

湿地生態系の自然再生技術評価に関する研究
(特別研究)

Studies on assessment of restration technology of wetland ecosystem

平成15～17年度

FY 2003～2005

国立環境研究所特別研究報告

Report of Special Research from the National Institute for Environmental Studies, Japan

SR - 68 - 2006

湿地生態系の自然再生技術評価に関する研究

(特別研究)

Studies on assessment of restration technology of wetland ecosystem

平成15～17年度

FY 2003～2005

独立行政法人 国立環境研究所
NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

特別研究「湿地生態系の自然再生技術評価に関する研究」
(期間 平成15～17年度)

特別研究責任者：野原精一
特別研究幹事：野原精一
特別研究報告書編集担当：野原精一

序

日本の平野部にかつて数多く存在した湿地の大半は、人間によるさまざまな経済活動の結果、その姿を消してきました。とりわけ、本州では、過去約一千年に及ぶ長い稲作の歴史もあって、本来の原型をとどめた湿地はほとんど残されていません。かろうじて伝統的な農法をとる水田とその周辺の水辺環境が、かつての湿地の生物たちの生育・生息場所として長く維持されてきました。しかし、過去三十年間余りの間に起こった急激な変化は、農薬の大量使用や大規模な圃場基盤整備事業などによって、これら多くの湿地生物を絶滅に導きました。一方、残された農耕地周辺の水辺や、山間部の谷間などにかろうじて残存する小規模な湿地も、産業廃棄物の投棄や処理場としての利用が急増する中で全国各地において、すでにその多数が失われてしまいました。このように湿地は近年の工業化・農地化によって埋め立てられ、特に都市域では河川河口域にのみわずかに自然が残るようになっていきます。

「21世紀『環の国』づくり会議」で提唱され、「新・生物多様性国家戦略」に盛り込まれた自然再生事業では湿地の再生が重要な課題の一つとなっています。それらの湿地生態系の機能を再生させ、より良い環境を取り戻すには、人工湿地を含めた湿地の再生・創造が不可欠です。しかし、自然の節理を無視した再生・創造では持続可能な生態系を確保できません。そのため、より自然に近い湿地生態系の自然再生実験等によって自然の節理を学び、湿地生態系の再生及び管理・事業評価を実施する必要があります。

本研究は自然再生事業に先立つ理念・シナリオの形成を行い、野外調査及び再生実験等から基礎的知見を得て、持続可能な湿地生態系の再生技術の検討を行うと同時に、再生評価手法を開発することを目的として進められました。湿地生態系への自然再生技術を定量的・客観的に、物質循環的機能の観点から評価する手法の検討を行いました。本報告書は、国立環境研究所の重点研究分野の一つである「生態系の構造と機能及びその管理手法に関する研究」の一環として、平成15年度から17年度にかけて実施した特別研究「湿地生態系の自然再生技術評価に関する研究」を取りまとめたものです。

ここでは、モデル調査地として代表的な湿地である小櫃川河口塩湿地と霞ヶ浦を例に、湿地生態系の構造と機能の把握に関する調査・実験に基き、生物地球化学的な観点から湿地生態系の自然再生の技術評価について述べています。湿地生態系研究のケーススタディとして行われた本研究が、日本の湿地生態系の理解と保全、また自然再生事業に際しての有力な生態系評価手法の一つになることを信じています。

終わりに、研究を推進する上で所外の多くの方々により現地調査に際して多大なご協力とご助言を頂きました。ここに深く感謝の意を表します。

平成 18 年12月

独立行政法人 国立環境研究所
理事長 大塚 柳太郎

目 次

1	研究の目的と構成	1
1.1	研究の背景と目的	1
1.2	研究の構成	1
2	研究の成果	2
2.1	湿地の自然劣化と自然再生の現状	2
2.2	自然再生の現状	2
2.2.1	自然再生法と理念	2
2.2.2	自然再生指針	2
2.3	湿地生態系の再生技術の評価	3
2.3.1	霞ヶ浦における湿地再生事業の植生からの評価	3
2.3.2	霞ヶ浦沿岸湿地再生事業が湖岸底泥の脱窒に及ぼす影響	12
2.3.3	霞ヶ浦沿岸湿地再生事業が湖岸底泥環境に及ぼす影響	12
2.4	湿地生態系の機構把握に関する研究	14
2.4.1	冠水条件下における土壌有機物分解活性の測定法の比較	14
2.4.2	水生植物群落における脱窒機能の評価	18
2.4.3	小櫃川河口塩湿地における植生分布とその決定要因	22
2.5	自然再生技術に関する研究	27
2.5.1	土壌シードバンクとバイオマニピュレーションを活用した沈水植物群落の再生手法	27
2.5.2	侵略的外来魚ブルーギルが沈水植物群落形成に及ぼす影響	29
2.5.3	小櫃川河口塩湿地における攪乱が1年生および多年生植生に及ぼす影響	30
2.6	自然再生事業の影響評価に関する研究	36
2.6.1	霞ヶ浦の水位変動による湿地植生への影響の実験的解析	36
2.6.2	湖沼水位の変動が湿地底泥の機能および微生物性に及ぼす影響	41
2.7	自然再生のシナリオに関する研究	45
2.7.1	霞ヶ浦の自然再生シナリオ	45
2.8	まとめ	49
	引用文献	50
	[資料]	
	研究の組織と研究課題の構成	55
1	研究の組織	55
2	研究課題と担当者	55
	研究成果発表一覧	56
1	誌上发表	56
2	口頭発表	58

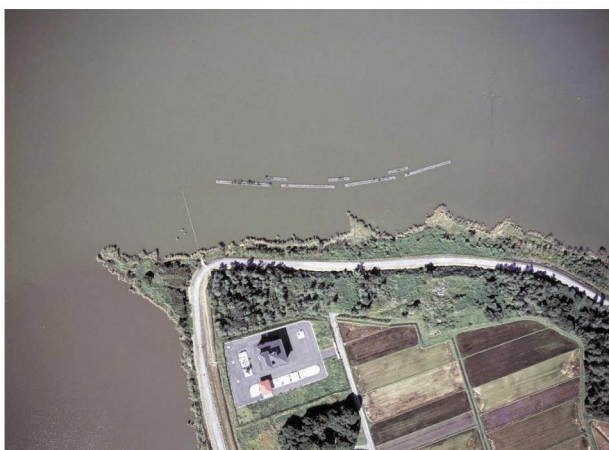
2005年1月霞ヶ浦



2002年11月小櫃川河口



2004年10月霞ヶ浦



2004年11月10日上潮時の小櫃川河口



2006年12月霞ヶ浦

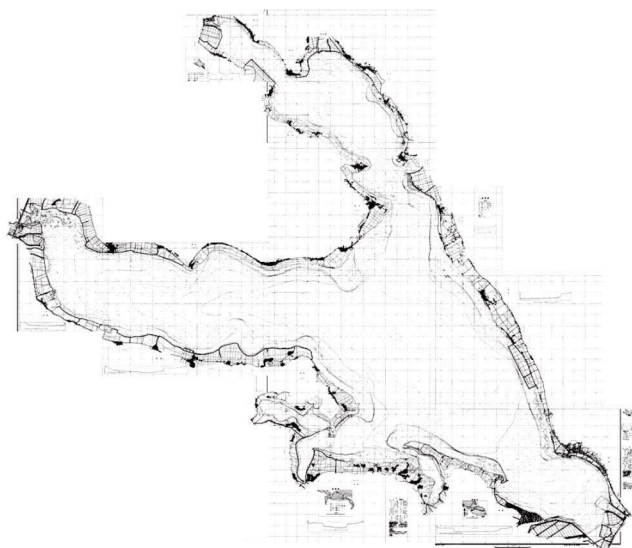


2005年10月31日干潮時小櫃川河口

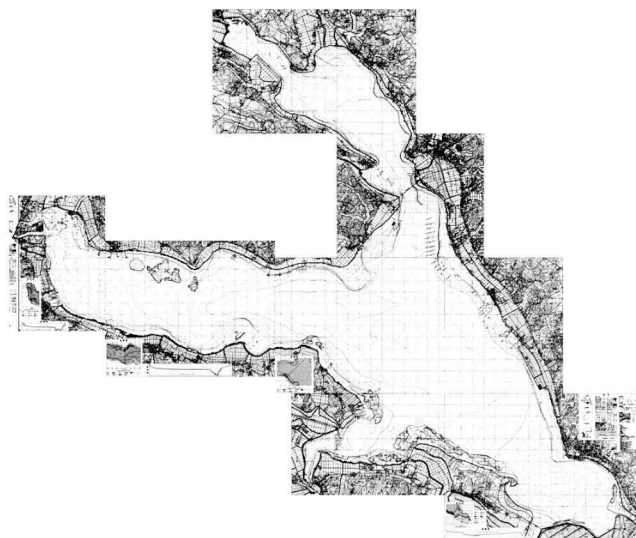


口絵写真 1 湿地の景観

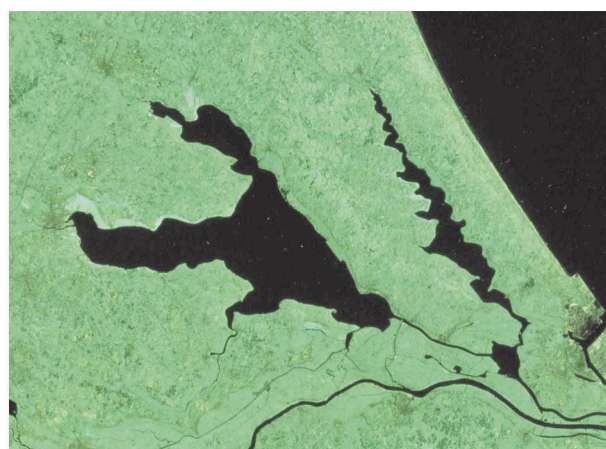
1958～1960年（湖沼図）



1988～1991年（湖沼図）



1945-6年
（米軍撮影）



1987年8月
（ランドサット画像）

古渡 2004年9月



鳩崎余郷入 2004年9月



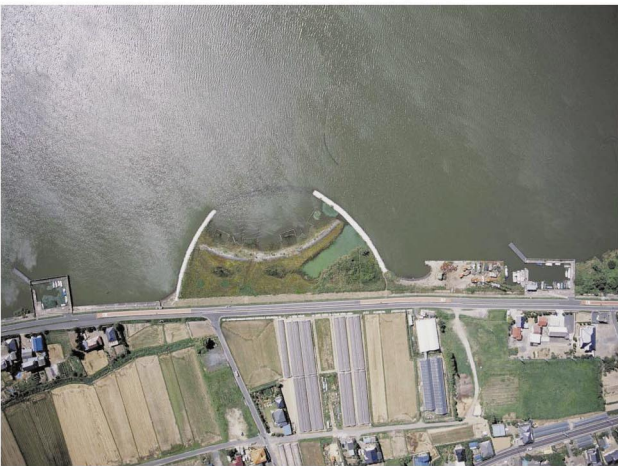
石田 2004年9月



根田 2004年9月



永山 2004年9月



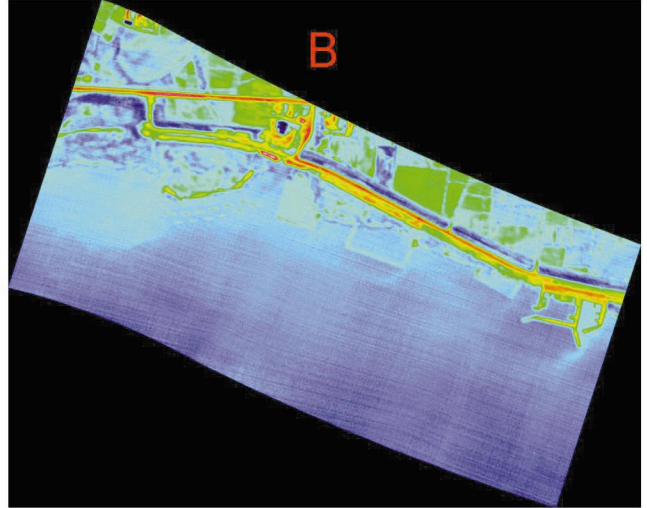
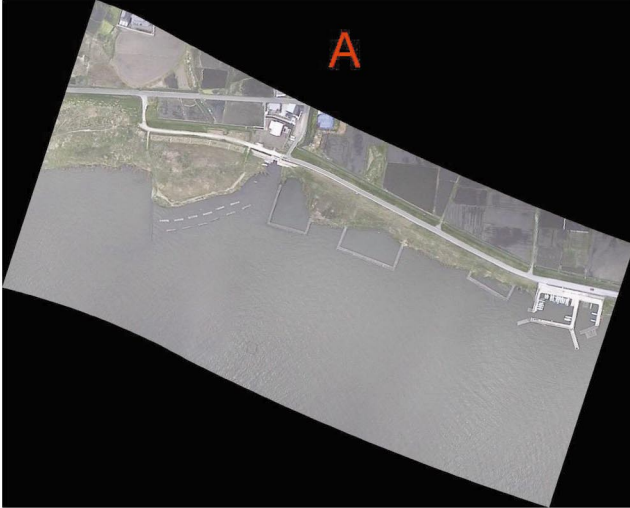
石川 2004年9月



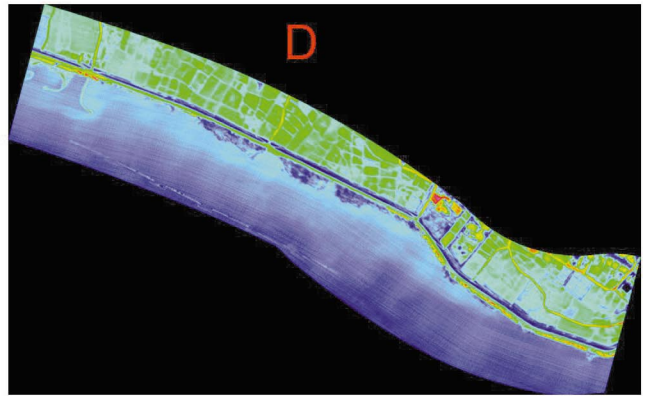
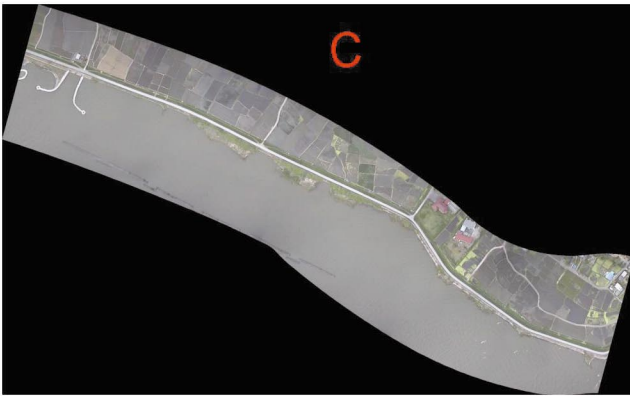
口絵写真3 霞ヶ浦の粗朶消波堤（航空写真）



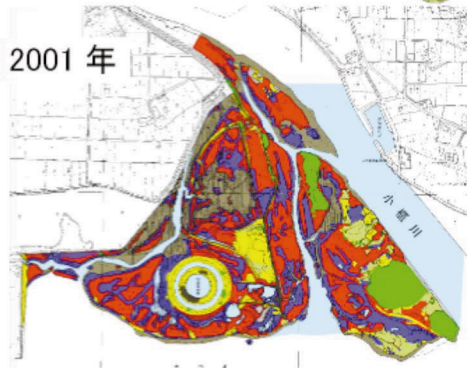
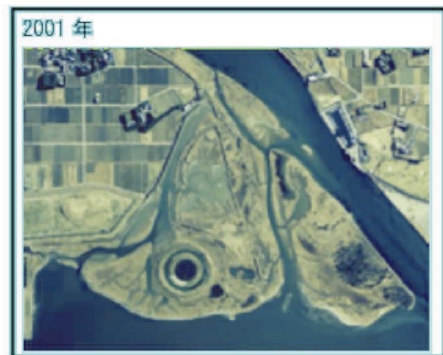
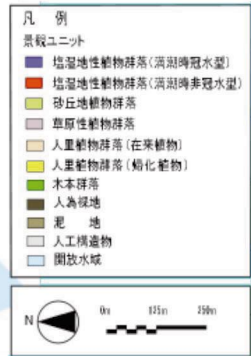
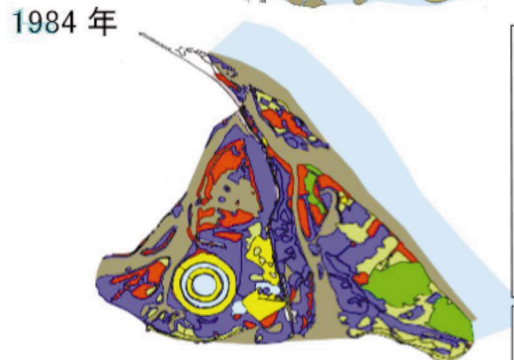
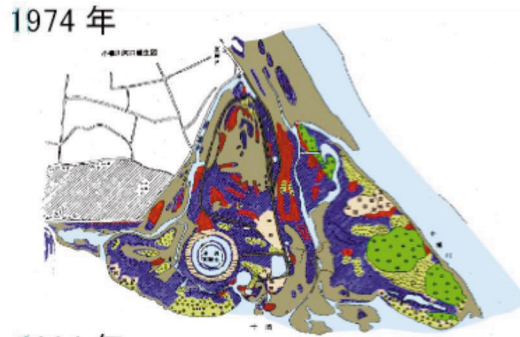
石田



根田



口絵写真4 霞ヶ浦湖岸の温度分布
2004年4月26日14時



口絵写真5 小櫃川河口塩生湿地の相観植生の変遷

水位変化実験



脱窒測定チャンバー



有底枠実験区



刈り取り実験

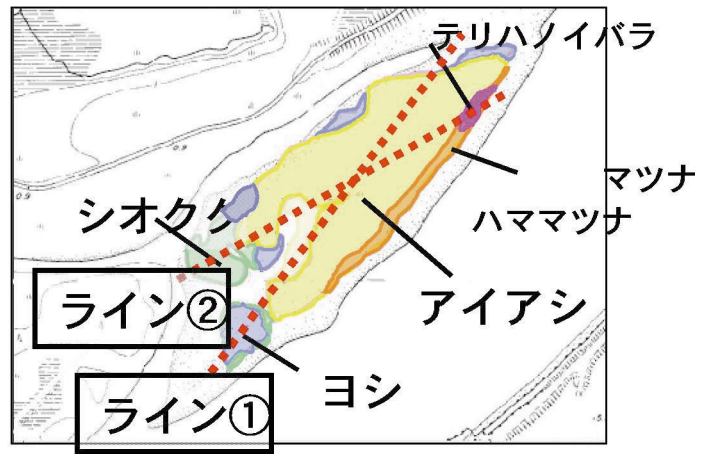


隔離水界





相観植生図



口絵写真7 小櫃川河口塩生湿地の植生

アサザ



2004年9月

粗朶消波堤

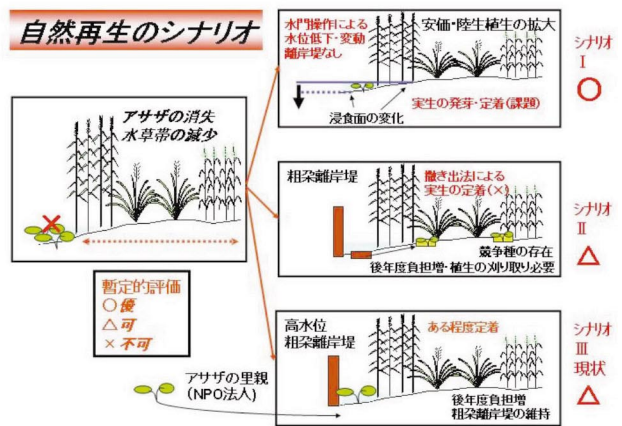


2005年4月

オニバス



2004年9月



口絵写真 8 霞ヶ浦の植生再生

1 研究の目的と構成

1.1 研究の背景と目的

湿地 (wetland, ウエットランド) とは、川の源流から海の浅い所、山地水域から湿原、湖沼、河川、人工水系を含み、干潟 (塩湿地を含む)、マングローブ林、サンゴ礁、藻場などの沿岸域まで、水のある場所の総称である^{1,2)}。湿原や干潟などの湿地には、多様な動植物が生息し、独特の生態系が形成されている。また、湿地は、重要で多様な機能を有しており、適切に保全することが必要とされているが、先に述べたようにこれまで日本の湿地は、人為の影響により急激に減少し、また環境の変化に曝され、衰退が急速に進行してきたため、国内各地でその保護・保全を求める要請が高まっている。一方、国際的にも、1999年 (平成11年) 5月に開催されたラムサール条約第7回締約国会議において登録湿地の倍増を目指す決議がなされるなど、湿地保全の緊急性が認識され、保全・保護の気運が遅ればせながら高まり、具体的な行動計画が策定されつつある^{3,4)}。

このような中で具体的には、国際水禽湿地調査局 (IWRB) 日本委員会が特に水鳥の生息地として国際的に重要な日本湿地目録²⁾の中で、151カ所の湿地を記載した。そこでは湿原 (約4万ha)、湖沼 (約24万ha)、干潟 (約5万ha)、河川、水田 (約275万ha)、マングローブ林に類型化して面積を算出したがデータが十分であるとは言いがたかった。国土地理院地理調査部も全国湖沼湿地の分布図をまとめ⁵⁾、438カ所を記載したが、全国の湿地の合計面積について取りまとめに至らなかった。一方環境省では、日本の湿地保全施策の基礎資料を得るため、多数の専門家の意見を心得て重要湿地を選定してきた。湿原、河川、湖沼、干潟、藻場、マングローブ林、サンゴ礁など、生物多様性保全の観点から重要な湿地500カ所が選定された。現在選定されている日本の重要湿地500のそのうち湿原、人工湿地の位置等がインターネット上で公表されている⁶⁾ (<http://www.sizenken.biodic.go.jp/wetland/>)。環境省では、これらの重要湿地について、それぞれの湿地の特性、生物相の保全状況や地域の状況に応じて保全地域の指定等に向けた検討、重要湿地とその周辺における生物相保全上の配慮の必要性についての普及啓発を進めている。

そこで、本研究では、湿地の特性をとらえ自然再生技術評価に資する標準的な手法の開発を目的とした。湿地生態系の自然再生技術の評価手法を確立することが本研究プロジェクト「湿地生態系の自然再生技術評価に関する

研究 (2003~2005年度)」の目的である。

1.2 研究の構成

モデルサイトとして実際に自然再生事業が実施されている低湿地 (霞ヶ浦湖岸) とその参照低湿地 (涸沼湖岸、菅生沼、小櫃川河口湿地等) を選定し、景観管理の履歴に関連する社会・経済的統計資料、植生地理学的資料等の収集及びデータベース化を行うとともに、種及び生態系レベルでの多様性と水草帯の機能 (水循環機能、生物生産機能、分解機能等物質循環機能、多様性保全機能、土壌保全機能等) について、重点的に調査・実験を行い、水草帯の生態系サービス機能から評価基準を算定するためのベースを作成する。サブテーマは以下の3つである。

- 1) 湿地生態系の機構把握に関する研究、湿地生態系モデル構築、観測、診断手法の開発、
- 2) 自然再生技術に関する研究、播きだし法、植栽法、土木工法等の検討、バイオマニピュレーション手法の応用、
- 3) 自然再生のシナリオ・評価に関する研究、自然再生シナリオ構築、事業評価モデルの開発である。

謝辞

各地における野外調査の際に施設利用を快く許可していただいた、千葉・茨城県の各担当部局、皆様に感謝いたします。国土交通省霞ヶ浦河川事務所から報告書等の資料をご提供頂きました。茨城大学・理工学研究科 大学院生 小田倉碧氏には毎回の現地調査とデータ解析に協力していただきました。また現地調査では、茨城県霞ヶ浦環境科学センター 石井裕一博士、石井 (旧姓富田) 千賀子氏、東海大学・海洋学研究科大学院生 吉田友彦氏、東北工業大学環境情報工学科 藤田光則氏に加え、日本大学生物資源科学部 寺島梓氏、千葉工業大学工学部 張替慧氏、谷本紫穂氏に協力していただきました。暖かいご協力に感謝の意を表したいと思います。名取俊樹博士には測器貸借および経験的なアドバイスを多数頂きました。加えて、(株)川上農場のスタッフには調査用機器の貸借および使用法の指導を頂きました。(財)日本生態系協会 金子是久博士には本研究の立ち上げおよび種の同定にご協力頂きました。また、井上智美氏には本稿に関し数多くの貴重なコメントをいただきました。深く感謝します。今回の報告書を完成するにあたり、多くの人々にご協力をいただきました。

2 研究の成果

2.1 湿地の自然劣化と自然再生の現状

全国湿地の現状

世界の湿地面積は約6.8～8.6×106km²であると推定されている⁷⁾。日本の湿地総面積は約65万haであり(環境庁,未発表),世界の湿地の約0.076～0.10%でしかない。世界平均では陸地の6.4%が湿地であるが,日本には国土のわずか1.7%しかなく湿地は非常に貴重な生態系である。一方かつては湿地であったと考えられる水田は1990年時点で284万ha⁸⁾あり,国土の約7.5%にあたる。単純に水田は原始には湿地だったと仮定して計算すると自然の湿地から約81%が開墾・埋め立て等により水田に開発されたと推定される。明治以降の我が国の北海道の開拓の歴史は湿原または泥炭地の開墾の歴史であり,約20万haの湿原の62%が20年前までに農地化や都市化によって失われたと推定されているが,古くからの開発の歴史がある本州以南では本来の湿原面積を正確に推定すできない⁹⁾。

これら各種湿地の現在の日本にはわずか約65万haの湿地が現在あるのみとされている。最も広いのが淡水湖沼(約13万ha),次いで低層湿原(約11万ha),以後汽水湖沼,湿原,河畔,塩生湿地・マングローブ,高層湿原,河口域,中間湿原,湧水湿地,水田・雪田草原,その他,溜池,休耕田の順になっている。低湿地(湧水湿地)は約2万haで湿地全体の3%を占めるが,淡水湖沼やため池,河口域の部分的な沼沢地を合計しなければならないのでまだ正確には把握されていない。湿地に関する科学書は多く,多くは高層湿原,塩生湿地・マングローブを取り扱っているが,ヨシ等が主体の低湿地・沼沢地は小規模のものが多いためかまとまった単行本が見られない。

日本の湿地面積は,かつては約300万haに及ぶ広大な地域が含まれていたが,弥生時代に始まる稲作の導入以来,とりわけ低地,平野部に存在していたその多くは水田と化し,低湿地の原型を維持した生物群集や生物相は,そのかなりの部分をすでに喪失するか,または大規模な改変を余儀なくされてきた。

一方,日本列島の最北部の北海道東部や北部に横たわる釧路湿原やサロベツ湿原のように,水田耕作に不適な気候条件にある地域の低湿地は,曲がりなりにもその原型を辛うじて維持しているし,一方,琉球諸島のマング

ローブ林に付随して発達する亜熱帯性の生物相を扶養している低湿地は,かろうじてその原型を維持している。しかし,潮の干満により独特な環境が維持されているいわゆる干潟の原型を維持した塩湿地(salt marsh)は,北海道東部の塩湿地を除いては開発行為の荒波にのみれ,急激に消滅しているのが現状である。

2.2 自然再生の現状

2.2.1 自然再生法と理念

自然再生事業に先立つ理念の形成

湿地生態系の様々な機能を再生させ,より良い自然環境を取り戻すには,人工湿地を含めた湿地の再生・創造が不可欠である。しかし,自然の節理を無視した再生・創造では持続可能な生態系を確保できない。そのため,より自然に近い湿地生態系の自然再生実験等によって自然の節理を学び,湿地生態系の再生及び管理・事業評価を実施する必要がある。

自然再生推進法(法律第百四十八号(平成14年12月11日))の「基本理念」として次のように述べている。「自然再生は,健全で恵み豊かな自然が将来の世代にわたって維持されるとともに,生物の多様性の確保を通じて自然と共生する社会の実現を図り,あわせて地球環境の保全に寄与する。」また自然再生の定義は「過去に損なわれた生態系その他の自然環境を取り戻すこと。河川,湿原,干潟,藻場,里山,里地,森林その他の自然環境を保全し,再生し,若しくは創出し,又はその状態を維持管理することをいう。」としている¹⁰⁾。したがって,過去に失われた自然の実態把握がまず必要である。

2.2.2 自然再生指針

日本生態学会生態系管理専門委員会は実際の再生事業を実施するのに自然再生事業指針(一次案)を提示した¹¹⁾。それは5つの原則を示している。1)まず自然再生事業にあたっては,可能な限り,生態系を構成する以下のすべての要素を対象にすべきである【自然再生事業の対象】。2)次に自然再生事業を計画するにあたっては,具体的な事業に着手する前に,別の項目についてよく検討し,基本認識を共有すべきである【基本認識の明確化】。3)自然再生事業を進めるうえでは,諸原則を遵守すべきである【自然再生事業を進めるうえでの原

【指針】。4) 自然再生事業においては、不確実性に対処するため、以下の順応的管理などの手法を活用すべきである【順応的管理の指針】。5) このような計画は、手続きと体制によって進めるべきである【合意形成と連携の指針】。

これまで実施されてきた湿地の再生事業についての基本的な考え方(目標)は次の様なものがある。

諏訪湖：原風景を意識し、人工的な水辺から自然環境に配慮した景観に再生しよう。泳げる諏訪湖²⁾

松浦川・アザメの瀬：河川の氾濫源的湿地の再生、人と生物のふれあいの再生

東京湾：かつての東京湾のように、生き物が豊かで、人々が身近にふれあえる海を、将来世代にわたって創出する(東京湾奥部海域環境創造事業)

そこで、自然再生事業に先立つ理念として湿地の再生に関する配慮事項を次のように整理した。

湿地の再生に関する配慮事項

【事業の計画立案】

1. 環境影響の回避・低減
2. 環境の保全方針設定
3. 地域住民等との合意形成
4. 幅広い専門家の助言や指導
5. 検討経緯・技術情報の公表
6. 再生目標の評価基準の設定
7. 再生場所の選定
8. 再生事業に用いる方法・技術の選定
9. モニタリング・維持計画の計画作成
10. 実施計画書の実現性確認

【事業の実施】

11. 実施段階での環境影響の配慮
12. モニタリング・維持管理の実施
13. 自然再生事業の客観的評価

本報告書では湿地の自然再生の技術的な評価手法の開発の観点から次の項目について具体的に検討した。すなわち、6. 再生目標の評価基準の設定、7. 再生場所の選定、8. 再生事業に用いる方法・技術の選定、11. 実施段階での環境影響の配慮、13. 自然再生事業の客観的評価である。

2.3 湿地生態系の再生技術の評価

2.3.1 霞ヶ浦における湿地再生事業の植生からの評価

(1) はじめに

植生再生事業の経緯

霞ヶ浦における自然再生地及び自然地を調査対象地として植生調査を行い、現存植生を把握するとともに、過去の資料と比較することで植生変遷についても調べることを目的とした。

(2) 調査地

調査地は、2001年に実施された自然再生事業地である古渡地区、鳩崎・余郷入地区、石田地区、根田地区の4地区の自然再生地、自然地を対象とした(図1)、各地区のアルファベット番号はライン位置を示している。

(3) 方法

1) 調査時期

調査時期は植物が繁茂し、群落が形成される7月に行った。

2) 植生調査

植生調査は、水生植物帯の群落構造及び生育状況を把握するために、ライントランセクト法を用いて行った。調査方法は国土地理院(国土交通省)が設置した基準点

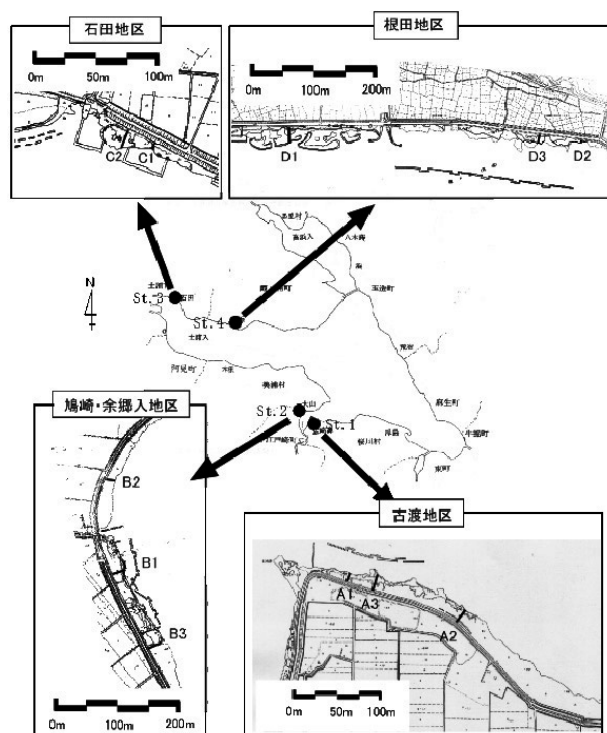


図1 霞ヶ浦における調査地及びライン位置

(湖岸)から水際にかけてラインを設置し、ライン上に形成された各植物群落内に1m²の方形区を設置した後、Braun-Blanquet法¹³⁾(1964)による植物社会学的手法を用いた植生調査を行った。

3) 植物量の算出方法

Braun-Blanquet法(1964)による植生調査結果を量的に評価するために確認種の植物量を算出した。その方法については以下のとおりである。

$$A \text{ 種の植物量} = A \text{ 種の被度値} \times A \text{ 種の平均草丈}$$

この植物量の算出は2003年度のみ行い、1992年度の調査データ¹⁴⁾は各種の平均草丈が記録されていないため、植物量の算出は行っていない。

4) 被度値

被度値は、Braun-Blanquet法によるコドラ - ト調査で判別した被度を量的にあらわしたものである。なお、被度値は以下のとおりDurwen¹⁵⁾の被度値を用いた(表1)。

5) 帰化植物率・湿性植物率・木本率

各地区における帰化植物率、湿性植物率、木本率については以下の算出方法を用いた。なお、帰化植物率は帰化植物の侵入状況、湿性植物率は湿性植物の生育状況、木本率は湿地における遷移の進行度合及び環境変化について把握するために算出した。

$$\text{帰化植物率}(\%) = (\text{各地区内の帰化植物の種数} / \text{各地区全体の種数}) \times 100(\%)$$

$$\text{湿性植物率}(\%) = (\text{各地区内の湿性植物の種数} / \text{各地区全体の種数}) \times 100(\%)$$

$$\text{木本率}(\%) = (\text{各地区内の木本類の種数} / \text{各地区全体の種数}) \times 100(\%)$$

6) クラスタ - 分析

クラスタ - 分析は、各調査地区の1ラインを1単位として、ライン間における植物相の類型区分を行うために用いた。解析方法は全ラインで確認された植物相を生育環境別に区分した後、群平均法を用いてライン間の植生の類型区分を行った。植物種の生育環境区分では、優占的湿性植物(ヨシ、マコモ、クサヨシ)、高茎湿性植物、

低茎湿性植物、陸域植物、ツル性植物、浮葉・沈水植物、優占的帰化植物(セイタカアワダチソウ)、湿性帰化植物、陸域帰化植物、湿性木本、陸域木本の11タイプに区分した。

(4) 現地調査結果

1) 2003年に確認された植物種

今年度、各調査地区で確認された植物種一覧については表2、植生タイプ別の確認種数については表3に示す。調査地全体では76種が確認され、その内訳は、自然地のみで16種、自然再生地のみで28種、両方で32種であった。湿性植物の確認種は、自然地のみで最も少なく、自然再生地のみ及び両方で比較的多かった。

各地区の確認種は、古渡地区では全体で42種が確認された。その内訳は、自然地のみで10種、自然再生地のみで12種、両方で20種であり、帰化植物の確認種は、自然地のみでは確認されず、自然再生地のみで2種、両方で1種であった。

鳩崎・余郷入地区では全体で32種が確認された。その内訳は、自然地のみで8種、自然再生地のみで10種、両方で14種であり、帰化植物の確認種は、自然地のみでは確認されず、自然再生地のみで4種であった。

石田地区では全体で25種が確認された。その内訳は、自然地のみで11種、自然再生地のみで6種、両方で8種であり、帰化植物の確認種は、自然再生地のみで2種、両方で2種であった。なお、自然地のみでは確認されなかった。

根田地区では全体で37種が確認された。その内訳は、自然地のみで6種、自然再生地のみで25種、両方で6種であり、湿性植物の確認種は自然再生地のみで25種と最も多く、帰化植物の確認種は自然地のみで1種、自然再生地のみで4種、両方で1種であった。

