琵琶湖の浚渫土中の散布体バンクの種組成と空間的分布

今西亜友美^{*1)}・小田龍聖²⁾・今西純一¹⁾・夏原由博³⁾・森本幸裕¹⁾

1) 京都大学大学院地球環境学堂 Graduate School of Global Environmental Studies, Kyoto University

2) 京都大学大学院農学研究科 Graduate School of Agriculture, Kyoto University

3) 名古屋大学大学院環境学研究科 Graduate School of Environmental Studies, Nagoya University

摘要: 琵琶湖の浚渫土中の散布体バンクの種組成と、空間的分布に関係する環境変数を明らかにするため、琵琶湖北湖 8 地点において浚渫土を採取し、撒きだし実験を行った。その結果、車軸藻類 2 分類群、蘇苔類 1 種、シダ植物 1 種・1 分類群、維管束植物 48 種・2 分類群からなる 50 種・5 分類群が確認された。現存植生調査では記録されたオオカナダモやコカナダモなどの外来の水生植物は発芽しなかった。一般化線形モデルによる分析の結果、水生植物の種数は砂の割合によって説明され、沈水植物、水生植物および在来の水生・湿生植物の個体数は砂の割合と前回の浚渫からの経過年数によって説明された。これらの結果から、浚渫土の粒径組成と浚渫後の経過年数は、散布体バンク内の種数と個体数が多い地点を予測する際に重要な指標となりうることが示唆された。

キーワード: 埋土種子, 湖底土, 実生出現法, 切れ藻, 粒径

IMANISHI, Ayumi, ODA, Kimisato, IMANISHI, Junichi, NATUHARA, Yoshihiro and MORIMOTO, Yukihiro: **Species composition and spatial distribution of sediment propagule bank in Lake Biwa.**

Abstract: We examined propagule bank in dredged soils collected from 8 sites in Lake Biwa using the seedling emergence method to reveal species composition and environmental variables related to spatial distribution of the sediment propagule bank. Fifty species and 5 taxa consisting of 2 Characeae, 1 bryophyte, 2 pteridophyte, and 50 angiosperms were recorded. Alien aquatic plant species such as *Egeria densa* and *Elodea nuttallii* which were recorded before dredging didn't germinate. Generalized linear models revealed that number of aquatic species was explained by percentage of sand, and that numbers of seedlings of submerged species, aquatic species, and indigenous wetland species were explained by percentage of sand and years after previous dredging. These results suggested that grain size composition of sediments and years after previous dredging are important environmental variables to find species-rich and high-density propagule bank.

Key words: seed bank, lake-bottom sediment, seedling emergence method, vegetative propagation, grain size

1. はじめに

滋賀県の琵琶湖では、沿岸部の航路を維持するために、湖底の土砂の堆積や水生植物の繁茂の状況を監視して、必要に応じて土砂の浚渫が行われており、毎年約 15,000~20,000 m³の浚渫土が発生している。浚渫土は現在、土地改良区圃場整備のための基盤造成に活用されているが、毎年大量に発生する浚渫土の新たな活用先の検討が求められている。砂質の浚渫土は、養浜に利用するなどの活用法があるが、琵琶湖で発生する浚渫土は砂とシルトが混在しているものが多く、シルトが多く含まれる浚渫土については、活用法が見出せていない。そこで、新たな活用法として、浚渫土に含まれる種子等を利用したビオトープの造成が検討されている。揚陸施設に仮置きされた浚渫土から発芽した植物の調査が 2007 年に

行われ、希少種 19 種を含む 279 種が確認され、浚渫土は希少種の再生にも有効である可能性が示唆された³⁾。

土壌中の散布体バンク（種子、胞子、栄養繁殖体の集団）の種数や密度は、空間的に不均一であることが知られている¹⁾。ビオトープの造成など植生再生のための資材として散布体バンクを利用する場合は、再生が望まれる植物の散布体を含む場所の土砂を選択する必要がある。散布体バンクの種数や密度と関係のある環境条件が明らかになれば、採取する土砂に含まれる散布体の分布の予測が可能となる。

