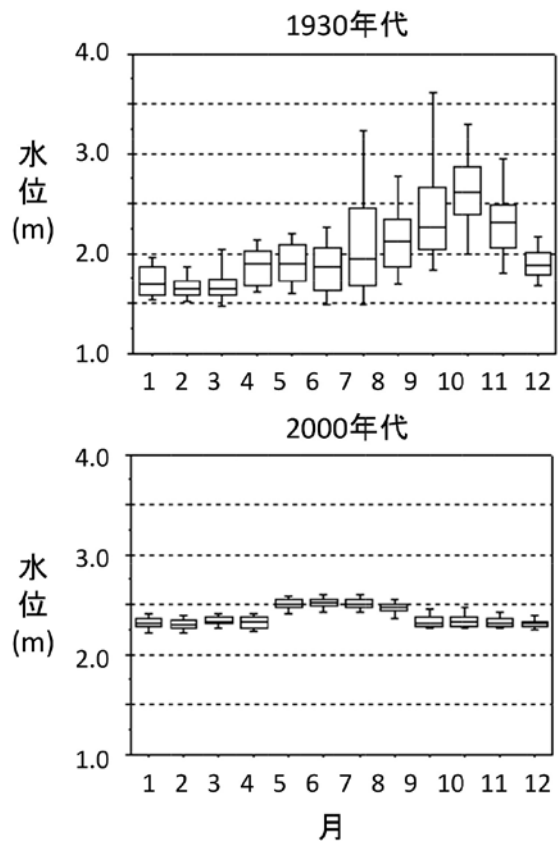


図9. 印旛沼における1930-1939年および2000-2009年の水位の季節変動。長方形の高さはデータの25-75%区間、垂直線の範囲は10-90%区間、長方形内の水平の線は中央値を示す。水位は利根川水系の管理で用いられるYP基準で示した。千葉県提供のデータに基づいて作図した。

その内部チームとしての「水草再生ワーキング」が計画を策定し、推進している(久保田・中村2009)。

湖岸のほぼ全域が干拓された印旛沼では、霞ヶ浦の湖岸植生修復のように、現在の堤防の湖側(堤外地)で大規模に植生帯を再生させることは困難である。印旛沼の堤外地は、かつて水生植物の主要な生育場所だった沿岸部ではなく、湖沼中央部に近し、そこに新たな陸地を創出することは技術的に困難であるだけでなく、湖沼の水域を縮小化することについての丁寧な議論が必要である。印旛沼のような、湖岸の干拓と水位操作により改変された湖沼では、堤防の陸側(堤内地)に湖岸湿地のような生物多様性・生態系機能を有する場を再生させることや、湖沼の水位管理を見直して植生再生を含めた生態系管理を進めることが、むしろ本質的である。



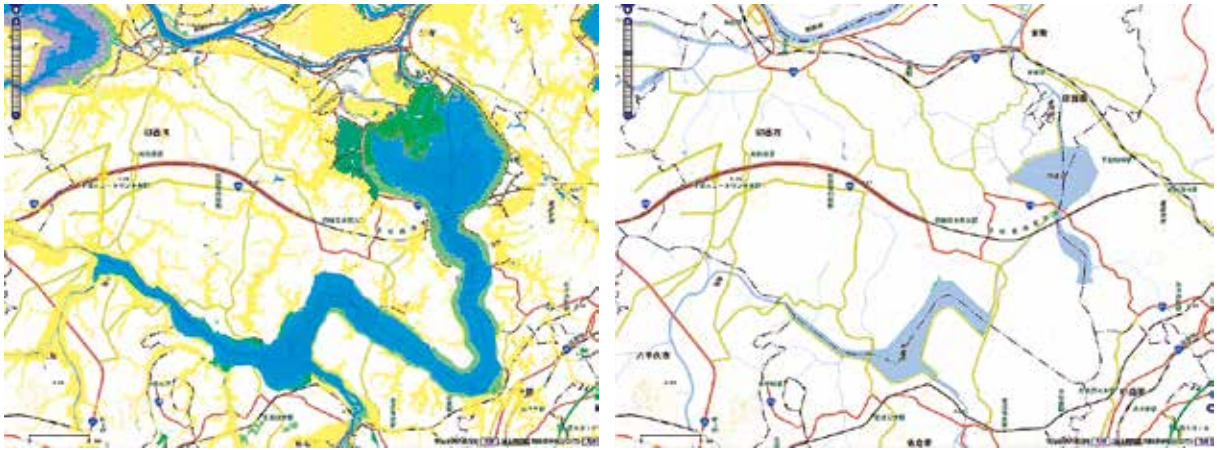


図8. 干拓前後における印旛沼の水域の範囲の相違。左図は明治初期における水面（水色）および湿性草地（黄緑色および青緑色）の範囲、右図は同範囲・同縮尺による現在の水面（水色）を示す。国土地理院提供の地理院地図（電子国土Web、<http://portal.cyberjapan.jp/>）の「明治前期の低湿地」レイヤーを用いて作成した。