2) 各調査地区における各ラインの優占種の植物量

各調査地区に設置した各ラインの優占種の植物量について次に示す。

古渡地区

古渡A1(再生)では、ラインの距離が10.0m未満であ

表1 優占度クラスの被度値

優 占 度	1(1%未満)	+(1%)	1(10%)	2(10-25%)	3(25-50%)	4(50-75%)	5(75-100%)
被 度 値	1	2	3	4	6	8	10

優占度と()内の植被率は Braun-Blanquet(1964)法から引用した。

優占度クラスに対する被度値は Durwen(1982)から引用した。

り、優占種の植物量はマコモが基準点付近で最も高く、ヨシが水際付近で最も高かった。古渡A2（自然）はラインの距離が約15.0mであり、優占種の植物量はヨシが基準点から水際にかけて低くなり、マコモは基準点から5.0m付近で最も高く、それより水際では確認されな

った。また基準点付近ではタチヤナギまたはアカメヤナギが最も高かったが、陸域の帰化植物であるセイタカアワダチソウがその林床で確認された。古渡A3（再生）はラインの距離が約35.0mと他の2つのラインに比べて長く、優占種の植物量はヨシとマコモが水際付近で最も

表2 調査地区（自然地，自然再生地）で確認された植物種

自然地でのみ確認された種		自然再生地でのみ確認された種		両方で確認された種	
科名	種名	科名	種名	科名	種名
ナギ	アカメヤナギ(w)	ナギ	イヌタデ	ナギ	タチヤナギ(w)
トクサミ	ハンゲショウ(w)		ミノソバ(w)	ク	カナムグラ
マ	クサネム(w)		アレチギシギシ(e)	イラクサ	ミズ(w)
	メドハギ		ギシギシ	ナギ	シロバナサクラタデ(w)
ウ	アマチャヅル	ナギ	ツメクサ		オオイヌタデ
シ	イヌゴマ(w)	ヒ	ヒカゲイノコズチ		サデクサ(w)
ミハギ	ミノハギ(w)	キホウク	キツネノボたん		イシミカワ
モトイ	イボタノキ	アブラ	スカシタゴボウ(w)	ナギ	ウシハコベ
ガガイモ	ガガイモ	マ	クズ	ツツラフジ	アオツツラフジ
ク	オオヨモギ	ブドウ	ノブドウ	バラ	ノイバラ
	ヨモギ	ヒシ	ヒシ(w)	マ	ヤブマメ
ウ	サルトリイバラ	アカナ	チョウジタデ(w)		ツルマメ
イ	ヤマアワ		ウスゲチョウジタデ(w)		フジ
	オニウシノケグサ(e)	ゴマハグサ	アゼナ(w)	ウ	ゴキツル
	チゴザサ	ク	ホウキギク(e)		スズメウリ
ハツリグサ	アゼナルコ		ヒメムカシヨモギ(e)	セリ	セリ(w)
12科	16種		ハルジオン(e)	アカ	ヨツバムグラ
		トチカガミ	トチカガミ(w)		ヘクソカズラ
		ヤマノイ	オニドコロ	シ	シロネ(w)
		イ	スズメノテッポウ	ク	アメリカセンダングサ(e)
			ネズミムギ(e)		セイタカアワダチソウ(e)
			キシウスズメノヒエ(e)	ヤマノイ	ヤマノイモ
			アズマネザサ	ツクサ	ツクサ
			オニシバ	イ	カモシグサ
		ウキクサ	アオウキクサ(w)		オギ
			ウキクサ(w)		クサヨシ(w)
		ガマ	ガマ(w)		ヨシ(w)
		ハツリグサ	テンソキ(w)		マコモ(w)
		17科	28種	ハツリグサ	カサスグ(w)
					ミコシガヤ(w)
					カワラスガナ(w)
					ウキヤガズ(w)
				17科	32種

高く、基準点から10m付近でクサヨシ、基準点付近ではフジがそれぞれ確認された。

古渡地区では、ヨシの植物量は自然再生地の水際において高かったが、自然地の水際では低かった。また自然地の基準点付近では、アカメヤナギ、タチヤナギの植物

表3 各調査地区で確認された植物種

古渡地区				
植生タイプ	自然地	自然再生地	両方	合計
湿性植物種数	2	3	9	14
帰化植物種数	0	2	1	3
陸域植物種数	8	7	10	25
合計	10	12	20	42

鳩崎・余郷入地区				
植生タイプ	自然地	自然再生地	両方	合計
湿性植物種数	3	3	11	17
帰化植物種数	0	4	0	4
陸域植物種数	5	3	3	11
合計	8	10	14	32

石田地区				
植生タイプ	自然地	自然再生地	両方	合計
湿性植物種数	6	4	3	13
帰化植物種数	0	2	2	4
陸域植物種数	5	0	3	8
合計	11	6	8	25

根田地区				
植生タイプ	自然地	自然再生地	両方	合計
湿性植物種数	0	14	2	16
帰化植物種数	1	4	1	6
陸域植物種数	5	7	3	15
合計	6	25	6	37

4地区合計				
植生タイプ	自然地	自然再生地	両方	合計
湿性植物種数	6	14	13	33
帰化植物種数	1	6	2	9
陸域植物種数	9	8	17	34
合計	16	28	32	76

湿性植物及び陸域植物は全て在来の植物種である。

量が高かった。

鳩崎・余郷入地区

鳩崎・余郷入B1（再生）ではラインの距離が約40.0mと比較的長く、優占種の植物量はヨシが基準点で最も高く、その他はシロバナサクラタデ、マコモ、ウキヤガラ、クサヨシがヨシと混生しながら、植物量の高い値を示した。鳩崎・余郷入B2（自然）はラインの距離が約40.0mと比較的長く、優占種の植物量はヨシが水際付近で最も高かった。鳩崎・余郷入B3（自然）はラインの距離が20.0mであり、優占種の植物量は、基準点ではマコモが最も高く、水際にはヨシが最も高かった。その他はシロバナサクラタデが比較的高かった。以上のことから、鳩崎・余郷入地区ではヨシ、マコモの植物量が全体的に高い傾向を示したが、ラインの中間付近ではシロバナサクラタデの植物量が10前後の値で確認された。

石田地区

石田C1（自然）ではラインの距離が約10mと比較的短く、優占種の植物量は、ヨシがライン全体で20以上と高い値を示した。しかし、基準点から5.0～7.0mの間ではヨシの植物量が極端に低くなり、セイタカアワダチソウが高い植物量を示した。石田C2（再生）ではラインの距離が約25.0mであり、優占種の植物量は、ヨシがライン全体にかけて10前後で確認され、基準点から7～11m付近ではオギ及びセイタカアワダチソウがヨシよりも高い植物量で確認された。

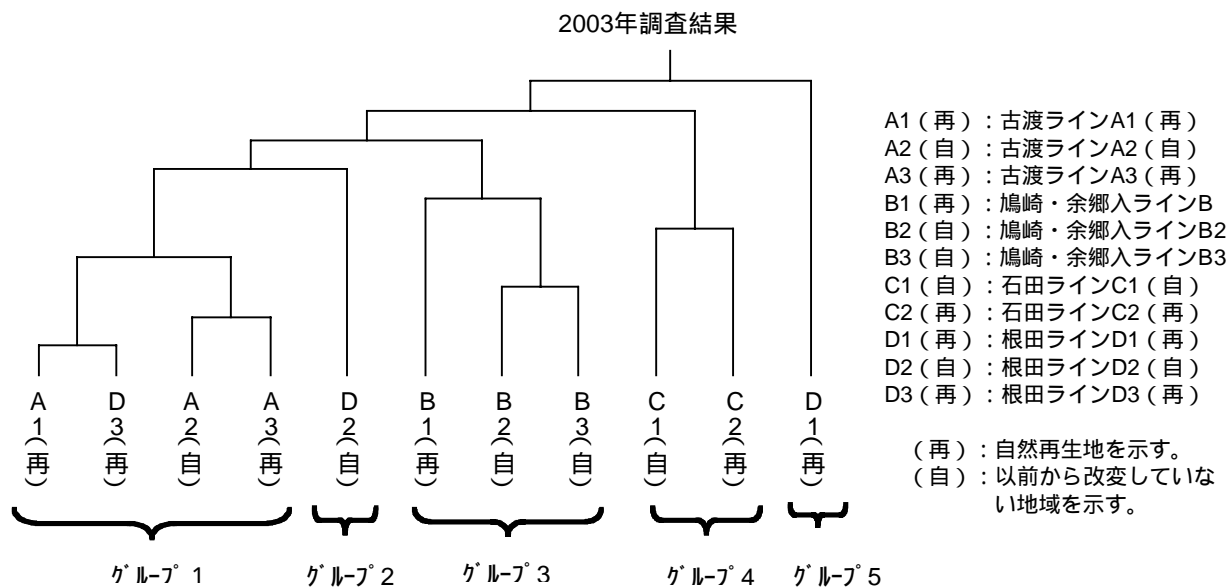
根田地区

根田D1（再生）はライン距離が約50mと長く、優占種の植物量はウキヤガラの3.0が最大であったが、D2、D3の植物量と比べると全体的に低かった。

根田D2（自然）はライン距離が約11.0mと比較的短く、優占種の植物量は、水際付近でヨシが高く、基準点付近でセイタカアワダチソウが高かった。根田D3（再生）はライン距離が約21.0mであり、優占種の植物量は、基準点付近でクスが11.2、基準点より2.0～9.0m間でマコモが20前後と高く、水際付近ではヨシが10前後であった。

3) クラスタ - 分析を用いた各ラインの植生タイプの類型区分

各ラインで確認された植物種を上記の方法により、生育環境別に区分し、クラスタ - 分析を用いて各ライン間の類型区分を行った（図2）。その結果、古渡のA1（再生）、A2（自然）、A3（再生）、根田のD3（再生）のグル - プ1、根田のD2（自然）のグル - プ2、鳩崎・余



生育環境タイプ

優占的湿性植物 (ヨシ・マコモ・クサヨシ), 高茎湿性植物, 低茎湿性植物, 陸生植物, ツル性植物, 浮葉・沈水植物,
 優占的帰化植物 (セイトカアワダチソウ), 湿性帰化植物, 陸生帰化植物, 湿性木本 (アカメヤナギ・タチヤナギ), 陸生木本

図2 クラスタ分析による各ラインの植物タイプの類型区分

郷入のB1(再生), B2(自然), B3(自然)のグループ3, 石田のC1(自然), C2(再生)のグループ4, 根田のD1(再生)のグループ5の5つに区分された。これらことから, 根田地区のライン(D1, D2, D3)は, 同一の植生タイプに類型区分されなかったが, 古渡地区, 石田地区, 根田地区については, 自然地, 自然再生地に関係なく, 地区によりグループ分けられた。

4) 水生植物の生育環境 (水深との関係)

自然再生地及び自然地における優占的な湿性植物であるヨシ, マコモの植物量と水深との関係を図3に示す。その結果, ヨシは自然再生地, 自然地とも相関はみられなかったが, マコモは自然再生地で-0.891と高い負の相関が確認され, 水位の上昇とともに植物量が低下する傾向がみられた。

(5) 過去の資料との比較

1) 1992年と2003年に確認された植物種の比較

調査地で確認された植物種の内, 1992年のみ確認された種, 2003年のみ確認された種, 1992年と2003年の両年で確認された種にそれぞれ分けた(表4, 表5)。その結果, 1992年ではドクゼリ, ミクリ, ジュロウスゲ, フトイなどが確認され, 2003年ではタチヤナギ, トチカガミ, カワラスガナ, テンツキ, クズなどが確認された。そして, 1992年と2003年の両年で確認された種は, シロ

バナサクラタデ, ヨシ, オギ, クサヨシ, マコモなどの優占的な種であった。また上記の植物を湿性植物, 帰化植物, ツル性植物, 陸生植物に分けて, 既存の種(1992~2003年とも確認), 1992年のみ確認された種(消滅した種), 2003年のみ確認された種(新たな種)について

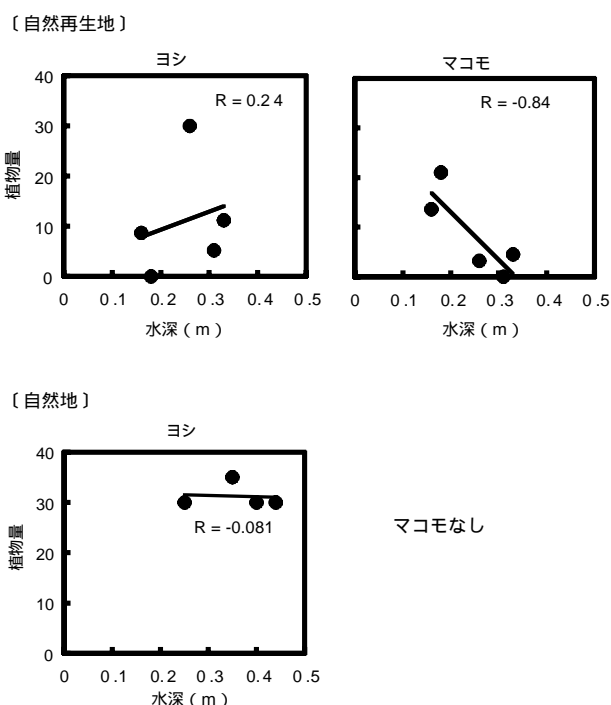


図3 代表的な湿性植物であるヨシ, マコモの植物量と水深との相関関係

表4 調査地区で確認された植物種(1992年, 2003年)

1992年のみ確認された種		2003年のみ確認された種		1992年と2003年に確認された種	
科名	種名	科名	種名	科名	種名
トクサ	スギナ	ヤキ	タチヤナギ(w)	ヤキ	アカメヤナギ(w)
イラクサ	アオミズ(w)	イラクサ	ミズ(w)	ク	カナムグラ
タデ	ヤノネグサ(w)	タデ	アレチギンギン(e)	タデ	シロバナサクラタデ(w)
	ギンギン	ツツラジ	アオツツラジ		オオイヌタデ
タデシロ	ノミノフスマ(w)	ドクダミ	ハンゲショウ(w)		サデクサ(w)
アカ	シロザ(w)	アブ	スカシタゴボウ(w)		イシミカワ
	ケアリタノウ(e)	マ	ヤブマメ		ミノノバ(w)
キホウ	タガラシ(w)		クズ	タデシロ	ツメクサ(w)
アブ	タネツケバナ(w)	ウリ	アマチャヅル		ウシハコベ
マ	ヤハズノウ	ヒシ	ヒシ(w)	ヒユ	ヒナタイノコズチ
	シロツメクサ(e)	アカ	ウスゲチヨウジタデ(w)	キホウ	ケキツネノボタム(w)
カタ	カタ	ガ	コバノカモメヅル	バラ	ノイバラ
ウリ	カラスウリ		ガガイモ	マ	クサネム(w)
アカ	メマツヨイグサ(e)	シ	イヌゴマ(w)		ツルマメ
セ	ドクゼリ(w)	ゴ	マハグサ		メドハギ
ミツ	アサザ(w)	キ	オオヨモギ		フジ
シ	ヒメジョウ(w)		ヒメムカシヨモギ(e)	ブ	ノブドウ
キ	トキンノウ(w)		ハルジオン(e)	ウリ	ゴキヅル
	オオアレチノギク(e)	ト	チカガミ(w)		スズメウリ
	タカサブノウ(w)	ウ	サルトリイバラ	ミ	ミハギ(w)
	ハハコグサ	ヤ	オニドコロ	アカ	チヨウジタデ(w)
	アキノノゲシ	イ	カモジグサ	セ	セリ(w)
	ヒメジョオン(e)		スズメノテッポウ(w)	モ	イボタノキ
イ	イ(w)		オニウシノケグサ(e)	ア	ホソバノヨツバムグラ
	アオコウガイゼキショウ(w)		ネズミギ(e)		ヘクソカズラ
イ	メヒシバ		キシウスズメノヒエ(e)	シ	シロネ(w)
	オヒシバ		オニシバ	キ	ヨモギ
	スズメノカタビラ(w)	ウ	アオウキクサ(w)		ホウキギク(e)
	ナガハグサ(e)	ガ	ガマ(w)		アメリカセンダングサ(e)
	イチゴソナギ	カ	アゼナルコ(w)		セイタカアワダチソウ(e)
	シバ		カワラスガナ(w)	ヤ	ヤマノイモ
サ	ショウブ(w)		テンツク(w)	ツ	ツククサ
ミ	ミク(w)		ミコシガヤ(w)	イ	ヤマアワ
ガ	ヒメガマ(w)	21科	33種		チゴザサ
カ	ジョウロウスゲ(w)				オギ
	フトイ(w)				クサヨシ(w)
	コゴメガヤツリ				ヨシ(w)
	イガガヤツリ				アズマネザサ
21科	38種				マコモ(w)
				ウ	ウキクサ(w)
				カ	カサスゲ(w)
					ウキヤガマ(w)
				22科	42種

(w):湿性植物(e):帰化植物

調べた結果、陸生植物は消滅した種の方が新たに確認した種よりも多いのに対し、ツル性植物は新たに確認された種が多かった。一方、帰化植物と湿性植物については、新たに確認された種よりも消滅した種の方が若干多かった。しかし、これらの種の大部分は普通種であり、確認種のピックアップは、ライントランセクト調査の範囲内と限られていることから、今回の調査で確認されない種であっても、生育している可能性は高いと考えられる。

2) 調査地における植物の生育環境、植生変化

1992年度と2003年度の調査地の環境及び植生を比較すると(表6)、ライン全体の距離は、鳩崎・余郷入地区では変化がほとんどみられなかったが、他の地区では1992年に比べて短いラインが多かった。

抽水植物の生育域の水深は、根田地区を除くと2003年の方が低下した。浮葉植物の生育域の水深は、1992年では古渡地区、根田地区において65~110cm、69~113cmであったが、2003年は古渡地区で0~33cm、根田地区で0cmと、1992年に比べて水深が浅化した。

ライン上の抽水植物の生育域は2003年の方が全ラインで縮小され、特に石田地区、根田地区は極端に短かった。ライン上の浮葉植物の生育域は、古渡、根田地区では

表5 1992年と2003年における確認種数の変化

植生タイプ	既存の種 (1992・2003)	新たな確認種 (2003)	消滅した種 (1992)
湿生植物	17	16	19
帰化植物	3	6	7
ツル性植物	9	7	1
陸生植物	13	4	11

1992年にアサザが確認されたが、2003年には消滅した。一方、石田地区では、アサザは1992年に確認されなかったが、2003年には自然再生地で水際から2.5m区間の距離でわずかに確認された。

1992年、2003年の各地区における帰化植物率、湿性植物率、木本率を比較すると、古渡地区では、帰化植物率、湿性植物率の変化がみられなかったが、木本率は2003年の方が高かった。石田地区では、帰化植物率と木本率はほとんど変化がみられなかったが、湿性植物率は2003年の方が高かった。根田地区では、帰化植物率は2003年の方が高く、湿性植物率は2003年の方が低かった。また木本率は2003年の方が低かった。

3) 各調査地区の各ラインにおける優占種の被度値の年度別比較

1992年と2003年の各地区のライン上における優占種の被度値について比較した結果を以下に示す(図4、図5、図6、図7)。古渡地区については、1992年ではヨシがマコモよりも被度値が高い傾向を示し、特に基準点から10m付近で最も高い傾向を示した。また浮葉植物のアサザは水際から約20~40m区間で分布していた。一方、2003年では、ヨシの被度値は水際で最も高かったが、基準点付近ではマコモが高くなる傾向を示した。またアサザは確認されなかった。

石田地区については、1992年では基準点から約5m間はセイタカアワダチソウがヨシよりも若干高い被度値で確認されたが、それより水際ではヨシが高かった。一方、2003年では、ヨシが高い傾向を示したが、ヨシの低い立地では、セイタカアワダチソウが高くなる傾向を示した。

表6 霞ヶ浦調査池及び水生植物生育環境(1992年、2003年)

	古渡地区		美浦地区		鳩崎・余郷入地区		石田地区		根田地区	
	1992	2003	1992	2003	1992	2003	1992	2003	1992	2003
ライン全体の距離(m)	55-70	9.5-40	25-45	22.5-41.4	40-45	11.3-29	90-95	10-28		
抽水植物生育域(ライン距離m)	20-40	3.8-18	20-40	1.3-6.1	40-45	0.3-0.5	20-25	0.4-1.2		
浮葉植物生育域(ライン距離m)	15-30	0	0	0	0	-2.5-0	55-75	0		
抽水植物生育域の水深(cm)	-2-60	0-31	0-55	0-44	0-35	0-25	0-39	0-40		
浮葉植物生育域の水深(cm)	65-110	0-33	0	0	0	0	69-113	0		
帰化植物率(%)	7.5-17.7	3.3-15.4	17.9-23.1	0-13	23.3-25.0	15.8-26.7	10.0-17.7	15.8-29.4		
湿性植物率(%)	35.3-58.3	33.3-53.9	42.3-46.9	47.8-58.3	33.3-36.7	42.1-46.7	39.1-70.0	16.7-58.8		
木本率	0-11.8	7.7-22.2	3.6-3.9	8.3-21.4	0	0	0-17.4	0-10.5		

1992年データは、「霞ヶ浦に関する基礎調査報告書(1992)」より引用

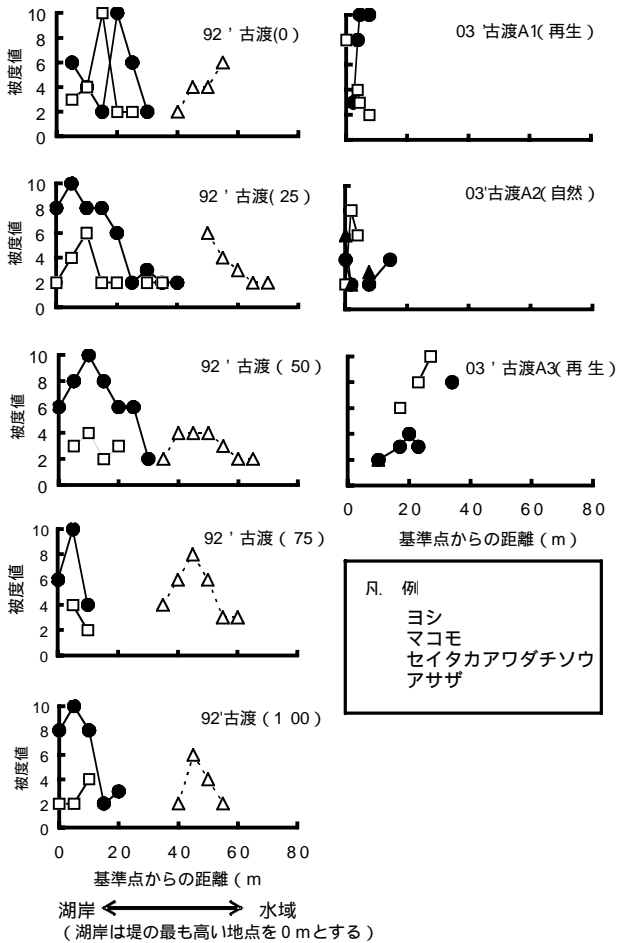


図4 古渡地区の各ラインにおける優占種の被度値の年度別比較（1992年，2003年）

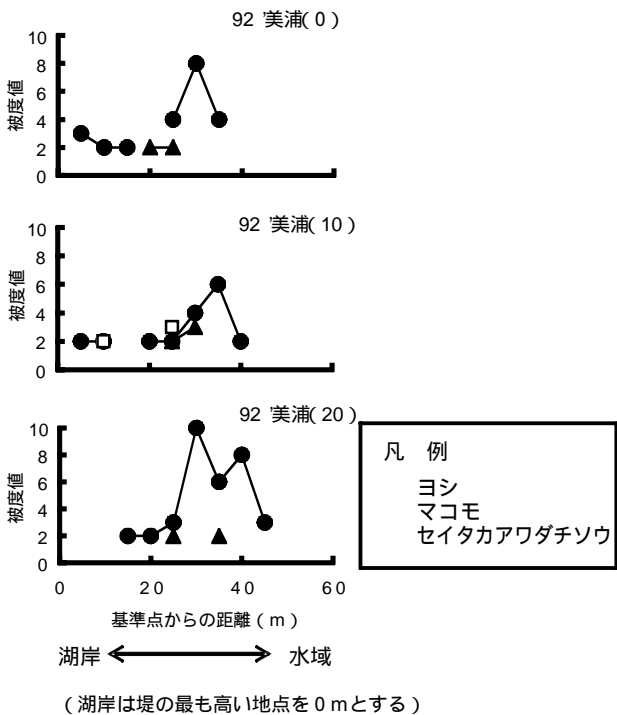


図5 美浦地区の各ライン上における優占種の被度値（1992年）

根田地区については、1992年ではヨシが水際付近で高くなり、ラインの中間付近ではマコモが高くなった。また基準点付近ではセイタカアワダチソウが確認された。そして、浮葉植物のアサザは水際から最大で約80m分布していた。一方、2003年では、水際でヨシが高く、基準点付近でマコモが高くなる傾向を示した。また、アサザは確認されなかった。

4) 各地区におけるライン上の植生タイプの年度別比較

1992年と2003年の各地区におけるライン上の植生タイプ

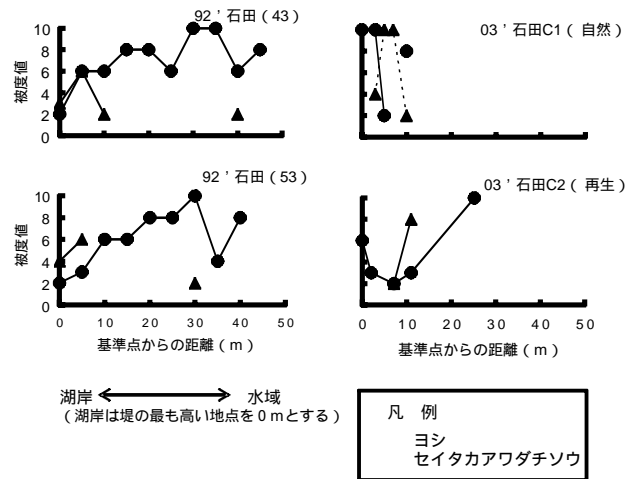


図6 石田地区の各ラインにおける優占種の被度値の年度別比較（1992年，2003年）

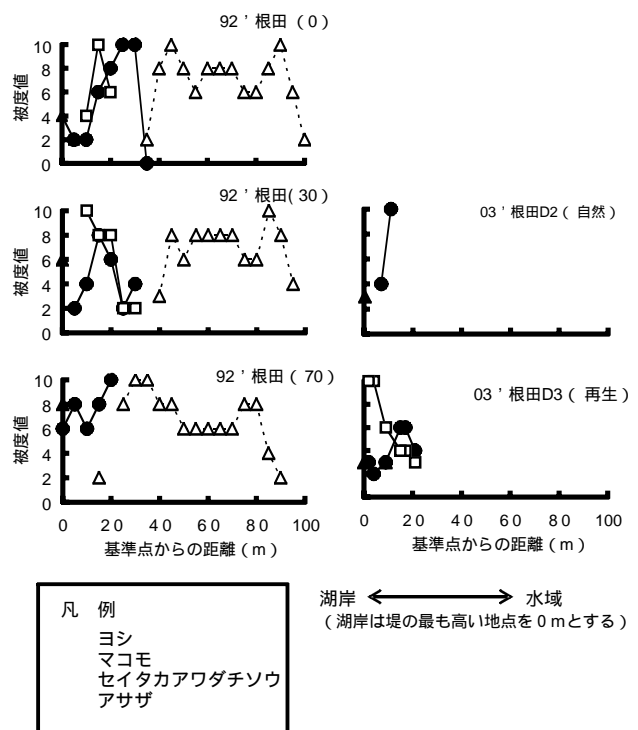


図7 根田地区の各ラインにおける優占種の被度値の年度別比較（1992年，2003年）

ブをクラスタ - 分析により類型区分した結果 (図 8 , 図 9 , 図 10) , 古渡地区については, 92'古渡 (0) , 古渡 (50) , 古渡 (75) , 03'古渡A1 (再生) の 4 ラインが同じグループに属し, 古渡A1の自然再生地は過去の植生に近い傾向を示した。その他には92'古渡(25), 古渡(100)のグル - プ 2 , 03'古渡A3 (再生) , 古渡A2 (自然)

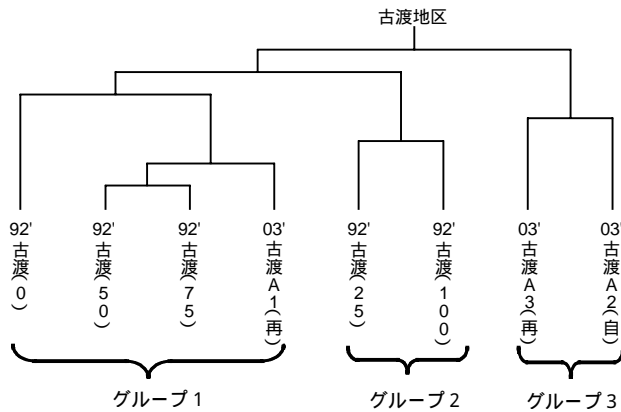


図 8 クラスタ分析による各ラインの植物タイプの類型区分 (1992年, 2003年, 古渡地区)

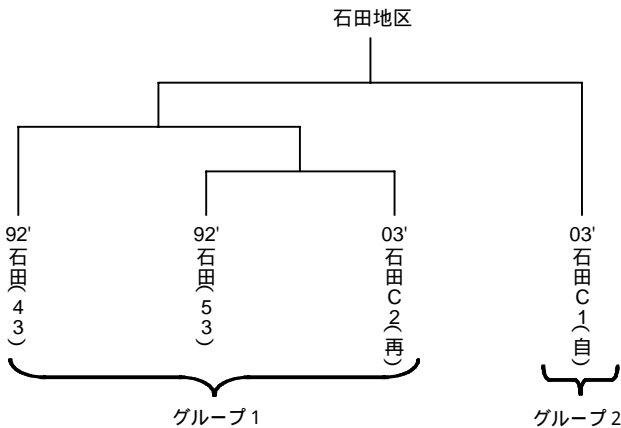


図 9 クラスタ分析による各ラインの植物タイプの類型区分 (1992年, 2003年, 石田地区)

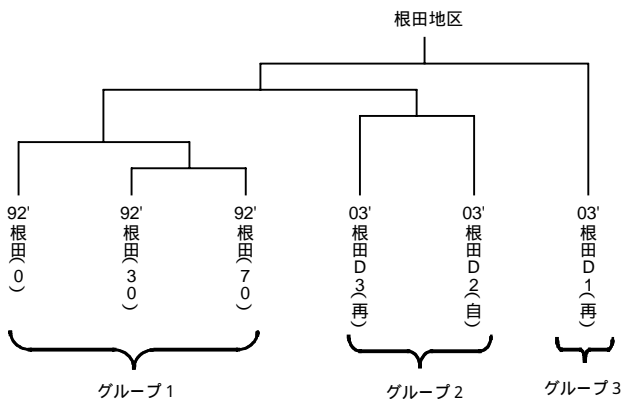


図 10 クラスタ分析による各ラインの植物タイプの類型区分 (1992年, 2003年, 根田地区)

のグル - プ 3 と, 1992年と2003年に区分された。

石田地区は, 92'石田(43), 92'石田(53), 03'石田C2 (再生) のグル - プ 1 , 03'石田C1 (自然) のグル - プ 2 に区分され, C2の自然再生地の植生は過去の植生に近く, 自然地については過去と比較して変化している傾向がみられた。

根田地区は, 全体的に1992年と2003年に区分された。また2003年では2つのグル - プに区分され, 大きく環境が改変された03'根田D1が単独のグル - プに区分された。

(6) 考 察

1) 2003年調査

2003年度調査で確認された植物種は, 各地区で確認種数が異なり, 自然再生地の種数は自然地よりも多く確認された (表 2 , 表 3) 。これは, 自然再生地では消波工の設置, 自然護岸の整備の工事の際に, 人為的な土壌攪乱が広範囲で行われたことが推察され, その後, 帰化植物が侵入した可能性が高いと考えられる。

各地区における優占種の植物量については, 自然再生地ではヨシなどの湿性植物が水際で高い値を示したのに対し, 自然地では鳩崎・余郷入のラインB3を除いて, 湿性植物の植物量が水際で低くなった。これは, 自然地では消波工の設置が行われてなく, 西廣¹⁰⁾は, 1996年に水資源開発公団により水位操作が強化され, ヨシ原の湖側の緑部にあたる波がかつてよりも強くなっていると報告している。このことから, 水際の水生植物帯の侵食が進行したと考えられる。一方, 自然再生地では, 沖に設置された消波工により強い波が抑制され, 水際の植物体が侵食しにくい安定した環境が形成された可能性が強く, ヨシ原などの植物帯が維持されることが考えられる。

各地区のライン間における植物の生育タイプ別の類型区分 (図 2) では, 根田地区のD2 (自然地) , D3 (自然再生地) は古渡地区と生育タイプが近いと判断されたが, 鳩崎・余郷入地区, 石田地区では明確に判別され, 植物の生育環境が異なると考えられた。

これは, 消波工の有無による低水敷の侵食の影響だけでなく, 土質や各地区における低水敷の比高の違いによる冠水頻度などが影響していると考えられる。

2) 過去の調査結果との比較

2003年の調査結果と過去の資料¹⁴⁾を比較すると, 堤防から水際における低水敷の距離は2003年の方が短くなる傾向がみられた (表 6) 。これは, 上記に示したように

水位操作による波の強化が、護岸の侵食を進行するためと考えられる。

優占種の被度値については、1992年にはアサザが広範囲で確認されたが、2003年には消滅した（図4、図7）。これについて西廣¹⁶⁾は、1996年から1999年にかけて冬季に水位20cm上昇させる管理が行われ、この時期はアサザの発芽時期とも重なっていることから、アサザが発芽するための冠水しない裸地の出現は、時間的・空間的に限定され、生育が困難となっていると報告している。またアサザのセ・フサイトは岸辺の裸地やヨシ原などの湖側の緑であると推測されており¹⁷⁾、今回の調査では低水敷は侵食の影響で縮小していたことから、発芽のセ・フサイト場が減少していると考えられる。ただし、石田地区においては、1992年時もアサザが確認されてなかったが、2003年には消波工で囲まれた自然再生地でわずかに確認された。これは、この地区が何らかの影響で水位操作が行われる以前から強い波が生じやすく、アサザの生育に障害を与えやすいと考えられる。

古渡地区、根田地区における優占的な抽水植物種の被度値は、1992年ではヨシが全体的に高かったが、2003年ではマコモが全体的に高くなった（図4、図7）。ヨシは、ある程度の水位変化のある環境でも生育は可能であるが、マコモは止水域のような波や流速の弱い環境に生育すると報告されている¹⁸⁾。このことから、1992年は水位操作が行われていないため、低水敷が侵食されていないことが推察され、ヨシ原の植物帯が維持されていたが、2003年では低水敷が侵食され、比高の高い高水敷が残された。また水位操作で冬季に水位を上げたことから、水たまりや湿地が高水敷にも形成され、マコモ等の止水域に生育する種が群生したと考えられる。しかし、高水敷は常時冠水していないことから、このまま放置し続けた場合、土壌の乾燥化が進み、セイタカアワダチソウなどの帰化植物がさらに侵入して分布を拡大し、また表6に示すようにヤナギなどの木本率が高くなるなど、将来的に水生植物帯が縮小すると考えられる。

2.3.2 霞ヶ浦沿岸湿地再生事業が湖岸底泥の脱窒に及ぼす影響

(1) はじめに

自然再生事業による消波工の施工が湖岸底泥の脱窒に与える影響を検討するために、霞ヶ浦湖岸自然再生事業実施地区（4地域）のヨシ植生区および開水面において

7月と9月に湖底泥のサンプリングを行い、アセチレン阻害法により脱窒活性を測定した。

(2) 方法

脱窒活性は、アセチレン阻害法に準じて測定した。70mlのバイアル瓶に底泥5gと底層水15mlを加えた後密封し、気相をN₂で置換した。その後アセチレンを3ml（約6kpa）とKNO₃溶液を約5mgN/lとなるように添加し、インキュベートした。アセチレン阻害法はアセチレンがN₂OからN₂への還元を特異的に阻害することを利用したもので、アセチレン存在下で蓄積するN₂O量から脱窒量を測定する方法である。N₂Oの測定は、ECD付きガスクロマトグラフ（Agilent 6890, California）により測定した。

(3) 結果・考察

脱窒活性は、地域間および消波工処理間には有意な差は観られなかったが、調査時期に有意な差が認められ7月より9月の方が低かった。また、植生区において脱窒活性（9月）は、底泥のT-NおよびT-Cと相関はなかったが、開水面において両者と良い相関（ $r^2 > 0.5$ ）を示した。消波工施工の有無は底泥の脱窒にほとんど影響なく、むしろ他の環境因子が脱窒を支配しているものと考えられた。脱窒活性は地域および季節によって変動が大きく、消波工施工が脱窒活性へ及ぼす影響を明らかにすることはできなかった。

