原著論文 ORIGINAL PAPER

霞ヶ浦の浚渫土中の散布体バンクの種組成とその空間的不均一性

黒田 英明・西廣 淳*・鷺谷 いづみ

東京大学農学生命科学研究科 〒113-8657 東京都文京区弥生1-1-1

Hideaki KURODA, Jun NISHIHIRO* and Izumi WASHITANI: Species composition and spatial heterogeneity of the sediment propagule bank in Lake Kasumigaura. *Ecol. Civil Eng.* 12(1), 21-36, 2009.

Graduate School of Agricultural and Life Sciences, The University of Tokyo, 1-1-1 Yayoi Bunkyo-ku Tokyo, 113-8657 Japan

Abstract: The density and species composition of the propagule bank in lake-bottom sediment collected from 12 sites near the shore of Lake Kasumigaura, Japan, were analyzed using the seedling emergence method under wet and inundated conditions. In total, 92 species of macrophytes (vascular plants and charophytes), including 15 endangered or vulnerable plants and 15 native submerged plants that had disappeared from the aboveground vegetation of the lake, were recorded. The values of the Sørensen's quotient of similarity between the species composition in the propagule bank of each site and the aboveground vegetation remaining nearby the site were low (0-13%). Analyses of the factors affecting species richness of indigenous aquatic and helophytic plants revealed a significant negative effect of the average diameter of the sediment particle. The species richness and the propagule density of the indigenous submerged plants were significantly positively affected by the area of the submerged vegetation in 1970s. These results show that the location of past vegetation and particle size composition of sediments may provide clues to finding species-rich and high-density propagule banks that are useful for restoration of lakeshore vegetation around a lake.

Key words: endangered species, restoration, seed bank, species diversity, submerged plant

はじめに

過去およそ半世紀の間に、世界の多くの湖沼において、湖岸の開発 (Elias & Meyer 2003), 水質の悪化 (Brinson & Malvárez 2002; Mäemets & Freiberg 2005), 水位やその変動パターンの改変 (Shay et al. 1999; Nishihiro et al. 2004) といった人為の影響により、湖岸植生帯は急速に衰退した。湖岸植生帯は、生物多様性の保全と生態系機能の維持の両面からみて重要性が高い (Schmieder 2004)。そのような認識が広まったことにより、近年では、衰退・消失した湖岸植生帯を再生させる試みが世界各地で始め

られている (Brouwer et al. 2002; Gulati & van Donk 2002; Nienhuis et al. 2002; Lauridsen et al. 2003; Chow-Fraser 2005)。

茨城県の霞ヶ浦では、コンクリート護岸化などにより植生帯が喪失した場所に、植生帯の基盤となる地形を再生し、その表層に散布体バンク (propagule bank: 土砂中の種子・孢子・栄養繁殖子の集団) を含む湖底からの浚渫土を薄く撒く手法を用いた湖岸植生帯再生事業が、2001 年から 2002 年にかけて国土交通省により実施された (国土交通省霞ヶ浦河川事務所ウェブページ <http://www.kasumigaura.go.jp/topic/071030/index.html> 最終確認 2008 年 7 月 7 日)。この事業によって再生した植生を調査することにより、著者らは、霞ヶ浦沿岸の湖底の散布

2008 年 8 月 28 日受付, 2009 年 1 月 9 日受理

* e-mail: ajm@mail.ecc.u-tokyo.ac.jp

体バンクには地上植生から消失した種を含め多様な植物種が含まれることを確かめた (Nishihiro et al. 2006). 事業が実施されてからの5年間に、再生した沈水植物の消失や侵略的外来種の侵入といった生物多様性保全上の問題点が確認され、それに対処するため外来植物の選択的除去などの順応的管理が行われている (Nishihiro & Washitani 2007; 西廣ほか 2007). これらの取り組みを通して、少なくとも抽水植物や湿生植物については高い種多様性を有する湖岸植生帯を再生する手法が確立されつつある (Nishihiro & Washitani 2007). 霞ヶ浦では、今後の国土交通省による湖沼管理について定めた「整備基本計画」の基本方針案の中で「湖岸植生帯の保全・再生に努める」ことが挙げられており (国土交通省関東地方整備局 ウェブページ http://www.mlit.go.jp/river/basic_info/jigyoku_keikaku/gaiyou/seibi/pdf/tono-1.pdf 最終確認2008年7月7日), 将来、より多くの場所において湖岸植生の再生事業が実施される可能性がある。

一般に、土壌や基質中の散布体バンクの密度や種組成は空間的に不均質である (Bigwood & Inouye 1988). 植生再生の材料としては、再生すべき植物の散布体バンクを多く含む場所の土砂を選択する必要がある。事業実施の際には、材料とする土砂中の散布体バンクの事前調査をすることが望ましいが (西廣ほか 2003; van der Valk et al. 1992), 採取場所の近傍の環境条件を手がかりとしてあらかじめ散布体バンクの分布を予測できれば好都合である。そのためには、散布体バンクの種多様性や種子密度と、それらに関連のある可能性のある要因との関係の解析が必要である。

本研究では、湖底の散布体バンクの種組成や密度についての基礎的知見を得るとともに、場所間の相違に影響する要因を明らかにするため、霞ヶ浦内の12地点の湖底土砂の散布体バンクを実生発生法実験により分析した。まず、分析対象とした土砂量が種組成の把握において十分であるかどうか、土砂を撒きだした面積と確認種数の関係を分析することで検討した。次に、再生への利用価値の高い土壌シードバンクの分布を説明する要因を明らかにするため、(1)土砂採取地点付近に残存する湖岸植生の種組成と、散布体バンクの種組成の類似性の検討、および(2)散布体バンクの種数および密度に対する、土砂採取地点付近に過去に存在した植生帯の規模、および(3)採取地点の底質の粒径組成の効果について、分析・評価を行った。なお、(2)(3)の検討では、在来水生・湿生植物全体を対象とする分析と、沈水植物のみを対象とする分析の両方を行った。これらの植物群を対象とし

たのは、生物多様性保全と生態系の健全性回復の観点から、今後の湖岸植生帯の再生における目標とすべき種群であるためである。

材料と方法

散布体バンクの調査

散布体バンクの調査は、霞ヶ浦沿岸にある漁港や揚排水樋門の周辺の底質土砂を対象に行った。これらの場所では、独立行政法人水資源機構により、漁船の航行や樋門 (水門を備えた取水・排水路) の通水を容易にするための浚渫事業が行われている。本研究では、同機構の好意により、各箇所について約1 m³ ずつの浚渫土砂の提供を受けた。散布体バンクの調査は1年当たり4箇所分を対象に行い、2004年から2006年までの3年間実施することで、霞ヶ浦 (西浦) 内の12箇所からの試料を調査した (Fig. 1). なお、浚渫事業では、原則として深さ約50 cm程度までの土砂が採取される (独立行政法人水資源機構からの情報)。

散布体バンクの調査は実生発生法 (Simpson et al. 1989) で行った。調査は、茨城県石岡市内の霞ヶ浦の湖岸から約1 km離れた場所にある東京大学の実験圃場にある、白色寒冷紗 (目合い1 mm, 遮光率23%) を全面に張っ

Fig. 1. Locations of sediment sampling sites. Symbols mean the sampling years: ●2004, ■2005, ▲2006. ▽ indicates location of the experiment station.