水域の散布体バンクの空間的分布に関係する環境条件について、これまでに湖沼^{6, 25)}や河川⁴⁾、沿岸域⁹⁾、沿岸礫湖²²⁾を対象とした研究が行われている。しかし、浚渫という人為的攪乱が繰り返し行われている水域を対象とした研究は、茨城県の霞ヶ浦を対象とした研究¹³⁾以外には見当たらない。霞

* 連絡先著者 (Corresponding author): E-mail: ayumi.imanishi@a.email.ne.jp

〒606-8501 京都市左京区吉田本町 Yoshida-Honmachi, Sakyo-ku, Kyoto 606-8501, Japan

ヶ浦では、1970年代以降、湖岸植生帯が衰退しており、現在も沈水植物を含む湖岸植生が豊富な琵琶湖とは散布体バンクの種組成や空間的分布に関する環境変数が異なることが予想される。

そこで本研究では、琵琶湖の航路維持浚渫土に含まれる散布体バンクの種組成と、空間的分布に関する環境変数を明らかにし、植生再生に向けた浚渫土の有効利用について検討することを目的とした。

2. 方法

2.1 調査対象地

琵琶湖沿岸の独立行政法人水資源機構が選定した2008年度の浚渫対象漁港または舟溜11地点のうち、2.3で述べる撒きだし実験のための浚渫土の採取が困難であった3地点を除く、8地点を対象とした(図-1)。8地点のうち2地点は北湖西岸、6地点は北湖東岸に位置する。底質や沈水植物の繁茂状況は地点間で異なり²⁾、琵琶湖における環境の幅を広く含むことができていると考えられる。浚渫は、2008年9月11日から10月21日にかけて行われた。浚渫土は、北湖沿岸部の揚陸施設2箇所に、地点ごとに分けて野積みで保管された(図-1)。

2.2 現存植生調査

浚渫前の2008年8月27日と31日に、各地点において現存植生調査を行った。調査は、浚渫予定範囲である水域と、湖岸線沿いの陸域を対象とした。水域では、目視にて観察された植物を記録するとともに、浜端⁷⁾が考案した沈水植物採取用のサンプラーを水中に投入し、採取された植物を記録した。サンプラーは各地点で位置を変えて10回程度投入し、3回連続で新しい種が記録されなくなった時点で終了した。陸域では、浚渫予定範囲のすべての湖岸線沿いの陸側に幅2mのライントランセクトを設置し、観察された植物を記録した。

2.3 撒きだし実験

散布体バンクの種組成や密度を把握するために、実際に発芽する種を確認できる実生出現法を用いた。2008年11月18日と12月2日に揚陸施設から撒きだし実験に用いる浚渫土のサンプルを採取した。各地点の浚渫土内の散布体の偏りを考慮し、等間隔に15の採取箇所を設定し、各箇所から約1Lの浚渫土を採取してプラスチック容器内で混合した。なお、野積みされていた期間に飛来した散布体の混入を避けるため、表層から20cmまでを除去した後、その下の土を採取した。採取した浚渫土はプラスチック容器に密閉し、実験開始まで琵琶湖・淀川水質浄化共同実験センター(Biyoセンター)内の目陰でブルーシートをかけて保管した。

京都大学フィールド科学教育研究センター北白川試験地に設置したビニールハウス内にて、2009年3月5日に31.0cm×20.5cmの大きさのプラスチック容器に3cmの厚さで、浚渫土を撒きだした。水位条件によって発芽する種が異なるため、各地点に対し4通りの水位条件とし、各水位条件に対し

図-1 調査地点
Fig. 1 Study sites

2つずつの容器を準備して実験を行った。水位条件は、1日1回灌水、地表面まで湛水、5cmの湛水、15cmの湛水とした。灌水区では容器の底に排水口を設け、装置により毎日灌水した。また、周囲からの種子の混入がないか確認するため、種子の入っていない水生植物栽培用土壌(水生植物の土、株式会社花ごころ、愛知)を、浚渫土と同様に3cm厚で撒きだし、上記の4通りの水位条件で、各水位条件に対し2つずつの容器を準備して対照区とした。容器はビニールハウス内にランダムに配置し、2009年11月15日まで発芽した植物の種名と個体数を記録した。なお、湿地の土壌の撒きだし実験を2年間行った先行研究では、全発芽個体数の90%以上が実験開始後3ヶ月で発芽したことが報告されており²⁴⁾、今回の撒きだし期間で浚渫土中の散布体バンクを十分に把握できたと考えられる。発芽した個体をナンバリングし、種子散布前に同定し、抜き取った。種子形成前の同定が困難な種については、別容器に移植して栽培し同定した。