2.3.3 霞ヶ浦沿岸湿地再生事業が湖岸底泥環境に及ぼす影響

(1) はじめに

霞ヶ浦では近年、湖岸の植生の衰退が著しく、1972年には西浦において12 km²存在した植生帯が1997年には2 km²足らずに減少した¹⁹⁾。これは、霞ヶ浦の水資源開発に伴う水位管理や直立護岸の整備による湖岸の侵食が原因であると指摘されている。これに対して、国土交通省では、湖岸植生帯の保全を目的として、2000年に緊急対策地区として11地区を選定し、粗朶消波工を設置し、2003年に完成した。これは、湖岸から数十メートル沖合に設置した丸太の枠に、クヌギやコナラの枝を束ねた粗朶を詰めることにより、大きな波浪によって引き起こされる湖岸植生の破壊や底質の侵食を抑え、それによって湖岸の植生帯が保全・復元することを期待するものであ

る。しかし、このような消波工の設置が湖沼環境に及ぼす影響については十分な調査はなされていない。そこで、本報告では、消波工の設置されている湖岸と、周辺で消波工の設置されていない湖岸とで底泥の調査を行い、粗朶消波工の設置が底質環境及び生態系機能へ与える影響について検討した。

(2) 方法

調査地および試料採取方法

国土交通省が消波工を設置した霞ヶ浦沿岸の11地区のうち、古渡（稲敷郡桜川村，現稲敷市）、鳩崎・余郷入（稲敷郡江戸崎町，現稲敷市）、石田（土浦市）、根田（新治郡霞ヶ浦町，現かすみがうら市）の4地区において2003年7月及び9月に調査を行った。これらの4地区に設置された消波工は古渡および根田地区では湖岸と平行に設置、鳩崎、石田地区では3方を囲む形で消波工が設置されている。これら湖岸の底質は概ね砂質であるが、根田地区の一部（特に対照区）の底泥には、粘土質の部分がある。

調査に当たっては、各地区で粗朶消波工を設置された湖岸（施工区）と、施工区に隣接する消波工が設置されていない湖岸（対照区）のそれぞれで、湖岸のアシ原の縁から5～10m沖合い、水深約70～85cmの地点で底泥試料を採取した。底泥試料はステンレス製のピストンサンプラーを用いて不かく乱の底泥コアを採取し、さらに底泥表面から深さ5cmまでの層を分析用試料として分取した。試料は1地点につき3回、繰り返し採取し、それぞれの理化学性、生物性を測定した後、各地点の平均値と変動を求め、消波工施工の影響を評価した。

評価項目および測定方法

有機物量；乾燥した底泥試料を450℃で強熱し、重量の減少量（強熱損量）を底泥中の有機物量の指標とした。

無機態窒素量；底泥中のアンモニア態窒素および硝酸態窒素の含量を、それぞれサリチル酸法²⁰⁾及びUV吸光度法²¹⁾で求めた。

全窒素量，全炭素量（TN，TC）；風乾し，微粉碎した試料について，CN分析計（スミグラフNC90-A）を用いて定量した。

微生物量；全ての生物が普遍的に保有しているATP（アデノシン三リン酸）の量を微生物量の指標とした。底泥試料をTCA（トリクロロ酢酸）緩衝液中で超音波に

よって分散，抽出した後，ATP測定キット（TOA電波工業）を用いてATP量を求めた。

シルト・粘土含量；ATP含量の測定のため，TCA溶液中で超音波分散させた底泥試料について，直径0.063mm以下の粒子（シルト・粘土画分）を沈降法（液体中の粒子の沈降速度はその直径によって異なることを利用した方法）によって分離し，底泥中にシルト・粘土画分が占める割合を求めた。

微生物活性（エステラーゼ活性）；基質特異性の少ないエステラーゼ活性を微生物活性の指標とした。pH 7.6のリン酸緩衝液中で底泥試料とFDA（フルオレセインジアセテート）を24℃で一定時間培養し，その間にFDAの加水分解により生成したフルオレセインの量を490 nm吸光度から求めた。単位時間，単位重量当たりのフルオレセイン生成量を試料中の微生物によるエステラーゼ活性とした。

有機物分解活性；植物の主要な体構成成分であるセルロースを分解するセルラーゼの一種である α -グルコシダーゼ活性を有機物分解活性の指標とした。 α -グルコシダーゼ活性はpH 5.0緩衝液中でのMUF-Glc（4メチルウンベルフェリル β -D-グルコシド）の分解速度から測定した。

(3) 結果及び考察

本研究において取り上げた生態系機能の評価項目はそれぞれ，消波工施工の有無だけでなく，消波工が設置された地区間で，あるいは調査を行った時期によっても，大きく変動した。各評価項目の変動に影響を及ぼしたこれらの要因（地区，時期，施工の有無）それぞれについて，影響の有意性を3元分散分析法により統計的に検定した（表7）。その結果，強熱損量，アンモニア態窒素， α -グルコシダーゼ活性については消波工施工区では非施工区よりも有意な増加が認められ，施工区では非施工区のそれぞれ1.3倍，2.5倍，2倍に増加していた。一方，シルト・粘土含量については施工区では非施工区よりも有意に減少していた。また，硝酸態窒素には施工区と非施工区の間有意な差は認められず，エステラーゼ活性，ATP量については消波工施工の影響は地区によって異なっていた。

消波工は，波浪を抑制し，底質の巻上げを抑える効果が期待されることから，微細な粒子が底泥に堆積してることが考えられたが，今回の調査では，シルト・粘土

含量については施工区の方が対照区よりも低く、消波工の設置により、シルト・粘土の微細な粒子が堆積してくる効果は認められなかった。検定の結果、逆に非施工区のほうがシルト・粘土含量が高い傾向が認められたが、これは、根田地区など、一部で元来、粘土質の底泥がみられ、これらが調査結果に反映されたものと思われる。一方、施工区では底泥の強熱損量が増加したことは、底泥の表層に有機物が蓄積してきたことを示唆するが、この理由としては、湖岸帯の植生を含む、陸域から供給される（リターなどの）有機物量が増加したことが理由として考えられる。実際、調査を行った時の観察では、古渡の9月および鳩崎の7月および9月期には対照区の底泥試料（表層）は施工区と同様の黒色であったが、他の調査時期、地区では、対照区の底泥が灰色（根田）または淡色（石田）であったのに対し、施工区の底泥は黒色を呈しており、施工区では有機物が蓄積し、還元が進んでいることをうかがわせた。また、植物リターの主要な構成成分であるセルロースを分解する酵素（セルラーゼ）の一種であるβ-グルコシダーゼ活性は、施工区のほうが対照区よりも有意に高かったことも、底泥に堆積する有機物がこれら植物由来の有機物であることを示唆する。

一方、リターなど粗大有機物が分解する過程で、含窒素化合物は無機化され、アンモニア態窒素を生じる。一般に、アンモニア態窒素は底泥が好気的な環境にある場合には、硝化細菌により亜硝酸を経て硝酸態窒素に変換されるが、底泥が嫌気的な環境にある場合には、このような硝化作用はおこらず、アンモニア態窒素として底泥

中に蓄積する。今回の調査において、消波工施工区においてアンモニア態窒素含量が有意に増加していたことは、消波工を施工することによって底泥中に有機物が集積し、その分解の過程で酸素が消費され、アンモニアが集積しやすい嫌気的な環境になったことを示す。アンモニア態窒素は硝酸態窒素に比較して土壌粒子に吸着しやすく、また、底泥中の無機態窒素は植物により利用される。消波工の設置によって底泥中にアンモニア態窒素がとどまることは、水圏の富栄養化を押さえるという意味での効果も期待できることを示している。

2.4 湿地生態系の機構把握に関する研究

2.4.1 冠水条件下における土壌有機物分解活性の測定法の比較

（1）はじめに

湿地は陸域と水域との境界面にあたり、両域の物質の輸送の影響を強く受けている。そのため、湿地の化学的環境や生物相は複雑であり、変化に富んでいる。このような湿地の生態系を研究する時、物質循環を律速している有機物分解の評価を必要とするケースは多い。これまでにさまざまな簡便な有機物分解活性の測定法が提唱されてきた。最もよく利用されるのは、植物の主要構成成分であるセルロースを素材とした有機基質を直接土壌中に埋設する方法である²²⁾。これらの方法は、セルロースろ紙、コットン布、リター、セロファンフィルムなどを埋設することにより、セルロースの減少を重さで測って分解活性を求める^{23,24)}。また、近年、埋設後のコットン布の引張強度の減少から分解活性を求める方法も提唱さ

表7 分散分析の結果、底泥の環境、機能に有意に寄与した要因

要因	Ign.loss	NH4-N	NO3-N	GLU	FDH	ATP	Silt ratio
地域間差	**	**	**		**		**
処理間差	** T > C	** T > C		** T > C			** C > T
地域処理間交互作用	**				**	*	**
調査時期		* J > S				* J > S	** S > J
時期地域間交互作用	*	*		*	**		**
時期処理間交互作用					**		**
地域時期処理間交互作用	**				*		**

Ign. loss, 強熱損量；GLU, グルコシダーゼ活性；FDH, エステラーゼ活性；Silt ratio, シルト粘土含量

*, 5%有意；**, 1%有意

T, 施行区；C, 対照区；J, 7月；S, 9月

れた²⁵⁻²⁷⁾。セルロース素材の有機基質以外では、動物性たんぱく質の指標としてシルク布を用いた例もある²⁸⁾。さらに、有機物分解の最終生成物としてCO₂とCH₄のフラックスから有機物分解速度を評価した例もある²⁹⁾。しかしながら、これらの方法の個々の評価や標準化は重要であると考えられているものの、あいまいな部分が多く、その相互の関係については十分な検討をされていない。

そこで本研究では、湿地で有機物分解活性を測定するに当たって、まず、いくつか代表的な測定法を冠水条件下の土壌で試み、方法の比較・検討を行った。各測定法の評価は、簡便さと利用のしやすさを重視した。また、これらの方法と温度との関係も検討した。

(2) 方法

本研究は国立環境研究所圃場有底枠内の冠水条件下(水深約5cm)の土壌で2004年6月から11月にかけて行った。有機物分解活性の測定法として、有機基質を土壌中に埋設する埋設法と有機物分解の最終生成物であるCH₄とCO₂の放出速度を測定する炭素フラックス法を用いた。埋設法は、埋設前と後の重量差から分解を求める重量法と引張強度の差から分解を求める引張強度法の2つを行った。引張強度の測定は引張圧縮試験機(BT805/50安井器械)で行った。用いた有機基質は、セルロースろ紙、マコモリター、コットン布およびシルク布である。これらの有機基質は、土壌深度約10cmのところに埋設した。有機物の分解率(Loss-%)は、以下の式で求めた。

$$\text{Loss-\%} = \{ (W_0 - W) / W_0 \} \times 100$$

W₀: 0日目の重量または引張強度

W: 回収時の重量または引張強度

分解率の測定および算出は、0, 1, 3, 9, 21週目に行った。

炭素フラックス法で採取したCH₄とCO₂はFID&TCD付きガスクロマトグラフ(GC-4000, GLサイエンス; FID検出器温度150, TCD検出器温度80, 注入口温度110, Porapak Q 50/80meshカラム槽温度50)で測定を行った。

本研究に用いた詳しい測定法は表8にまとめた。

その他に、日平均地温、酸化還元電位(ORP)および土壌有機物量を測定した。日平均地温およびORPは、温度計とORP電極を土壌深度約10cmに埋設し測定した。土壌有機物量は、有機基質回収時に回収した土壌を600で2.5時間加熱し、乾燥重量と強熱重量の差により強熱減量として求めた。

本研究に用いたどの測定も、繰り返しは8回とした。また、物理的な因子や大型生物の影響をできるだけ避けるため、有底枠内を黒色シートで覆ってこれらの実験を実施した。

(3) 結果および考察

土壌中の日平均地温およびORPは、調査開始時(6月)から終了時(11月)にかけて徐々に低下していった(図11-a, b)。調査終了時には、土壌中はかなり還元的であることが示された。強熱減量は、測定期間中に大き

表8 冠水土壌における各測定法の特徴

測定法	用いた有機基質	方法
埋設法	重量法	セルロースろ紙
		セルロースろ紙(2×5cmを2枚)をメッシュ袋(5.5×6.5cm)に入れ埋設した。
		リター
		マコモのリターを回収し乾燥後、メッシュ袋(10cm×10cm)に5g入れ埋設した。
引張法	コットン	コットンおよびシルク布をそのまま水平に土壌中に埋設した。(コットン布は植物由来の有機物の指標として、シルクは動物由来の有機物の指標として用いた)
	シルク	
	コットン	
	シルク	
炭素フラックス法		CO ₂ とCH ₄ の炭素放出速度(フラックス)をチャンバー法で測定した。

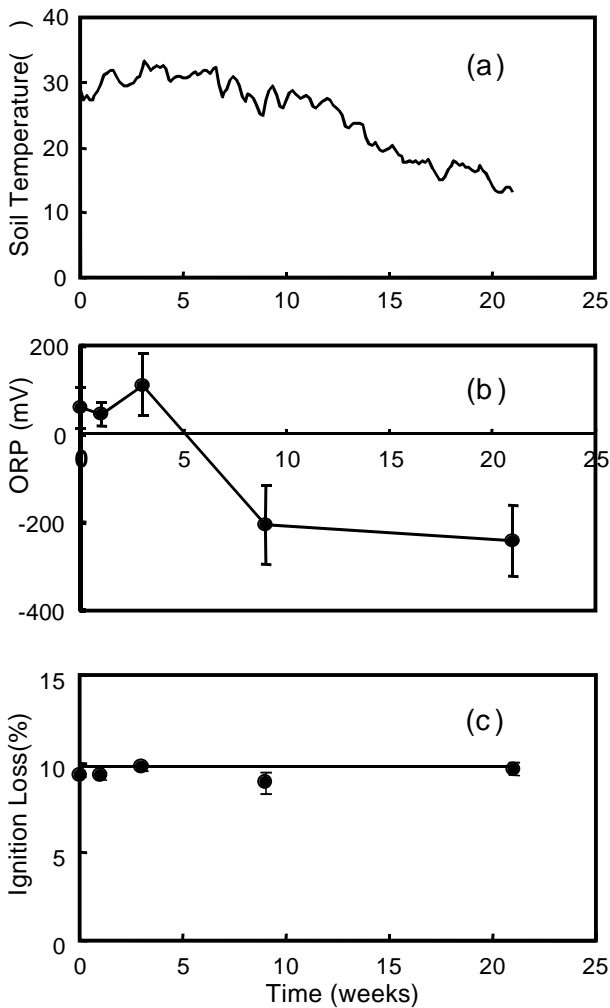


図11 土壌深度10cmにおける(a)日平均地温, (b)酸化還元電位 (ORP) および(c)強熱減量

な変化はなく約10%前後であった(図11-c)。

埋設法の重量法と引張法で得られた有機物分解曲線を図12に示す。重量法のセルロースろ紙, リター, コットンおよびシルクの分解曲線は大きく異なっていた(図12-a)。引張法のコットンとシルクの分解曲線も一致しなかった(図12-b)。これらの結果から同じ手法を用いても, 用いる有機基質によって分解曲線は大きく異なることがわかった。さらに重量法のコットンおよびシルクの分解曲線は, 引張法のそれらの分解曲線とも異なっており, 同じ基質を用いても手法によって分解曲線は一致しないことが示された。

分解率の時間変化から直線性を示す範囲で, 有機物分解活性を算出した(表9)。活性は, 測定法によって大きく異なった(0.4~4.2 loss-% day⁻¹)。この活性の違いは, 用いる有機基質の違いによるものであり, 有機物分解に長期間かかる方法と短期間で分解されてしまう方法があることを示している。このことから, 湿地で分解活性を測定する際は, 研究のタイムスケールに合わせて適切な測定方法を選択する必要があると考えられた。また, 同じ基質を用いても重量法と引張法で測定した活性値は異なっており, 必ずしも両方法で得た値は比較できないことがわかった。

重量差から求められる分解活性は, 測定期間の平均地温に指数関数的な相関があった(図13)。さらに, それぞれの有機基質の分解活性とQ10は, 直線関係があるこ

埋設法

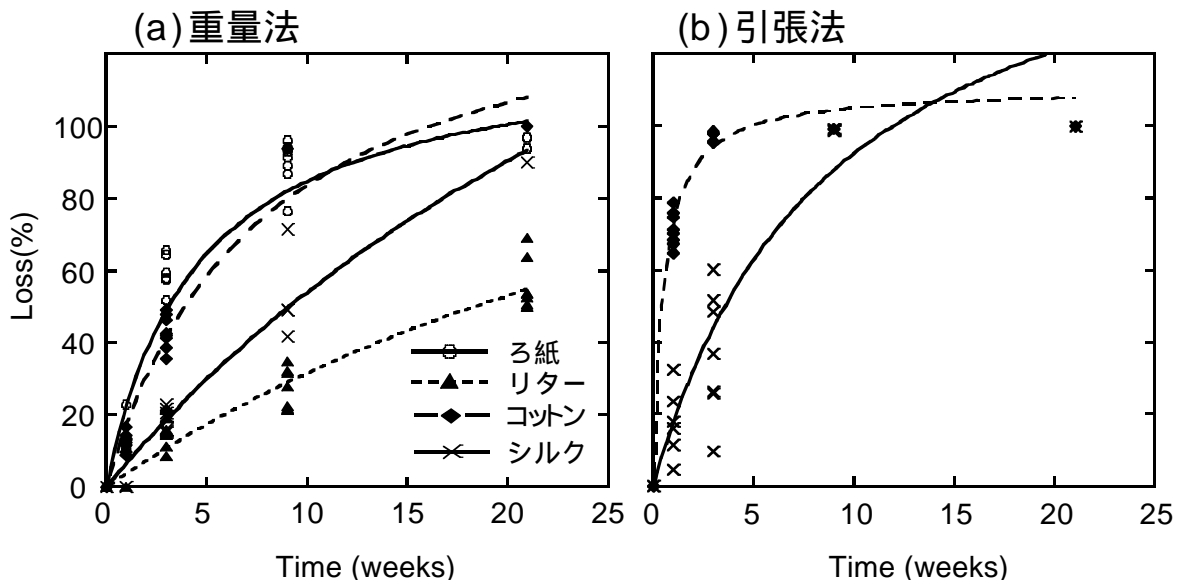


図12 重量法および引張法で求めた各有機基質の分解曲線

とが示された(図14)。これらのことから、方法による分解活性の違いはその方法がもつ温度依存性の違いとして示すことができた。

炭素フラックスは、本研究の冠水士壤条件下では算出することができなかつた(data not shown)。CO₂を放出量として捕らえるのが困難であり、たとえCH₄フラックスを測定できたとしても大気中のCO₂濃度はCH₄濃度よりも圧倒的に高く、CH₄の炭素フラックスは誤差の範囲内に留まってしまった。Middelburgら²⁹⁾(1996)は、炭素フラックスが分解速度の指標とならない場合として以下の～をあげた。光合成による同化の寄与が大きい場合。溶解したCO₂が炭酸塩鉱物として堆積する場合。

生成と放出が定常状態でない場合。本研究では、有底枠内を黒色シートで覆っていたので、の寄与は無視で

表9 各測定法における有機物分解活性

有機基質	有機物分解活性 (Loss-% day ⁻¹)
重量法	
セルロースろ紙	2.8 (21)
リター	0.4 (148)
コットン	2.1 (21)
シルク	0.6 (148)
引張法	
コットン	4.2 (21)
シルク	1.5 (63)

() ; 活性を算出した日

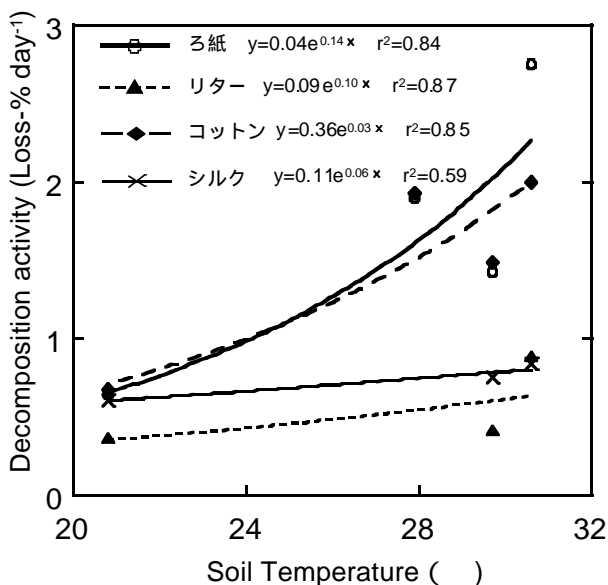


図13 それぞれの有機物分解活性と平均地温との関係

きると考えられる。本研究では、との可能性が考えられた。CO₂は水に対する溶解度がCH₄に比べると非常に高いので、冠水条件下におけるCO₂は生成速度と放出速度が釣り合っていない非常状態であったかもしれない。炭酸塩鉱物として沈降していたら、なおさら生成と放出が定常状態であるとは考えにくい。したがって、冠水士壤条件下における炭素フラックス法を有機物分解活性の指標として用いるのは不向きであることがわかつた。炭素フラックス法を用いる場合には、溶存態ガスの考慮などの必要があると考えられた。

野外における測定法は、正確さと同時に簡便さ・利用のしやすさが求められる。それらのことを考慮して、各方法における特徴を簡単に表10にまとめた。セルロースろ紙は、軽量で野外に簡便に利用できた。しかしながら、時間が経つとろ紙が水を含み崩壊しやすく、回収および重量測定が困難であった。冠水士壤下での長期間にわたる測定には不向きであると考えられた。リターバックを用いる方法は、植物繊維中に土壌粒子が混入しやすいという欠点はあるが、現場の植物を使うという点でもっとも現場の分解速度を反映する方法であると考えられた。コットンやシルク布およびリターバックは野外で簡便に利用できるという長所が挙げられる。また、水平方向以外に鉛直方向に土壌に埋設すると土壌深度の有機物分解プロファイルを得ることができる。しかしながら、土壌粒子が繊維に入り込むと取り出しにくいという欠点もあった。また、引張法は引張強度の感が低く差を捕らえにくかつた。炭素ガスフラックスは、前述したよう

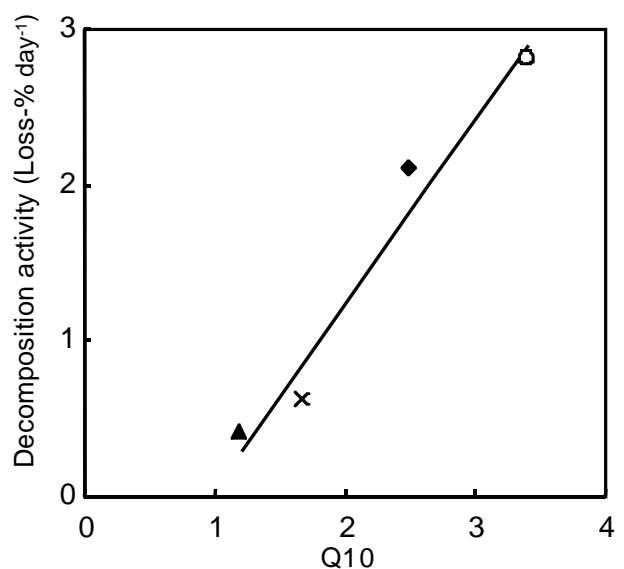


図14 それぞれの有機物分解活性とQ10との関係

表10 冠水土壤における各測定法の特徴

測定法	期間	長所	短所
埋設法			
重量法			
セルロースろ紙	ST	軽量で、持ち運びしやすい	水を含んで崩壊しやすい
リター	LT	現場の分解速度を反映	土壤粒子が混入しやすい
コットン	ST	軽量で、水平でも鉛直方向でも	繊維に土壤粒子が混入しやすい
シルク	LT	測定可能	
引張法			
コットン	ST<	軽量で、水平でも鉛直方向でも	繊維に土壤粒子が混入しやすい
シルク		測定可能	引張機の感度が低い
炭素フラックス法	ST<	現場の分解速度を反映	CO ₂ の高い溶解度により、放出フラックスとしてとらえることができないことがある（溶存態の考慮が必要）

ST; Short-Term, LT; Long-term

に、水が十分に冠水している土壤で有機物分解活性の指標として用いるのは不向きであると考えられた。これらの結果から、冠水土壤における有機物分解活性を必要とする場合は、研究のタイムスケールおよび研究環境をよく考慮し、それに応じた測定方法を選択する必要があることがわかった。

2.4.2 水生植物群落における脱窒機能の評価

(1) 研究の背景と目的

湖沼をはじめとする小規模閉鎖性水域は、地域に密着した水辺空間として親しまれている一方、生態系の多様性の確保、水質の維持・改善などの重要な問題を抱えている。中でも産業成長期以降、人口や産業の集中に伴う人為的な富栄養化は深刻であり、水質浄化は多くの閉鎖性水域において急務となっている。

この問題に対し、効率的かつ親水空間としての景観を損なわない対策の一つとして、沿岸域に分布する水生植物群落が有する水質浄化機能に期待が寄せられている。一般に、水生植物群落が有する主な水質浄化機能は、水生植物自体による栄養塩の吸収、懸濁物質の吸着および過機能、水生植物表面に付着もしくは根圏土壤（底質）中に生息する生物群による有機物の分解、窒素の硝化・脱窒機能の二つに大別される。このうち、脱窒機能以外の諸機能は、基本的に水系内における浄化対象物質の存在状態（もしくは形態）を変化させるに過ぎず、

水系外への抜本的な除去を望むことはできない。近年、各種土地利用が行われている地形連鎖系において、湖沼やため池が有する脱窒機能を定量的に評価する試みが行われ始めた理由の一つはこの点にある。

水生植物群落が有する脱窒機能を評価した報告は、吸収による窒素浄化を検討した報告に比べ極めて少ないと言える。これはさまざまな環境要因が複雑に作用しあって機能する脱窒過程に対し、再現性を有する高精度な測定を実際の水域において実施することに多大な困難が伴うためである。また、その測定手法も確立にいたっていない。

そこで本研究では、まず現地において高精度に水生植物群落内の脱窒活性を実測し得る装置を開発した。さらに、開発した装置をヒメガマ群落に設置し、群落内における脱窒ポテンシャルの季節変化を明らかにした。

(2) 測定装置の開発と測定法の検討

開発した測定装置および試験地への設置状態の模式図を図15に示した。本装置は無色透明の亚克力製円筒チャンパー型であり、内径320 mm、全高1180 mmに設計した。このチャンパー内に、環境要因測定用のpH、酸化還元電位（ORP）、溶存酸素（DO）および気温計の各センサー（図15中g）を取り付けた。さらに、水域に設置した際に気相部および液相部を緩やかにかくはんするためのファンとポンプ（流速1.6 /min⁻¹、同f.h）を設置し

た。測定中の気相部および液相部試料採取口は天板部に設置した(同b,d)。チャンパーの最下部から180 mmまでにはエッジを付けたステンレス加工を施し、底質への挿入が容易になるように工夫した。さらに最下部から480 mmまで(以下、チャンパー下部)とその上部とが切り離せるように断裁した。両者の接続部は漏水防止ラバーで加工し、その上から強力なフックによって固定した。実施予定日の1週間前に実験池において測定ポイントを選定し、直後にチャンパー下部のみを設置した。この操作により、測定日当日において、チャンパー全体を設置する際に生じる底質かく乱を最小限にとどめた。

脱窒量の評価法には、先行研究事例が多く、簡便なアセチレン阻害法を採用した。本法は NO_3^- が窒素ガス(N_2)へと還元される過程のうち、最終還元過程である N_2O を阻害し、 N_2O の存在量(蓄積量)をもって脱窒を評価するものである。そこで、チャンパー下方に送入口を別途設け、シリコンチューブを接続することにより陸上からアセチレンガスを送入できるようにした。アセチレンガスは測定ポイントにチャンパー全体を設置した状態で、液相部+気相部体積の10%相当を添加した。また、脱窒菌の基質として液相中の硝酸態窒素($\text{NO}_3\text{-N}$)初期濃度が約 1.0 mg l^{-1} となるように、各測定時に硝酸ナトリウム(NaNO_3)溶液を用いて調整した。

脱窒によって生成した N_2O の定量には、ECD付きガスクロマトグラフ(島津製作所製 GC-14B, 以下GC-ECDと略記)を用いた。また、液相部の溶存 N_2O 量の測定には多段ヘッドスペース法を採用した。脱窒量はチャンパー内の気相部および液相部における N_2O 存在量(含量)で表示した。

測定を行う試験地には、茨城県稲敷郡美浦村の霞ヶ浦右岸に位置する木原水質浄化実験池(36°01' N, 140°17' E; 国土交通省管轄; 図16)を選定した。

以上の諸条件に基づき、ヒメガマ群落内において予備実験を行った。午前10時の測定開始後24時間における C_2H_2 添加の有無による N_2O 濃度の経時的差異を図17に、気相および液相中の C_2H_2 濃度の経時変化を図18にそれぞれ示した。図17から、 C_2H_2 の添加が脱窒における最終還元過程を阻害するように機能し、非添加条件と比較して24時間後の N_2O 濃度が30倍以上となっていることが理解できる。このときの測定装置内における C_2H_2 濃度の経時変化(図18)をみると、気相では漸減する一方で液相では漸増する傾向を示した。24時間後の存在量を見ると、両相で初期注入量の約90%が残存しており、測定終了時まで C_2H_2 が十分に機能し得ると判断した。

また、測定後、装置内の底質表層(0~3 cm)から採取した間隙水中の C_2H_2 濃度は、液相中と比較するとき

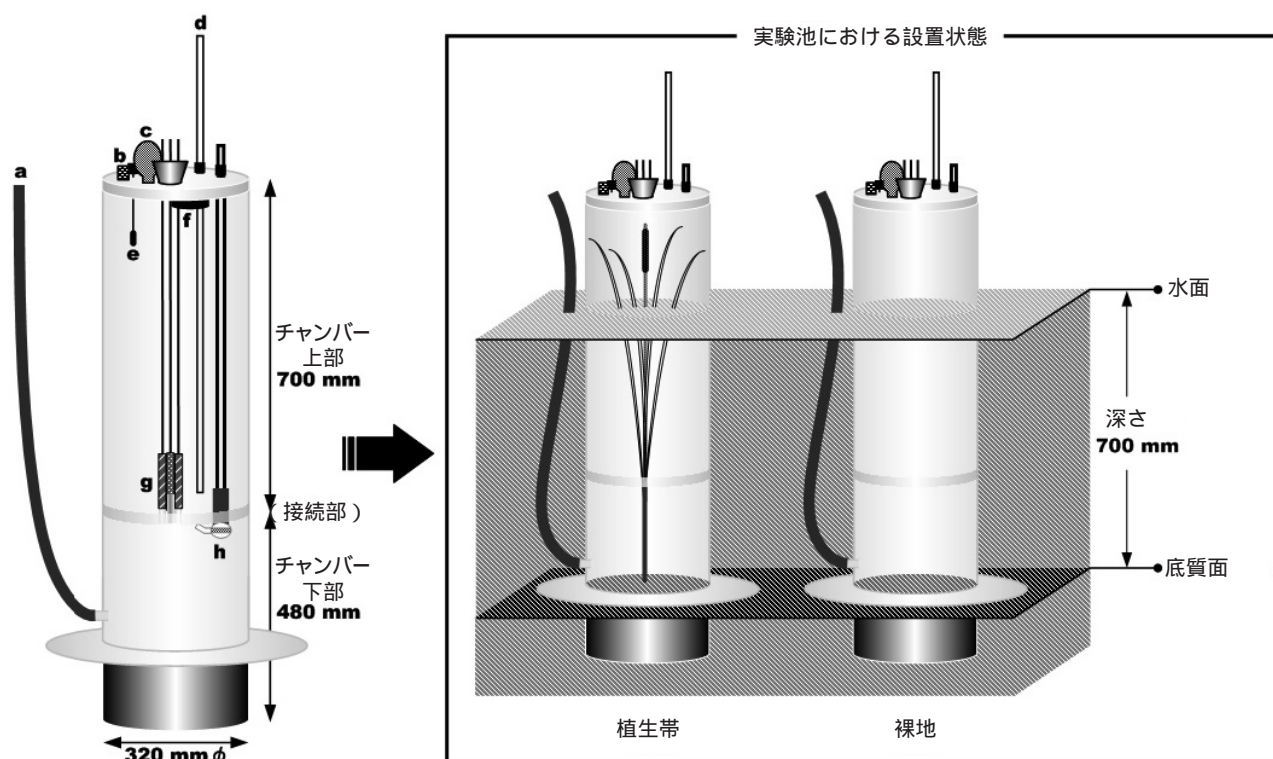


図15 測定装置と設置状態の模式図

わめて少なく ($8.7 \sim 20.1 \mu\text{L}^{-1}$), N_2O 濃度については検出限界以下であった。これらのことより、本測定条件によって評価できる脱窒量は、主に植物体表面、液相中および底質最表面に存在する微生物に由来するものと推定された。

(3) 脱窒ポテンシャルの季節変化

前節で確立した条件に基づいて、ヒメガマ群落における脱窒ポテンシャルの季節変化を測定した。測定は2004年5月22日、7月23日、11月25日の10:00から翌朝の10:00まで、24時間にわたって実施した。なお、前述の予備実験(4月21日実施)の結果も、同一条件での測定

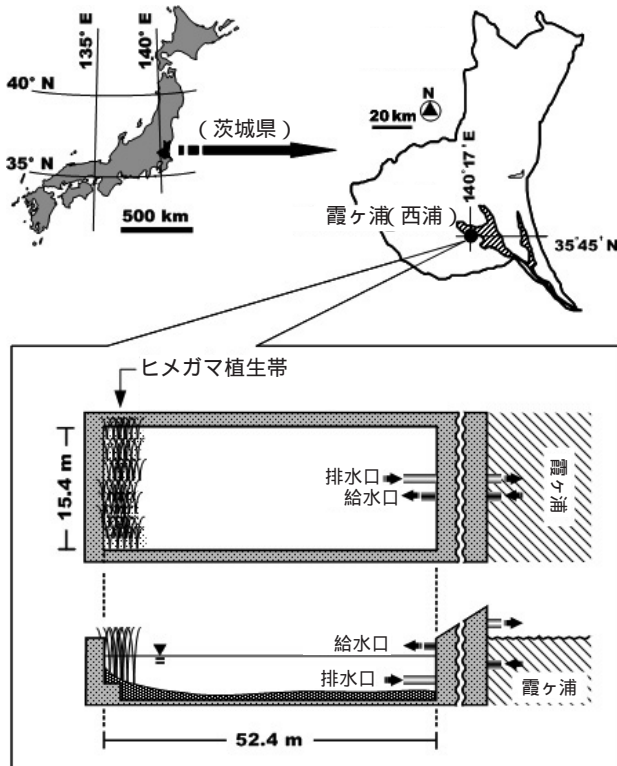


図16 試験地(木原水質浄化実験池)

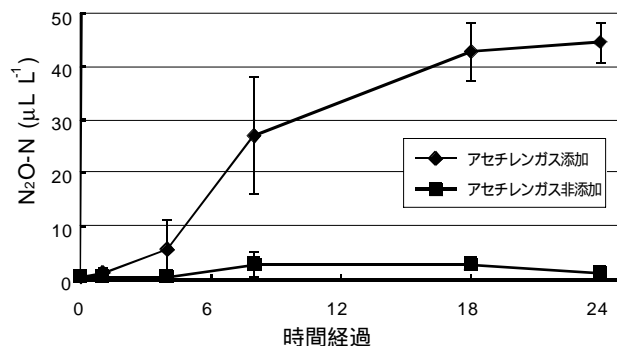


図17 C_2H_2 添加の有無による生成 $\text{N}_2\text{O-N}$ 濃度の経時的差異

であるためグラフに加え議論に供した。図19にヒメガマ植生区(以下、植生区)および裸地区における脱窒量と、脱窒が硝酸態窒素の除去量に占める割合の季節変化を示した。7月の測定では測定値が近くなったものの、各測定期間とも裸地区と比較すると植生区の方が高い脱窒量を示した。とくに11月においては、両区ともに最大値(植生区: $369.8 \text{ mg N m}^{-2} \text{ day}^{-1}$, 裸地区: $76.0 \text{ mg N m}^{-2} \text{ day}^{-1}$)を示し、脱窒量は夏季において最大値を示すとする従来の報告³⁰⁾とは異なる結果が得られた。