散布体バンクの分析対象とした土砂の採取場所。●は2004年、■は2005年、▲は2006年に採取した場所であることを示す。浚渫工事における地点の名称は以下の通りである。A: 下高崎舟溜, B: 沖洲舟溜, C: 手賀第一舟溜, D: 荒宿漁港, E: 本新島一号樋管, F: 平山舟溜, G: 飯出舟溜, H: 高山舟溜, I: 大室揚排水樋管, J: 田村舟溜, K: 川尻舟溜, L: 志戸崎漁港。▽は実験を行った施設の位置を示す。

た網室内で行った。試料は各年の2月後半から3月前半に浚渫された。浚渫された土砂は船で輸送されて陸揚げされるが、その際に約3 m³の容積をもつ鉄製のコンテナに浚渫土を入れ、乾燥と種子混入を避けるためにシートで覆い、約2週間以内に実験圃場に輸送した。撒きだしは輸送後1週間以内に行い、各年の3月中に撒きだしを完了した。

撒きだしの条件としては、沈水植物を含めた水生・湿生植物の散布体バンクの種組成をできるだけ広く把握することを目標として、サンプル土砂が水分飽和を維持している条件（以下「湿潤条件」とする）および浅く冠水している条件（以下「冠水条件」とする）の2条件を設定した（Ter Heerdt 1999を参考）。プラスチックコンテナ（縦110 cm×横90 cm×深さ20 cm）内に、種子が含まれていない砂を湿潤条件では15 cm、冠水条件では10 cmの厚さで敷き、その上に試料となる浚渫土砂を5 cmの厚さで撒きだした。降雨による過剰な水はコンテナの側面に開けた小孔から排出させるとともに、水位が低下した場合にはセンサーで検知して電磁弁を開き水道水を灌水する装置を用いることにより、各コンテナの水位は約2～3 cmの変動範囲に保ち、湿潤条件では平均地下水位5 cmとし、冠水条件では地表面を平均水深5 cmに維持した。各土壌採取地点および水位条件についてプラスチックコンテナ3つずつを設けた（Fig. 2）。網室内でのそれぞれのコンテナの位置はランダムに決めた。

発生した実生の調査は、維管束植物と車軸藻類を対象に行い、撒きだしを実施した直後にあたる3月から翌年1月まで、およそ週に1回の頻度で行った。出現した実生は同定、計数した後、コンテナ内から除去した。同定ができなかった個体については、小型の植物については

その場で、大型の植物の場合にはポットに移植して生育させ、十分に成長させ識別が可能になってから同定した。地下茎など栄養体から出芽した個体は対象から除外した。

また、風散布などによる散布体バンク由来ではない実生の発生を評価するための対照区として、川砂の上にバーミキュライトを5 cmの厚さで撒いたプランター（L：75×W：25×H：23 cm）を各年の実験について12個を網室内に設置し、常に地表面が湿潤状態を保つように週に一度灌水し、出現した植物種を記録した。対照区で確認された種は、以降の解析から除外した。

サンプル土砂量の妥当性の検討

一般に、土壌中の散布体バンクの種組成を把握するためには、土壌試料の量と確認種数の関係を分析し十分な量の土壌を調査する必要がある（Hayashi & Numata 1971; Forcella 1984）。実生発生法では、撒きだす土壌の厚さを一定にすれば、土壌の量は撒きだした面積に比例する。そこで本研究では、種数一面積曲線の分析によって、土壌シードバンクの種組成を把握する上での土壌試料の量の妥当性を検討した。この検討のため、2006年に各コンテナ内を10 cm×10 cmの小区画に区切り、各実生が出現した小区画を記録した。

種数一面積曲線は、小区画数を一つずつ増加させたときの累積確認種数として描いた。その際、各小区画数について500回標本再抽出を行い、平均と標準偏差を求めた。算出にはPC-ORD（MjM Software Design, Corp.）を用いた。

現存植生の調査

各土壌採取地点の近傍に現存する植生のフロアを調査した。土壌採取地点付近の植生は、コンクリート護岸の湖側に断続的に残存するヨシが優占する湿生植生と、堤防の法面に連続的に存在しチガヤをはじめとするイネ科植物が優占する植生に区別できる。フロア調査では、それぞれを「水辺域」と「堤防法面」として区別して調査した。水辺域については、植生が土壌採取地点から湖岸沿いに左右100 m以内の規模でしか残存していない場所では、残存植生の全域を踏査して出現種を記録した。植生が護岸沿いの広範囲にわたって帯状に存在している場所では、植生帯の中に護岸と垂直に10 m間隔で調査ラインを設け、ライン沿いにコンクリート護岸から湖までの範囲を踏査し、確認された植物種を記録した。踏査は土壌採取地点に近いラインから開始し、新しいラインで種が1種も確認できなくなるまで繰り返した。堤防法面については、湖岸と平行に調査ラインを設け、そこから見える範囲の植物種を記録した。ラインは、新たに種が確

Fig. 2. Photograph inside the experimental green house.
実験を行った網室内部。

認められなくなった地点からさらに 10 m 踏査した地点まで延長した。調査は、各箇所の散布体バンクの調査を実施した年 (2004—2006 年) の 5—6 月および 9—10 月に行った。

各土壌採集地点について、実生発生法による散布体バンク調査で確認された種組成と、水辺域および堤防法面のそれぞれの種組成の類似性を、Sørensen の類似商 (小林 1995) を算出することにより評価した。

過去の植生帯規模の評価

霞ヶ浦の湖岸植生帯の面積は、1970 年代以降に急速に減少している (宮脇ほか 2004)。本研究では、広い植生帯が存在していた時代に各土壌採取地点の周辺に存在した植生帯の面積を、桜井ほか (1973) が 1972 年の霞ヶ浦を対象に、空中写真と現地調査に基づいて作成した植生図から測定した。この植生図では、湖岸植生は、沈水植物、浮葉植物、抽水植物の 3 通りに分類され、分布範囲が示されている。土壌採取地点から湖岸沿いに左右 100 m, 200 m, 300 m, 400 m, 500 m のそれぞれの範囲について、存在していた植物の生活形毎の植生帯面積を、デジタルプランニメーター (PLANIX 7, タマヤ計測システム (株)) を用いて測定した。