印旛沼ではこれら両方のアプローチが取られている。現在における堤防の陸側にあたる「かつての湖岸植生帯」における水生植物の保全・再生の取り組みとの一つとしては、養魚場の池を活用した取り組みが挙げられる。印旛沼の湖岸付近には印旛沼漁業協同組合が管理する養鯉池がある。そのうちのいくつかは、コイヘルペス等の影響を受け、養鯉池としての活用が停止した。すると、池の底質中の散布体バンクから、アサザ、ミズヒキモ、ササバモ、エビモ、ホザキノフサモ、コウガイモ、トリゲモなどの水生植物が発芽し、水草の豊かな池が成立した。コイは底質の攪乱や排泄による水質への影響を通して、水生植物の生育を著しく阻害することが知られており（Matsuzaki et al. 2007、宮崎ほか 2010）、この制約が外れたことにより水生植物が復活したものと考えられる。これ

らの養魚池は千葉県が借り受け、沈水植物の系統維持や、湖岸での植生再生のための水生植物苗の供給源として活用している（山崎ほか 2011）。

また堤防工事に伴って乾燥した陸地に改変された場所（高水敷）を対象として、小規模な池を掘り、沈水植物の生育場所を確保する試みも行われている。これは、高水敷を造成する際に湖底の土砂を活用したという事実から、水生植物の散布体バンクが存在することを推定し、実施したものである。長径・短径がそれぞれ約20m・10mの池からは、ガシヤモク、コウガイモ、ササバモ、ヒロハノエビモ、シャジクモ、オトメフラスコモといった沈水植物の再生が確認された（久城ほか 2009a）。