また、植生区における $\text{NO}_3\text{-N}$ の除去量に対する脱窒量の割合を求めると、それぞれ4月: 6.8%, 5月: 20.9%, 7月: 32.9%, 11月: 97.5%と算出され、地上部における枯死が進行した11月はガマによる NO_3^- の吸収はほとんど行われていないことが推定された。この結果も、脱窒による水中窒素の除去は夏季に卓越するとした従来の報告³¹⁻³³⁾を支持するものではなかった。

次に、脱窒量の季節変化を規定する環境要因を考察した。図20に各測定期間中における水温、pH、DOおよび酸化還元電位を示した。なお、酸化還元電位はpH 8.0におけるEhに標準化し、Eh8として表示した。脱窒菌は通性嫌気性細菌であり、平素は好氣的呼吸(酸素呼吸)

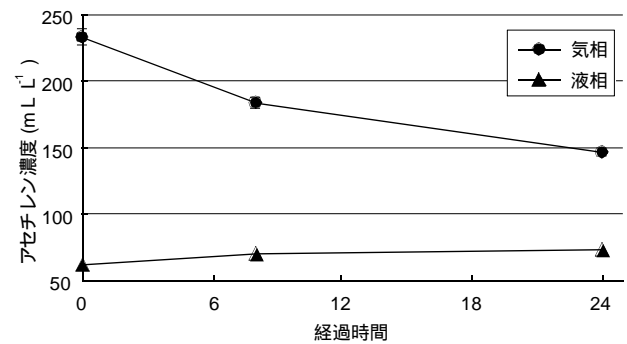


図18 測定装置内における C_2H_2 濃度の経時変化

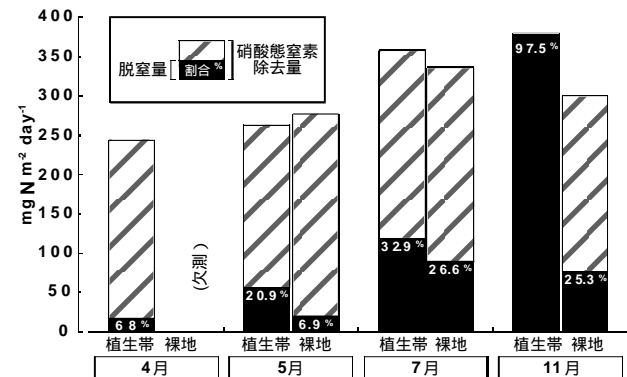


図19 脱窒量および脱窒が硝酸態窒素の除去量に占める割合の季節変化

を行っているが、嫌気環境に置かれた場合には遊離酸素に換えて硝酸塩や硝酸イオン中の結合酸素を利用することが知られている。脱窒菌が酸素呼吸から硝酸呼吸へ切り替えるDOに関しては、約 $0.1 \sim 0.2 \text{ m/O}_2 \text{ l}^{-1}$ であると報告されている³⁴⁾。また、溶解度から算出すると、純水に対する飽和酸素濃度は0 で 14.2 mg l^{-1} 、20 で 8.8 mg l^{-1} （ともに1 atm）である。これらから、本研究における測定期間中のDOは過飽和状態にあり、脱窒菌による硝酸呼吸（脱窒）はDOに依存していないことが推定された。また、Eh8も全て正の値を示し、液相が酸化状態にあることを明確に支持した。バクテリアによる脱窒活性を制限する因子としては、温度やpHなどの一般的な条件の他に、酸素（DO）の欠乏、電子受容体となる窒素酸化物（ NO_3^- ）および電子供与体となる有機物の存在が挙げられる³⁵⁾。今回行った一連の測定では、液相におけるDOの欠乏は認められず、 NO_3^- に関しても NaNO_3 溶液を用いて添加した。溶存有機物（DOC）に関しては未定量であるものの、Eh8の値から推測して豊富に存在するとは考えにくい。以上から推測すると、脱窒量の季節的な差異は液相中に浮遊している脱窒菌に因るものではなく、植

物体もしくは底質表面に付着している脱窒菌に由来するものと考えられる。付着状態の微生物は単独で存在するのではなく、他の微生物と共同体（バイオフィーム）を形成し、浮遊状態で存在する場合は異なる活性や機能を持つと考えられている³⁶⁻³⁸⁾。この点を検討するために、次節に示す室内実験を実施した。

（4）底質における脱窒ポテンシャルと部位別の付着菌数

まず、植物群落内の脱窒ポテンシャルに対する底質の寄与を検討した。各測定時に採取した底質3.0 gを30 ml容の三角フラスコに入れ、 $1.0 \text{ mg NO}_3\text{-N l}^{-1}$ を添加した後に10% vvの C_2H_2 を注入し、30 の暗所下で24時間の嫌気培養を行うことで脱窒を促進させ、生成した N_2O を測定することで底質における脱窒ポテンシャルを評価した（図21）。なお、 N_2O の定量には、前述のGC-ECDを用いた。24時間後の N_2O の生成量は、概ね各試験区ともに $0.5 \sim 0.7 \mu\text{g N}_2\text{O-N g}^{-1}$ を示し、明瞭な試験区間差は認められなかった。このことから、植生の有無や季節による脱窒量の差は、底質に依存していないことが示唆された。

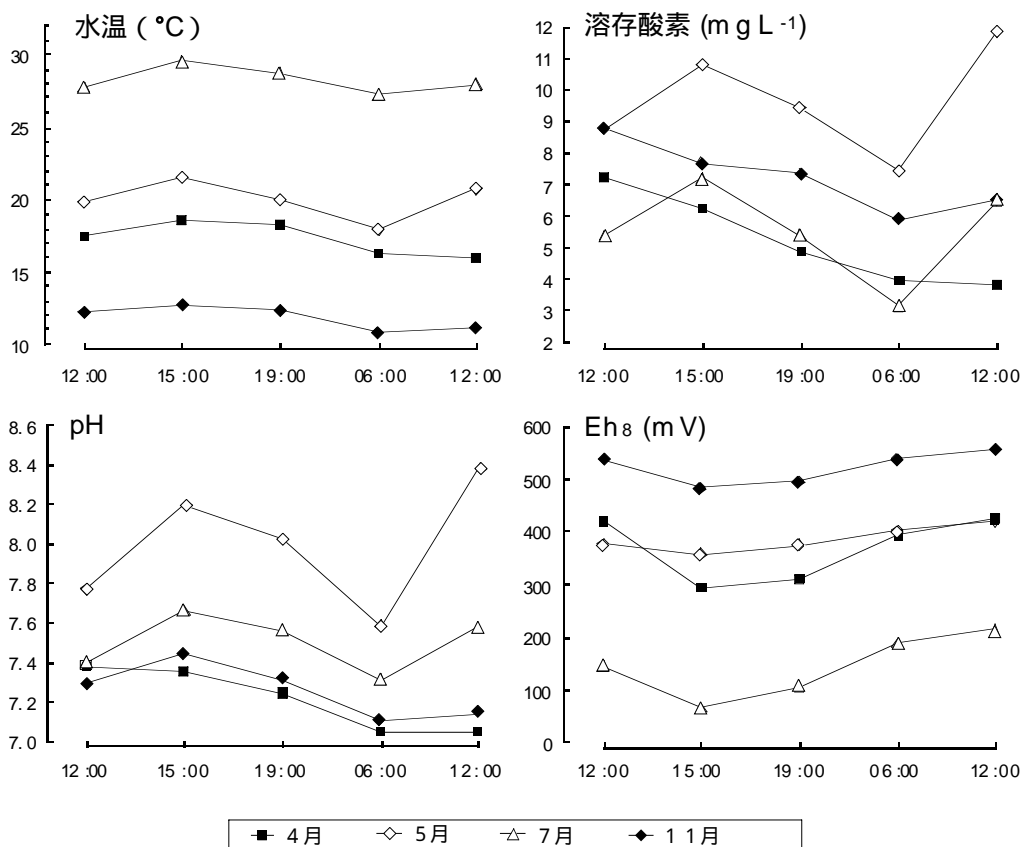


図20 測定装置内環境の季節変化

次に、実験系内の各部位に付着するアンモニア酸化菌、亜硝酸酸化菌、および脱窒菌の菌数を、MPN法（希釈頻度法）を用いて測定した（図22）。植物体の新鮮部位と枯死部位との比較では、枯死部位により多くの脱窒菌数が認められた。また、アンモニア酸化菌および亜硝酸酸化菌の菌数では、部位による明瞭な差異が認められなかった。これらのことは、各細菌の栄養摂取様式に基づくものと推定した。すなわち、枯死部位表面では易分解性有機物の生成が始まっており、従属栄養細菌である脱窒菌が電子供与体として必要とする有機炭素が供給されている。そのため、脱窒菌の生育環境として枯死部位が新鮮部位より優位になったと考えられる。その一方、アンモニア酸化菌ならびに亜硝酸酸化菌は脱窒菌のように有機炭素を要求するものが少なく、必ずしも選択的に枯死部位表面に付着する必要が無い。以上より、植生区と裸地区において脱窒量に差異が認められた主要因は、植物体の枯死による易分解性有機物の供給に起因するものと推定された。以上から、水生植物は枯死した後も沿岸

域における脱窒機能に大きな影響を与えることが示唆された。

2.4.3 小櫃川河口塩湿地における植生分布とその決定要因

(1) はじめに

一般に河川の河口域では、潮汐の影響によって水位や流速に周期的な変動が生じる。このような立地は河川感潮域と呼ばれ、上流部からの淡水と海からの海水が接触、混合して複雑な流れや物質の分布がみられる場所である³⁹⁾。河川感潮域に隣接する塩湿地生態系は潮汐や潮流、地形等の作用により、遷移の発達や後退、維持が地域的に決定され⁴⁰⁾、陸上の定常的な生態系に比べて非常に高い特殊性を示す。塩湿地生態系に成立する塩湿地植物群落は陸上植物群落と比較して厳しい生育条件下に成立するため、非生物的要因の傾度とそれに対する各種の耐性に沿った明瞭な分布がしばしば見られ、昔から多くの研究者の興味を引き付けてきた⁴¹⁾。塩湿地植物群落における植生分布の非生物的要因としては、比高の変化に伴う土壌の酸素条件^{42,43)}、湛水⁴⁴⁾、栄養制限^{45,46)}、塩分や硫化物の集積⁴⁷⁾、土壌の排水性⁴⁸⁾、気温⁴⁹⁾、UVや乾燥ストレス⁵⁰⁻⁵²⁾、冠水時間⁵³⁾などが取り上げられてきている。

本研究では、東京湾最大の塩湿地である小櫃川河口域で最も人為的攪乱の履歴が少ない立地の一つである中洲を対象に、植生分布とその決定要因の検討を行うことを目的とした。本研究ではさらに上記の非生物的要因に加えて、移行帯でみられる各種の生物季節性を、アイアシ (*Phacelus latifolius* (Steud.) Ohwi, イネ科)、ヨシ (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud., イネ科)、シオクグ (*Carex scabrifolia* Steud., カヤツリグサ科)の優占種3種に注目し、非生物的要因と生物的要因が塩湿地植物群落における種分布に及ぼす影響を総合的に解析した。なお、本報告書では解析の前半部分、植生と非生物的要因間の関係を中心に言及する。

(2) 調査地

本研究の対象とした小櫃川河口塩湿地は、東京湾東岸の千葉県木更津市に注ぐ小櫃川の河口に位置する、いまでは数少ない日本の典型的な円弧状三角洲⁵⁴⁾であり、その面積は約40haである⁵⁵⁾（図23）。この小櫃川河口塩湿地を後浜として、前浜には長さ約8 km、沖側に約2 km⁵⁶⁾、砂質の盤洲干潟が広がり、その面積は約1400ha

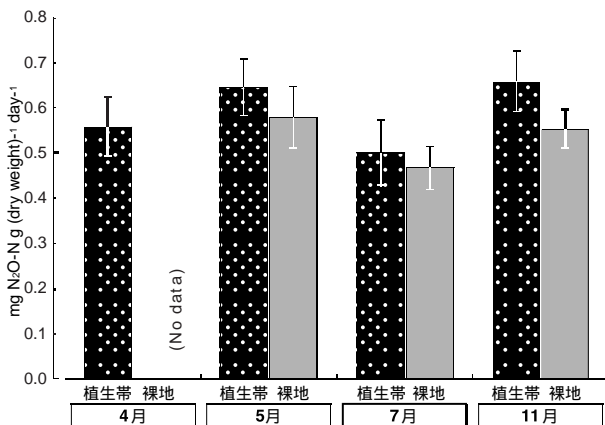


図21 底質における脱窒量の季節変化

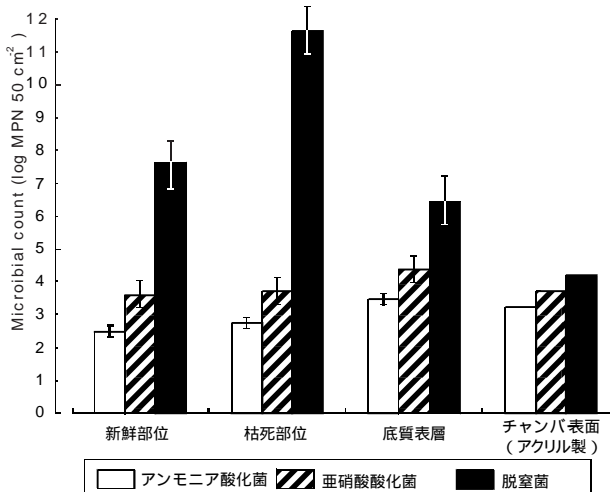


図22 部位別の付着菌数 (11月)

で東京湾最大の自然干潟であり⁵⁵⁾、砂質干潟としては日本最大級である。この地域は温暖な海洋性気候にあり、年間平均気温、年間降水量は木更津気象観測地点においてそれぞれ15.3℃、1464.5mm⁵⁷⁾である。小櫃川河口塩湿地における普通種は、塩湿地植物のシオクグやアイアシ、抽水植物のヨシ、砂丘地植物のハマニンニク (*Elymus mollis* Trin.) やコウボウシバ (*Carex pumilla* Thumb.) であり⁵⁸⁾、東京湾岸では唯一、塩性植物ハマツナの純群落が見られる。植生は1974年に延原ら⁵⁹⁾によって調査されてから、2001年⁵⁵⁾まで合計4度の全域にわたる群落調査が行われている。しかし、年ごとに湿性遷移の進行がみうけられ、中洲中央部においてはハマツナ (*Suaeda maritima* (L.) Dumort.) やヨシといった満潮時冠水型の塩性湿地群落からアイアシを主とした満潮時非冠水型の塩性湿地多年草群落へと種組成の変化が確認されている⁵⁵⁾。

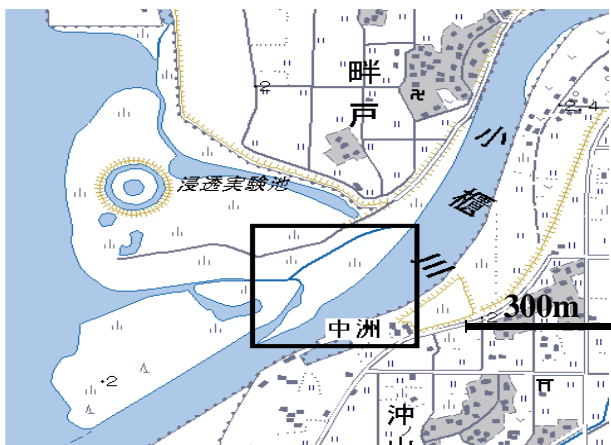


図23 調査地概要

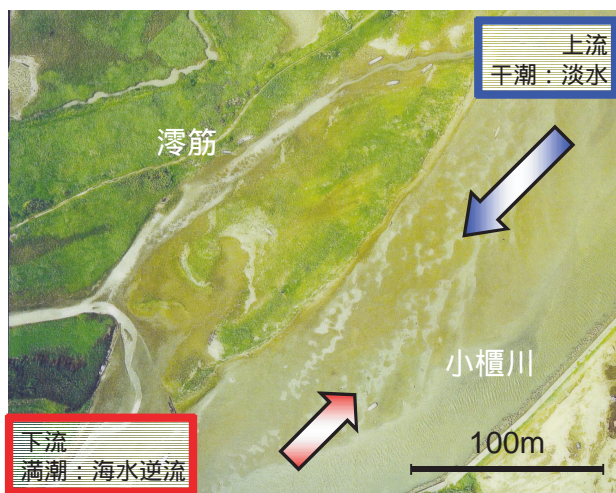


図24 中洲の航空写真と潮の干満に伴う水流の変化
干潮時には中洲全面が干出し、小櫃川からの淡水が注ぐ。満潮時には下流側の海から潮位の上昇に伴って海水が逆流し、上流からの淡水と混合して植生帯内部に汽水の流入が起こる。

現地調査は、上記三角洲の南縁に位置する小櫃川と澁筋に挟まれるように、流向にそって形成された中洲で行った。中洲の大きさは流向に沿って長辺約300m、直交して短辺約100mであった(図24)。潮の干満は約12時間周期で、平均潮位以上の期間中に中洲の下部は定期的に冠水する。中洲上部は台風などの大きな攪乱時を除いてほとんど冠水しない。また、年間の潮汐の変化により、春から夏にかけては日中干出し、冬には夜間干出、秋には日中および夜間にごく短時間干出する。

(3) 方法

中洲全域の優占種植生図

国立環境研究所所有の現地高解像度航空写真で植生帯を大まかに分類した後、中洲の塩湿地植生が最も繁茂した2004年の6、7月に冠部の優占種を確認しながら優占種個体群の境界を踏査、判別した。その際、小型GPS受信機(ポケナビ map21EX, エンパックス気象計株式会社, 東京)にて軌跡記録を行った。事前に現地高解像度航空写真から作成しておいた中洲の地図上に上記の位置情報と植生情報を合わせ、優占種植生図を完成した。

植生図の結果から、中洲全体の植生と環境傾度を把握するのに適切なライントランセクト設置場所の検討を行った。

ライントランセクトによる植生調査と比高の測量

2004年9月に、上流から下流方向へと中洲を縦断する2本のライントランセクトを設置した。それぞれの長さは280m、230mであり、2本は中洲中央の裸地で交差していた。比高の測量は、水平角と鉛直角を測定する測角儀(トランシットAT-F1A, トプコン, 東京)を用い、ライン上に設置した5m間隔の基準点で計測した。同時に全基準点において2004年9月15日の満潮時に最高水位を記録した。記録された比高値から前基準点との比高差を傾斜の指標として用いた。また、記録された比高と水位を基に、近接する君津港における同時刻の潮位データから平均海面(MSL: mean sea level)、年間大潮平均高潮面(MHWS: mean high water springs)、年間大潮平均低潮面(MLWS: mean low water springs)を算出した。

植生調査は、ライン上に5m間隔で設置された基準点を中心に4m²の方形枠を当て、枠内に存在した植物種名、各種の冠部被度と群落高を記録した。各調査区の生物情報から、被度に群落高を乗じて生物量を、枠内の全

植物被度から算出した裸地の面積率をそれぞれ求めた。加えて、土壌表面の堆積物を分類し、枠内優占種の植物遺骸をリター、それ以外の流木や竹、ペットボトルをはじめとする廃棄物等を一括して漂着物と定義しその被度と厚さを計測した。

各基準点で土壌表面に堆積したリターをとり除いた後、100ccの採土管を用いて地表0～5cmの土壌コアサンプルを採取した。採取後は速やかに保冷庫内に保管した。土壌コアサンプルからサブサンプルを採取し、105℃で24時間以上乾燥後計量し含水率と容積重を、430℃で24時間加熱後計量し有機物量の指標となる強熱減量を算出した。土壌に吸着し残留する土壌残留塩分濃度は1:5水抽出法で得た抽出液のECを測定して得た。

植生構造のデ - タ解析

中洲において優占していたアイアシ、シオクグ、ヨシの3種を用いて、植生と環境要因の対応関係を検証した。まず、非生物的環境要因間の相関関係を明らかにした。その際、単相関が $R > 0.8$ ($p > 0.01$)以上の関係が検出された場合は一方の要因をその後の解析から除いた。上記で選定された環境要因は当該調査区画における種ごとの存在不在デ - タを元に平均値を算出し、テュ - キ - の多重比較分析を用いてそれぞれの有意差を検定した。また、植物情報と環境要因を用いて単相関分析を行った。

(4) 結果と考察

中洲全域植生図

中洲全体の植生図を作成した。結果は図25に示す。中洲の優占種のなかで最も広く分布していたのはアイアシで、中洲中央部から上流側にかけて多く分布していた。

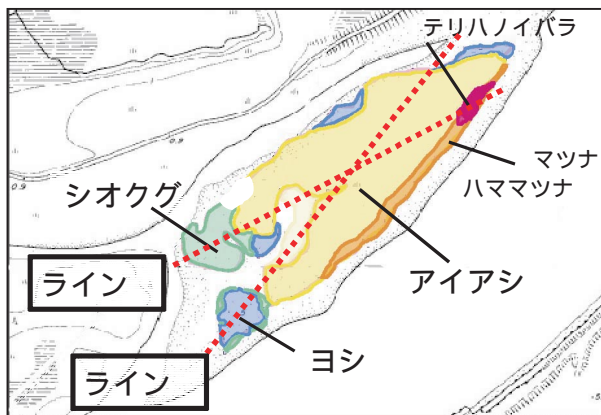


図25 中洲の植生図とライントランセクト

植生図は、実冠部の優占種を確認しながら個体群の境界を判別し踏査したものである。調査は2004年の6～7月に行った。

ヨシは下流側の小櫃川沿いと陸側の澁筋沿い、下流側に開口した湾状の低地に分布していた。シオクグは下流側に開口した湾状低地の先端ではやや遮蔽的な場所に、中洲中央部ではアイアシの下層植生として(図26)、ケカモノハシ (*Ischaemum antheploroides* (Steud.) Miq.) など同所的に分布していた。また、小櫃川側には、下流側からハママツナ (*Suaeda maritima* (L.) Dumort.), マツナ (*Suaeda glauca* (Bunge) Bunge.), テリハノイバラ

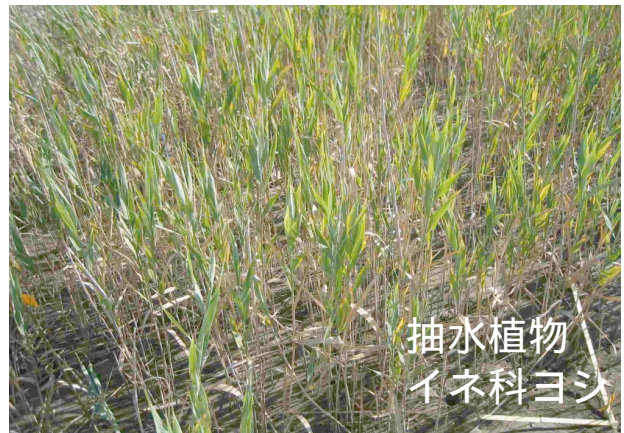


図26 植生調査で記録された中洲の優占種

上から塩湿地性植物イネ科アイアシ、抽水植物イネ科ヨシ、塩湿地性植物カヤツリグサ科シオクグ

(*Rosa wichuraiana* Crep.) が分布していた。その他中洲中央部の小高い場所にはチガヤ (*Imperata cylindrica* (L.) Beauv.) や外来種のキミガヨラン (*Yucca recurvifolia* Salisb.), セイタカアワダチソウ (*Solidago altissima* L.) の侵入もみられた。

植生調査に向けたライントランセクト位置の決定

河川に対して開放的な海側の裸地を始点とし閉鎖的な上流側の澁筋に抜ける全長280mのトランセクトをライン1, 閉鎖的な海側澁筋付近の裸地を始点として開放的な上流側の小櫃川本流に抜ける全長230mのトランセクトをライン2とし, 中洲を横断する2本のトランセクトを設定した (図25)。

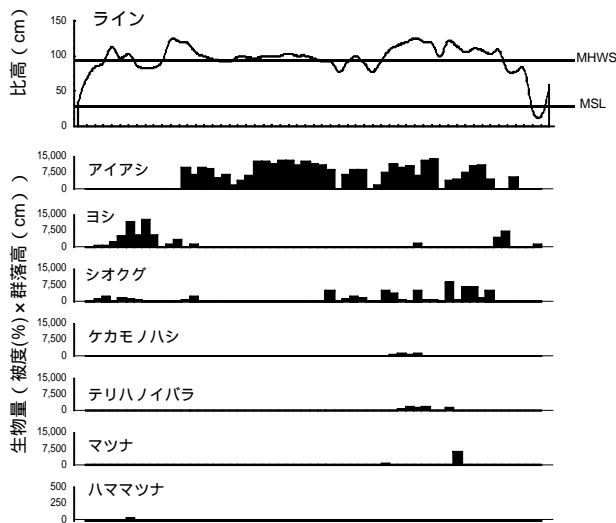


図27 ライン1の比高値および植生調査で記録された生物量。生物量は群落高 (cm) × 被度 (%) で示した。調査は2004年9月に行った。

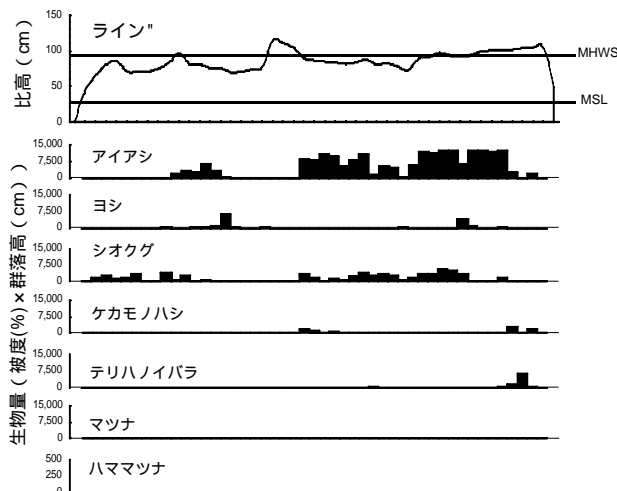


図28 ライン2の比高値および植生調査で記録された生物量。生物量は群落高 (cm) × 被度 (%) で示した。調査は2004年9月に行った。MHWsは年間平均大潮高潮面, MSLは平均海面を示す。

植生調査と比高の測量

トランシットによる比高の測量の結果を図27, 図28上に示す。調査時の最低値を比高0 cmとしたときの相対値として算出した。比高は中洲において0 cmから126cmまでの幅で変化しており, 中洲中央部に行くほど高くなる傾向が見られた。潮汐プログラム⁶⁰⁾を基に算出された潮位は, 平均海面 (MSL) が115cm, 年間大潮平均高潮面 (MHWS) が178cm, 年間大潮平均低潮面 (MLWS) が52cmであった。中洲で記録された比高値に換算すると, MSLが比高26cm, MHWSが89cm, MLWSが-37cmであった。また, 大潮満潮時に各基準点で実測した水位と測量した比高の間には, $R > 0.9$ ($p > 0.001$) 以上の相関が見られ, 比高に伴った冠水の傾度が明らかになった。

2本のライントランセクト上で記録された種は, 塩湿地性植物のアイアシ, シオクグ, ハママツナ, マツナ, ウラギク (*Aster tripolium* L.), 抽水植物のヨシ, 海浜性植物のケカモノハシ, ホソバノハマアカザ (*Atriplex gmelinii* C. A. Meyer), チガヤ, テリハノイバラ, 草原性植物のススキ (*Miscanthus sinensis* Anderss.), 帰化植物のセイタカアワダチソウ, つる植物の不明種2種, 合計15種であった。中洲における優占種はその出現頻度順に, 塩湿地性植物のアイアシ, 続いてシオクグ, 抽水植物のヨシであった。図27, 図28に植生調査で2回以上記録された種の群落高に被度を乗じて算出した生物量の分布を示した。最も繁茂していたのはアイアシで, 中洲中央部から上流側に多く分布し, ライン1, 2共に中央部で生物量が最大になった。ヨシはライン1で下流側の開放的なMHWs以上の地点で生物量が最大になった。ライン2では湾状低地の奥まで続くMHWs以下の低地に分布していた。シオクグはヨシと比較して下流側でMHWs以下の遮蔽的な場所に純群落を形成していた。中洲中央部ではアイアシの下層植生となり, 生物量も最大になった。

図29に中洲全域で確認された3種の純群落と混生群落の出現頻度を示した。コドラ-ト内で記録された被度が5%以下のものは除いてある。最も多かったのは, 中洲中央部から上流側に広がるシオクグが下層植生をなすアイアシとの混生群落で, 次に多かったのが, アイアシ純群落, シオクグ純群落, ヨシ純群落であった。シオクグ・ヨシ混生群落はヨシ純群落と同程度の出現頻度であった。最も出現頻度が少なかったのが3種混生群落で1回しか記録されなかった。地上部形態や群落高の似たヨ

シとアイアシの間には排他的な種間関係が考察された。

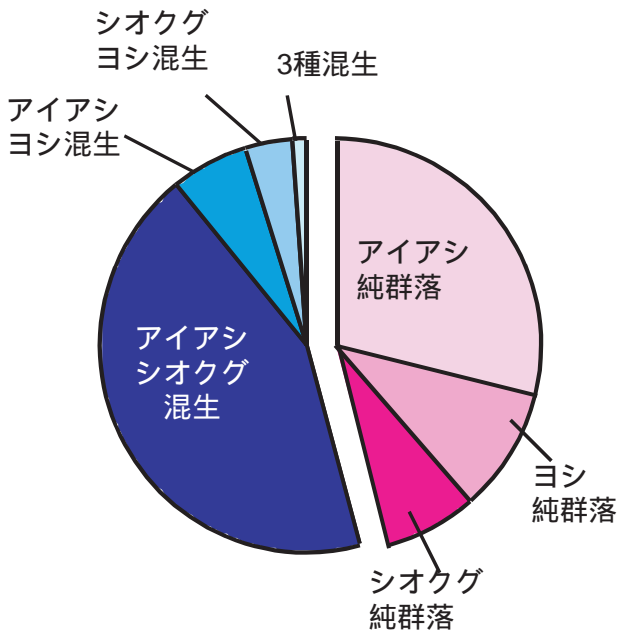


図29 全域で確認された各種の純群落と混生群落の割合
存在不在データを基に純群落と混生群落を分類した。ライン内の基準点で記録された被度が5%以下の種は除いた。

環境要因と優占種3種の分布の関係

環境要因による種の分布を考慮するために、比高、リター量、漂着物量、傾斜、下流側からの距離、土壤含水率、土壤有機物量、土壤残留塩分濃度、容積重の9要因を数値化した。植生との相関を考慮する前に、独立した傾向を持つ環境因子の選定を行うため、環境情報同士の一次回帰の相関係数を検討した。有機物量は含水率と $r = 0.88$ ($p > 0.01$), 容積重と $r = -0.84$ ($p > 0.01$) の高い相関を示すことから、含水率と容積重を含む土壤組成の指標として今後用いることとした。また、比高は容積重と $r = -0.71$ ($p > 0.01$) の逆相関の関係にあることから、比高の上昇に伴う土壤有機物と含水率の上昇、および容積重の低下が示唆された。

環境要因による種分布を明らかにするために、種の存在・不在データから優占種3種の環境要因の平均値を図30に示した。平均値に対するテューキーの多重比較を行った結果、ヨシとアイアシの立地ではリター量と下流側からの距離、有機物量に関して有意差が見られ ($P < 0.05$), アイアシとシオクグの立地には有意差がみられなかった。シオクグとヨシの立地にはリター量と有機物量の点で有意差が見られた。有意差が見られた環境要因を以下に示す。リター量はアイアシ $395 \pm 292 \text{ cm}^3$ (平

均値 \pm 標準偏差, 以下同様), ヨシ $175 \pm 304 \text{ cm}^3$, シオクグ $312 \pm 293 \text{ cm}^3$, 下流側からの距離はアイアシ $153 \pm 57 \text{ m}$, ヨシ $98 \pm 80 \text{ m}$, シオクグ $127 \pm 73 \text{ m}$, 有機物量はアイアシ $5 \pm 2\%$, ヨシ $3 \pm 2\%$, シオクグ $4 \pm 2\%$ であった。

種のサイズクラス構成と環境情報との単相関

各環境要因において広い範囲で優占種各種の分布が確認された原因としては、各環境要因に対する種の耐性および適応が考えられる。地上部形態の変化による適応を考慮するため、図31に植生調査の全点で記録された群落高を用いて3種の草高の頻度分布を示した。アイアシ

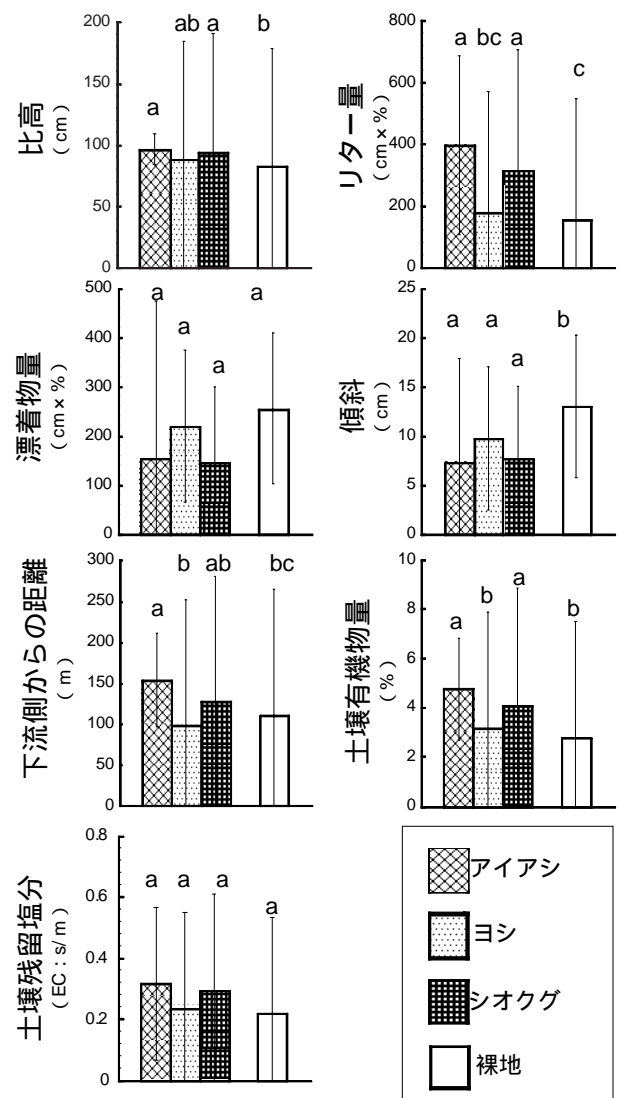


図30 各種が出現した環境要因の平均値
植生の存在不在データを基に各種が出現した全地点の環境要因データを用いて平均値を算出した。縦細実線は標準偏差を示す。植生の存在不在データは、被度が10%未満の出現を除いてある。有意差検定は、テューキーの多重比較を用い、図中に示したa, b, cの記号で有意差 ($P < 0.05$) を表した。同一アルファベット間に有意差はみられない。

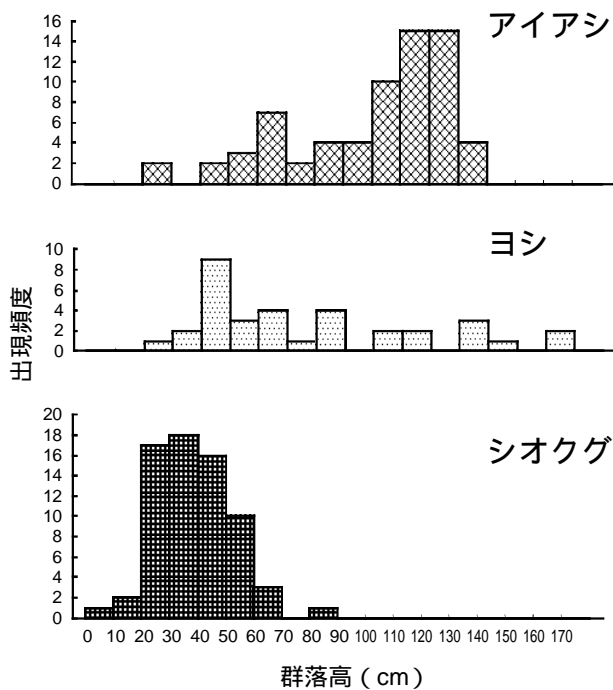


図31 植生調査で記録された3種の群落高サイズクラス構成
横軸は群落高のサイズクラスを示す。上から、アイアシ、ヨシ、シオクグ。 は3種の中洲における最頻値、 は平均値。