土壌粒径の分析

各地点から採取した土壌を重量が変化しなくなるまで 110℃で乾燥させた後、土壌分析用篩を用いて、中礫 (4.75–19 mm)、細礫 (2–4.75 mm)、粗砂 (0.85–2 mm)、中砂 (0.25–0.85 mm)、細砂 (0.075–0.25 mm)、シルト (0.075 mm 未満) に分画し、それぞれの重量に基づく構成比を算出し、その結果に基づいて以下の式を用いて構成比で重み付けした平均粒径 ($\bar{D}$) を地点ごとに算出した。

$$\bar{D} = \sum_{i=1}^6 P_i \cdot D_i / 6$$

ここで $P_1 \sim P_6$ は中礫～シルトまでの各分画の比率、 $D_{1,2,3,4,5,6} = \{7.125, 1.375, 0.575, 0.3, 0.0875, 0.075\}$ (シルト以外は各分画の直径の中央値) とした。

統計解析

土壌採取地点ごとの在来水生・湿生植物の種数および個体数について、1972 年における湖岸植生帯 (沈水植物帯・浮葉植物帯・抽水植物帯の合計) の面積および調査地点ごとの土砂の平均粒径 ($\bar{D}$) の効果を主効果とし、撒きだし条件 (冠水条件および湿潤条件) をランダム効果とする一般化線形混合モデル (Generalized linear mixed model; Grafen and Hails 2002) により分析した。誤

差構造にはポアソン分布を用いた。在来種の判断は日本生態学会 (2002) に依拠し、水生・湿生植物であることは、角野 (1994) への掲載の有無および、図鑑 (北村ほか 1957, 1964; 北村・村田 1961; 廣瀬・山岸 1977; 岩槻 1992) に記載された生育環境の説明において「湿地」「水田 (田)」「水中」「河岸」「池沼 (池)」のいずれかがあげられていることに依拠した。1972 年の湖岸植生帯の面積の測度としては、まず土壌採取地点から 100—500 m の各範囲における湖岸植生帯面積と、各地点から確認された在来水生・湿生の種数および個体数との相関を算出した上で、最も相関の強かった範囲の面積の値を用いた。

同様に、土壌採取地点ごとの沈水植物の種数と個体数のそれぞれに対する、1972 年における沈水植物帯の面積および調査地点ごとの現在の平均粒径 ($\bar{D}$) の効果を、ポアソン分布を誤差構造とする一般化線形モデルにより分析した。沈水植物種の判断は、角野 (1994) での記述に依拠した。沈水植物帯の面積の測度としては、土壌採取地点から 100—500 m の各範囲における沈水植物体面積と、各地点から確認された沈水植物の種数および個体数との相関を算出し、最も相関の強かった範囲の面積の値を用いた。沈水植物は、湿潤条件ではほとんど認められなかったため、分析は冠水条件のデータのみを用いて行った。さらに、シードバンクの調査で確認されたレッドリスト (環境省 2007) 記載種および沈水植物種のうち、合計 20 個体以上が確認されたシャジクモ、オトメフラスコモ、ササバモについて、土壌採取地点あたりの個体数についても、同様の説明変数を用いた一般化線形モデルによる解析を行った。

一般化線形混合モデルおよび一般化線形モデルによる統計解析は、R version 2.6.2 (The R Foundation for Statistical Computing 2008) を用いて行った。

結 果

出現種の組成

散布体バンクの調査では合計 4456 個体が確認され、そのうち 88% にあたる 3945 個体が種以下のレベルで同定された (Appendix)。パーミキュライトを撒いた対照区では 19 分類群の植物が確認されたが (Appendix)、これらのほとんどは実験地周辺にも多く生育する植物であり、実験中に風や付着により混入したものと推測された。以下の解析では、これら混入の可能性がある分類群と種レベルで同定できずに枯死した個体を除く、92 分類群 2343 個体を対象とする。

Table 1. Number of seedlings of endangered, vulnerable, or indigenous submerged plants which germinated from the sediment propagule-banks of Lake Kasumigaura. Numbers of seedlings observed in wet/inundated conditions (3.48 m² each) were shown. Blank represents no seedlings recorded. Criteria: CR+EN, Critically endangered and endangered in Japanese Red List (RL); VU, Vulnerable in RL; NT, Near threatened in RL; S, Submerged or amphibious plant

散布体バンクから確認された絶滅危惧種および在来沈水植物。土砂採取地点 (A~L) ごとに湿潤条件 (斜線の左) および冠水条件 (同右) の確認個体数 (それぞれ3.48 m²に撒きだし) を示す。"Criteria" の列では, 植物版レッドリスト (環境省 2007) におけるカテゴリー - (CR+NT: 絶滅危惧 I 類, VU: 絶滅危惧 II 類, NT: 準絶滅危惧種) および沈水植物であることを示す。

Species	Criteria ¹⁾	Site												Species (Japanese)	
		A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L		
<i>Chara benthamii</i> var. <i>benthamii</i>	CR+EN, S	0/1	0/5	0/16	0/5		0/2		0/5	0/9			0/1	ケナガシヤジクモ	
<i>Chara braunii</i>	VU, S												0/6	シヤジクモ	
<i>Chara corallina</i> var. <i>corallina</i>	S												0/1	オウシヤジクモ	
<i>Chara globularis</i> var. <i>globularis</i>	CR+EN, S												0/1	カタシヤジクモ	
<i>Nitella acuminata</i> var. <i>capitulifera</i>	CR+EN, S											0/1		チャボフラスコモ	
<i>Nitella axillaris</i>	CR+EN, S				0/1									ジュズフラスコモ	
<i>Nitella axilliformis</i>	CR+EN, S			0/1										ミルフラスコモ	
<i>Nitella hyalina</i>	S		0/11	0/1	0/14	0/1	0/7		0/24	0/10	0/2	0/1	0/18	オトメフラスコモ	
<i>Nitella japonica</i>	CR+EN, S													ニッポフラスコモ	
<i>Nitella morongii</i> var. <i>spiciformis</i>	CR+EN, S										0/1	0/1		ナガホノフラスコモ	
<i>Nitella sinii</i>	CR+EN, S								0/1	0/10	0/3			シンフラスコモ	
<i>Isoetes japonica</i>	NT												1/0	ミズニラ	
<i>Nymphoides peltata</i>	NT		1/0						1/0					アサザ	
<i>Lamprophila sessiliflora</i>	S		2/0											キクモ	
<i>Veronica undulata</i>	NT		1/0											カワヂシャ	
<i>Hydrocharis dubia</i>	NT									0/1				トチカガミ	
<i>Vallisneria spiralis</i>	S		0/1										0/1	セキショウモ	
<i>Potamogeton pectinatus</i>	NT, S												0/4	リュウノヒゲモ	
<i>Potamogeton urigittii</i>	S		0/1	0/1	0/1	1/0	4/4	0/3		0/3		0/2	0/2	ササバモ	
<i>Monochoria korsakowii</i>	NT									1/39				ミズアオイ	