また現在の湖底となっている場所にも、地上植生から消失した多くの水生植物の散布体が存在していることが、採取した底質を対象とした検討か

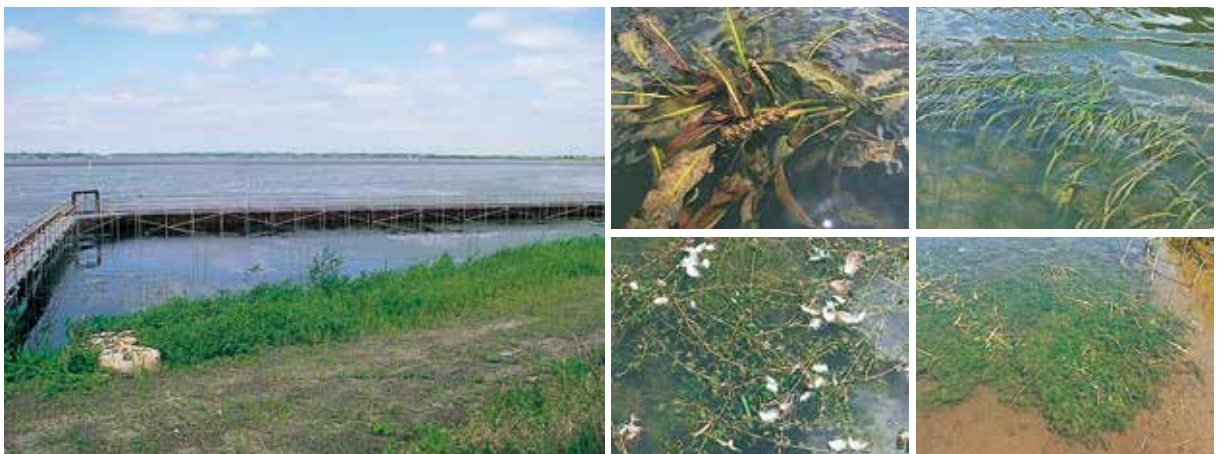


図10. 印旛沼「八代工区」と再生した沈水植物。ヘドロの除去と水位の季節変動の再生により、湖底の散布体バンクから沈水植物が復活した。

ら明らかになった（久城ほか 2009b）。この結果を踏まえ、湖底の散布体バンクから現場で植物を再生させる取り組みも行われている。

その一つ「八代工区」では、湖岸に接した湖面（約3,000㎡）を鋼矢板で仕切り、その内部の底質表層に堆積したヘドロを除去した上で、過去の水位変動（図9）を設置したポンプによって再現し、春先の水位を大幅に低下させる実験が行われている（河川環境管理財団 2011、図10）。この場所では、環境省レッドリスト絶滅危惧IA類であるムサシモをはじめ、オオトリゲモ、トリゲモ、センニンモ、クロモ、コウガイモ、ヒロハノエビモ、ササバモなど、「過去に生育記録があるものの、近年では絶滅したと思われる」多様な沈水植物が多数再生した（酒井ほか 2012、図10）。

なお、現在は関係機関との調整のため停止しているものの、2008年には印旛沼本体を対象として、植物の再生と水質への効果を期待した「水位低下実験」も実施された（久保田ほか 2008）。今後、水位管理の影響を多面的に予測し、順応的な管理として「試験」が再開されることが望まれる。

また印旛沼では、さまざまな取り組みで出現した水生植物（特に沈水植物）について、千葉県立中央博物館内の施設を活用して、系統維持（域外保全）が進められている（林 2013）。この取り組みでは、大型水槽を活用し、他の水系の植物と混じらないように注意が払われ、将来の再生の資源ともなる重要な水生植物系統が維持されている。林（2013）によると、沈水植物26種、浮葉植物6種が育成されており、その中には全国版レッドリストに掲載されている種も多数含まれている。

## 6. おわりに

湖沼と流域の管理の最終目標は、多様な生態系サービス（人間が利用する水・漁業資源などの物質や水質浄化などの人間に有用な作用）を持続的にもたらすような湖沼生態系の確保である。そのためには生態系サービスの源泉である生物多様性の保全が不可欠である。水生植物は湖沼の生物多様性の要となる存在であり、その保全や再生の取り組みは生態系の修復・管理のためには不可欠である。しかし、いったん大幅に衰退あるいは消失した水生植物を取り戻すには、水質や底質の改善、湖岸地形や水位変動パターンの修復・改善、植食者の管理、競争者となる外来水生植物の排除など、

多様で長い時間を要する取り組みが必要である。再生する植物の供給源となる散布体バンクを保全しつつ、順応的管理の過程を通して回復を阻害している要因を明らかにする取り組み戦略が有効である。

植生の「再生」（生態系サービスの確保に向けた管理）は「復元」（元通りに戻すこと）と一致するとは限らない。「再生」は、現代の社会情勢を含め、さまざまな制約やトレードオフを考慮して、社会的な合意形成を図りながら生態系を適切な方向に導く取り組みである。ここで紹介した印旛沼においては、「復元」を目指すなら堤防の撤去が前提となる。しかし、そのことによる損失やリスクを考えると、堤防の撤去は難しいと判断される可能性が高い。それでも、堤内地における水生植物の生育環境の再生を進め、水路等で湖や流入河川や水田との連続性を確保することで、かつての湖岸植生が有していた機能の多くを代替する場が創出できるだろう。「再生」はこのような機能回復を含む、幅広い概念である。

幅広い選択肢の中から、取り組みを適切な方向に導くためには、種の絶滅や外来種の定着といった不可逆な変化の回避を優先させつつ、多様な利害関係者を交えた議論を行うことが重要になるだろう。さらに、類似した問題を抱える湖沼での取り組みには参考になる点が多いと考えられる。それぞれの湖沼での取り組みについての情報交換は、今後さらに重要になるものと思われる。

## 謝辞

本稿をまとめる機会をくださった、秋田県立大学生物資源科学部尾崎保夫教授に感謝申し上げます。本稿の一部には、環境省「地球環境総合推進費」S-9-4の支援によりデータを入手し、解析した結果が含まれます。

## 引用文献

- Bakker, E.S., Sarneel, J.M., Gulati, R.D., Liu, Z. and van Donk, E. (2013) Restoring macrophyte diversity in shallow temperate lakes: biotic versus abiotic constraints. *Hydrobiologia* 710:23-37.
- Brock, M.A., Nielsen, D.L., Shiel, R.J., Green J.D., Langley, J.D. (2003) Drought and aquatic community resilience: the role of eggs and seeds in sediments of temporary wetlands. *Freshwater Biology* 48:1207-1218.