の群落高で最も出現頻度が高かったのは110~130cmであった。しかしアイアシの中洲における群落高は20~140cmの範囲で変化しており、矮小化した個体も出現したことが明らかになった。ヨシの草高は20~170cmでアイアシよりも幅広い範囲で変化していた。最頻は40~50cmであり、アイアシとは逆に本調査地では矮小化した個体が多く見られていたことになる。一方シオクグは10cm以下から90cmまでの範囲で変化し図31下に示したように正規分布に近い構成で、地上部の形態変化は少ないといえる。シオクグとアイアシの群落高最頻値の違いは、図29に示したアイアシ・シオクグ混成群落が優占していることとよく一致した。

3種の被度、草高、生物量と環境要因との単相関分析を行った結果を表11に示す。アイアシは群落高および生物量とリター量との間に0.7以上の正の相関 ($p > 0.01$) が見られ、リター量や有機物量の減少に伴い地上部が矮小化していた。ヨシとシオクグには有意な相関はみられなかった。ヨシとシオクグは単一の環境情報との相関は低く、複数の環境要因の相互作用および生物季節性に起因する種間競争によって分布が規定される、と考察した。この点については別途報告する予定である。

表11 上：環境要因と各種被度の単相関分析，
中：環境要因と各種群落高の単相関分析，
下：環境要因と各種生物量の単相関分析
*は $p > 0.05$ ，**は $p > 0.01$ ，***は $p > 0.001$ を示す。

		被度		
環境要因	アイアシ	ヨシ	シオクグ	
比高	0.45	0.04	0.18	
リター	0.67**	- 0.21*	0.20	
漂着	- 0.13	0.11	- 0.22	
傾斜	- 0.31	- 0.01	- 0.13	
下流	0.38	- 0.20	0.10	
有機	0.61*	- 0.20	0.16	
EC	0.31	- 0.16	0.07	

		群落高		
環境要因	アイアシ	ヨシ	シオクグ	
比高	0.54	0.06	0.32	
リター	0.71**	- 0.02	0.23	
漂着	- 0.10	0.07	- 0.23*	
傾斜	- 0.35	- 0.05	- 0.23	
下流	0.43	- 0.17	0.14	
有機	0.70	- 0.02*	0.28	
EC	- 0.30	- 0.11	0.18	

		生物量 (群落高 × 被度)		
環境要因	アイアシ	ヨシ	シオクグ	
比高	0.48	0.04	0.22	
リター	0.73**	- 0.15	0.23	
漂着	- 0.11	0.12	- 0.22	
傾斜	- 0.33	- 0.05	- 0.12	
下流	- 0.38	- 0.18	0.22	
有機	0.66*	- 0.15	0.22	
EC	0.34*	- 0.15	0.11	

2.5 自然再生技術に関する研究

2.5.1 土壌シードバンクとバイオマニピュレーションを活用した沈水植物群落の再生手法

(1) 目的

霞ヶ浦では平成14年に国土交通省により湖岸植生帯再生事業が実施され、ほぼ絶滅に近い状態であった沈水植物12種の再生が確認された⁶¹⁾。しかし、その生息域は水深0~0.4mの場所に限られていたため、今後、植生の遷

移が進行すると、このような場所では沈水植物群落が消滅し、抽水植物や浮葉植物の群落に置き換わってしまう可能性が高い。本来の沈水植物群落の生育域は、抽水植物や浮葉植物群落より沖側であるが、現状では水質が悪いため、湖底に固着して生活する沈水植物が発芽し、生育するために必要な光が湖底まで届かない。そこで、より水深の深いところで沈水植物を再生するために、隔離水界を設置し、バイオマニピュレーションを行うことで湖水の透明度を上げ、土壌シードバンクから沈水植物群落を再生するかについて検討した⁶²⁾。

バイオマニピュレーションとは、たとえば、動物プランクトン食の魚を除去する操作（人為的に動物プランクトン食を取り上げる以外に、魚食魚を放して、動物プランクトン食の魚を減らす場合もある。）を通して動物プランクトンへの捕食圧を下げ、大型の枝角類を増やし、これに植物プランクトンを摂食させることで透明度を上げるという沖帯における食物連鎖間の生物間相互の関係を利用した生物操作のことである。

(2) 調査方法

実験は霞ヶ浦高浜入り湾奥部石川地区で実施した。再生事業終了直後の2002年7月初旬、粗朶消波工の陸側に設置されたコの字構造の杭柵の内側（水深0.5～0.9m）にスカート状実験隔離水界（縦5m×横5m×深さ1.2m）を4基設置した（図32）。杭柵の内部には、霞ヶ浦での他の自然再生事業実施箇所と同様に、霞ヶ浦内の航路浚渫土を厚さ10cm程度に入れた。隔離水界の設置にあたっては隔離水界内に魚が侵入しないように、あらかじめスカートの裾を折りたたんだ状態で着泥させ、内側から



図32 杭柵の内側に設置された5m×5mの隔離水界2基

外に広げた。隔離水界の上には、湖から隔離水界への魚の侵入を防ぐ、あるいは鳥による水草実生への食害を防ぐために網（目合3×3cm）を被せた。沈水維管束植物の生育には、水表面に届いた光量の約21%の光量が湖底に届く必要があるとされる。これは、おおよそ透明度くらいの深さに相当する。霞ヶ浦の透明度は約30cm前後と値が低いため、隔離水界内の透明度を上げるためにバイオマニピュレーションを行った。また、沈水植物群落は、波が底質をかき回す浅瀬では生育できないとされるが、隔離水界を設置することにより波浪緩和という効果も期待した。実験は10月まで行った。

(3) 結果

隔離水界内では設置2週間後に甲殻類動物プランクトンの密度が増加し（図33）、植物プランクトン量を表すクロロフィルa量が減少した（図34）。そして光の透過量が増加した。隔離水界内には沈水植物のササバモ、クロモ、コカナダモ（外来種）、オオカナダモ（外来種）と浮葉植物のヒシが出現した。ただし、隔離水界を設置して1ヵ月半後に枝角類動物プランクトン密度は減少し、バイオマニピュレーションの効果はなくなった。こ

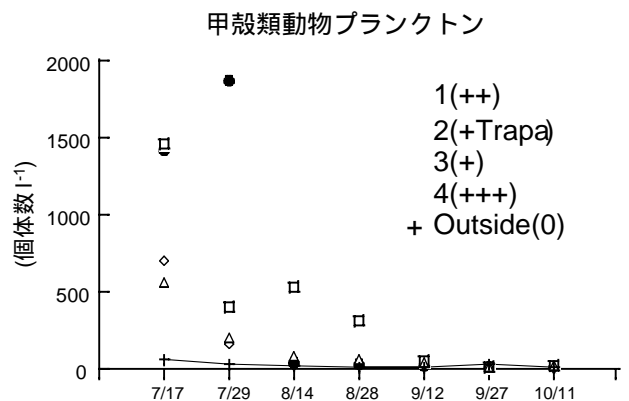


図33 4つの隔離水界内と外の甲殻類動物プランクトンの密度変化（柚木ら 2003年）

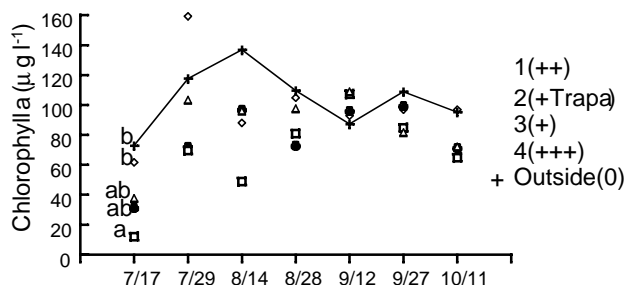


図34 4つの隔離水界内と外のクロロフィルa量の変化（柚木ら 2003年）

れは、実験中に徐々に隔離水界内に魚類が侵入したためと考えられる。なぜなら、実験終了時には、ブルーギル（外来種）、モツゴおよびチチブがすべての隔離水界内で採集された。特に、ブルーギルの重量が大きく、全重量の49.4～71.4%を占めたからである。以上より、沈水植物が消失した湖沼における小規模な再生の方法として、土壌シードバンクの活用と魚類を排除する隔離水界の設置が有効であることが示唆された。しかし、バイオマニピュレーションの効果を持続させるためには魚類を定期的に除去することが必要であることがわかった。また、コカナダモやオオカナダモなどの外来種に対する対策が課題となった。

2.5.2 侵略的外来魚ブルーギルが沈水植物群落形成に及ぼす影響

(1) 目的

霞ヶ浦では、昭和55年にブルーギルの生息がはじめて確認された（茨城県内水面水産試験場資料）。現在、ブルーギルは外来魚として霞ヶ浦から積極的に取り上げられている状況で、平成8年から平成15年の8年間で計701.9トンが駆除されている（茨城県資料）。初夏に孵化するブルーギルの稚魚は、恐ろしいほどの食欲で甲殻類動物プランクトンを食べつくしてしまう。そのため、霞ヶ浦では初夏のアオコの大発生を誘引することが隔離水界の実験により確かめられている⁶³⁾。アオコの大発生は沈水植物の生育に必要な光環境を著しく阻害すると考えられる。しかし、このような侵略的外来魚が沿岸域での沈水植物群落の再生に与える影響については明らかでない。そこで、ブルーギルの存在が、在来沈水植物であるササバモを植栽した水域と外来沈水植物であるカナダモ類（コカナダモとオオカナダモの混生外来種）がある水域とに及ぼす影響を調べる実験を行った。

(2) 実験方法

実験は2003年7月から10月まで行った。霞ヶ浦高浜入り石川地区自然再生事業地（水深0.6～0.8m付近）に計32基の小型隔離水界（縦2m×横2m×深さ1.2m）を設けた。隔離水界は2×2分割の因子デザインにより、「魚の有無」および「湖底に移植する水草種（ササバモもしくはカナダモ類）」をそれぞれ操作した。すなわち、8基ずつ「魚有・ササバモ区」、「魚無・ササバモ区」、「魚有・カナダモ区」、「魚無・カナダモ区」とした。

実験に先立ち、電気ショッカーを用い各隔離水界につき30分間魚を除去した後、ブルーギルの稚魚15個体（平均体長=50.9mm）を16基の隔離水界に導入した。実験に用いたブルーギルの稚魚は、霞ヶ浦で捕獲しFRP水槽で1ヵ月ほど蓄養したものである。

ササバモもしくはカナダモ類は、実験開始時に隔離水界あたり6個体のシュートを移植した。2002年に行った実験場所に設置した隔離水界では、前年の影響でカナダモ類が繁茂したため、実験開始時に除去し6個体のシュートが残るように操作した。一方、残りの隔離水界16基には、霞ヶ浦の在来水生植物種が多く残る木原の実験池から採集したササバモを移植した。なお、全ての隔離水界を設置した場所には、実験開始2ヵ月前に、霞ヶ浦の在来水生植物種の土壌シードバンクを多く含むと考えられている木原の実験池から採取した土砂50 l / m²を撒きだした。

(3) 結果

魚の除去に対する「ササバモ区」と「カナダモ区」での実験終了時における沈水植物の現存量は、双方ともに「魚有区」よりも「魚無区」で有意に高かった（図35）。これは、バイオマニピュレーションにより「魚無区」で透明度が上がり光の透過度が上昇したため沈水植物の生長が促進されたと考えられる。ただし、魚の除去に対する「ササバモ区」と「カナダモ区」の沈水植物群集の再生応答は明らかに異なった。すなわち、実験終了時、「ササバモ区」ではササバモ以外にオオトリゲモ、コウガイモ、コカナダモが確認された。一方、「カナダモ区」では、「魚無区」の1隔離水界のみでササバモが1個体確認されるに留まった。移植した水草種以外の植物種は、おそらく、あらかじめ撒きだした土壌シードバンク由来であると考えられる。次に、実験終了時の沈水植物量を比較すると、「カナダモ区」でのカナダモの現存量は、「魚無区」では「魚有区」の約9倍に達したのに対し「ササバモ区」でのササバモの現存量は1.6倍に留まった。逆に、土壌シードバンク由来の水草現存量は、「カナダモ区」より「ササバモ区」でより高く、「ササバモ区」では、「魚無区」での現存量が「魚有区」での現存量の7.9倍に達した。ササバモを移植した場合は、他の水生植物種が生育する環境が創出できたが、カナダモではカナダモだけが大量に繁茂する結果になったと考えられる。

「ササバモ区」「カナダモ区」にかかわらず、沈水植物量は水中の全リン量と懸濁態物質と有意な負の相関を示した。そのため、沈水植物群落が繁茂すればするほど水中の懸濁物質の量が減り、全リン量も低下するという水質浄化の効果があらわれたと考えられた。ところが、水中の全窒素量と硝酸+亜硝酸態窒素濃度は、有意に「カナダモ区」>「ササバモ区」となった。「カナダモ区」では、水中に硝酸+亜硝酸態窒素が余り、どちらかというところとリン制限の環境ができたのに比べ、ササバモ区では水中のTN:TP比が9と窒素が制限する環境になった。こうした実験結果は、優占する沈水植物により水域生態系の栄養塩循環のしくみがかわることを示している。ここでは、霞ヶ浦に蔓延している侵略的外来魚ブルーギルが沈水植物群落の再生に及ぼす悪影響を評価した。外来の沈水植物カナダモ類は、在来の沈水植物種の再生を阻害するため、その再生は生物多様性の保全上、好ましくなことが明らかとなった。また、在来の沈水植物群落とは栄養塩循環のしくみが異なることが示唆された。

2.5.3 小櫃川河口塩湿地における攪乱が1年生および多年生植生に及ぼす影響

(1) はじめに

環境影響評価において新たに評価項目に入れられた生物多様性、その中でも「生態系」はその上位性、典型性、特殊性の観点から理解することが重要とされている⁶⁴⁾。特殊性のモデルとして、海域では海岸部の特殊な立地に生育する海岸砂丘植生、海岸断崖植生とならび塩沼地植生が具体的にあげられている。東京湾最大の塩湿地である小櫃川河口塩湿地ではハママツナ (*Suaeda maritima* (L.) Dumort.) やシオクグ (*Carex scabrifolia* Steud.) 群落は近年分布を大きく減らしており⁵⁵⁾、東京湾岸域における地域的絶滅が危惧されている。ハママツナはアジア・ヨーロッパ・北米の北半球を中心にオーストラリアにまで分布しており、耐塩性に関しては国際的に多くの報告がなされ⁶⁵⁻⁷¹⁾、また塩湿地には稀少な一年草であり⁷²⁾、攪乱後の先駆的植物⁷³⁾、としても知られている。一方東アジアにのみ分布するシオクグに関する研究報告はほとんどなされていない。小櫃川河口塩湿地における我々の長期モニタリングサイトである中洲 (図36) ではハママツナ群落が多年生のシオクグ群落に移行していると報告され⁷³⁾、現在もその傾向は続いている。塩湿地は本来適度な攪乱によって維持される生態系と考えられる⁷⁴⁾。しかし塩湿地における遷移系列はその帯状分布構造から推定記載したものがほとんどであり、実証研究は極めて少ないことが石塚⁷²⁾によって1977年に明示されている。本課題では、1年生草本であるハママツナと多年生草本であるシオクグに攪乱が及ぼす影響を、小櫃川河口塩湿地における操作実験とその後3年間のモニタリング調査を通じて評価することを目的とした。

(2) 方法

操作実験は中洲の閉鎖的な漣筋付近で、ハママツナ群落に隣接するシオクグ優占群落内で行った (図37)。シオクグ優占群落内に0.25m²の方形区を設置し、方形区内のシオクグのみ地上部を4月に地際で刈り取ったシオクグ地上部1回刈り区 (繰り返し4)、シオクグ地上部の刈り取りを4月と6月の2回行ったシオクグ2回刈り区 (繰り返し2)、方形区内に生育していたハママツナのみを事前に地下部ごと採取しておき、シオクグの地上部、地下部をとともに除去した後、もとの場所に戻したシオクグ除去区 (繰り返し2)、ハママツナ、シオクグともに

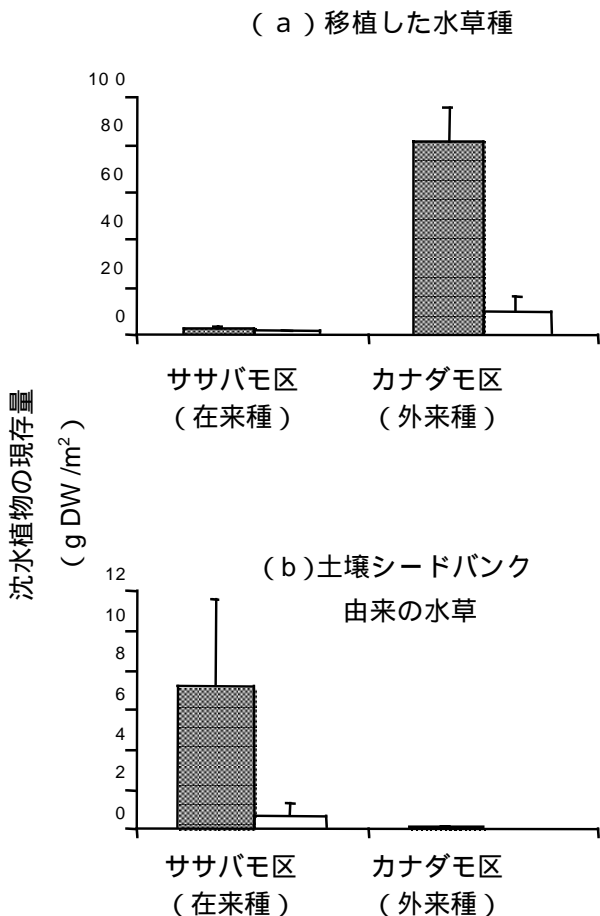


図35 実験終了時における移植した沈水植物の現存量(a)と土壌シードバンク由来の沈水植物の現存量(b)。グレー(左)が魚無区で、白(右)が魚有区。

地上部に加えて地下20cmまでの地下部を除去したハママツナ・シオクグ除去区（繰り返し4）、処理を行わなかった対照区画を無処理区（繰り返し4）、とした（図38）。本実験で設定した処理区の条件、1回刈り、2回刈り、シオクグ除去、ハママツナ・シオクグ除去区は攪乱強度の違い（弱・強）を想定している。隣接する個体群からの加入を考慮し、対照区を除く区画の周囲4辺に高さ20cm、横幅50cm板を15cm程度埋設し、埋設部分には水の行き来が可能なように小径の穴を開けた。モニタリングは月に1度行い、被度、群落高を計測し、変化を追跡した。各区の設置および処理は2003年の4月から5月にかけて行い、調査は2006年3月まで行った。2004年および2005年における調査区の相観を図38に示した。

（3）結果

モニタリング結果を図39、図40、図41、図42、図43に示した。

シオクグ1回刈り区-シオクグ2回刈り区-無処理区 の比較

1回刈り区では、シオクグの群落高は当年度の盛夏以

前、6月に無処理区相当まで回復した（図39、図40）。いっぽう被度は当年度の盛夏以降、9月に無処理区相当まで回復した事例が2区画みられた（図39、図40のB、C）が、残り2区画で、翌年調査再開時の4月まで回復が遅れた（図39、図40のA、D）。2回刈り区では、1区画で回復はみられず他の1区画では、当年度の夏、8月に栄養繁殖によるシオクグの出株が確認されたものの、群落高は最大で無処理区の7割程度しか回復せず、被度も3%までしか回復しなかった（図39、図41）。次年度の春、5月には群落高が無処理区相当まで回復したものの、被度は一方の処理区で5%までしか回復しなかった。他方の処理区では次年度の盛夏、8月には50%まで回復したものの9月の台風以降再び被度は15%まで低下した。（図39、図41のA、B）。その後3年目にいたっても被度は無処理区の1/2未満しか回復しなかった。

以上をまとめると、シオクグは刈り取り処理に対して、まず群落高が回復し、その後被度が回復すること、1回刈りであれば、翌年の春までに群落高、被度ともに回復した、2回刈りであれば、群落高は2年目の夏に回復したが、被度は3年目に入っても無処理区相当までには回復しなかった。



図36 中洲相観

上は、図37の湾状低地から海側（干潟方向）を向いて、下は上流側（河口堰方向）を向いて2004年11月10日に撮影。

それに対しハママツナは、シオクグ1回刈り区で9月に群落高、被度ともに最大値を示した(図40のC, D)。残り2処理区では当年度中には出現しなかった(図40のA, B)。初年度にハママツナが定着した2処理区では翌年も実生が見られたが、対象を含む全区画でその後定着

までにはいたらなかった。3年目の対象区には実生が見られたものの定着しなかった処理区が2区(図39のA, B)、定着し9月から10月に群落高と被度が最大を示した処理区が2区みられた(図39のC, D)。一方、1回刈り区では、定着しなかった処理区は1つ(図40のB)、

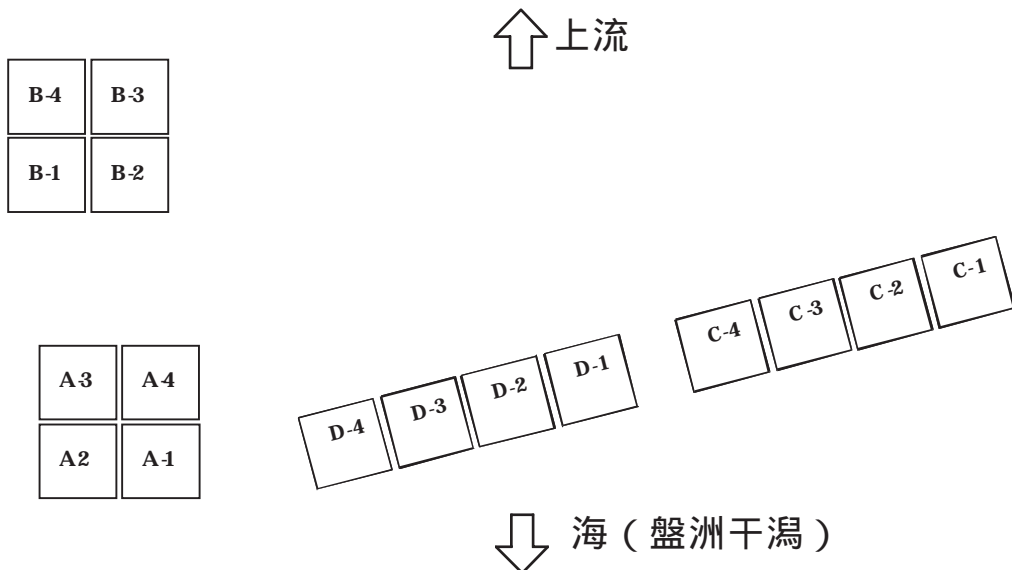
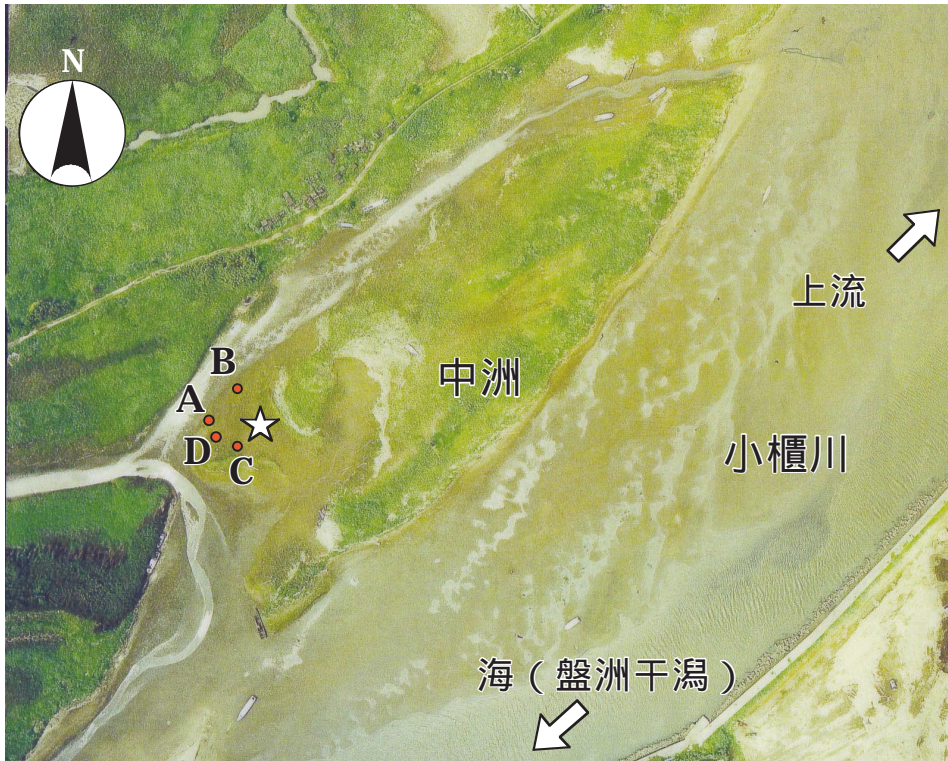


図37 モニタリングサイト配置図

上は小櫃川河口塩湿地内の長期モニタリングサイト「中洲」におけるA~D実験区の配置, 下は各実験区内における処理区の配置を示す。処理区1はシオクグ1回刈り, 2はA,Bではシオクグ2回刈り, C,Dではシオクグ除去, 3はハママツナ・シオクグ除去, 4は無処理, を示す。は図36の撮影地点。

盛夏から9月にかけて群落高と被度が最大を示した処理区が3つであった。2回刈り区では次年度には加入せず、無処理区と同様の結果になった。3年目の春、4月に2区画で実生の加入が確認されたもののその後定着にいたることは無かった(図41)。

以上をまとめると、シオクグは対象区、1回刈り区、2回刈り区の順によく繁茂していたが、ハママツナは処理区による差は無く、年度による加入の差が見られることが明らかになった。

シオクグ除去区-ハママツナ・シオクグ除去区-無処理区
の比較

シオクグ除去区では当年内にシオクグは出現しなかった(図42C, D)。次年度に群落高は無処理区相当まで回復したが、被度は最大で20%までしか回復しなかった。3年目にいたっても無処理区を上回るほど回復せず、これは前項のシオクグ2回刈り区(図41)と同等の効果であった。ハママツナ・シオクグ除去区では当年中に1処理区で最大被度10%を示した(図43 B)が、残り3処



図38 中洲における操作実験区
上から実験区A, 中はB, 下は写真奥からC, Dを示す。左列は2004年11月10日, 右列は2005年10月31日撮影。

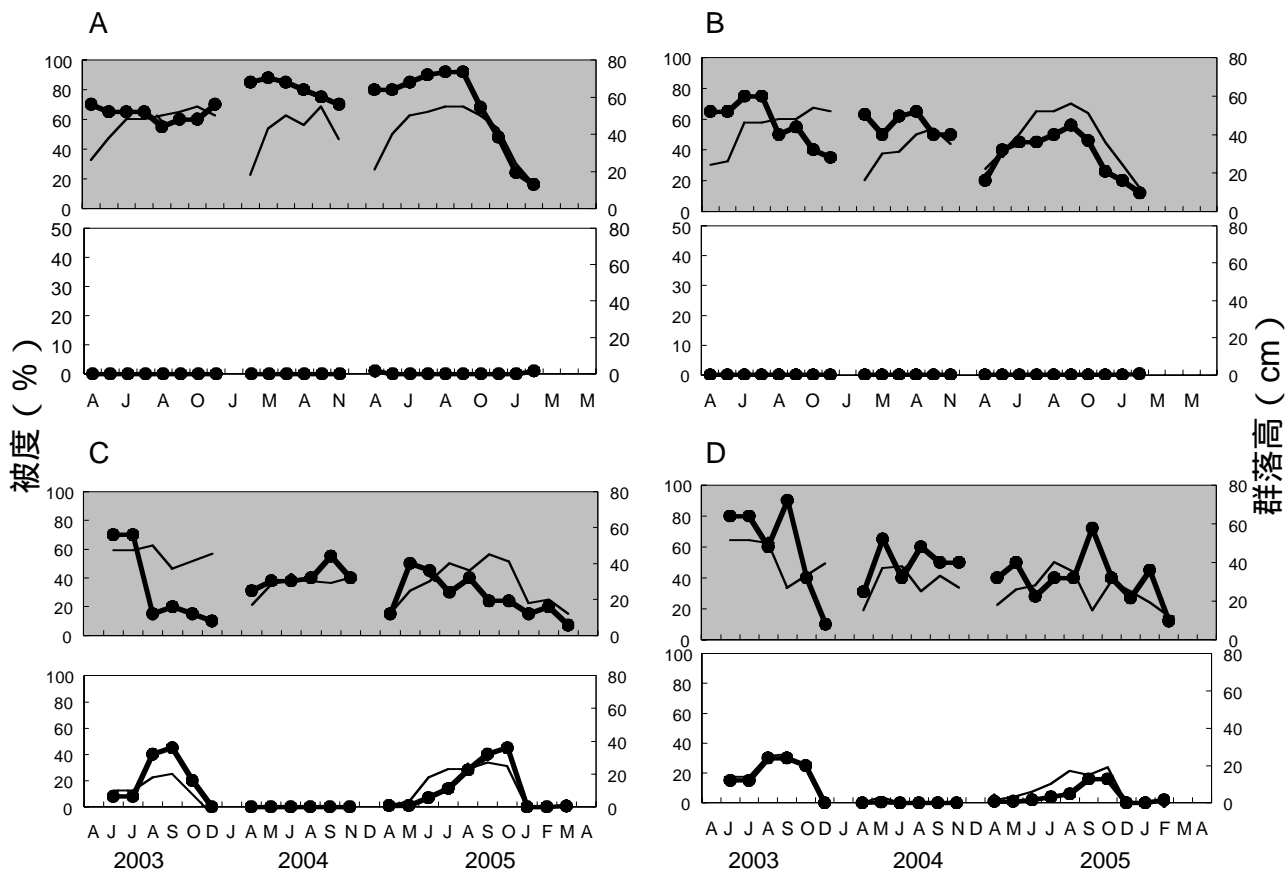


図39 中洲における操作実験，無処理区の結果 (n = 4, A ~ D)
 A-D区の上段はシオクグ，下段はハママツナの被度 (), 群落高 () を示す。

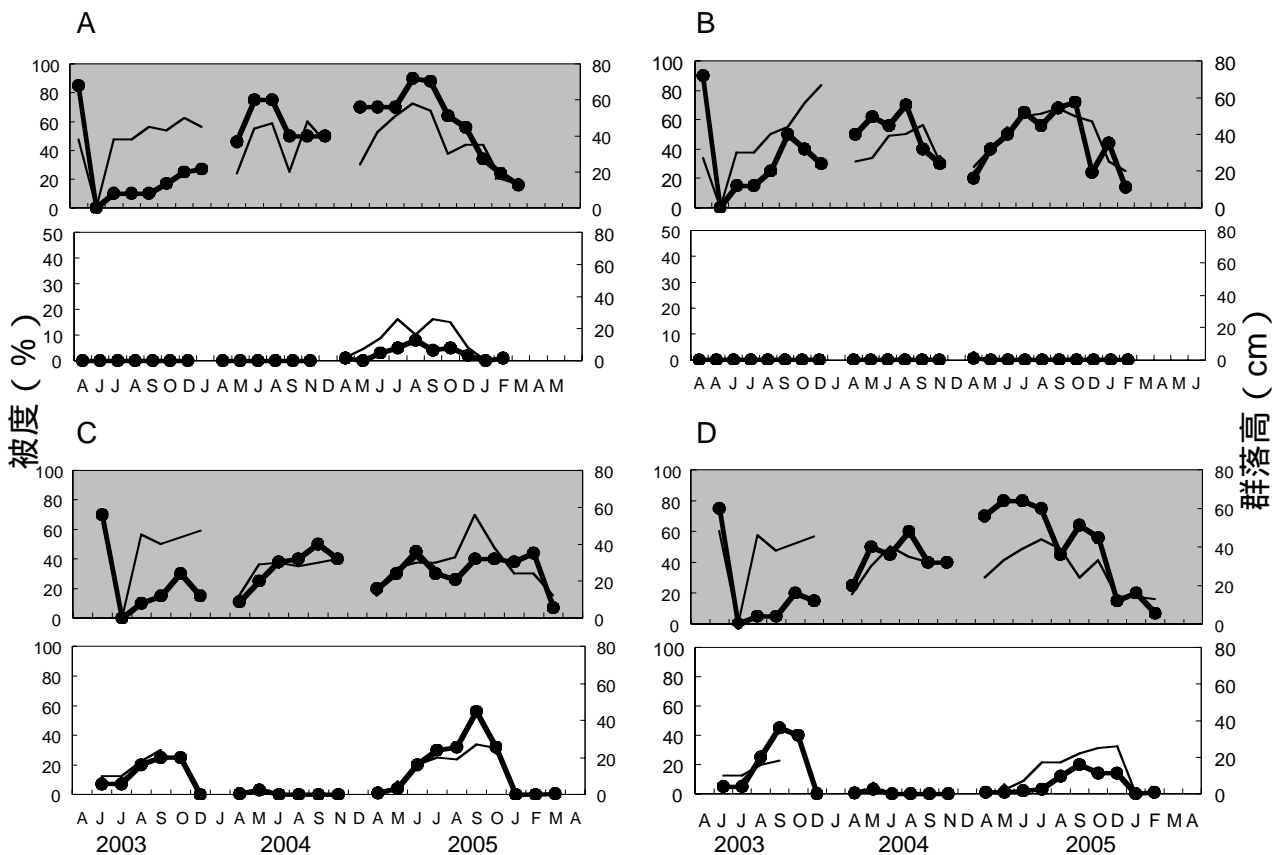


図40 中洲における操作実験，シオクグ1回刈り取り区の結果 (n = 4, A ~ D)
 A-D区の上段はシオクグ，下段はハママツナの被度 (), 群落高 () を示す。

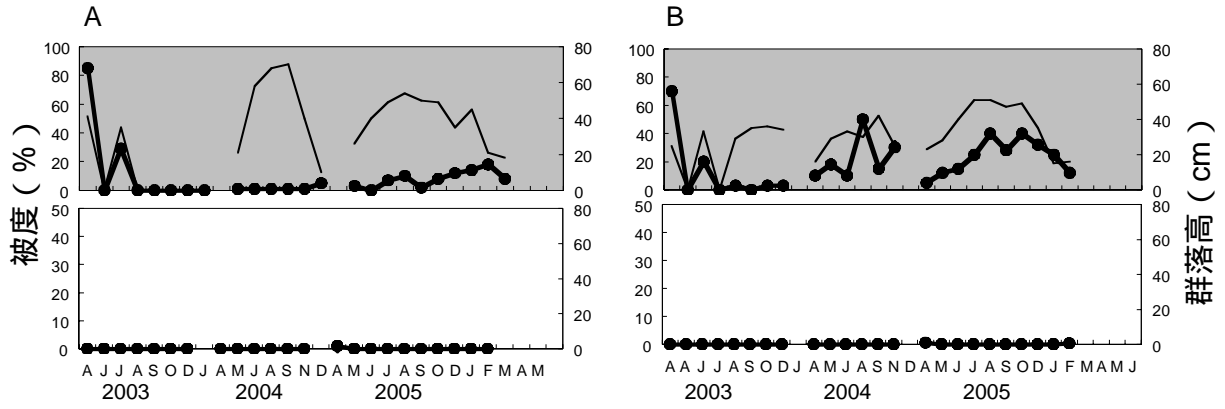


図41 中洲における操作実験，シオクグ2回刈り取り区の結果 (n = 2, A~B)
A-D区の上段はシオクグ，下段はハマツナの被度 ()，群落高 () を示す。