散布体バンクから確認された種のうち、在来種は 83 分類群、在来の水生・湿地性植物は 62 分類群だった。また、在来の沈水植物は 15 種、レッドリスト（環境省 2007）掲載種は 15 種含まれていた（Table 1）。

湖底の土砂を撒きだした面積と、対照区で発芽した種を除く確認種数の関係を分析したところ、各採取地点・撒きだし条件について、1つのコンテナの面積（1.16 m²）では確認種数が飽和していなかったものの、3つのコンテナの合計撒きだし面積（3.48 m²）ではほぼ飽

和していた（Fig. 3）。このため、以下の解析では各条件に設定した 3 コンテナのデータをプールして扱った。

撒きだし条件による相違

採取場所あたりの合計確認種数は湿潤条件の方が冠水条件よりも有意に多かったものの、在来の水生・湿生植物の種数には撒きだし条件間で有意差はなかった（Table 2）。確認種数に占める在来水生・湿生植物の割合は、湿潤条件では 60.0% だったのに対し、冠水条件では 91.6% と高い値を示した。

レッドリスト掲載種のうち、ミズニラ、アサザ、カワデシヤは湿潤条件のみ、車軸藻類、トチカガミ、リュウノヒゲモは冠水条件のみで認められた（Table 1）。ミズアオイは確認された 40 個体中 39 個体が冠水条件で認められた（Table 1）。

土砂採取場所による相違

在来・湿生植物の種数は土壌採取場所間で異なり、B, H, I, L のように 50 種以上が確認された場所がある一方、A, E, G, J のように 10 種程度にとどまった場所もあった（Fig. 4）。確認された個体数にも顕著な採取場所間の違いが認められ、B, H で顕著に多かった（Fig. 4）。

レッドリスト種や沈水植物種のうち、シャジクモ（8 地点で確認）、オトメフラスコモ（10 地点で確認）、シンフラスコモ（3 地点で確認）、ササバモ（9 地点で確認）は複数の地点から検出されたが、そのほかの種は 1 地点の試料からのみ検出された（Table 1）。また、土砂採取地点のうち地点 B, I, L は特に沈水植物の種子が多く確認された（Table 1）。

現存植生の種組成との類似性

土壌採取ごとの散布体バンクの種組成と採取場所付近の湖岸および堤防法面の現存植生との種組成の共通性は低かった。すなわち、Sørensen の類似商の値は 0 ~ 13%、平均は、湖岸の現存植生との間の類似商は 4.3%、堤防法面の植生との間の類似商は 7.8% であった（Table 3）。

在来水生・湿生植物の種数と密度

過去の植生帯の面積には採取場所によって大きな差異があり、地点 C, D, J のように広い湖岸植生帯が存在していた場所が認められた一方、地点 E のように抽水植物帯がわずかにあるのみで沈水植物帯が湖岸沿い 500 m の範囲内では記録されなかった場所も認められた（Table 4a）。過去の植生帯の面積を評価する空間的範囲（100—500 m）の中では、湖岸沿い左右 400 m の範囲の植生帯面積（在来水生・湿生植物は合計植生帯面積、沈水植物は沈水植物帯面積）が、在来水生・湿生植物の種数および個体数、沈水植物の種数および個体数と、もっ

Fig. 3. Species-area relationship in the seedling emergence experiment. Relationship of numbers of species of previously unrecorded taxa per unit area (100 cm²) of newly sampled soil surface versus the cumulative soil area sampled was shown. Symbols mean the sampling site: ▼C, ▲H, ●I, ■J (see Fig. 1). The means and SDs of 500 re-samplings were shown.

実生発生法による散布体バンク分析における、撒きだし面積と確認種数の関係。上図は湿潤条件、下図は冠水条件でのパターンを示す。調査対象とする小区画（100 cm²）を増加させたときの累積確認種数を示した。分析は2006年に実施した実験を対象に行い、▼はC、▲はH、●はI、■はJで採取した試料であることを示す（アルファベットはFig. 1に対応）。500回の標本再抽出を行って得られた平均と標準偏差を示した。

Table 2. Total number of species, number of the indigenous wetland species (aquatic and helophytic species), and proportion of the wetland species recorded in wet and inundated condition of the seedling emergence experiment. The results of the 1 way ANOVA ('wet' vs. 'inundated', * $P < 0.05$) were also shown.

各地点の土砂から湿潤条件 (wet) および冠水条件 (inundated) で確認された散布体バンク中の全種数, 在来水生・湿生植物種数および全種数に占める在来水生・湿生植物の種数. 撒きだし条件間の相違について一元分散分析で比較した結果のF値とその有意性 (* $P < 0.05$) を示す.

	Condition		F-value
	Wet (n=12)	Inundated (n=12)	
Total number of species (a)	27.3±16.8	12.8±9.8	6.65*
—wetland species (b)	17.3±12.2	11.2±8.2	2.04
b/a (%)	91.6± 8.6	60.0±8.7

Fig. 4. Numbers of species (a) and seedlings (b) of the indigenous wetland plants (aquatic and helophytic plants). Black, white, and gray bars represent species recorded only in the inundated condition, only in the wet condition, and both conditions of the seedling emergence experiment, respectively. 散布体バンク調査で確認された在来の水生・湿生植物の種数 (a) および個体数 (b) を土砂の採取場所ごとに示す. バーの色で, 黒色は冠水条件でのみ確認された種, 白色は湿潤条件でのみ確認された種, 灰色は両方の条件で確認された種を示す. バーは種数の多い順に並べた.

とも強い相関を示した (Table 4b).

土砂の平均粒径の結果, シルトの含有率が高く平均粒径が小さい地点 A や J のような場所から, 中礫の含有率が高く平均粒径の大きい地点 F や G のような場所まで大きな差異が認められた (Fig. 5).

一般化線形混合モデルによる分析の結果, 在来水生・湿生植物の種数 (Table 5a) および個体数 (Table 5b) に対する, 平均粒径による有意な負の効果が認められた. 一方, 過去の植生帯の面積による効果は有意ではなかった.

沈水植物の種数と密度

一般化線形モデルによる分析の結果, 沈水植物の種数 (Table 6a) および個体数 (Table 6b) については, 過去の沈水植物帯面積による正の効果が認められた (ただし 5 % 水準で有意だったのは個体数のみ). また, シャジクモおよびオトメフラスコモの出現個体数についての分析

Fig. 5. Particle size composition and the average diameter of each sediment sample.