- Burks, R.L., Mulderij, E., Gross, E., Jones, I., Jacobsen, L., Jeppesen, E., Van Donk, E. (2006) Center stage: the crucial role of macrophytes in regulating trophic interactions in shallow lake wetlands. In Verhoeven, A., and Whigham D.E. (eds), *Wetlands: Functioning, Biodiversity Conservation, and Restoration*. Springer-Verlag, Berlin:37-59.
- Carpenter, S.R. and Lodge, D.M. (1986) Effects of submerged macrophytes in ecosystem processes. *Aquatic Botany* 26:341-370.
- Cazzanelli, M., Warming, T.P., and Christoffersen, K.S. (2008) Emergent and floating-leaved macrophytes as refuge for zooplankton in a eutrophic temperate lake without submerged vegetation. *Hydrobiologia* 605:113-122.
- Christensen, N.L., Bartuska, A.M., Brown, J.H., Carpenter, S., D'Antonio, C. Francis, R., Franklin, J.F. MacMahon, J.A., Noss, R.F., Parsons, D.J., Peterson, C.H., Turner, M.G. Woodmansee, R.G. (1996) The Report of the Ecological Society of America Committee on the Scientific Basis for Ecosystem Management. *Ecological Applications* 6:665-691.
- Downing, A.L. and Leibold, M.A. (2002) Ecosystem consequences of species richness and composition in pond food webs. *Nature* 416:837-841.
- Engelhardt, K.A.M. and Ritchie, M.E. (2002) The effect of aquatic plant species richness on wetland ecosystem process. *Ecology* 83:2911-2924.
- 林紀男 (2013) 印旛沼・手賀沼における沈水植物再生の取り組みと課題. 八郎湖流域管理研究 2:49-58.
- Hilt, S. and Gross, E.M. (2008) Can allelopathically active submerged macrophytes stabilize clear-water states in shallow lakes? *Basic and Applied Ecology* 9:422-432.
- James, W.G., Best, E.P. and Barko, J.W. (2004) Sediment resuspension and light attenuation in Peoria Lake: can macrophytes improve water quality in this shallow system? *Hydrobiologia* 515:193-201.
- Jeppesen, E., Jensen, J.P., Kristensen, P., Søndergaard, M., Mortensen, E., Sorkjær, O. and Olrik, K. (1990) Fish manipulation as a lake restoration tool in shallow, eutrophic, temperate lake 2: threshold levels, long-term stability and conclusions. *Hydrobiologia* 200/201:219-228.
- 河川環境管理財団 (2011) 我が国の湖沼での沈水植物の再生及び利活用に関する資料集. 河川環境総合研究所資料第30号. 河川環境管理財団, 東京.
- 久保田一・中村彰吾 (2009) 印旛沼水質改善に向けた沈水植物再生の取り組み. 河川環境総合研究所報告 15:1-12.
- 久保田一・圓谷秀夫・本橋健 (2008) 印旛沼の水質改善を目的とした水位低下実験計画策定に関する研究. 河川環境総合研究所報告 14:35-43.
- 久城圭・林紀男・西廣淳 (2009a) 印旛沼における「高水敷の掘削」による散布体バンクからの沈水植物再生. *応用生態工学* 12:141-147.
- 久城圭・林紀男・西廣淳 (2009b) 印旛沼 (千葉県) 湖底の散布体バンクにみる沈水植物再生の可能性. *水草研究会誌* 91:1-5.
- 建設省霞ヶ浦工事事務所 (1982) 霞ヶ浦水生植物調査. (株) 建設環境研究所.
- 国土交通省霞ヶ浦河川事務所 (2003) 平成14年度霞ヶ浦植物調査報告書. (株) 環境調査技術研究所.
- 国土交通省霞ヶ浦河川事務所 (2007) 霞ヶ浦湖岸植生帯の緊急保全対策評価検討会 中間評価. <http://www.ktr.mlit.go.jp/kasumi/topic/071030/index.html> (最終確認日2014年2月10日)
- Matsuzaki, S.S., Usio, N., Takamura, N. and Washitani, I. (2007) Effects of common carp on nutrient dynamics and littoral community composition: roles of excretion and bioturbation. *Fundamental and Applied Limnology* 168:27-38.
- 宮崎佑介・松崎慎一郎・角谷拓・関崎悠一郎・鷺谷いづみ (2010) 岩手県一関市のため池群においてコイが水草に与えていた影響. *保全生態学研究* 15:291-295.
- Mulderij, G., Van Donk, E. and Roelofs, J.G.M. (2003) Differential sensitivity of green algae to allelopathic substances from Chara. *Hydrobiologia* 491:261-271.
- 西廣淳 (2010) 霞ヶ浦における湖岸植生の保全・再生の試み. 日本生態学会 (編) 自然再生ハンドブック. 地人書館. p.79-87.
- 西廣淳 (2012) 霞ヶ浦における水位操作開始後の抽水植物帯面積の減少. *保全生態学研究*, 17:141-146.
- Nishihiro, J. and Washitani, I. (2009) Quantitative evaluation of water-level effects on “regeneration safe-sites” for lakeshore plants in Lake Kasumigaura, Japan.