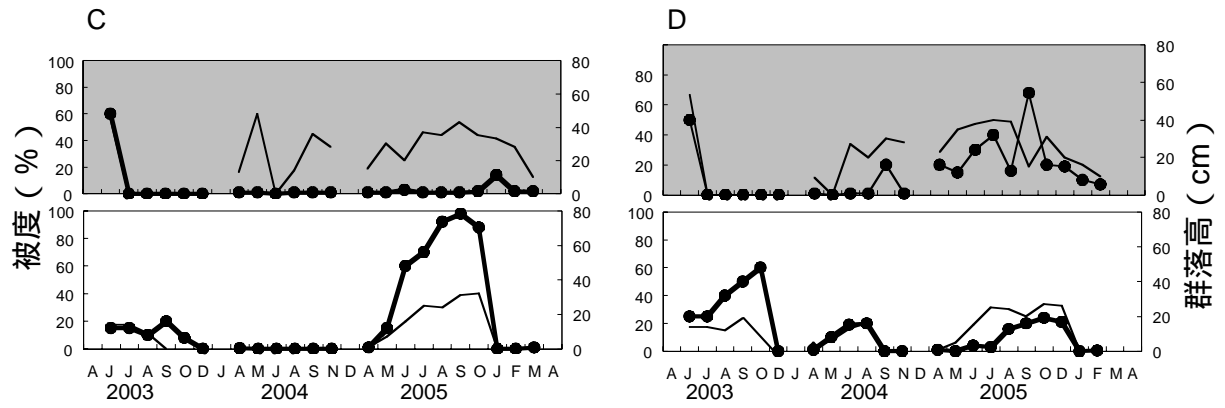


図42 中洲における操作実験，シオクグ除去区の結果 (n = 2, C~D)
A-D区の上段はシオクグ，下段はハマツナの被度 ()，群落高 () を示す。

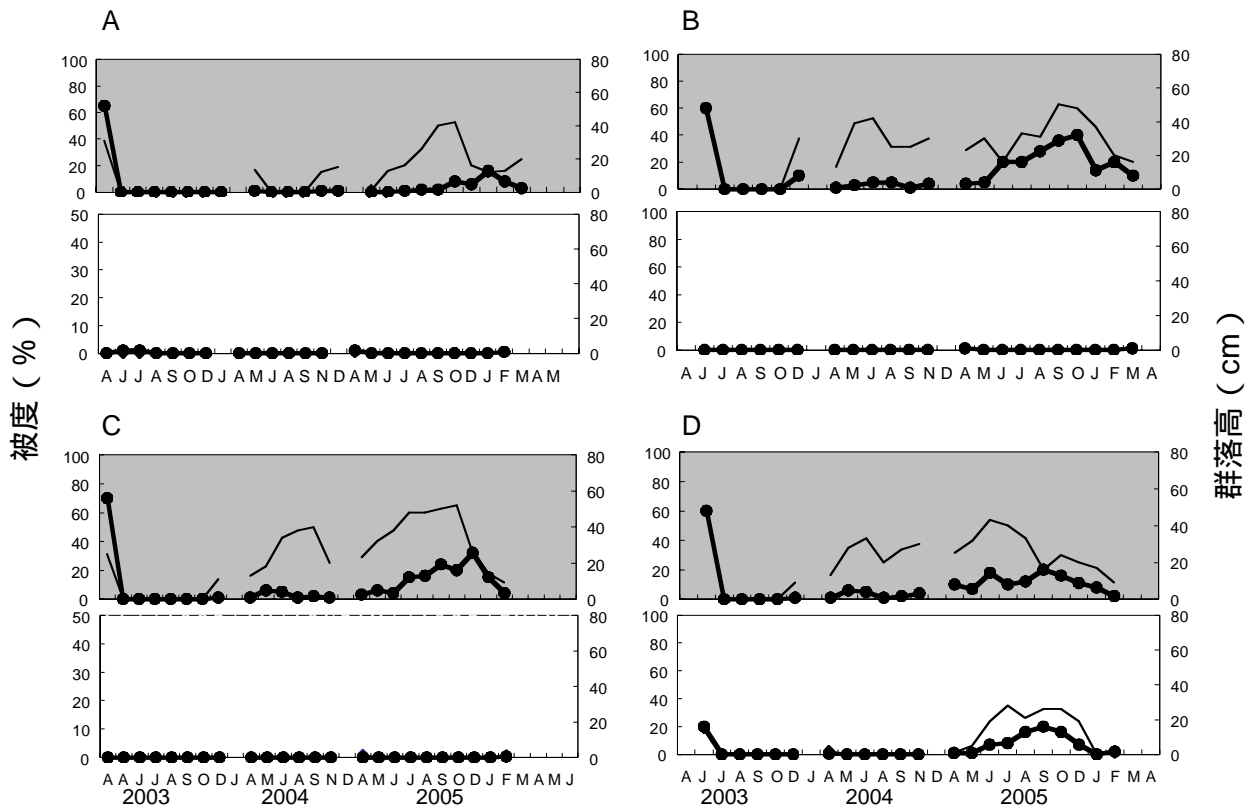


図43 中洲における操作実験，ハマツナ・シオクグ除去区の結果 (n = 4, A~D)
A-D区の上段はシオクグ，下段はハマツナの被度 ()，群落高 () を示す。

処理区（図44 A, C, D）では最大で被度1%までしか回復しなかった。翌年度になっても最大被度6%までの回復に留まったが、群落高は3処理区で無処理区と同等に回復していた（図43B, C, D）。3年目に入っても無処理区の最大値に比して被度は5割未満（図43B, C）の回復に留まった。

それに対してハママツナは、前項にも記したように無処理のうち2処理区で当年度に出現し、他の2区では出現しなかった。シオクグ除去区2区では当年度に無処理区と同等のハママツナが出現し（図42 C, D）、ハママツナ・シオクグ除去区では当年度には全区で出現しなかった（図43）。次年度は、無処理の1区画で加入はみられたものの定着はしなかった（図39D）シオクグ除去2区ではいずれも加入が見られた。そのうち1処理区では夏に最大被度20%を示した（図42D）。ハママツナ・シオクグ除去区では実生のみ出現した1処理区（図43D）を除き、3区で加入が見られなかった。3年目は無処理区のうち2区では出現しなかったが残りの2区では定着し（図39C, D）9月に最大被度56%を示した。シオクグ除去区では2処理区とも定着し、9月には無処理区を上回る最大被度98%まで繁茂した（図43C）。ハママツナ・シオクグ除去区では3区で定着せず、1区のみが、7月に最大被度28%を示した（図43D）。

以上をまとめると、シオクグは、シオクグ除去区、ハママツナ・シオクグ除去区いずれも3年間で回復にはいたらなかった。一方でシオクグのみを除去し実験区（図42）において、ハママツナは無処理区（図39）を上回る成長が見られた。全て除去してしまうよりもシオクグのみを除去したほうがハママツナの回復が早かった。しかし処理に関わり無く2年目のハママツナの復元がなされなかったことを考えると、シオクグの除去に加えて、大きく影響する他の要因の存在が予測された。

（4）考察

多年生植物であるシオクグは、地上部を失うと当年内には回復できず、復元は翌年度に持ち越した。地下部まで損失が及ぶと3年目にいたっても無処理区相当に回復することはできなかった。地上部1回刈り、2回刈り、（地上部および地下部の）除去の順に攪乱強度が増すにしたがい復元に要する時間が長くなることが明らかになった。

一年生植物であるハママツナは、前項に記したように

シオクグの復元に応じた有意な傾向を見いだすことはできなかった。仮に、初年度の実験区内におけるハママツナの在不在が操作実験開始後3年目のハママツナの加入定着に影響していると考えたとすると、2年目に全実験区において加入定着個体がほとんど見られなかったことを説明できない。

塩湿地では攪乱に応じて、植物体が泥や砂をかぶること以外に、流木や海苔養殖用資材である竹、ペットボトルを主としたプラスチック用品、ビニール製のシート、ベニヤ等の板、等による被覆や植生の倒伏、消失が頻繁に見られた。ハママツナの実生は被覆による倒伏に適応的な柔軟な植物体であることが観察の結果明らかになった。主茎が木化する夏以降も茎頂部はしなやかであり、上記の攪乱に対し一時的に群落高を低下させることはあっても被度には大きく影響しなかった。いっぽうシオクグは沈水時に水の流動によって破壊されることはなかったものの上記のような漂着物による攪乱によって枯死する株は多く見られた。

以上から、ハママツナやシオクグといった塩生植物の保全には、陸上植生への遷移を防ぐために攪乱が必要であること、過度な攪乱は多年生植物のシオクグ個体群の衰退を招く恐れがあることを明らかにした。一方、一年生植物のハママツナ個体群はその年変動が大きく、多年生植物シオクグの存在（競争要因）、やハママツナがその場所に生えていたのかどうかという立地の履歴（環境要因）、に加え、さらに他の要因が存在することが予想された。

2.6 自然再生事業の影響評価に関する研究

2.6.1 霞ヶ浦の水位変動による湿地植生への影響の実験的解析

（1）目的

霞ヶ浦湖岸周辺には、ヨシが大部分を占め、その他にもマコモ、ヒメガマ、クサヨシなどの水生植物、カササゲなどの湿生植物が分布していた⁷⁵⁾。また、コウガイモ、ササバモなどの沈水植物、アサザなどの浮葉植物が広範囲に分布していたが、1970年代以降、流域人口増加による水質の悪化は、水生植物を減少させ⁷⁶⁾、水生植物帯の面積は25年間で約1/6に減少した⁷⁷⁾。

霞ヶ浦の水位変動は、人為的影響の及ぶ以前には、集水域の降雨量の季節パターンに応じて、春の水位低下と夏の水位上昇によって特徴づけられる水位変動が存在し

た⁷⁸⁾。しかし、1975年頃から利水を目的とした水位管理が行われるとともに水門による水位操作が1996年以降、強化されたことで、水位操作の強化が実施された後までの25年間で、霞ヶ浦の湖岸植生帯の84%が失われ⁷⁹⁾、アサザも大きく減少したと報告している⁸⁰⁾。今後、植物の成長期の春季から夏季に、極端な水位上昇及び低下が実施された場合、現在、湖岸に生育している抽水植物の生育に大きな影響を与えると推察される。

霞ヶ浦湖岸は、ヨシの他にもマコモ、クサヨシなどの水生植物、カサスゲなどの湿性植物が局所的に分布することで、多様な植生を形成している。そして、水位変化がこれらの種に与える影響については、ヨシは1m前後の水位変動にも耐えられると報告されているが⁸¹⁾、他種については、詳しく調べられていないため、今後、霞ヶ浦湖岸における多様な植生の保全・再生を考える上でも、水位変化と生育との関係について検討する必要がある。

本報告では、霞ヶ浦湖岸で確認されたマコモ、クサヨシ、カサスゲを試験対象種として、水位変化による生育状況の違いを調べることを目的とした。

(2) 方法

1) 試験対象種

試験対象種のカサスゲ、マコモ、クサヨシの採取場所は、カサスゲを鳩崎・余郷入地区、マコモ、クサヨシを古渡地区とした。

2) ポット試験方法

試験方法は、採取した各試験対象種をポットに移植した後、各種ポットを水深0m、20cm、50cmの3段階に分けて設置し、3つの水槽で同じ実験を行った(口絵写真6)。なお、ポット数は、1水槽につき9ポットとし、全体で27ポットとした。

(3) 結果

1) ポット内における移植株の状況

各水槽に水深別(0cm、20cm、50cm)に設置した各ポット内の試験種及び出現種の平均草丈高、平均本数を以下に示した。なお、平均草丈高と平均本数は、3つの水槽の平均である。

・カサスゲ

カサスゲの平均草丈高は4月から6月にかけて高くなり、9月に低くなった。平均本数は、水深0cm、20cm

では9月に増加する傾向がみられ、水深50cmでは4月～9月にかけて減少および消滅した。(図44)。他の植物については、ミクリ、ウキヤガラ、ヨシなどが6月と9月に新たに確認された。これらの種は水深0cmで最も多く確認されたが、ミクリは水深に関係なく確認された(表12、表13、表14)。ミクリは、6月では本数が少なかったが、草丈高は水深50cmで最も高かった。また9月には、水深50cmで平均50本以上が確認され、平均草丈高60cmと最も高かった(図45)。

・マコモ

マコモの平均草丈高は、水深0cm、20cmよりも水深50cmの方が高くなる傾向がみられた(図44)。また、本数に関しては、水深、季節に関係なく変化がなかった。ポット内では、クサヨシ、イガガヤツリ、タマガヤツリ、ギシギシなどが6月と9月に新たに確認された。水深別の確認状況は、水深0cmで最も多く、水深20cmでわずかに確認され、水深50cmでは全く確認されなかった(表12、表13、表14)。

・クサヨシ

クサヨシの平均草丈高は、水深別、季節別では大きな違いはみられなかった。クサヨシの本数は、水深0cmでは6～9月にかけて減少したが、水深20cm、50cmでは、9月に高かった(図44)。シロバナサクラタデ、アメリカセンダングサ、アメリカアゼナなどは6月と9月に水深0cm、20cmで新たに確認された。その中でも、シロバナサクラタデの平均本数が最も多く確認された(図46)。しかし、水槽3の水深50cmポットでは、9月にヨシの侵入が確認され、ポット内の植生に変遷がみられた(図46)。

(4) 考察

1) 水深変化が試験対象種の生育に及ぼす影響

今回のポット試験結果から以下のことが考察された。
・カサスゲは、水深50cmで本数が減少した。カサスゲは池沼および谷津の谷底のような攪乱頻度の少ない水辺および湿地に生育する植物であることから、水深が高くなると生育しにくくなると考えられる。また、カサスゲのポット内には、ミクリが6月に確認され、9月には水深50cmでミクリの草丈高が最も高くなり、本数も多かった。これは、カサスゲ採取地の土壌中にミクリの種子が埋土していたと考えられ、ミクリは、各地の池沼や水路、水湿地などの浅い水中に群生⁸²⁾、

また、ミクリは、流速による影響が強く、止水域依存性があると報告されている⁸³⁾。このことから、ポット内の土壌が湿地状態または冠水状態である場合、ミクリが繁茂する可能性が高いと考えられる。特に、水深50cmでは、植栽時に密集していたカサスゲの本数が減少する傾向がみられたことから、カサスゲが消滅したことで形成された裸地において、埋土種子のミクリが発芽、生育し、ミクリの生育に適した環境に変化したと考えられた。

- ・マコモは水深50cmで草丈高が高くなり、水深による影響を受けたが、本数に関しては、影響を受けなかった。マコモの生育水深は0.2~1.0mと報告⁸¹⁾されていることから、水深50cmは生育に適応できる水深と推察される。
- ・クサヨシは、水深0cmで本数が減少し、水深20cm、水深50cmで本数が増える傾向がみられた。クサヨシは水辺や水田付近の湿地などに生育すると報告されて

いる⁸¹⁾。水深0cmのポットは、通常、冠水していないことから、時間の経過とともに土壌が乾燥しやすくなり、そこにアメリカセンダングサ、シロバナサクラタデが侵入し、クサヨシの成長が衰退したと考えられた。また、水深50cmで確認されたクサヨシの草丈高は高かったが、その根茎が水面近くにまで伸びるなど、形態が変形していたため、水位が上昇しても、生育に適しているのではなく、水位変化に耐えて生育していると考えられた。

ポット内で確認されたシロバナサクラタデは、水深0cmで最も多く、水深20cmでわずかに確認され、水深50cmでは確認されなかった。シロバナサクラタデは、湿り気のある土壌に生育することから、水深20cmまでは生育が可能であるが、水深50cmでは生育できないと考えられた。しかし、水槽3の水深50cmでは、ヨシが確認されたことから、水位が上昇した場合、ヨシが侵入し、群落を形成すると考えられた。

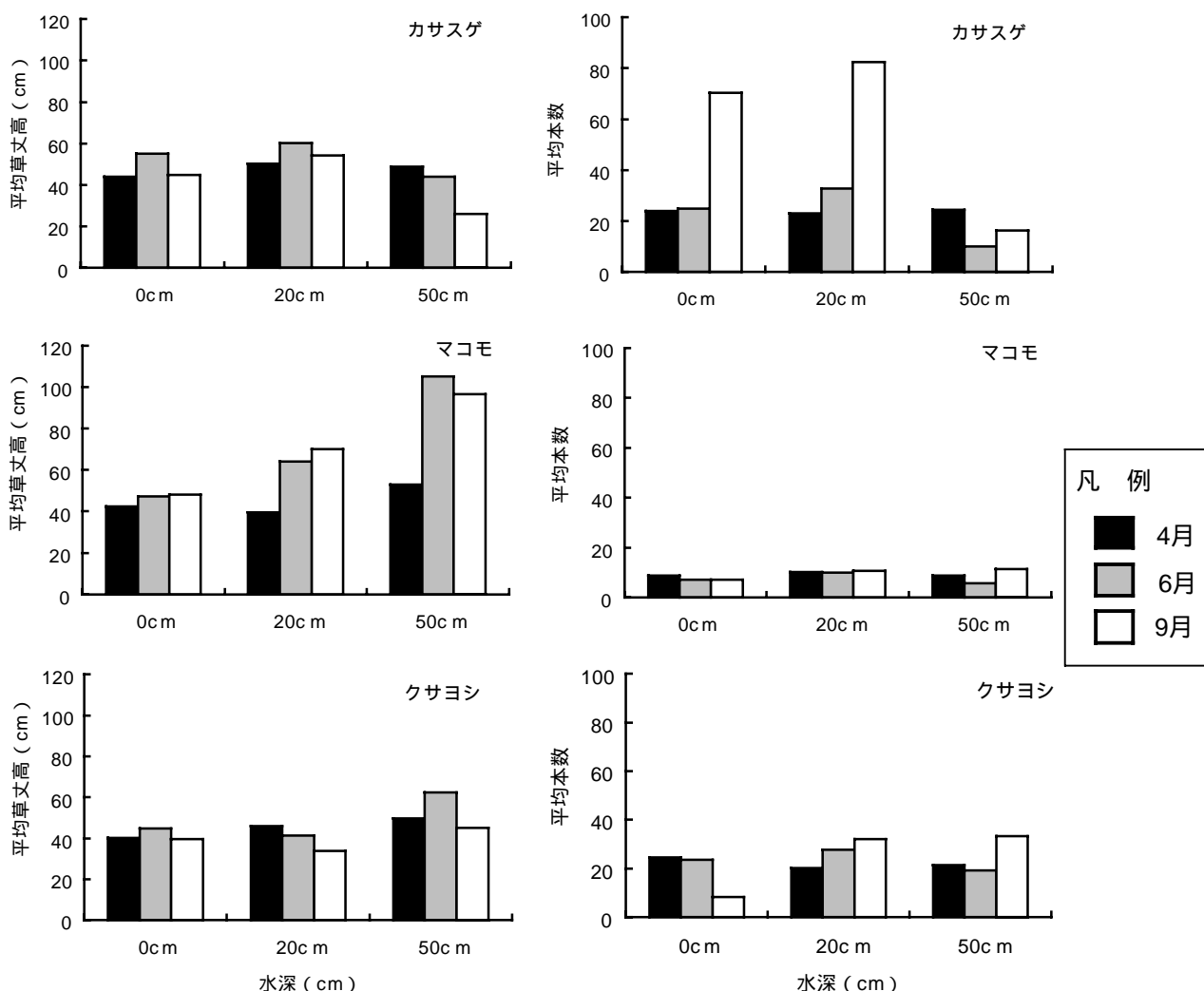


図44 各種ポットの水深別の平均草丈高 (cm) と平均本数

表12 各ポットで確認された侵入植物種一覧表（水槽1）

種名	カサスゲ						マコモ						クサヨシ								
	0cm		20cm		50cm		0cm		20cm		50cm		0cm		20cm		20cm予		50cm		
	6月	9月	6月	9月	6月	9月	6月	9月	6月	9月	6月	9月	6月	9月	6月	9月	6月	9月	6月	9月	
ミクリ																					
シロバナサクラタデ																					
ホウキギク																					
トキンソウ																					
トキワハゼ																					
ウキヤガラ																					
ギシギシ																					
ノミノツツリ																					
アメリカセンダングサ																					
アメリカアゼナ																					
サデクサ																					
オモダカ																					
キカシグサ																					
クサヨシ																					
ヨシ																					
ヨツバムグラ																					
セリ																					
全体	1	5	1	2	1	4	0	3	0	0	0	0	0	2	3	2	0	2	3	0	0

表13 各ポットで確認された侵入植物種一覧表（水槽2）

種名	カサスゲ						マコモ						クサヨシ								
	0cm		20cm		50cm		0cm		20cm		20cm予		50cm		0cm		20cm		50cm		
	6月	9月	6月	9月	6月	9月	6月	9月	6月	9月	6月	9月	6月	9月	6月	9月	6月	9月	6月	9月	
ミクリ																					
ウキヤガラ																					
イグサ																					
ノゲシ																					
シロバナサクラタデ																					
アメリカセンダングサ																					
アゼトウガラシ																					
タマガヤツリ																					
ヒナガヤツリ																					
カワヤナギ																					
マコモ																					
ヨシ																					
ヨツバムグラ																					
ギシギシ																					
全体	3	2	1	2	1	1	0	2	0	2	0	1	0	0	2	2	3	2	0	0	

表14 各ポットで確認された侵入植物種一覧表（水槽3）

種名	カサスゲ								マコモ						クサヨシ						
	0cm		20cm		20cm予		50cm		0cm		20cm		50cm		0cm		20cm		50cm		
	6月	9月	6月	9月	6月	9月	6月	9月	6月	9月	6月	9月	6月	9月	6月	9月	6月	9月	6月	9月	
ミクリ																					
クサヨシ																					
イガガヤツリ																					
カンエンガヤツリ																					
シロバナサクラタデ																					
ツユクサ																					
アメリカセンダングサ																					
ウキヤガラ																					
ヨシ																					
ギシギシ																					
ウシハコベ																					
ケチヂミザサ																					
全体	1	1	1	2	1	1	1	2	5	5	0	0	0	0	2	2	2	2	1	1	

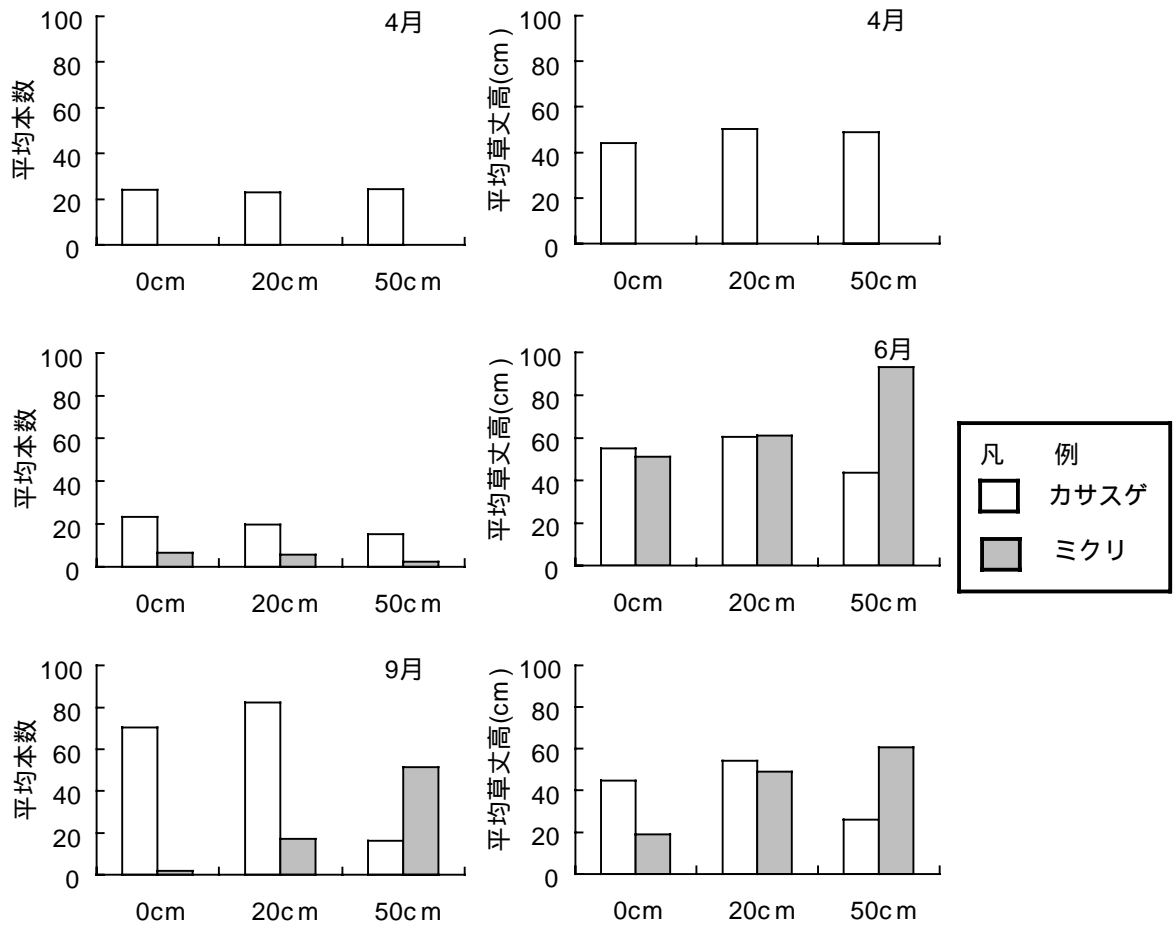


図45 カサスゲポット内における水深別、季節別のミクリの確認状況

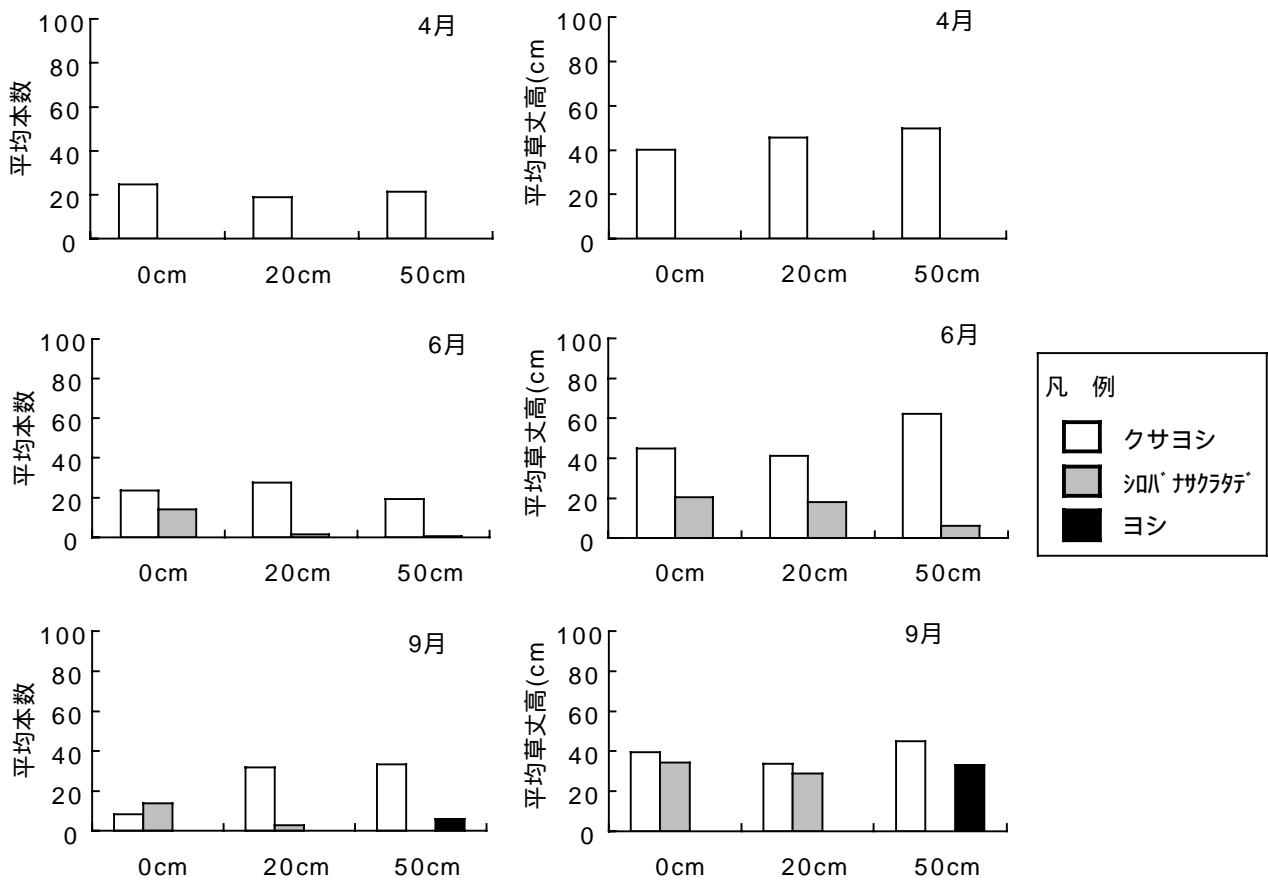


図46 クサヨシポット内における水深別、季節別のシロバナサクラタデ、ヨシの確認状況

(5) 結論

水位変化がカサスゲ、マコモ、クサヨシの生育に及ぼす影響についてまとめると、カサスゲとクサヨシは水深50cmで成長が抑制され、水深を高くすると、カサスゲはミクリが占め、クサヨシは一部のポットであるが、ヨシが占めていた。また、クサヨシは、水深0cmの非冠水状態が長期間続く場合、表土の乾燥化が進むことで他種が侵入し、成長が抑制された。マコモは、カサスゲ、クサヨシに比べて水深変化による影響は少なかった。このことから、現地において植物の成長期（4～9月）に水位操作を行うと、長期間の水位上昇では、カサスゲ群落はミクリ群落、クサヨシ群落がヨシ群落に変遷する可能性が高くなり、また、長期間の水位低下では、クサヨシ群落は縮小し、代わりにシロバナサクラタデ、アメリカカセンダングサ、さらにはセイタカアワダチソウが侵入することで、陸域の植生に変遷すると推察された。

2.6.2 湖沼水位の変動が湿地底泥の機能および微生物性に及ぼす影響

(1) はじめに

湿地の水位は、湿地生態系の構造および機能を規定す

る重要な環境要因のひとつである。本課題では特に、水位の変化が底泥機能へ及ぼす影響として、微生物による有機物分解活性と細菌の機能的多様性への影響に注目して実験を行った。

(2) 実験方法（装置）、期間

直径5cm（内径4cm）の亚克力製の円筒に霞ヶ浦湖岸（鳩崎・余郷入地区）の底泥を攪乱せずに採取し、コアの底部に水位調整のための通水管を取り付けた。このような実験用底泥コアを、臨湖実験施設屋外水槽の所定の深さ、即ち、水槽内の水位に対して底泥コアの表面がそれぞれ-32cm（低水位区）、-11.5cm（高水位区）、+20.5cm（冠水区）となるようにコアを設置した（図47、図48）。天候にもよるが、これはそれぞれ、水位が低くてやや乾燥した状態、表面が大気に露出しているが湿っている状態、常に水をかぶっている状態となるように設定された。水槽には、霞ヶ浦の湖水をくみ上げ、常に一定の深さになるようにかけ流した。

実験は2004年4月20日から10月21日まで、26週間実施し、その間、各区の表層1.5cmおよび5.0cmの部分に熱電対式温度計を差し込んで温度変化を記録した。

5月20日（実験開始4週目）、7月8日（同11週目）、9月7日（同20週目）、10月19日（同26週目）に酸化還元電位、炭酸ガス発生量、表層土壌の微生物量、微生物活性、グルコシダーゼ活性、細菌群集の多様性を測定した。

（3）測定法

酸化還元電位（ORP）は底泥表面から1cmの部位に白金電極を挿入し、測定した。

冠水区の底泥コアからの二酸化炭素発生量（呼吸量）は、カラム上部をゴム栓で封じ、24時間後の底泥コア上部液相中に溶存している炭酸濃度の増加量を測定した。また、低水位区と高水位区からの二酸化炭素発生量は、0.5 M 水酸化ナトリウム溶液、5 ml を入れた小容器を底質の表面に置き、カラム上部をゴム栓で密栓し、24時間後に水酸化ナトリウム溶液に溶け込んだ二酸化炭素量から1時間あたりの炭酸ガス発生量を算出した。これらの二酸化炭素濃度はヘッドスペース法により、ガスクロマ

トグラムを用いて測定した。

微生物性は表面から3～4.5 cmの部分の底泥を採取し、ATP量、FDA加水分解酵素活性、グルコシダーゼ活性を測定した。ATP量の測定は、TCA溶液に懸濁させた底泥試料を超音波で分散させた後、東亜電波工業のATP測定キットを用いて発光法で測定した。FDA加水分解酵素活性は、フルオレセイン二酢酸を基質として、24℃、pH 6.4の緩衝液中でのフルオレセイン生成速度を求めた⁸⁴⁾。グルコシダーゼ活性はMUF-Glcを基質としてpH 5.0の条件下でのMUF生成量を蛍光法で測定した⁸⁵⁾。

細菌群集の多様性については、Biologシステムを用いて群集全体が利用できる炭素源の種類を調べた。底泥試料を滅菌水で10倍から1000倍に希釈し、これを、予め用意された31種類の炭素化合物を基質として含むマイクロプレート（Biolog社ecoplate）に接種した。30℃で1～7日間培養したのち、各試料がこれらの炭素化合物を基質として利用できるかどうかを判定した。

（4）結果及び考察

温度変化：

日平均地温は各区とも、実験開始後5月中旬までは、15～20℃の間で変動していたが、6月から温度は上昇し始め、7月中旬から8月中旬は30℃ぐらいで推移した。その後、9月中旬までは、25℃前後で変動していたが、9月後半から温度は下がり始め、10月中旬には日平均温度は20℃を下回ることが多くなった。

日平均地温については、処理区間の差（水位の差）は見られなかったが、冠水区は低水位区、高水位区よりも日間の変動は小さかった。

ORP：

ORPは実験開始4週目（5月3日）までは水位による差は有意ではなかった。しかし、11週目には低水位区ではORPが上昇したのに対し、冠水区ではORPは低下していた。また、高水位区ではカラム間のバラツキが大きかったが、平均すると4週目と差は無かった。20週目には、冠水区ではさらにORPが低下したのに対し、高水位区、低水位区ではともにORPは上昇していた。その後、20週目以降、26週目まではORPの変化は小さかった。（図49）微生物量、微生物活性、グルコシダーゼ活性：GLUは各区とも、実験開始後4週目に最も高く、以後、減少する傾向にあった。この傾向は、特に低水位区で著しく、実

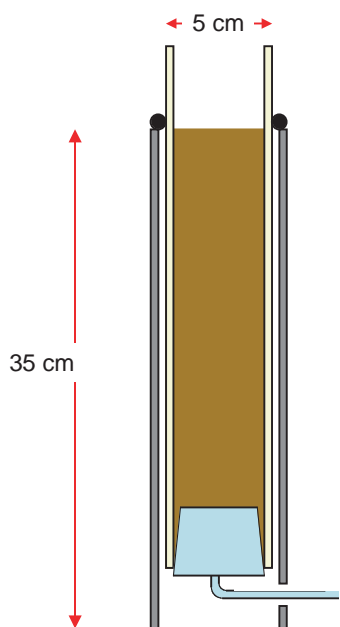


図47 水位変動実験用底質カラム

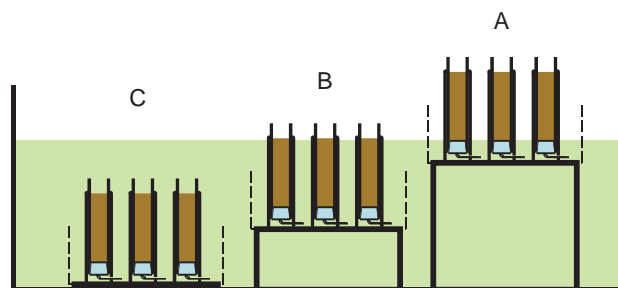


図48 水位変動実験装置

A, 低水位区；B, 高水位区；C, 冠水区

験開始4週目には3処理区のうちで最も高い値を示したが、以後、減少し続けた。それに対し、冠水区では実験開始4週目には、3区のうちで最も活性が低かったが、その後の活性の変化は他の処理区に比較して小さく、実

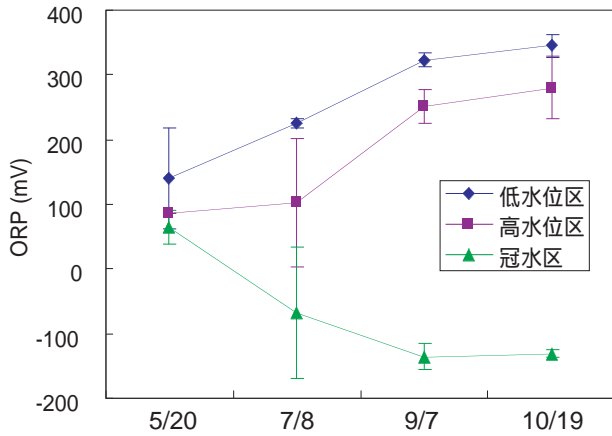


図49 水位と底質の酸化還元電位の変化
冠水区では底質の還元が進んだ。

験終了時(26週目)には3処理区のうちで最もGLU活性が高かった(図50a)。このように、低水位区では実験開始初期に有機物分解活性が高まったことは、それまで冠水状態にあった底質が干出することにより、好気的な分解微生物が増えたためと考えるが、夏季には、高温で乾燥が続いたため、これら分解微生物の活性も低下した。一方、冠水区では実験開始初期の分解微生物の増加は小さかったが、実験期間を通して活性が維持された。このことは、水位の変動に伴い底質の干出と冠水が繰り返されることは、底質の分解微生物の活動を促進する可能性を示唆する。

ATPおよびFDH活性はGLUと異なった系時変化をした。即ち、低水位区ではFDH活性およびATP量はGLU活性と同じく、4週目に高い値を示して、以後減少する傾向であったのに対し、冠水区及び高水位区のFDH活性は4週目には低く、11週目には上昇した後、20週目には再