各地点から採取した土砂サンプルの粒径組成と平均粒径.

Table 3. Number of species observed in the remnant vegetation at each site and the Sørensen's quotient of similarity (%) between the species compositions of the propagule bank and the remnant vegetation. The data were shown for each of the remnant marsh vegetation at the lakeshore (Reed bed) and the grassland vegetation at the artificial levees.
土砂採取場所近傍の現存植生における種数および散布体バンクからの出現種とのSørensenの類似商. 湖岸に残存する湿生植生 (Reed bed) と湖岸堤防上のイネ科草本群落 (Artificial levee) に分けて示した. Sørensenの類似商 (%) は, 現存植生と散布体バンクからの出現種が完全に一致していたら100, 1 種も重複していなかったら 0 をとる.

Site	Reed bed		Artificial levee	
	No. of species	Similarity (%)	No. of species	Similarity (%)
A	39	0	37	4
B	11	4	59	11
C	80	6	65	9
D	45	6	124	9
E	23	3	40	4
F	38	10	55	13
G	63	3	36	8
H	25	2	75	11
I	38	7	72	6
J	36	0	74	1
K	82	8	53	6
L	39	3	37	12
Mean	43.3	4.3	60.6	7.8

でも, 過去の沈水植物帯面積による有意な正の効果が認められた (Table 6cd). 平均粒径については負の効果が認められたが, 5 %水準では有意ではなかった. 一方, ササバモの密度については, 平均粒径による有意な正の効果が認められた (Table 6e).

考 察

散布体バンクの分布に関わる要因

湖底の散布体バンクに関する知見は陸上生態系に比べて極めて限られており (Haag 1983; Ozimek 2006), 種多様性や散布体の密度と関連のある要因についての検討は行われてこなかった. それは, 湖沼の底質の散布体バンクは低密度である場合が多いため, 解析に必要な量の土砂サンプルを得るのが困難であることが一因であった (Haag 1983). 本研究は, 解析土砂量と確認種数の関係からみて妥当といえる規模の実生発生法実験により, 散布体バンク中の種数や密度に対して統計的に有意な効果のある要因を検出できた.

本研究では, 散布体バンク中の沈水植物の種数や密度に対する, 過去の沈水植生帯の規模による正の効果が認

められた. 分析に含めた 1970 年代前半の植生図からは, 生活形ごとの面積は読み取れるものの, その種組成については不明である. しかし, 規模の大きい沈水植物帯には多様な種が含まれ, 種子も多く生産されていたと考えたと矛盾がない. 植生帯の衰退が生じる以前における植生帯の規模は, 再生に有用な散布体バンクの場所を探索する上で有効な手がかりになると考えられる.

一方, 沈水植物に限定せず, 在来水生・湿生植物全体を対象とした解析では, 過去の植生帯面積の影響は認められなかった. 1970 年代の霞ヶ浦では, 抽水植物帯よりも沈水植物帯の方が面積は広がった (桜井ほか 1973). 一方, 抽水植物帯は面積としては沈水植物帯よりも狭いが, そこに生育する植物種数は, より多かった可能性がある. このため, 在来水生・湿生植物全体の種数・個体数に対しては, 植生帯面積の効果が示されなかった可能性が考えられる.

一般に, 水生植物の種子の一次分散には, 重力散布をはじめ, 風散布, 被食散布など様々な様態が認められる (Cronk & Fennessy 2001). 一次散布ののうち, 多くの種子は水によって二次分散されると考えられる (Sculthorpe 1967). 水によって二次分散される種子は, 水によ

Table 4. Vegetation areas around the sediment sampling sites in 1972 (a) and correlations between numbers of species or seedlings of the sediment propagule bank and the vegetation areas (b). The vegetation area was measured for various spatial scales (100–500 m along the shoreline). The correlations were calculated for number/density of indigenous aquatic and helophytic species and the area of the total of submerged, floating leaved, and emergent vegetation, and of submerged species and the area of the submerged vegetation.

土砂採取場所付近の1972年における植生帯面積 (a) および植生帯面積と散布体バンクから確認された種数および個体数との相関 (b). 植生帯面積は、採取場所から湖岸沿いに100–500 mのそれぞれのスケールについて求めた。相関係数は、在来水生・湿生植物と全植生帯（沈水・浮葉・抽水含む）の面積および沈水植物と沈水植物帯の面積について求めた。

a. Vegetation areas around the sediment collection site (km²)

Site	Total vegetation					Submerged vegetation				
	–100 m	–200 m	–300 m	–400 m	–500 m	–100 m	–200 m	–300 m	–400 m	–500 m
A	0.002	0.007	0.016	0.025	0.027	0	0.002	0.008	0.009	0.013
B	0.001	0.003	0.007	0.012	0.014	0	0.001	0.001	0.003	0.003
C	0.022	0.043	0.064	0.083	0.09	0.019	0.034	0.053	0.062	0.07
D	0.018	0.035	0.051	0.067	0.069	0.016	0.032	0.046	0.058	0.058
E	0.001	0.003	0.003	0.005	0.006	0	0	0	0	0
F	0.004	0.007	0.009	0.010	0.010	0.004	0.007	0.009	0.01	0.01
G	0.002	0.003	0.009	0.019	0.023	0	0.001	0.006	0.009	0.011
H	0.016	0.033	0.052	0.079	0.081	0.013	0.024	0.035	0.049	0.049
I	0.013	0.024	0.035	0.046	0.050	0.009	0.015	0.021	0.022	0.028
J	0.028	0.058	0.083	0.104	0.119	0.021	0.039	0.056	0.056	0.064
K	0.006	0.013	0.018	0.021	0.025	0.001	0.003	0.004	0.005	0.005
L	0.013	0.026	0.038	0.052	0.052	0.012	0.024	0.036	0.038	0.044

b. Correlation coefficients

Wetland plants (n=12)					
	–100 m	–200 m	–300 m	–400 m	–500 m
No. of species	0.046	0.028	0.033	0.085	0.021
No. of seedlings	0.037	0.044	0.08	0.165	0.123

Submerged plants (n=12)					
	–100 m	–200 m	–300 m	–400 m	–500 m
No. of species	0.444	0.44	0.444	0.451	0.444
No. of seedlings	0.447	0.424	0.431	0.491	0.471