- Lake and Reservoir Management 25:217-223.
- 西廣淳・高川晋一・宮脇成生・安島美穂 (2003) 霞ヶ浦沿岸域の湖底土砂に含まれる沈水植物の散布体バンク. 保全生態学研究 8:113-118.
- Nishihiro, J., Araki, S., Fujiwara, N. and Washitani, I. (2004a) Germination characteristics of lakeshore plants under an artificially stabilized water regime. *Aquatic Botany* 79:333-343.
- Nishihiro, J., Miyawaki, S., Fujiwara, N. and Washitani, I. (2004b) Regeneration failure of lakeshore plants under an artificially altered water regime. *Ecological Research* 19:613-623.
- Nishihiro, J., Nishihiro, M.A. and Washitani, I. (2005) Assessing the potential for recovery of lakeshore vegetation: species richness of sediment propagule banks. *Ecological Research* 21:436-445.
- 西廣淳・西口有紀・西廣 (安島) 美穂・鷺谷いづみ (2007) 湿地再生における外来植物対策: 霞ヶ浦の湖岸植生帯再生地における市民参加型管理の試み. *地球環境* 12:65-80.
- Nishihiro, J., Akasaka, M., Ogawa, M., Takamura, N. (2014) Aquatic vascular plants in Japanese lakes. *Ecological Research* (data paper). in press.
- 酒井憲司・竹内亀代司・山崎幸司 (2012) 印旛沼の沈水植物再生における光条件と食害対策. *河川技術論文集* 18.
- 桜井善雄 (1981) 霞ヶ浦の水生植物のフロラ, 植被面積および現存量: 特に近年における湖の富栄養化に伴う変化について. 国立公害研究所研究報告, 22, pp.22-81.
- 桜井善雄・林一六・渡辺義人・天白精子・大橋通成 (1973) 霞ヶ浦生物調査報告書: 水生植物. 建設省霞ヶ浦工事事務所, 水資源開発公団霞ヶ浦開発建設所, pp.78-148.
- Sand-Jensen, K., Pedersen, N.L., Thorsgaard, I., Moeslund, B., Borum, J. and Brodersen, P. (2008) 100 years of vegetation decline and recovery in Lake Fure, Denmark. *Journal of Applied Ecology* 96:260-271.
- Scheffer, M. (1998) *Ecology of shallow lakes*. Chapman & Hall, London.
- Schmieder, K. (2004) European lake shores in danger: concepts for sustainable development. *Limnologica* 34:3-14.
- Schriver, P., Bøgestrand, J., Jeppesen, E. and Søndergaard, M. (1995) Impact of submerged macrophytes on fish-zooplankton-phytoplankton interactions: large-scale enclosure experiments in a shallow eutrophic lake. *Freshwater Biology* 33:255-270.
- Søndergaard, M., Jeppesen, E., Lauridsen, T. L., Skov, C., van Nes, E. H., Roijackers, R., Lammens, E. and Portielje, R. (2007) Lake restoration: successes, failures and long-term effects. *Journal of Applied Ecology* 44:1095-1105.
- 戸谷英雄・山内豊 (2008) 霞ヶ浦湖岸植生保全対策のモニタリング・評価と順応的管理. *河川環境総合研究所報告* 14:81-95.
- 戸谷英雄・谷村大三郎・小野諭・坂口喜久二 (2005) 霞ヶ浦湖岸植生帯の緊急対策工法及びモニタリングとその評価. *河川環境総合研究所報告* 11:41-49.
- Wetzel, R.G. (2001) *Limnology: Lake and River Ecosystems* 3rd. ed. Academic Press, San Diego.
- 山崎幸司・酒井憲司・中村伸也・大畷巖・中村彰吾 (2011) 印旛沼における沈水植物再生のための移植手法開発に関する研究. *河川環境総合研究所報告* 17:1-10.