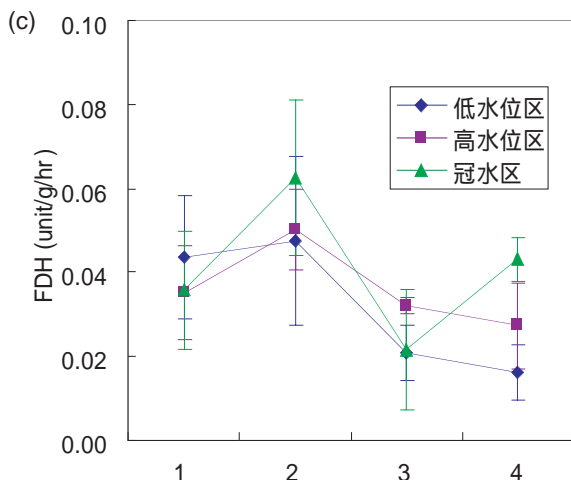
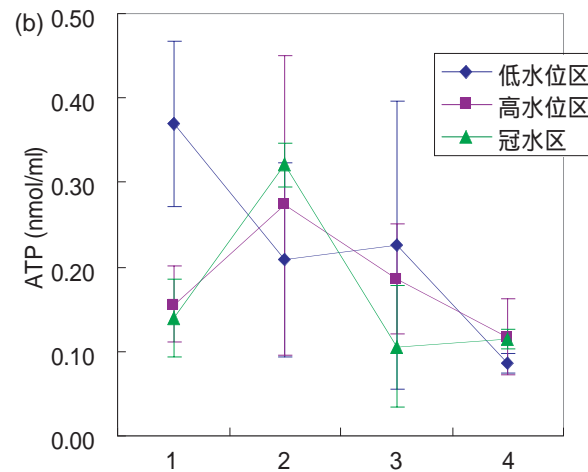
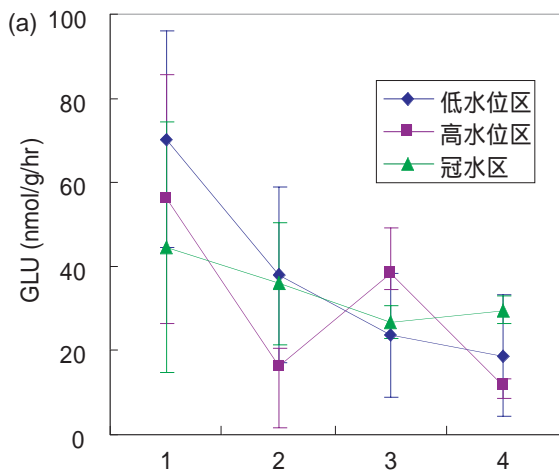


図50 水位と低湿の微生物性の変化
(a) -グルコシダーゼ活性；(b) ATP量；(c) FDH活性)

び低下していた。しかし、これらの変化は何れも、カラム間のバラツキが大きく、有意な変化ではなかった（図50b, 図50c）。

呼吸量：

二酸化炭素生成量（図51）は冠水区では常に他の処理区よりも高く、また、7～9月初旬にかけて、高い値を示し、その前後は低い値であった。一方、高水位区では7月初旬までは、呼吸量は少なく、9月以降に上昇した。低水位区においては、4週目には高い値を示したが、11週目には呼吸量は少なく、20週目以降、再び増加した。二酸化炭素発生量のこのような時期的変動は、底泥表層の温度と相関があり（図52）、7～9月の地温の高い時期に冠水区では二酸化炭素発生量も増加していた。しかし、7月に高水位区及び低水位区において二酸化炭素発生量

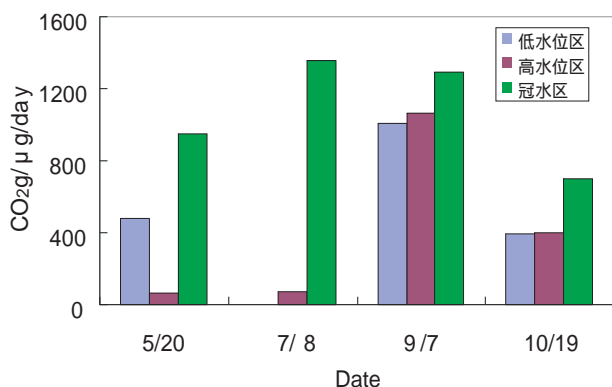


図51 二酸化炭素生成量の変化
低水位区及び高水位区では乾燥時（7/8）には呼吸量は著しく低下した。

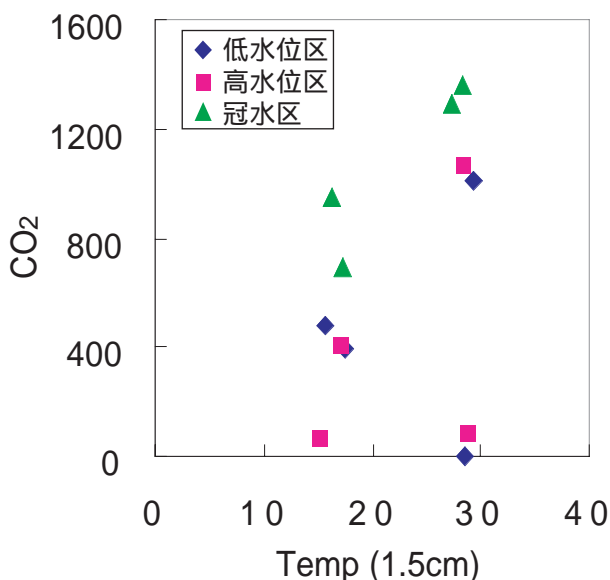


図52 二酸化炭素生成量と地温の関係
呼吸量は温度条件と相関が見られ、高地下水位 > 中地下水位区 > 低地下水位区 の順に高かった。

がわずかであったことは、この時期に晴天が続き、底泥表面が乾燥して、微生物活性が低下したことが考えられる。

このように、水位の低下、乾燥化は底泥中の有機物分解活性に大きく影響する要因であると思われるが、実験期間を通じて冠水区のほうが高水位区及び低水位区よりも二酸化炭素発生量が高かったことは、冠水することにより底泥表面に有機物が常に供給され、沈殿していったことも一因かもしれない。実際実験終了後にカラム底泥の理化学性を調べた結果では、冠水区のカラムのみ、底泥表層（1cm以内）の有機物量（強熱損量）が高くなっていた（図53）。このことは、水槽にかけ流された霞ヶ浦湖水を通じて、各種の有機物が流入、表層に沈殿していったことを示唆する。

細菌群集の多様性：

土壌細菌相がどのような影響を受けるかを、Biolog システムを用いて検討した。これは、予め用意された31種類の炭素化合物のそれぞれについて、試料に含まれる細菌群集が基質として利用できるかどうかを検定し、それらの基質の利用性パターンから、細菌群集の多様性を評価する方法である。処理区、カラム間で利用可能な基質

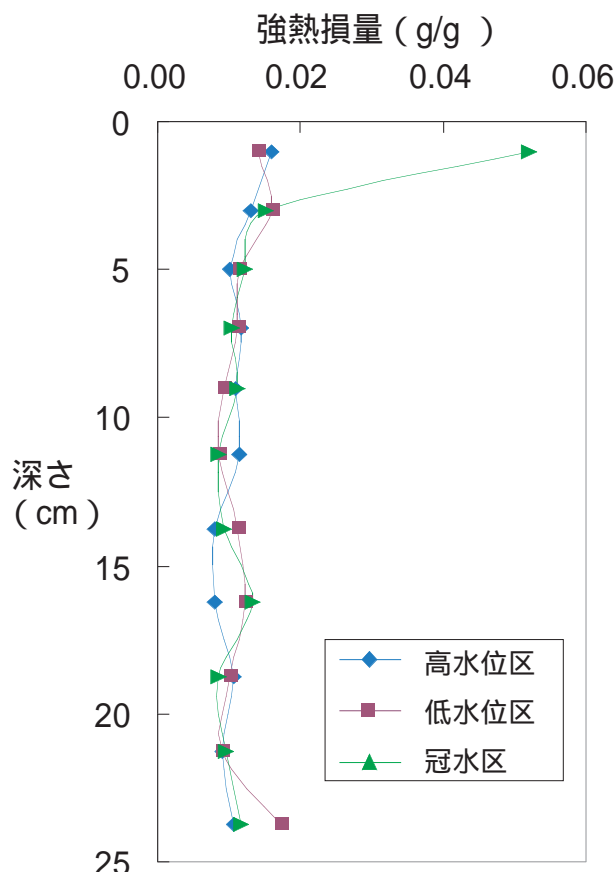


図53 実験終了時の底泥カラム中の有機物量

数は差があったが、各試料の炭素源利用パターンについて主成分分析を行ったところ、低水位区と高水位区の間では明確な差は認められなかったが、これらと冠水区のコアとの間には差が認められ、細菌相が異なることが示唆された（図54）。すなわち、冠水区では高水位区、低水位区よりも第1主成分と第2主成分の得点が高い傾向にあったが、これら主成分にはアミン、アミノ酸類、カルボン酸類の寄与率が高く、冠水条件下の底泥では分解過程でこれらの中間産物が生成し、これらを基質として利用する細菌が優占してくることが推測された。

2.7 自然再生のシナリオに関する研究

2.7.1 霞ヶ浦の自然再生シナリオ

湿地の再生シナリオ作成の際、目標とすべき自然環境や生物相を議論するにあたり当該生態系の歩んできた歴史を振り返る必要がある。地史的な検討も必要であるが、ここでは、霞ヶ浦の自然再生を具体的な例として考察するために、霞ヶ浦の歩んできた有史以降の歴史を概観する。

霞ヶ浦は日本第2位の面積で、主湖盆である西浦を普通霞ヶ浦とよび、北浦と外浪逆浦は独立湖とするのが一般的である。霞ヶ浦の人為的な改変は、江戸時代になされた利根川の流路東遷に伴った遊水池化が大きく、これ

によって洪水の常習地帯となった。その後明治4年に掘り割り工事、大正3～11年に利根川改修工事、昭和22年の第3次改修工事、霞ヶ浦開発事業へと発展している⁸⁶⁾。

霞ヶ浦の環境問題として洪水、水位調整、淡水化、堤防建設、治水と利水、富栄養化、アオコ、自然浄化機能、魚類相の変遷について十分検討する必要がある。

霞ヶ浦に確認された魚類は44科104種になる、魚類相変動に影響を及ぼした要因から4つの時期に分けられるという⁸⁷⁾。多くの魚類が生息している要因に霞ヶ浦がかつて海の入り江であり河川の運ぶ土砂の堆積によって海と分離された後も河川や水路を通じて海との交流が続いた。1930年頃までは自然の推移のまま経過したと考えられる（第一期）。また古くから漁業が盛んで、その漁業振興の手段として多水域から魚類の移植・放流が積極的に行われたことによる。何らかの経路を通じて外来種の侵入も多くなり、特に琵琶湖産コアユの河川放流に混じって移された種が多く、下流の河道改修が行われた1955年までを第二期とすることができる。河道の拡張と掘削の結果海水の逆流が強くなり海水魚のさく上を促した（第三期）。その後洪水防止、塩害防止、利水のために常陸川水門が設置され1973年に稼働が始まった。その後海との交流が絶たれ、加えてアオコの大量発生に象徴され

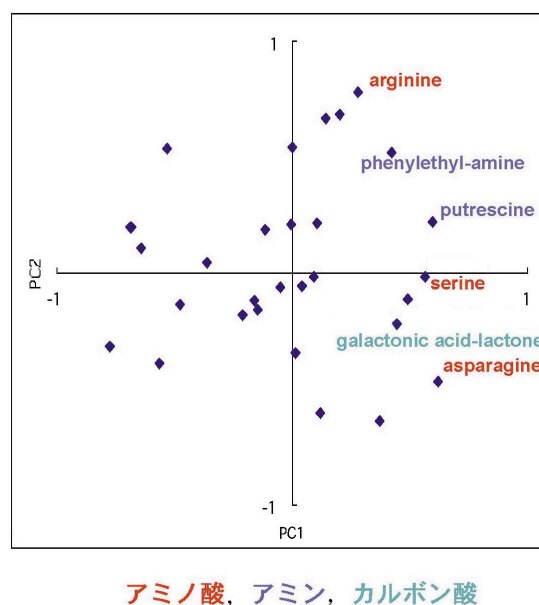
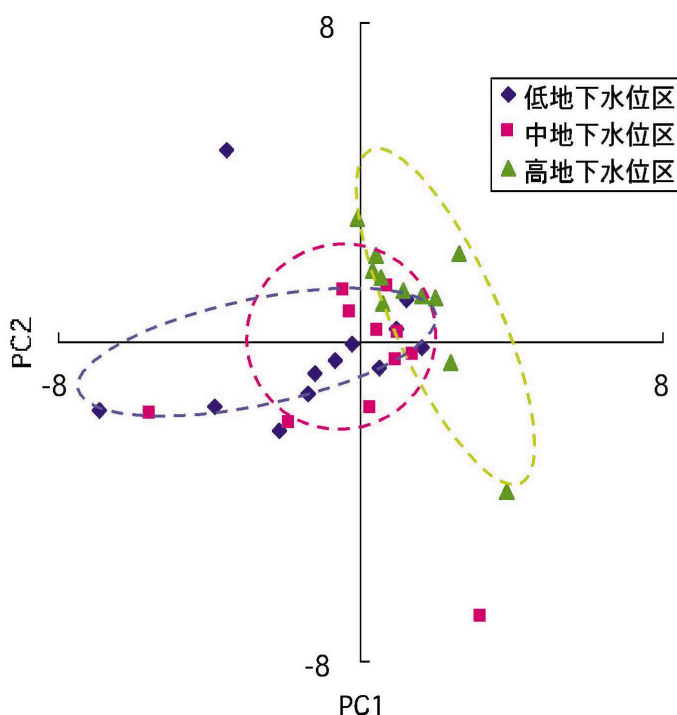


図54 炭素源の利用性から見た底泥細菌相の違い

30種類の炭素化合物の利用性について主成分分析を行った結果、高水位区と低水位区の間では差は見られなかったが、冠水区ではアミノ化合物、有機酸類を利用しやすい傾向にあった。

る霞ヶ浦の富栄養化が始まった第四期となり、ブラックバス、ブルーギル、アメリカナマズ等の外来種が繁殖している。魚類相の再生を考えると、どの時期まで回復するかは十分検討の余地がある。

近年霞ヶ浦で問題となっているのは浚渫、白濁問題、植生回復事業、自然再生事業が挙げられる。特に今後の霞ヶ浦等で実施される自然再生事業評価については次の4項目に注意する必要がある。

1) 過去の植生・動物相を目標とする。これまで述べてきたように植生の歴史の変遷を把握するために、古地図・古植生図・航空写真・古湖沼図等の利用を図り、昔はどこが・どうなっていたのかを記録から明らかにすべきである。失われた植生や生態系が自然再生の目標となる。どの時期を目標にするかは地元住民、研究者、行政担当者、その他利害関係者等と十分議論する必要がある。

2) 衰退原因を論理的に解釈する。これまで、植生や動物相など何が失われたのかを明らかにすべきであろう。特に植生の衰退は、様々な要因が複雑に関与し、地域によってその影響も異なることから、特定の原因だけで再生計画を作成しないことが必要である。さらに、直接の原因(例えば波浪)とそれを作り出した要因(水位変動)まで考慮することが重要である。

3) その地の全科学的研究から結論する。霞ヶ浦に限らず、大学や研究所等では個別に調査研究がされており、見解が異なる場合もあるから、一部の都合の良い論文・データだけで判断しないで、必ず反対の立場からのデータも十分検討すべきである。特に、その地域の専門家の意見を重視し、長年環境を観測している個人や団体のデータを入手し議論の対象にすることが重要である。最も重要なことは、事業推進者以外の第三者による評価を必ず受け、事業の客観性を保つ必要がある。

4) タブーを設けずに議論する。植生には水位が重要な環境因子であり、琵琶湖のように水位低下が沈水植物群落を復活させることもある。水位の調整は植生の回復に重要であるから、水理管理計画の変更を伴うことにも躊躇せず議論すべきである。また、再生目標は解りやすい生物にすると一般にアピールできるが、再生目標とキャッチフレーズは違うことを理解し、特定の生物の回復にのみ注目しないようにすべきであろう。さらに、様々な技術開発がされているが、過去に実施された事業を把握せず、十分な評価がされず試験的に用いられるこ

とが多い。必ず事業に適用する際に、用いる再生技術は最適か、実施事例を検討すべきであろう。一時的に植栽すれば、どのような種も一時的には生育する。しかし、浮葉植物などを浅瀬に植栽してもやがて、浅瀬帯は浮葉植物に代わって抽水植物が優占することは自明であるから、短期的な評価は禁物である。また先行研究でその事業が問題となってきた場合や植生衰退の原因とされる事業(浚渫等)は見直すことも重要である。その際利害の対立することが多いが、決してタブー視せず、議論してより良い解決策を検討すべきであろう。主原因を無視して、対処療法で自然再生してもその植生が持続的かどうかは疑問がある。

自然再生事業評価の基本

- ・過去の植生・動物相を目標とする
古地図・古植生図・航空写真・古湖沼図の利用
昔はどこが・どうなっていたのか
- ・衰退原因を論理的に解釈
何が失われたのか
特定の原因だけで再生計画を作成しない
直接の原因(波浪)とそれを作り出した要因(水位変動)まで考慮する
- ・その地の全科学的研究から結論する
一部の都合の良い論文・データだけで判断しない
地域の専門家の意見を重視する
事業推進者以外の第三者による評価
- ・タブーを設けずに議論する
水位低下は沈水植物群落を復活させることもある
再生目標とキャッチフレーズは違う
再生技術は最適か?浅瀬帯は抽水植物が優占する原因とされる事業(浚渫)は見直す

霞ヶ浦の植生回復という自然再生事業を考えたとき、次の3つの自然再生のシナリオが想定できる。ここでは、水草帯の減少や浮葉植物アサザの消失を解消する再生事業として想定した(図55)。

シナリオ1:水位調節

最も費用がかからないで植生回復する方法で、水門操作による水位低下及び水位変動を起こして自然の水位変化を擬似的に再現する方法である。離岸堤などの付帯工事は必要としない。浪による浸食は水位変化によって分散され、浸食面が変化するため植生の浸食は軽減される。

低水位時に一時的に生じた裸地に埋土種子集団からアサザ等の実生が発芽・定着しその後水位増しても成長して水位に適應することが期待される。水位低下の時期や期間などの予備実験が重要であり、最適な条件を見いだすためのシミュレーションが必要である。また、利水の面から利用できる春先の水量が減るため利害関係者との調整が必要である。

シナリオ2：離岸堤・撒き出し法

高水位のまま離岸堤を使い波浪を軽減し、撒き出し法によりアサザ等の実生の加入を人為によって肩代わりする。50cm以浅ではヨシなどの抽水植物が空間を覆うため、定期的にヨシ刈りや火入れなどの管理が必要となる。多種の水生植物を復元できるが、人為による管理が膨大になるため持続性に難がある。

シナリオ3：離岸堤・移植法

現状の自然再生手法である。高水位に維持されるためアサザ等の実生による再加入が期待されない。そのため、アサザの里親制度等を利用して失われた再加入を人為によって肩代わりするものである。市民や小中学生の環境教育と連携して実施し、浪の静かな場所を選べば植生再

生は可能であるが、波浪などで失われた場合に永遠に人手が必要になるため、持続性に難点がある。また、特定の種については実績があるが、どこの個体群から種子を採取したら良いかなど生物多様性の維持の観点から多種の再生には考慮すべき課題が多い。

シナリオの評価

本報告書の前半の各論でデータを示している内容を元に、シナリオ1～3について重要な意味のある離岸堤（粗朶消波堤）の効果について評価した。

粗朶消波堤は、消波効果ある（ ）が、2～3年で既に粗朶の消失（流出多く、維持管理必要）（×）がおり流れ出した粗朶の環境影響は検討する必要がある。植生に関して、ヨシなどの水草帯の回復なく（×）、一方アサザの一部植栽は定着成功して（植栽法の有効性）（ ）いる。湿地生態系の物質循環から、底質の有機物の蓄積、分解活性上昇（×）というデメリットや、湖水の硝酸、底質のアンモニアの濃度増加（×）や、脱窒活性の増加する場合もある（ ）という問題が指摘された。その他植生では、浮葉植物のヒシが増加（ ）しアサザ

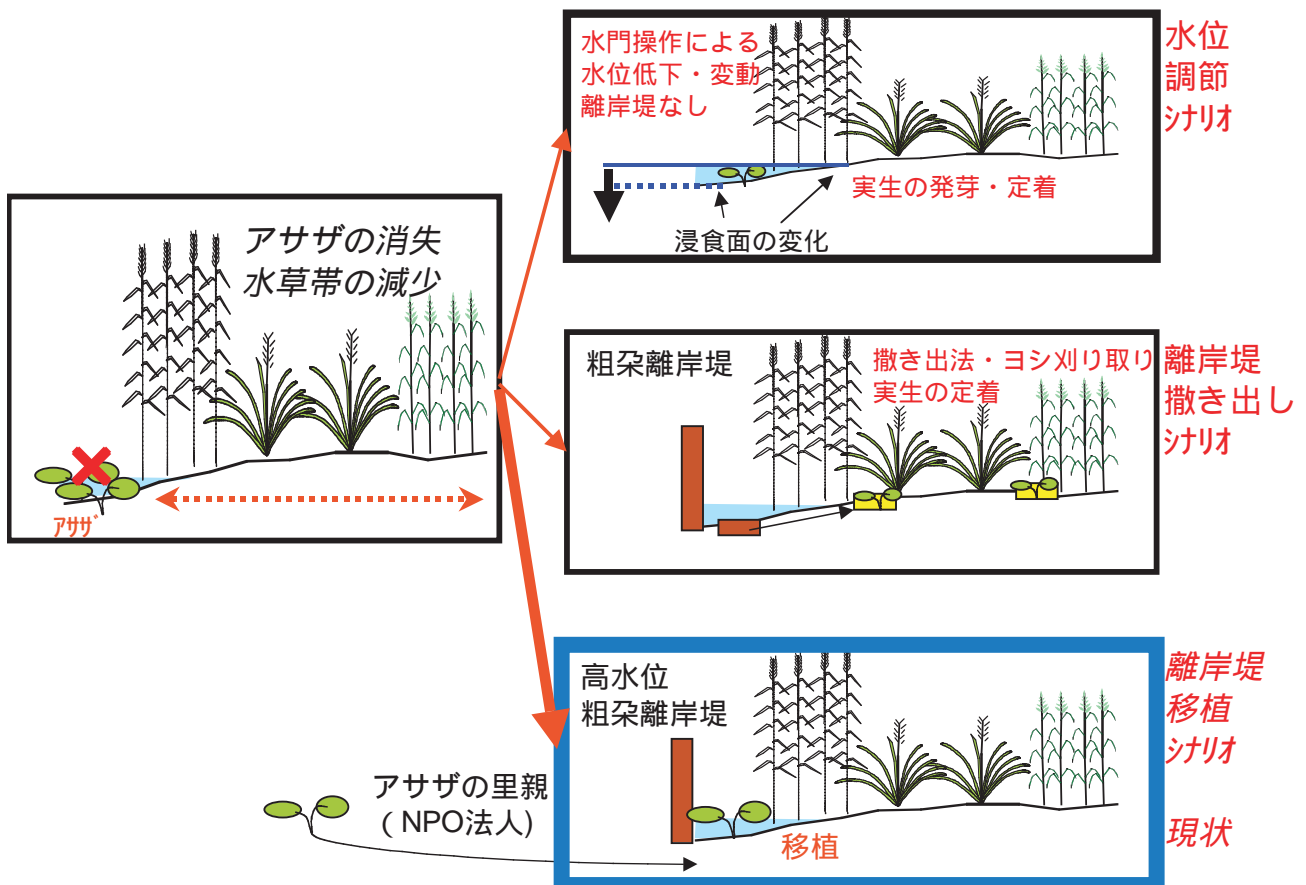


図55 自然再生のシナリオ

大する予測は正しいか、高水位による植生の減少についての反省が見られない。湖の水位は変動するものであるが、管理上一定の水位に維持して浸食面が固定されることによる植生の衰退が指摘されているがその反省が十分なされていない。

・保全対策として浅瀬を作るが、保全すべき植物帯はあまり増えてきていない。建設した埋め立て地に水田雑草等は回復しているが、目標とする植生帯になっているか評価が十分ではない。しかも、自然再生地の石川地区は元々抽水植物帯がない場所で、植生復元ではなく創造となっている。自然再生の基本は本来のあるべき場所こそ植生を復元すべきではないだろうか。

2.8 まとめ

サブテーマ1) 湿地生態系の機構把握に関する研究

・湖沼沿岸域が生態系機能として有する脱窒機能に対し、水生植物群落を与える影響を定量的に評価することを目的として、野外における脱窒量を実測した。沿岸植生は脱窒菌の重要な炭素源として機能しており、無機物を材料とする人工構造物では代用し得ないこと、また、この傾向は易分解性有機物が増加する秋季から冬季にかけて顕著であることが示唆された。

・塩湿地植物群落の解明に取り組み、小櫃川河口塩湿地における優占種3種の生育環境調査を行った。主に比高によって分布が規定されていたが、種が重複する地点では、その他の環境要因に加えて、生物季節性に起因する種間競争が大きな影響を与える、と考察した。

サブテーマ2) 自然再生技術に関する研究

・これまで提案されてきた有機物速度測定法が湿地(冠水土壤)の有機物分解速度の評価に適用できるか明らかにするために、代表的な有機物分解測定方法をいくつか比較検討した。有機物の指標としてセルロースを用いた方法における速度は $0.5 \sim 36 \text{ loss}(\%) \text{ day}^{-1}$ 、プロテインを用いた場合は $0.8 \sim 3.4 \text{ loss}(\%) \text{ day}^{-1}$ であった。ここで示された広い速度範囲から、現場の有機物分解速度の評価には統一した手法の検討を必要とすることが分かった。

・水位の変化が底泥機能へ及ぼす影響として、底泥中の細菌相の機能的多様性への影響に注目して実験を行った。細菌が利用できる炭素源のパターンから、底泥中の細菌群集の多様性と水位の関係を解析した。30種類の炭素源のいずれかを含む培地に底泥を添加して細菌の増殖

を調べ、アミン、アミノ酸類、カルボン酸類の寄与率が高いことから、冠水条件下の底泥では、これらの基質を利用する細菌が優占してくることが推測された。

・霞ヶ浦湖岸で確認されたマコモ、クサヨシ、カサスゲを試験対象種として、水位変化による生育状況の違いを調べ、現地において植物の成長期(4~9月)に水位操作を行うと、長期間の水位上昇では、カサスゲ群落がミクリ群落、クサヨシ群落がヨシ群落に変遷する可能性が高くなり、また、長期間の水位低下では、クサヨシ群落は縮小し、代わりに陸域の植生に変遷すると推察された。

霞ヶ浦植生帯復元地区の湖岸に隔離水界を設置し、外来魚の操作を行うことで移植あるいは操作した水生植物の成長に差がでるかどうかを調べた。さらに、投入した霞ヶ浦航路浚渫土起源の土壤シードバンクから沈水植物が成長するかどうか調べた。ブルーギルの除去は沈水植物の成長を有意に促進した。また、土壤シードバンクからはコウガイモとオオトリゲモが出現した。

・水位変化がカサスゲ、マコモ、クサヨシの生育に及ぼす影響実験から、現地において植物の成長期(4~9月)に水位操作を行うと、長期間の水位上昇では、カサスゲ群落がミクリ群落、クサヨシ群落がヨシ群落に変遷する可能性が高くなり、また、長期間の水位低下では、クサヨシ群落は縮小し、代わりにシロバナサクラタデ、アメリカセンダングサ、さらにはセイタカアワダチソウが侵入することで、陸域の植生に変遷すると推察された。

・塩湿地における自然攪乱を想定した刈り取りおよび除去実験では、攪乱強度が増すに従い多年生植物のシオクグは復元に時間を要することが明らかになった。一方、1年生植物のハマツナは、シオクグの処理に応じた有意な傾向を示すとはいえなかった。ハマツナは、年による個体群変動が大きく、種間競争および環境要因に加え、種子供給や埋土種子といった要因の存在が予測された。

サブテーマ3) 自然再生のシナリオ・評価に関する研究

・粗朶消波堤は、消波効果あるが、2~3年で既に粗朶の消失(流出多く、維持管理必要)がおこり流れ出した粗朶の環境影響は検討する必要がある。植生に関して、ヨシなどの水草帯の回復なく、一方アサザの一部植栽は定着成功して(植栽法の有効性)いる。湿地生態系の物質循環から、底質の有機物の蓄積、分解活性上昇という

デメリットや、湖水の硝酸、底質のアンモニアの濃度増加や、脱窒活性の増加する場合もあるという問題が指摘された。その他植生では、浮葉植物のヒシが増加しアサザ駆逐の可能性があり、目標とする植生再生につながらない場合が見られた。物理的には粗朶の消波堤3面囲いでは湖水水温の上昇が確認され湖水交換率低下が見られた。現地でのアサザの撒き出し法は他種の刈り取り作業が必要、アサザのセーフサイトは水位低下時の裸地と推定されている。

引用文献

- 1) IUCN (1989) A Directory of Asian Wetlands. Compiled by Derek A. Scott. IUCN, The World Conservation Union. 1181p.
- 2) 国際水禽湿地調査局 (IWRB) 日本委員会 (1989) - 特に水鳥の生息地として国際的に重要な - 日本湿地目録, IWRB日本委員会, 263p.
- 3) Matthews G.V.T. (1993) The Ramsar Convention on Wetlands: Its History and Development (ラムサール条約その歴史と発展), 小林聡史訳, 釧路国際ウェットランドセンター発行, 137p.
- 4) 山下弘文 (1993) ラムサール条約と日本の湿地 - 湿地の保護と共生への提言 - . 信山サイテック, 203p.
- 5) 国土地理院 (1994) 全国湖沼湿地の分布図, 国土地理院地理調査部.
- 6) <http://www.sizenken.biodic.go.jp/wetland/>
- 7) Mitsch and Gosselink (2000) Wetlands.
- 8) 水文・水資源学会 (1997)
- 9) 国立環境研究所 (1997) 湿原の環境変動に伴う生物群集の変遷と生態系の安定化維持機構に関する研究. 国立環境研究所特別研究報告, SR-22-1997, 52p.
- 10) 亀澤玲治 (2003) 市民と行政との協働による自然再生事業の基礎知識. 「自然再生事業 - 生物多様性の回復をめざして」, 鷺谷いづみ・草刈秀紀編, 築地書館, 324-350.
- 11) 日本生態学会生態系管理専門委員会 (2005) 自然再生事業指針. 保全生態学研究 10, 63-75.
- 12) 自然再生を推進する市民団体連絡会編 (2005) 森, 里, 川, 海をつなぐ自然再生, 277p.
- 13) Braun-Blanquet (1964)
- 14) 国際科学振興財団 (1992) 霞ヶ浦に関する基礎調査報告書. 84p.
- 15) Durwen (1982)
- 16) 西廣 淳, 川口浩範, 飯島 博, 藤原宣夫, 鷺谷いづみ (2001) 霞ヶ浦におけるアサザ個体群の衰退と種子による繁殖の現状. 応用生態工学4(1), 39-48.
- 17) 鷺谷いづみ (1999) アサザと霞ヶ浦の植生帯の保全生態学. 「よみがえれアサザ咲く水辺 - 霞ヶ浦からの挑戦」, 鷺谷いづみ・飯島 博編). 文一総合出版. 東京.
- 18) リバーフロント整備センター編 (1996) 川の生物図典, 山海堂, 72-73.
- 19) 西廣 淳, 藤原宣夫 (2000) 湖岸沿岸の植生帯の衰退と土壌シードバンクによる再生の可能性 - 霞ヶ浦を例に -. 土壌技術資料 42, 12.
- 20) Nelson D.W. (1983) Determination of ammonia in KCl extracts of soils by the salicylate method, Commun. Soil Sci. and Plan., 14 (11), 1051-1062.
- 21) 阪田匡司 (2000) UV吸光度法を用いた土壌抽出液中の硝酸態窒素の定量. 森林立地学会誌, 42 (2), 53-55.
- 22) Frouz J., Holasek M., Sourkova M. (2003) Comparison of various methods of cellulose decomposition measurement applied in pot-mining soils chronosequence, Ekologia, 22, 348-357.
- 23) Saito M., Wada H., Takai Y. (1990) Development of a microbial community on cellulose buried in waterlogged soil, Biol. Fert. Soils, 9, 301-305.
- 24) Hiroki M., Watanabe M.M. (1996) Microbial community and rate of cellulose decomposition in peat soils in a Mire, Soil Sci. Plant Nutr., 42, 896-903.
- 25) Obbard J.P., Jones K.C. (1993) The use of the cotton-strip assay to assess cellulose decomposition in heavy metal contained sewage sludge-amended soils, Environ. Pollut., 81, 173-178.
- 26) Mendelssohn I.A., Sorrell B.K., Hans B. H., Schierup H., Lorenzen B., Maltby E. (1999) Controls soil cellulose decomposition along salinity gradient in a Phragmites australis wetland in Denmark, Aquat. Bot., 64, 381-398.
- 27) Boulton A.J., Quinn J.M. (2000) A simple and versatile technique for assessing cellulose decomposition potential in floodplain and riverine sediments, Arch. Hydrobiol.,

- 150, 133-151.
- 28) Ayyappan S., Olah J., Raghavan S.L., Sinha V.R.P., Purushothaman C.S. (1986) Macrophyte decomposition in two tropical lakes, *Arch. Hydrobiol.*, 106, 219-231.
- 29) Middelburg J.J., Klaver G., Nieuwenhuize J., Wielemarker A., Haas W., Vlug T., *Nat J. F. W. A.* (1996) Organic matter mineralization in intertidal sediments along an estuarine gradient, *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 132, 157-168.
- 30) Herkowitz J. (1986) Listowel Artificial Marsh Project Report. Ontario Ministry of the Environment, Water Resources Branch, Toronto
- 31) Christensen P.B., Sorensen J. (1986) Temporal variation of denitrification activity in plant-covered, littoral sediment from Lake Hampen, Denmark, *Appl. Environ. Microb.*, 51, 1174-1179.
- 32) van Oostrom A.J., Russell J.M. (1994) Denitrification in constructed wastewater wetlands receiving high concentrations of nitrate, *Water Sci. Technol.*, 29, 7-14.
- 33) Stober J.T., O'Connor J.T., Brazos B.J. (1997) Winter and spring evaluations of a wetland for tertiary wastewater treatment, *Water Environ. Res.*, 69, 961-968.
- 34) Weisner S.E.B., Eriksson P.G., Graneli W., Leonardson L. (1994) Influence of Macrophytes on Nitrate Removal in Wetlands, *Ambio*, 23, 363-366.
- 35) 西尾 隆 (1992) 脱窒作用の測定と脱窒菌の計数, 分離, 新編 土壤微生物実験法, 養賢堂, 東京, 215-222.
- 36) Triska F.J., Oremland R.S. (1981) Denitrification associated with periphyton communities, *Appl. Environ. Microbiol.*, 42, 745-748.
- 37) Sorensen J., Jorgensen T., Brandt S. (1988) Denitrification in stream epilithon: season variation in Gelbaek and Rabis Baek, Denmark, *Eur. Microbiol. Soc.*, 53, 345-354.
- 38) Howard C.W., Downes M.T. (1989) Short term nitrogen dynamics in a small Brazilian wetland (Lago Infernao Sao Paulo), *J. Trop. Ecol.*, 5, 323-335.
- 39) Raffaelli D & Hawkins S (1996) 潮間帯の生態学. 文一総合出版, 東京, 20-42.
- 40) 奥田節夫 (1996) 感潮河川における流れと塩分分布, 河川感潮域-その自然と変貌. 名古屋大学出版会, 名古屋, 47-49.
- 41) Lee J.S., Sun B. (2004) Growth strategies of four salt marsh plants on Mankyung River estuary in Korea, *Ecol. Res.*, 19, 37-42.
- 42) Howes B.L., Howarth R.W., Teal J.M., Valical I. (1981) Oxidation-reduction potentials in a salt marsh. Spatial patterns and interaction with primary production, *Limnol. Oceanogr.*, 26, 350-360.
- 43) Mendelssohn I.A., Mckee K.L., Patck W.H. (1981) Nutrient competition and plant zonation in a New England salt marsh, *J. Ecol.* 89, 285-292.
- 44) Armstrong W., Wright E.J., Lythe S., Gaynard T.J. (1985) Plant zonation and the effects of the spring-neap tidal cycle on soil aeration in a humber salt marsh, *J. Ecol.* 73, 323-339.
- 45) Valiela I., Teal J.M. (1974) Nutrient limitation in salt-marsh vegetation. In: *Ecology of Halophytes*, 547-563.
- 46) Jonathan M.H., Jacqueline A.P., Rob H.M. (2000) Influence of environmental factors on the growth and interactions between salt marsh plants: effects of salinity, sediment and waterlogging. *J. Ecol.* 88, 492-505.
- 47) King G.M., Klug M.J., Wiegert R.G., Chalmers A.G. (1982) Relation of soil water movement and sulfide concentration to *Spartina alterniflora* production on a Georgia salt marsh, *Science*, 218, 61-63.
- 48) Mendelssohn I.A., Senca E.D. (1980) The influence of soil drainage on the growth of salt marsh cordgrass, *Spartina alterniflora* in North Carolina Estuarine and Coastal Marine Science, 11, 27-40.
- 49) Dring M.H., Brown F.A. (1982) Photosynthesis of intertidal brown algae during and after periods of emersion: a renewed search for physiological causes of zonation, *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 8, 301-308.
- 50) Van Digglen J. (1991) Effects of inundation stress on salt marsh halophytes. In: *Ecological Responses to Environmental Stresses*, 63-73.
- 51) Heley W.J., Lindley S.T., Levavasseur G., Osmond C.B., Rasmus L. (1992) Photosynthetic response of *Ulva rotundata* to light and temperature during emersion on an intertidal sand flat, *Oecologia* 89, 519-523.
- 52) Gosselin L.A., Chia F.S. (1995) Characterizing temperate rocky shores from the perspective of an early juvenile snail - The main threats to survival on newly-hatched *Nucella emarginata*, *Mar. Biol.* 122, 625-635.