って輸送される土砂と同様に、比重や形状などの物理的な特性に応じた場所に堆積すると考えられるため、物理的特性が共通した土砂と同じ場所に堆積する可能性がある (Goodson et al. 2003; Nakayama et al. 2007). 本研究では、在来湿生・水生植物の種数・個体数が、底質土砂の平均粒径が小さいところほど大きいという有意な効果が認められた。シルトや細砂など、粒径の細かい土砂が堆積する場所は、種子を含む有機物が堆積しやすい場所であることを反映している可能性が考えられる。一方、ササバモの個体密度については、土砂の平均粒径による有意な正の効果が認められた。ササバモの種子は直径約

1.5–2.1 mm (石川 1994) と比較的大きい。逆に、平均粒径による負の傾向が認められたシャジクモやオトメフラスコモの散布体は細かい孢子である。これらの事実は、湖底の土砂と散布体の物理的特性の間に深い関連性があることを示唆している。

本研究では、湖底の散布体バンクと地上植生の植物相の類似性は高々13%であり、この値は湿地における地上植生と土壌シードバンクの種の共通性を検討した Grelsson & Nilsson (1991) や Touzard et al. (2002) の結果と比べても著しく低い。現在の霞ヶ浦では沈水植物は地上植生からほぼ完全に消失しており、またヨシ原に代表さ

Table 5. Effects of the vegetation area around the sediment collection site in 1972 and the average diameter of the sediment particle on the number of species (a) or seedlings (b) of the indigenous aquatic and helophytic plants. Summarized results of the generalized linear mixed models were shown. In the model, the condition of the experiment (wet or inundated) was included as the random effect.

実生発生実験で確認された、在来水生・湿生植物の種数 (a) および個体数 (b) に対する、土砂採取地点付近の1972年における植生帯の面積と底質土砂の平均粒径の効果を示す。誤差構造をポアソン分布とし、撒きだし条件 (湿潤あるいは冠水条件) をランダム効果とする一般化線形混合モデルで分析した。

a. Number of species

	Coef.	S. E.	z	P> z
Past vegetation area	0.728	1.651	0.441	0.659
Sediment particle size	-2.374	0.794	-2.990	0.003
Intercept	2.738	0.186	14.698	

b. Number of seedlings

	Coef.	S. E.	Z	P> z
Past vegetation area	0.695	0.659	1.054	0.292
Sediment particle size	-5.038	0.412	-12.227	0.000
Intercept	4.452	0.500	8.907	

れる抽水植物帯の減少も著しい (宮脇ほか 2004)。一方、散布体バンクのフロラは過去に存在した植生のフロラを累積的に反映するものであり (Van der Valk 1981)、霞ヶ浦においてもかつては種の豊かな植生が存在していた証であるともいえる。なお、本研究の分析に先立ち、現存植生帯の面積と、散布体バンクの種数や個体数との関係を予備的に分析したが、特別な関係性は認められなかった。本研究の結果は、湖岸植生帯が最近数十年の間に大幅に喪失・変質した霞ヶ浦においては、現存植生よりも過去の植生に関する情報の方が、植生帯再生に有用な散布体バンクを含む土砂の探索に有効であることを示唆する。

自然再生への示唆

霞ヶ浦において 2001—2002 年に行われた湖岸植生帯再生事業では、本研究の試料と同様に湖岸の漁港周辺などから浚渫された土砂が用いられ、事業当年に霞ヶ浦の地上植生から消失していた種を含む 180 種の植物の再生が確認された (Nishihiro et al. 2006)。また国土交通省による維管束植物を対象とした 5 年間にわたるモニタリング調査では合計 659 種が記録されている (国土交通省霞ヶ浦河川事務所ウェブサイト <http://www.kasumigaura.go.jp/topic/071030/index.html> 最終確認 2008 年 7 月 7 日)。本研究では、これらの調査結果として報告されていない

植物として、維管束植物としてはヒロハノコウガイゼキショウ、アオテンツキ、サナエタデの 3 種が、車軸藻類としてはオウシャジクモ、カタシャジクモ、ケナガシャジクモ、ジュズフラスコモ、シンフラスコモ、チャボフラスコモ、ナガホノフラスコモ、ニッポンフラスコモ、ミルフラスコモの 9 種が確認された。これは、湖底の散布体バンクが植生再生の材料として有用であるという知見を補強する結果といえる。一方、湖岸での事業では、今回確認された車軸藻類の多くが確認されなかった。この原因としては、本研究から示唆されたように、事業に用いた土砂の採取場所の影響が考えられる。さらに湖岸では、透明度の低さや有害物質の流入などシャジクモ類の出現を抑制する要因の影響があることが考えられる。事業に用いる土砂を適切に選定するとともに、霞ヶ浦における水質改善が進むことにより、生物多様性の保全にとってよい効果の大きい植生帯再生事業が可能になると考えられる。

一般に土砂中の生存種子密度は時間とともに指数関数的に減少することが知られている (Telewski & Zeevaart 2002; Moriuchi et al. 2000)。将来にわたって散布体バンクからの植生再生の可能性を維持するためには、散布体バンクから発芽した植物が成長し、新たな散布体を土砂中に供給することが不可欠である。発芽したものの結実せ

Table 6. Effects of the submerged-vegetation area around the sediment collection site in 1972 and the average diameter of the sediment particle on the number of species or seedlings of submerged plants, and the number of seedlings of 3 abundant submerged species. Summarized results of the generalized linear models were shown.

沈水植物の種数 (a), 個体数 (b), シyajikモの個体数 (c), オトメフラスコモの個体数 (d), ササバモの個体数 (e) に対する, 土砂採取地点付近の1972年における沈水植生帯の面積と底質土砂の平均粒径の効果. 誤差構造をポアソン分布とする一般化線形モデルで分析した.

a. Number of submerged species

	Coef.	S. E.	z	P> z
Past vegetation area	9.907	5.309	1.866	0.062
Sediment particle size	-0.070	1.631	-0.043	0.966
Intercept	1.400	0.275	5.087	

b. Number of submerged species seedlings

	Coef.	S. E.	z	P> z
Past vegetation area	12.386	3.104	3.991	<0.001
Sediment particle size	-2.199	1.186	-1.855	0.064
Intercept	2.465	0.186	14.872	

c. Number of *Chara braunii* individuals

	Coef.	S. E.	z	P> z
Past vegetation area	21.913	6.482	3.380	<0.001
Sediment particle size	-3.780	3.135	-1.206	0.228
Intercept	0.767	0.375	2.043	

d. Number of *Nitella hyalina* individuals

	Coef.	S. E.	z	P> z
Past vegetation area	9.846	4.474	2.201	0.028
Sediment particle size	-2.981	1.801	-1.655	0.098
Intercept	1.834	0.234	7.829	

e. Number of *Potamogeton wrightii* seedlings

	Coef.	S. E.	z	P> z
Past vegetation area	-2.812	12.424	-0.226	0.821
Sediment particle size	4.909	2.317	2.119	0.034
Intercept	-0.044	0.552	-0.080	

ずに死亡することによる散布体バンクの浪費は避けなければならない. 散布体バンクを活用した植生再生は, 再生した植物の生育環境の再生への努力を同時に進めながら, 順応的に進める必要があるだろう.

謝 辞

独立行政法人水資源機構利根川下流総合管理所からは, 航路・樋門周辺の浚渫土砂のご提供から実験施設への輸送までご協力いただきました. 車軸藻類の同定では, 神戸大学理学研究科の坂山英俊先生にご協力をいただきました. また実験施設の管理では, 茨城県石岡市の川口明

氏, 矢野徳也氏にご協力をいただきました。2名の匿名査読者の方々からは, 論文の改善のために有益なご助言をいただきました。ここに記し, 心から感謝の意を表します。本研究の一部は, 科学研究費補助金(若手研究B19710198:西廣淳)による補助を受けて実施された。

摘 要

湖底の土砂中に含まれる散布体バンクは, 湖岸植生を再生させる際の材料として有用であることが示唆されている。本研究では, 湖内における土砂の採取場所間の種組成および密度の相違に影響する要因を明らかにするため, 霞ヶ浦内の12地点の湖底土砂の散布体バンクを発生法実験により分析した。散布体バンクからは, 全国版レッドリスト掲載種15種, 沈水植物15種を含む, 合計92分類群の維管束植物および車軸藻類が確認された。土砂採取地点付近の湖岸あるいは堤防法面に現存する植生と, 散布体バンクの種組成を比較したところ, その類似性は低かった。散布体バンク中の在来の水生・湿生植物の種数および個体数に対する, 土砂採取場所付近における過去の植生帯面積および現在の底質土砂の平均粒径の効果を, 一般化線形混合モデルを用いて分析した。その結果, 土砂の平均粒径による有意な負の効果が認められた。また, 沈水植物の種数および個体数に対して, 1970年代前半における沈水植物帯の面積による有意な正の効果が認められた。植生帯再生事業に用いる材料としての湖底の土砂中の散布体バンクの有効性が支持されるとともに, 事業に有効な散布体を含む土砂を探索する上で, 過去に存在した植生帯の面積や現在の湖底土砂の粒径組成が有用な手がかりとなることが示唆された。

引用文献

- Bigwood D. W. & Inouye D. W. (1988) Spatial pattern analysis of seed banks: an improved method and optimized sampling. *Ecology* **69**: 497-507.
- Brinson M. M. & Malvarez A. I. (2002) Temperate freshwater wetlands: types, status, and threats. *Environmental Conservation* **29**: 115-133.
- Brouwer E., Bobbink R., & Roelofs J. G. M. (2002) Restoration of aquatic macrophyte vegetation in acidified and eutrophied softwater lakes: an overview. *Aquatic Botany* **73**: 405-431.
- Chow-Fraser P. (2005) Ecosystem response to changes in water level of Lake Ontario marshes: lessons from the restoration of Cootes Paradise Marsh. *Hydrobiologia* **539**: 189-204.
- Cronk J. K. & Fennessy M. S. (2001) *Wetland plants: biology and ecology*. Lewis Publishers, London.
- Elias J. E. & Meyer M. W. (2003) Comparisons of undeveloped and developed shorelands, northern Wisconsin, and recommendations for restoration. *Wetlands* **23**: 800-816.
- Forcella F. (1984) A species-area curve for buried viable seeds. *Australian Journal of Agricultural Research* **35**: 645-652.
- Goodson J. M., Gurnell A. M., Angold P. G., & Morrissey I. P. (2003) Evidence for hydrochory and the deposition of viable seeds within winter flow-deposited sediments: the river dove, Derbyshire, UK. *River Research and Applications* **19**: 317-334.
- Grafen A. & Hails R. (2002) *Modern statistics for the Life Sciences*. Oxford University Press, Oxford.
- Grelsson G. & Nilsson C. (1991) Vegetation and seed-bank relationships on a lakeshore. *Freshwater Biology* **26**: 199-207.
- Gulati R. D. & van Donk E. (2002) Lakes in the Netherlands, their origin, eutrophication and restoration: state-of-the-art review. *Hydrobiologia* **478**: 73-106.
- Haag R. W. (1983) Emergence of seedlings of aquatic macrophytes from lake sediments. *Canadian Journal of Botany* **61**: 148-156.
- Hayashi I. & Numata M. (1971) Viable buried-seed population in the *Miscanthus* and *Zoysia* type grasslands in Japan-Ecological studies on the buried-seed population in the soil related to plant succession VI. *Japanese Journal of Ecology* **20**: 243-252.
- 廣瀬弘幸・山岸高旺 (1997) 日本淡水藻図鑑。内田老鶴圃, 東京。
- 石川茂雄 (1994) 原色日本植物種子写真図鑑。石川茂雄図書刊行委員会, 東京。
- 岩槻邦男 (1992) 日本の野生植物: シダ。平凡社, 東京。
- 角野康郎 (1994) 日本水草図鑑。文一総合出版, 東京。
- 環境省 (2007) 環境省自然環境局 報道発表資料「哺乳類, 汽水・淡水魚類, 昆虫類, 貝類, 植物 I 及び植物 II のレッドリストの見直しについて」2007年8月3日。
- 北村四郎・村田源 (1961) 原色日本植物図鑑草本編(中)。保育社, 大阪。
- 北村四郎・村田源・堀勝 (1957) 原色日本植物図鑑草本編(上)。保育社, 大阪。
- 北村四郎・村田源・小山鐵夫 (1964) 原色日本植物図鑑草本編(下)。保育社, 大阪。
- 小林四郎 (1995) 生物群集の多変量解析。蒼樹書房, 東京。
- Lauridsen T. L., Jensen J. P., Jeppesen E., & Sondergaard M. (2003) Response of submerged macrophytes in Danish lakes to nutrient loading reductions and biomanipulation. *Hydrobiologia* **506**: 641-649.
- Mäemets H. & Freiberg L. (2005) Long- and short-term changes of the macrophyte vegetation in strongly stratified hypertrophic Lake Verevi. *Hydrobiologia* **547**: 175-184.
- 宮脇成生・西廣淳・中村圭吾・藤原宣夫 (2004) 霞ヶ浦湖岸植生帯の衰退とその地点間変動要因。保全生態学研究 **9**: 45-56。
- Moriuchi K. S., Venable D. L., Pake C. E., & Lange T. (2000) Direct measurement of the seed bank age structure of a Sonoran Desert annual plant. *Ecology* **81**: 1133-1138.
- Nakayama N., Nishihiro J., Kayaba Y., Muranaka T., & Washitani I. (2007) Seed deposition of *Eragrostis curvula*, an invasive alien plant on a river floodplain. *Ecological Research* **22**: 696-701.
- Nienhuis P. H., Bakker J. P., Grootjans A. P., Gulati R. D., & de