- 53) Costa C.S.B., Marangoni J.C., Azevedo A.M.G., (2003) Plant zonation in irregularly flooded salt marshes: relative importance of stress tolerance and biological interactions, *J. Ecol.* 91(6), 951-965.
- 54) 千葉県環境部自然保護課 (1988) 小櫃川河口域自然環境学術調査報告書, 千葉県
- 55) 金子是久・矢部 徹・野原精一 (2005) 東京湾小櫃川河口干潟における植生変化と立地条件. 景観生態学, 9(2), 27-32.
- 56) 野村宗弘, 中村由行 (2000) 盤洲干潟における潮汐に伴う水質変動に関する現地観測, *水環境学会誌*, 25(4), 217-225.
- 57) 気象庁, 気象観測 (電子観覧室), <http://www.data.kishou.go.jp/>
- 58) 沼田 眞 (1988) 小櫃川河口域自然環境学術調査報告書, 千葉県環境部自然保護課
- 59) 延原 肇, 三寺光雄, 青沼和夫, 岩瀬 徹, 川名 興, 小滝一夫, 千羽晋示, 久居宣夫, 成田為彦, 五十嵐和廣, 風呂田利夫 (1980) 千葉県臨海開発地域に係る動植物影響調査, 千葉県環境部環境調整課
- 60) 潮汐予測フリープログラム TIDE2106.EXE web版, http://www2q.biglobe.ne.jp/~ooue_h-h/i/tide/tide.html
- 61) Nishihiro J., Nishihiro M.A., Washitani I.: Assessing the potential for recovery of lakeshore vegetation: species richness of sediment propagule banks, *Ecol.Res.* (in press).
- 62) 柚木秀雄, 高村典子, 西廣 淳, 中村圭吾 (2003) 浚渫土に含まれる水生植物の散布体バンクとバイオマニピュレーションを活用して霞ヶ浦湖岸に沈水植物群落を再生する試み, *保全生態学研究*, 8, 99-111.
- 63) Fukushima M., Takamura N., Sun L., Nakagawa M., Matsushige K., Xie P. (1999) Changes in plankton communities following the introduction of filter-feeding planktivorous fish, *Freshwater Biol.*, 42, 719-736.
- 64) 生物の多様性分野の環境影響評価技術検討会 (2002) 環境アセスメント技術ガイド - 生態系 - (財) 自然環境研究センター, 東京, 1-277.
- 65) Yeo A.R. (1981) Salt Tolerance in the Halophyte *Suaeda maritima* L. Dum.: Intracellular Compartmentation of Ions., *J. Exp. Bot.*, 32 (128), 487-497.
- 66) Hajibagheri M.A., Yeo A.R., Flowers T.J. (1985A) Salt Tolerance in *Suaeda maritima* (L) Dum.: Fine-Structure and Ion Concentrations in the Apical Region of Roots, *New Phytol.*, 99 (3), 331-343.
- 67) Hajibagheri M.A., Flowers T.J. (1985B) Salt Tolerance in the Halophyte *Suaeda maritima* (L) Dum.: The Influence of the Salinity of the Culture Solution on Leaf Starch and Phosphate Content, *Plant Cell Environ.*, 8 (4), 261-267.
- 68) Clipson N.J.W., Tomos A.D., Flowers T.J., Jones R.G.W. (1985) Salt Tolerance in the Halophyte *Suaeda maritima* (L) Dum.: T - The Maintenance of Turgor Pressure and Water-Potential Gradients in Plants Growing at Different Salinities, *Planta*, 165 (3), 392-396.
- 69) Clipson N.J.W., Flowers T.J. (1987A) Salt Tolerance in the Halophyte *Suaeda maritima* (L) Dum.: The effect of Salinity on The Concentration of Sodium in the Xylem, *New Phytol.*, 105 (3), 359-366.
- 70) Clipson N.J.W. (1987B) Salt Tolerance in the Halophyte *Suaeda maritima* (L) Dum.: Growth, Ion and Water Relations and Gas-Exchange in Response to Altered Salinity, *J. Exp. Bot.*, 38 (197), 1996-2004.
- 71) Clipson N.J.W., Lachno D.R., Flowers T.J. (1988) Salt Tolerance in the Halophyte *Suaeda maritima* (L) Dum.: Abscisic-Acid Concentrations in Response to Constant and Altered Salinity, *J. Exp. Bot.*, 39 (207), 1381-1388.
- 72) 石塚和雄 (1977) 砂浜・砂丘と塩沼地植生の遷移. 「群落の遷移とその機構」, 沼田 眞編, 朝倉書店, 東京, 54-73.
- 73) 藤平量郎 (2001) 小櫃川河口域の植物. 「千葉県の自然誌 本編5 千葉県の植物2 - 植生 - 県史シリーズ44」, 千葉, 430-436.
- 74) 倉内一二 (1969) 植物群落の遷移. 図説植物生態学 沼田 眞編, 朝倉書店, 東京, 120-188.
- 75) 国際科学振興財団 (1992) 霞ヶ浦に関する基礎調査報告書, 84p.
- 76) 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. 国立公害研究所研究報告, 第22号, 229-279.
- 77) 武田浩一, 丹羽賢一, 齋藤 泉 (2001) 霞ヶ浦の水生植物調査, 第9回世界湖沼会議要旨集, 167-170.
- 78) 西廣 淳 (2002) 湖水位のダイナミズムの喪失と植物への影響, *科学*, 72(1), 84-85.

- 79) 西廣 淳, 藤原宣夫 (2000) 湖沼沿岸の植生帯の衰退と土壌シードバンクによる再生の可能性 - 霞ヶ浦を例に - , 土木技術資料, 42(12), 34-39.
- 80) 西廣 淳, 川口浩範, 飯島 博, 藤原宣夫, 鷺谷いづみ (2001) 霞ヶ浦におけるアサザ個体群の衰退と種子による繁殖の現状, 応用生態工学, 4(1), 39-48.
- 81) リバ - フロント整備センター - 編 (1996) 川の生物図典, 山海堂, 72-73.
- 82) 角野康郎 (1994) 日本水草図鑑, 文一総合出版, 東京.
- 83) 石綿利光, 倉本 宣 (2001) 準絶滅危惧種ミクリおよびナガエミクリの生育地分析, 第48回日本生態学会大会講演要旨, 日本生態学会, 269.
- 84) Schnurer J., Rosswall T. (1982) Fluorescein diacetate hydrolysis as a measure of total microbial activity in soil and litter, Appl. Environ. microbi., 43, 1256-1261.
- 85) King G.M. (1986) Characterization of b-glucosidase activity in intertidal marine sediments, Appl. Environ. Microbi., 51, 373-380.
- 86) 田中正明 (1992) 日本湖沼誌 - プランクトンから見た富栄養化の現状 - . 名古屋大学出版会, 530p.
- 87) 霞ヶ浦情報センター研究委員会 (1994) 霞ヶ浦の魚たち. 霞ヶ浦情報センター, 165p.

[資 料]

研究の組織と研究課題の構成

1 研究の組織（当時）

[A 研究担当者]

平成15～17年度

生物圏環境研究領域

領域長 渡辺 信

生態系機構研究室 野原精一

佐竹 潔

矢部 徹

系統・多様性研究室 広木幹也

生物多様性研究プロジェクト

多様性機能研究チーム 高村典子

米倉竜次

宇田川弘勝

水土壤圏環境研究領域

湖沼環境研究室 今井章雄

社会環境システム研究領域

環境経済研究室 日引 聡

[B 客員研究員]

福原晴夫 (新潟大学教育学部) (平成15～17年度)

山本鎔子 (明治大学農学部) (平成15～17年度)

大高明史 (弘前大学教育学部) (平成15～17年度)

菊地義昭 (茨城大学) (平成15～17年度)

落合正宏 (東京都立大学理学部) (平成15～17年度)

福井 学 (東京都立大学理学部) (平成15～17年度)

濱田浩美 (千葉大学教育学部) (平成15～17年度)

國井秀伸 (島根大学汽水域研究センター) (平成15～17年度)

土谷岳令 (千葉大学理学部) (平成15～17年度)

千賀有希子 (日本学術振興会) (平成16～17年度)

佐竹研一 (立正大学) (平成16～17年度)

2 研究課題と担当者（客員研究員）

(1) 湿地生態系の機構把握に関する研究

野原精一・渡辺 信・佐竹 潔・矢部 徹・広木幹也・高村典子・米倉竜次・宇田川弘勝・今井章雄・
福原晴夫*・山本鎔子*・大高明史*・菊地義昭*・落合正宏*・福井 学*・濱田浩美*・國井秀伸*・
土谷岳令*・佐竹研一*・千賀有希子

(2) 自然再生技術に関する研究

野原精一・渡辺 信・佐竹 潔・矢部 徹・広木幹也・高村典子・米倉竜次・宇田川弘勝*

(3) 自然再生のシナリオ・評価に関する研究

野原精一・渡辺 信・矢部 徹・広木幹也・高村典子・日引 聡・福原晴夫*・山本鎔子*・大高明史*・
菊地義昭*・落合正宏*・福井 学*・濱田浩美*・國井秀伸*・土谷岳令*

研究成果発表一覧

1 誌上发表

発表者・題目・掲載誌・巻(号)・頁・刊年

- 上野隆平, 五箇公一, 佐竹 潔: 小笠原のユスリカ, 東洋のガラパゴス小笠原 - 固有生物の魅力とその危機 - (荻部治紀, 高桑正敏編, 神奈川県立生命の星・地球博物館, 170p.), 76-77, 2004
- 倉西良一, 佐竹 潔: 美幌町のトビケラ相 (第 1 報), 美幌博物館研究報告, (11): 31-44, 2004
- 佐竹 潔, 倉西良一, 上野隆平: 小笠原のトビケラ目, 東洋のガラパゴス小笠原 - 固有生物の魅力とその危機 - (荻部治紀, 高桑正敏編, 神奈川県立生命の星・地球博物館, 170p.), 74-75, 2004
- 佐竹 潔, 上野隆平: 小笠原の川のエビたち, 東洋のガラパゴス小笠原 - 固有生物の魅力とその危機 - (荻部治紀, 高桑正敏編, 神奈川県立生命の星・地球博物館, 170p.), 63-65, 2004
- 高村典子: 土壌シードバンクとバイオマニピュレーションを活用した水辺移行帯修復・再生技術, 環境研究, 139: 97-106, 2005
- 古賀庸憲, 佐竹 潔, 矢部 徹: マクロベントス相における種の豊富さ, 現存量, 多様度指数, 絶滅危惧種を用いた干潟の評価, 保全生態学研究, 10: 35-45, 2005
- 佐竹 潔, 上野隆平, 倉西良一: 御蔵島の川の生きものたち, みくらの森は生きている 巨樹王国, 御蔵島からのメッセージ (改訂版) (アートポスト編, 東京都御蔵島村, 72p.), 26-27, 2005
- 佐竹 潔, 上野隆平: 小笠原の無脊椎動物・川のエビ, 季刊誌i-Bo, 15: 28-29, 2005
- Satake K., Cai Y.: *Paratya boninensis*, a new species of freshwater shrimp (Crustacea: Decapoda: Atyidae) from Ogasawara, Japan, Proc. Biol. Soc. Washington, 118(2): 306-311, 2005
- Satake K., Kuranishi R.B., Ueno R.: Caddisflies (Insecta: Trichoptera) collected from the Bonin Islands and the Izu Archipelago, Japan, Proc. 11th Int. Symp. Trichoptera (Osaka and Shiga, Japan), (Tanida K., Rossiter A. eds., Tokai Univ. Press, 474p.), 371-381, 2005
- Nunomura N., Satake K.: A new species of the genus *Gnorimosphaeroma* (Crustacea, Isopoda) from Hahajima, Bonin Island, southern Japan, Bull. Toyama Sci. Museum (富山市科学文化センター研究報告), 29: 1-6, 2006
- 高村典子: 6. バイオマニピュレーション - 隔離水界を用いたアオコの抑制と生態系の回復力の評価 - , エコテクノロジーによる河川・湖沼の水質浄化 - 持続的な水環境の保全と再生 - (島谷幸宏, 細見正明, 中村圭吾編, ソフトサイエンス社, 325p.), 54-64, 2003
- Makino W., Mikami H., Katano N., Nakagawa M., Takamura N.: Biological productivity of Lake Towada, a north temperate, oligotrophic, kokanee fishery lake, Limnology, 4: 79-90, 2003
- 高村典子: COD濃度, 生態学事典 (巖佐 庸, 松本忠夫, 菊沢喜八郎, 日本生態学会編, 共立出版, 682p.), 199, 2003
- Takamura N., Kadono Y., Fukushima M., Nakagawa M., Kim B.H.O.: Effects of aquatic macrophytes on water quality and phytoplankton communities in shallow lakes, Ecol. Res., 18: 381-395, 2003
- Kim B.H., Han M.S., Takamura N.: Effects of fish introduction on the length of the tail of cryptomonads in mesocosm experiments, Oecologia, 136: 73-79, 2003
- Kim B., Choi M., Takamura N.: Phytoplankton preferences of young silver carp, *Hypophthalmichthys molitrix*, in hypereutrophic mesocosms during a warm season, J. Freshwater Ecol., 18(1): 69-77, 2003
- Jang M.H., Ha K., Joo G.J., Takamura N.: Toxin production of cyanobacteria is increased by exposure to zooplankton, Freshwater Biol., 48: 1540-1550, 2003
- 高村典子: 十和田湖で起きた生態系の変化と健全な湖沼生態系の維持管理について, 海洋と生物, 25(6): 476-484, 2003
- 柚木秀雄, 高村典子, 西廣 淳, 中村圭吾: 浚渫土に含まれる水生植物の散布体バンクとバイオマニピュレーションを活用して霞ヶ浦湖岸に沈水植物群落を再生する試み, 保全生態学研究, 8: 99-111, 2003
- Jang M.H., Ha K., Lucas M.C., Joo G.J., Takamura N.: Changes in microcystin production by *Microcystis aeruginosa* exposed to phytoplanktivorous and omnivorous fish, Aquatic Toxicol., 68: 51-59, 2004

- Mori S., Takamura N.: Changes in morphological characteristics of an introduced population of the threespine stickleback *Gasterosteus aculeatus* in Lake Towada, Northern Japan, *Ichthyol. Res.*, 51: 295-300, 2004
- Kyong Ha, Min-Ho Jang, Takamura N.: Colony formation in planktonic algae induced by zooplankton culture media filtrate, *J. Freshwater Ecol.*, 19(1): 9-16, 2004
- Fukushima T., Matsushige K., Takamura N., Fukushima M.: Metabolic quotient measured by free-water method in six enclosures with different silver carp densities, *Hydrobiology*, 511: 201-213, 2004
- Sun L., Takamura N., Kim B., Fukushima M., Nakagawa M., Otsuki A.: The effects of Filter-Feeding planktivorous fish on production of protozoa and carbon flow from protozoa to zooplankton in a Eutrophic Lake, *J. Freshwater Ecol.*, 19(3): 363-373, 2004
- Wang J., Xie P., Takamura N., Xie L., Shao Z., Tang H.: The picophytoplankton in three chinese lakes of different trophic status and its relationship to fish populations, *J. Freshwater Ecol.*, 19(2):285-293, 2004
- 高村典子, 竹門康弘: 深泥池の水質分布に及ぼす流域からの人為的影響について, *陸水学雑誌*, 66: 107-116, 2005
- 高村典子: 水辺移行帯修復・再生技術の開発 - 霞ヶ浦での植生帯復元の取り組みから, *生活と環境*, 50(5): 24-30, 2005
- Amemiya T., Enomoto T., Rossberg A.G., Takamura N., Itoh K.: Lake restoration in terms of ecological resilience: a numerical study of biomanipulations under bistable conditions, *Ecol. Soc.(online)*, 10(2), 2005
- Okui T., Nohara S., Furukawa A.: The role of adventitious roots in supplying water to *Ipomoea pes-caprae*, *Tropics*, 12(2): 171-177, 2002
- 野原精一: 7-2-1水草, *地球環境調査計測事典 第2巻 陸域編2* (竹内均監修, フジテクノシステム, 1166p.), 209-214, 2003
- Fukuhara H., Ohtaka A., Kimura N., Fukui M., Kikuchi Y., Nohara S., Ochiai M., Yamamoto Y., Akashibo Res. Group: Spring red snow phenomenon 'Akashibo' in the Ozegahara mire, Central Japan, with special reference to the distribution of invertebrates in red snow, *Verh. Int. Verein. Limnol.*, 28: 1645-1652, 2003
- 佐竹 潔, 倉西良一: トビケラって知ってる?, *季刊誌i-Bo*, 12: 16-17, 2004
- 野原精一: 尾瀬沼生態系における水質・底質環境と水生植物の動態 (2002-2003年), *尾瀬の保護と復元*, 26: 31-41, 2004
- 野原精一, 佐竹研一: 溪流 - 森林系の物質移動と鮭の遡上, *地球環境*, 9(1): 61-74, 2004
- 山本鎔子, 大高明史, 林 卓史, 福原晴夫, 野原精一, 落合正宏, 尾瀬アカシボ研究グループ: 東北地方の赤雪, *陸水学雑誌*, 65(3): 181-191, 2004
- 野原精一: 尾瀬沼の水質・底質環境 (2004~2005年) と水生植物の長期動態, *尾瀬の保護と復元 27* (福島県尾瀬保護調査会編著, 福島県生活環境部自然保護グループ, 96p.), 25-36, 2006
- 広木幹也, 矢部 徹, 野原精一, 宇田川弘勝, 佐竹 潔, 古賀庸憲, 上野隆平, 河地正伸, 渡辺 信: 加水分解酵素活性を用いた日本各地の干潟底泥の有機物分解機能評価, *陸水学雑誌*, 64: 113-120, 2003
- 広木幹也, 花菱香奈, 宇田川弘勝, 矢部 徹, 佐竹 潔, 野原精一: 干潟底泥中の酵素活性の分布と変動 干潟生態系の分解機能を評価するための留意点, *陸水学雑誌*, 64: 185-193, 2003
- 広木幹也: 酵素活性から見た干潟生態系の分解機能評価, *海洋と生物*, 27: 337-342, 2005
- 矢部 徹, 國井秀伸: 第5節 河口域・干潟の生物調査 5-5植物 (藻場・塩生湿地を含む) 調査, *地球環境調査計測事典 第2巻 陸域編2* (竹内 均監修, フジテクノシステム, 1166p.), 300-304, 2004
- 矢部 徹, 椿 宜高, 竹中明夫, 永田尚志, 五箇公一, 中嶋信美, 福島路生, 高村典子, 奥田敏統, 野原精一, 堀口敏宏, 吉田勝彦: 環境保全と応用生態学, *生態学入門* (日本生態学会編, 東京化学同人, 273p.), 211-239, 2004
- 町田 基, 石井裕一, 藤村葉子, 相川正美, 早見友基, 矢内栄二, 瀧 和夫, 矢部 徹, 立本英機: 初夏の谷津干潟における浮遊粒子状物質及び微量重金属濃度の経時変化と物質収支, *日本水環境学会誌*, 28: 1-15, 2005
- 金子是久, 矢部 徹, 野原精一: 東京湾小櫃川河口干潟における植生変化と立地条件, *景観生態学*, 9(2): 27-32, 2005

2 口頭発表

発表者・題目・学会等名称・開催都市名・年月

- 上野隆平, 佐竹 潔, 五箇公一: 小笠原の川の固有水生生物 2. ユスリカについて, 第52回日本生態学会大会, 大阪, 2005.3
- 佐竹 潔, 野原精一, 広木幹也, 矢部 徹, 宇田川弘勝: 東京湾小櫃川河口干潟の底生動物群集, 第50回日本生態学会大会, つくば, 2003.3
- 佐竹 潔, 野原精一, 矢部 徹, 広木幹也, 宇田川弘勝, 橋詰和慶, 笹沼武二, 田所 悟: 東京湾内の干潟の底生動物群集, 2003年度日本海洋学会春季大会, 東京, 2003.3
- Satake K., Kuranishi R.B., Ueno R.: Caddisflies (Insecta: Trichoptera) collected from the Bonin Islands and the Izu Archipelago, Japan, 11th Int. Symp. Trichoptera (TOBIKEERA 2003), Osaka, 2003.6
- 古賀庸憲, 佐竹 潔, 矢部 徹: マクロベントス相における種の豊富さ, 現存量, 多様度指数, 絶滅危惧種を用いた干潟評価, 第52回日本生態学会大会 (ポスター発表), 大阪, 2005.3
- 佐竹 潔, 倉西良一, 上野隆平, 五箇公一, 蔡 奕雄: 小笠原の川の固有水生生物 1. トビケラと陸水エビについて, 第52回日本生態学会大会, 大阪, 2005.3
- 佐竹 潔, 上野隆平, 五箇公一, 佐々木哲朗, Cai Yixiong: 小笠原諸島の陸水産甲殻類十脚目の分布と保全 - ヌマエビ科・テナガエビ科について -, 日本甲殻類学会大会第43回大会 (ポスター発表), 奈良, 2005.11
- 佐竹 潔, 佐々木哲朗, 土屋光太郎: 小笠原に侵入したヌノメカワニナ (予報), 第53回日本生態学会大会 (ポスター発表), 新潟, 2006.3
- 高村典子: 釧路湿原 3 湖沼の水質並びに生態系の劣化について, 環境省東北海道事務所主催研究会, 釧路, 2003.00
- 高村典子: 浅い湖沼の生態系の保全, その意味と方法, 印旛沼水質保全協議会及び手賀沼水質浄化対策協議会共催平成14年度研究会, 我孫子, 2003.00
- Nakamura K., Kayaba Y., Ozawa T., Nishihiro J., Takamura N., Sago J.: How do submerged plants affect water quality in large experimental ponds?, 46th Conf. Great Lakes Res./ 10th World Lake Conf., Chicago, 2003.6
- 中川 恵, 高村典子, 前園泰徳, 小林頼太, 宮下 直, 加藤秀男: ヒシが水質, プランクトンおよびベントスに与える影響, 日本陸水学会第68回大会, 岡山, 2003.9
- 高村典子: 湖沼生態系の評価とモニタリング, 第 6 回水源地生態研究セミナー, 北九州, 2003.10
- 高村典子: 健全な湖沼生態系を持続的に維持していけるような湖沼管理へ, 沿岸学会第16回シンポジウム「八郎潟の現状と今後の課題」, 秋田, 2003.10
- 高村典子, 西廣 淳, 中村圭吾: 水辺移行帯修復・再生技術の開発, 平成15年度霞ヶ浦浄化技術研究会「都市エリア・環境技術開発プロジェクトとの交流」霞ヶ浦浄化技術検討会, つくば, 2003.10
- 高村典子: 健全な湖沼生態系を持続的に維持していけるような湖沼管理へ, 第 9 回閉鎖性水域セミナー, 金沢, 2003.11
- 高村典子: 湖と私たちの暮らし, こども国連環境会議, 東京, 2003.11
- 津田久美子, 藤井義晴, 高村典子: バイオアッセイによる藍藻類の増殖を抑制する植物の検索, 日本農芸化学会2004年度大会, 東広島, 2004.3
- 高村典子: 湖沼生態系の再生に必要な研究 - 釧路湿原達古武沼再生への取り組みから, 第51回日本生態学会大会, 釧路, 2004.8
- 辻 ねむ, 高村典子, 中川 恵, 野坂拓馬, 渡辺雅子, 若菜 勇: 釧路湿原達古武沼の水草はなぜ減少したのか? - 光環境からの検討 -, 第51回日本生態学会大会, 釧路, 2004.8
- 渡辺雅子, 野坂拓馬, 若菜 勇, 辻 ねむ, 高村典子, 中川 恵, 五十嵐聖貴, 三上英敏, 石川 靖, 上野洋一, 角野康郎: 達古武沼水草の群落構造, 第51回日本生態学会大会, 釧路, 2004.8
- 三上英敏, 石川 靖, 上野洋一, 高村典子, 若菜 勇: 釧路湿原達古武沼における釧路川からの逆流水について, 日本陸水学会第69回大会, 新潟, 2004.9
- 上野洋一, 三上英敏, 石川 靖, 高村典子, 中川 恵, 五十嵐聖貴, 若菜 勇, 辻 ねむ, 伊藤富子, 仲島広嗣: 釧路湿原達古武沼の底泥粒度分布に対する影響因子, 日本陸水学会第69回大会, 新潟, 2004.9
-

- 高村典子：釧路湿原達古武沼の再生シナリオに向けての問題点，持続可能性を築く「市民・研究者協働による生物多様性モニタリング」の研究第3回研究報告会，土浦，2004.11
- 高村典子：「湖沼のエコシステム - 持続可能な利用と保全をめざして」，第4回国立環境研究所友の会交流セミナー，東京，2005.1
- 五十嵐聖貴，中川 恵，高村典子，辻 ねむ，若菜 勇：達古武沼におけるプランクトンの分布特性，第52回日本生態学会大会，大阪，2005.3
- 松崎慎一郎，西川 潮，高村典子，鷺谷いづみ：移行帯の食物網における底生魚の生態的影響：沈水植物の保全ならびに微小動物群集への影響，第52回日本生態学会大会，大阪，2005.3
- 中川 恵，高村典子，五十嵐聖貴，若菜 勇，辻 ねむ：達古武沼の水質分布特性，第52回日本生態学会大会，大阪，2005.3
- 仲島広嗣，西川 潮，高村典子，神山 壘，中川 恵，若菜 勇，蛭田眞一：達古武沼における外来ザリガニ (*Pacifastacus leniusculus*) の分布，第52回日本生態学会大会，大阪，2005.3
- 西川 潮，神山 壘，佐治あずみ，高村典子：外来ザリガニ (*Pacifastacus leniusculus*) の生態影響評価実験，第52回日本生態学会大会，大阪，2005.3
- 中島久男，高村典子：達古武沼生態系のカストロフ遷移モデル，第52回日本生態学会大会，大阪，2005.3
- 高村典子，若菜 勇，中村太士：達古武沼の現状診断と再生シナリオ，第52回日本生態学会大会，大阪，2005.3
- 若菜 勇，辻 ねむ，野坂拓馬，高村典子，中川 恵，上野洋一，渡辺雅子：水草の変遷と分布特性，第52回日本生態学会大会，大阪，2005.3
- 高村典子：湖沼生態系におけるレジリエンスとレジーム・シフト - 野外観察と実証実験から，日本数理生物学会第15回大会，横浜，2005.9
- 宇田川弘勝，高村典子：霞ヶ浦懸濁物質の化学・鉱物組成，日本陸水学会第70回大会，大阪，2005.9
- 宇田川弘勝，野原精一，濱田浩美：伊豆諸島御蔵島に分布する土壌の分類と特性，日本ペドロロジー学会2003年度大会，東京，2003.4
- 菊地義昭，福原晴夫，落合正宏，福井 学，野原精一，山本鎔子：尾瀬ヶ原のアカシボ現象に関する研究 (26) 尾瀬沼のソコムジンコ類，アカシボとの関係，日本陸水学会第68回大会，岡山，2003.9
- 野原精一，佐竹研一，越川昌美，高松武次郎：三面川水系の溪流・河川の水質形成と魚類相，日本陸水学会第68回大会，岡山，2003.9
- 落合正宏，山本鎔子，福井 学，野原精一，菊地義昭，木村直哉，福原晴夫：尾瀬ヶ原のアカシボ現象に関する研究 (25) 尾瀬沼氷上アカシボの生物・化学的特徴，日本陸水学会第68回大会，岡山，2003.9
- 野原精一：沿岸における湿地生態系の自然再生事業の評価，第51回日本生態学会大会，釧路，2004.8
- Nohara S., Yabe T., Kaneko K.: The succession of salt marsh vegetation in the largest delta in Tokyo Bay, Japan, 7th INTECOL Int. Wetlands Conf., Utrecht(Netherlands), 2004.8
- Yamamoto Y., Ochiai M., Ohtaka A., Hayashi T., Nohara S., Fukuhara H., Oze A. Res. Group: Spring red snow phenomenon in the alpine mires in Japan caused by Fe accumulating in algal cells, Int. Assoc. Theor. Appl. Limnol. (SIL) 39th Congr., Lahti (Finland), 2004.8
- 野原精一，佐竹研一：溪流 - 森林系の物質移動と鮭の遡上，環境科学会2004年会，西宮，2004.10
- Koshikawa M.K., Takamatsu T., Nohara S., Shibata H., Yoh M., Satake K.: Speciation of aluminum in Japanese stream waters, Acid Rain 2005: 7th Int. Conf. Acid Deposition (Poster Session), Prague, 2005.6
- Nohara S., Satake K.: Monitoring of acidification and habitat of salmon families in Miomotegawa river basin, Japan, Acid Rain 2005: 7th Int. Conf. Acid Deposition, Prague, 2005.6
- 小島久弥，野原精一，山本鎔子，落合正宏，北村 淳，福原晴夫，福井 学，尾瀬アカシボグループ：尾瀬ヶ原のアカシボ現象に関する研究 (32) 尾瀬沼アカシボ生物群集内の炭酸固定微生物の解析，日本陸水学会第70回大会，柏原，2005.9
- 野原精一，福原晴夫，福井 学，小島久弥，山本鎔子，落合正宏，尾瀬アカシボグループ：尾瀬沼における環境長期モニタリングとアカシボ現象，尾瀬ヶ原のアカシボ現象に関する研究 (30)，日本陸水学会第70回大会，柏原，2005.9

- 野原精一, 矢部 徹: 外来水生生物による湖沼生態系のかく乱と自然再生, 日本陸水学会第70回大会, 柏原, 2005.9
- 落合正宏, 山本鎔子, 野原精一, 福井 学, 小島久弥, 菊地義昭, 北村 淳, 福原晴夫, 尾瀬アカシボグループ: 尾瀬ヶ原のアカシボ現象に関する研究(31) 尾瀬水上アカシボの化学的特徴, 日本陸水学会第70回大会, 柏原, 2005.9
- Hiroki M., Nohara S., Hanabishi K.: Enzymatic evaluation of decomposition in mosaic landscapes of a tidal flat ecosystem, 7th INTECOL Int. Wetlands Conf., Utrecht (Netherlands), 2004.7
- 宇田川弘勝, 広木幹也, 野原精一, 矢部 徹, 佐竹 潔, 河地正伸: リンの存在形態からみた日本の干潟の特徴, 第51回日本生態学会大会, 釧路, 2004.8
- Hiroki M., Nohara S., Kasai F.: Functional diversity of cellulose decomposing bacteria isolated from wetland peat soil, 10th Int. Congr. Cult. Collect., Tsukuba, 2004.10
- 広木幹也, 野原精一: 様々な湿原環境におけるセルロース分解細菌の機能的多様性, 第52回日本生態学会大会, 大阪, 2005.3
- 千賀有希子, 広木幹也, 野原精一: 冠水条件下における土壌有機物分解活性の測定法の比較, 日本陸水学会第70回大会, 柏原, 2005.9
- 藤田光則, 矢部 徹, 小田倉碧, 土谷岳令: ヨシ刈りがヨシ根圏に及ぼす影響, 第68回日本陸水学会大会, 岡山, 2003.9, 第68回日本陸水学会大会講演要旨集, 285
- 小田倉碧, 矢部 徹, 藤田光則, 土谷岳令: 刈り取りによる管理がヨシ実験個体群に及ぼす影響, 第51回日本生態学会, 釧路, 2004.3, 第51回日本生態学会大会講演要旨集, 281
- 石井裕一, 立本英機, 町田 基, 相川正美, 藤村葉子, 矢部 徹, 瀧 和夫: 谷津干潟における海藻, 海水, 底泥中の重金属含有特性, 第38回日本水環境学会年会, 札幌, 2004.3
- 神谷 要, 矢部 徹, 中村雅子, 浜端悦治: フライウェイ湿地の生態系機能に水鳥の果たす役割, 第26回水草研究会全国集会, 秋田, 2004.8
- 小田倉碧, 矢部 徹, 藤田光則, 土谷岳令: 刈り取りによる管理がヨシ実験個体群に及ぼす影響, 第51回日本生態学会大会, 釧路, 2004.8
- 矢部 徹, 石井裕一, 立本英機: 谷津干潟における海藻アオサ類の繁茂とその要因探索, 第51回日本生態学会大会, 釧路, 2004.8
- 藤田光則, 矢部 徹, 江成敬次郎: ヨシ群落における水位の違いが窒素・リン減少量に及ぼす影響, 平成16年度土木学会東北支部技術研究発表会, 仙台, 2005.3, 平成16年度土木学会東北支部技術研究発表会概要集, 792-793
- 小田倉碧, 矢部 徹, 藤田光則, 土谷岳令, 立本英機: ヨシの刈り取りが根圏環境及び地上部再生産に及ぼす影響, 第39回日本水環境学会, 千葉, 2005.3, 第39回日本水環境学会年会講演要旨集, 232
- 小田倉碧, 矢部 徹, 藤田光則, 土谷岳令, 大塚俊之, 野原 精一: 季節や高さを変えた刈り取りがヨシ実験個体群に及ぼす影響, 第52回日本生態学会, 大阪, 2005.3, 第52回日本生態学会大会講演要旨集, 215
- 神谷 要, 矢部 徹, 中村雅子, 浜端悦治: フライウェイ湿地の生態系に水鳥が果たす影響 -水鳥の沈水植物の種子分散に関する研究-, 第52回日本生態学会, 大阪, 2005.3, 第52回日本生態学会大会講演要旨集, 300
- 小田倉碧, 矢部 徹, 藤田光則, 土谷岳令, 大塚俊之, 野原精一: 季節や高さを変えた刈り取りがヨシ実験個体群に及ぼす影響, 水草研究会第27回全国集会, 鳥取, 2005.8, 水草研究会第27回全国集会(中海)研究発表会要旨集, 30
- 小田倉碧, 矢部 徹, 大塚俊之, 野原精一: 小櫃川河口塩湿地における植生分布とその決定要因, 第70回日本陸水学会, 大阪, 2005.9, 第70回日本陸水学会大会講演要旨集, 57
- 矢部 徹, 富田千賀子, 玉置雅紀, 田中法生: 外来水生植物コカナダモの定着機構, 第70回日本陸水学会, 大阪, 2005.9, 第70回日本陸水学会大会講演要旨集, 162
- 矢部 徹, 金子是久, 小田倉碧, 野原精一: 東京湾小櫃川河口干潟における塩湿地植生, 第53回日本生態学会, 新潟, 2006.3, 第53回日本生態学会年会講演要旨集, 172
- 米倉竜次, 高村典子, 西廣 淳: 外来魚ブルーギルの除去による沈水植物群落の再生, 第51回日本生態学会大会, 釧路, 2004.8

REPORT OF SPECIAL RESEARCH FROM
THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES, JAPAN

国立環境研究所特別研究報告
SR - 68 - 2006

平成18年12月28日発行

編 集 国立環境研究所 編集委員会
発 行 独立行政法人 国立環境研究所

〒305-8506 茨城県つくば市小野川16番2
電話 029-850-2343 (ダイヤルイン)

印 刷 朝日印刷株式会社
〒309-1117 茨城県筑西市向川澄82-1

Published by the National Institute for Environmental Studies

16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305-8506 Japan

December 2006

無断転載を禁じます