- Jonge V.N. (2002) The state of the art of aquatic and semi-aquatic ecological restoration projects in the Netherlands. *Hydrobiologia* **478**: 219-233.
- 日本生態学会 (2002) 外来種ハンドブック. 地人書館, 東京.
- 西廣淳・高川晋一・宮脇成生・安島美穂 (2003) 霞ヶ浦沿岸域の湖底土砂に含まれる沈水植物の散布体バンク. 保全生態学研究 **8**: 113-118.
- Nishihiro J., Miyawaki S., Fujiwara N., & Washitani I. (2004) Regeneration failure of lakesore plants under an artificially altered water regime. *Ecological Research* **19**: 613-623.
- Nishihiro J., Nishihiro M. A., & Washitani I. (2006) Assessing the potential for recovery of lakeshore vegetation: species richness of sediment propagule banks. *Ecological Research* **21**: 436-445.
- Nishihiro J. & Washitani I. (2007) Restoration of lakeshore vegetation using sediment seed bank; studies and practices in Lake Kasumigaura, Japan. *Global Environmental Research* **11**: 171-177.
- 西廣淳・西口有紀・西廣 (安島) 美穂・鷺谷いづみ (2007) 湿地再生における外来植物対策: 霞ヶ浦の湖岸植生帯再生地における市民参加型管理の試み. 地球環境 **12**: 65-80.
- Ozimek T. (2006) The possibility of submerged macrophyte recovery from a propagule bank in the eutrophic Lake Mikolajskie (North Poland). *Hydrobiologia* **570**: 127-131.
- 桜井善雄・林一六・渡辺義人・天白精子・大橋通成 (1973) 霞ヶ浦生物調査報告書: 水生植物. 建設省霞ヶ浦工事事務所, 水資源開発公団霞ヶ浦開発建設所, 78-148.
- Schmieder K. (2004) European lake shores in danger-concepts for a sustainable development. *Limnologia* **34**: 3-14.
- Sculthorpe C. D. (1967) *The Biology of Aquatic Vascular Plants* Edward Arnold Publishers, London.
- Shay J.M., de Geus P.M.J., & Kapinga M.R.M. (1999) Changes in shoreline vegetation over a 50-year period in the delta marsh, Manitoba in response to water levels. *Wetlands* **19**: 413-425.
- Simpson R.L., Leck M. A., & Parker V.T. (1989). Seed banks: general concepts and methodological issues. In *Ecology of Soil Seed Banks* (eds M. A. Leck, V. T. Parker & R. L. Simpson). Academic Press, San Diego.
- Telewski F.W. & Zeevaart J. A. D. (2002) The 120-yr period for Dr. Beal's seed viability experiment. *American Journal of Botany* **89**: 1285-1288.
- Ter Heerdt G. N. J., Schutter A., & Bakker J. P. (1999) The effect of water supply on seed-bank analysis using the seedling-emergence method. *Functional Ecology* **13**: 428-430.
- Touzard B., Amiaud B., Langlois E., Lemauiel S., & Clement B. (2002) The relationships between soil seed bank, above-ground vegetation and disturbances in an eutrophic alluvial wetland of Western France. *Flora* **197**: 175-185.
- Van der Valk A. (1981) Succession in wetlands: A Gleasonian approach. *Ecology* **62**: 688-696.
- Van der Valk A., Pederson R. L., & Davis C. B. (1992) Restoration and creation of freshwater wetlands using seed banks. *Wetlands Ecology and Management* **1**: 191-197.

Gramineae	<i>Alopecurus aequalis</i> Sobol. var. <i>amurensis</i> (Kom.) Ohwi					1/0	1/0	1/0	スズメノテッポウ
	<i>Andropogon virginicus</i> L.						1/0		メリケンカルカヤ
Typhaceae	<i>Digitaria ciliaris</i> (Retz.) Koeler					1/0			メキシバ
	<i>Echinochloa crus-galli</i> (L.) P. Beauv.					1/0		1/0	アキメシバ
	<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.					1/0			イヌビエ
	<i>Isachne globosa</i> (Thunb.) Kuntze					1/0		0/1	オヒシバ
	<i>Leptochloa chinensis</i> (L.) Nees								チゴザサ
	<i>Panicum dichotomiflorum</i> Michx.								アゼガヤ
	* <i>Poa annua</i> L.	1/0				1/0			オオクサキビ
	<i>Polypogon fugax</i> Nees ex Steud	1/1							スズメノカタビラ
	<i>Pseudoraphis ukishiba</i> Ohwi								ヒエガエリ
	<i>Sporobolus fertilis</i> (Steud.) Clayton					1/0			ウキシバ
	<i>Typha latifolia</i> L.	0/1				0/1			ネズミノオ
	<i>Bolboschoenus kosheimikovi</i> (Litv.) A. E. Kozhev.	2/0						7/0	ガマ
	<i>Carex dimorpholepis</i> Steud.								コウキヤガラ
	<i>Carex neurocarpha</i> Maxim.								アゼナルコ
	<i>Cyperus brevifolius</i> (Rottb.) Hassk. var. <i>leiolepis</i> (Franch. et Sav.) T. Koyama	1/0					1/0	7/0	ミコシガヤ
Cyperaceae	<i>Cyperus difformis</i> L.	1/2							ヒメクダ
	<i>Cyperus flaccidus</i> R. Br.	1/0							タマガヤツリ
	<i>Cyperus glomeratus</i> L.								ヒナガヤツリ
	<i>Cyperus iria</i> L.	1/0							ヌマガヤツリ
	<i>Cyperus microiria</i> Steud.	1/0							コゴメガヤツリ
	<i>Cyperus nipponicus</i> Franch. et Sav.	6/0				1/0		1/0	カヤツリグサ
	<i>Cyperus polystachyos</i> Rottb.	21/0							アオガヤツリ
	<i>Eleocharis congesta</i> D. Don								イガガヤツリ
	<i>Fimbristylis aestivalis</i> (Retz.) Vahl	3/0					1/0		ハリイ
	<i>Fimbristylis dipsacea</i> (Rottb.) C. B. Clarke								コアゼテンツキ
	<i>Fimbristylis littoralis</i> Gaudich.								アオテンツキ
	<i>Fimbristylis velata</i> R. Br.								ヒデリコ
	<i>Schoenoplectus hatarui</i> (Ohwi) Holub								メアゼテンツキ
	<i>Schoenoplectus tabernaemontani</i> (C. C. Gmel.) Palla							1/1	ホタルイ
	<i>Schoenoplectus triquetus</i> (L.) Palla								フトイ