2.4 環境変数

先行研究^{4, 13)}を参考にして、散布体バンクの種数や個体数に関係する可能性のある環境変数として、浚渫土の粒径、有機物量、前回の浚渫からの経過年数、沈水植物各種の出現頻度を取り上げた。なお、沈水植物全体の量も散布体バンクの種数や個体数に関係する可能性があるが、琵琶湖における沈水植物群落の分布は、波浪の影響を受けていることが指摘されている⁸⁾。波浪による浸食が大きい場所では粒径の小さいシルトや粘土は流されやすく、相対的に砂の占める割合が大きくなるため、沈水植物全体の量は粒径組成に表されていると考え、環境変数としては取り上げなかった。

2.4.1 浚渫土の粒径の分析

各地点の浚渫土約10gを、篩を用いて粗砂(>250μm)、細砂(250~50μm)、粗シルト(50~20μm)に分画し、105℃で絶乾後、質量を測定した。また、細シルト(20~2μm)と粘土(<2μm)はピペット法により分画し、105℃で絶乾後、質量を測定した。上記の方法で分画した構成要素を砂(>50μm)、シルト(50~2μm)、粘土(<2μm)

に再区分し、それぞれの質量に基づいて構成比を算出した。

2.4.2 浚渫土中の炭素および窒素の割合の測定

各地点の浚渫土を、全自動元素分析装置 (vario Max CN, エレメンタル社, ドイツ) を用いて燃焼させ、炭素および窒素の割合を測定した。炭素および窒素の割合を合わせて、各地点の浚渫土に含まれる有機物の割合の指標とした。

2.4.3 沈水植物各種の出現頻度の算出

撒きだし実験で計 20 個体以上が記録された沈水植物種を対象に、独立行政法人水資源機構琵琶湖総合開発管理所が潜水観察に基づいて作成した 2007 年の沈水植物種別の分布図²⁾を参照し、各地点周辺の当該種の出現頻度を求めた。この分布図には、琵琶湖全体を網羅する 109 箇所の調査区における沈水植物の種別の出現区画数 (幅 2 m のライン上に 10 m 毎に設定された区画に当該種が出現した区画数) が記録されている。本研究の各地点に最も近い調査区の出現区画数を当該種の出現頻度の指標とした。

2.5 分析

植生調査および撒きだし実験で記録された種を国外外来種と在来種に分類した。国外外来種であることは清水²¹⁾への掲載の有無で判断した。また、環境省¹¹⁾、近畿¹⁶⁾、滋賀県²⁰⁾のレッドリストに掲載されているかを調べた。さらに、水生植物、湿生植物、その他の植物に区分した。水生植物であることは角野¹⁰⁾への掲載の有無で判断し、さらに沈水植物、浮葉植物、浮遊植物、抽水植物に区分した。湿生植物であることは、佐竹ら^{17, 18, 19)}、清水²¹⁾と谷城²³⁾に記載された生育環境の説明にて「(水) 湿地」、「水田」、「水辺」、「池沼」、「川」、「湿気のある」が挙げられていることで判断した。

現存植生調査で記録された種組成と、撒きだし実験で記録された種組成の共通性を、各地点で Sørensen の類似度を算出して評価した。この際、現存植生調査と撒きだし実験で確認されたすべての種を対象にした場合と、水生植物のみを対象にした場合の 2 つの類似度を算出した。なお、水位条件によって発芽した種が異なり、特定の水位条件のみでは散布体バンクの種組成を十分に把握できていないと考え、撒きだし実験の種組成については、各地点のすべての容器のデータを合算して扱った。

散布体の空間的分布に関係する環境変数を明らかにするために、沈水植物、水生植物および在来の水生・湿生植物の種数および個体数を応答変数とし、浚渫土中の砂、シルト、粘土の割合、有機物の割合、前回の浚渫からの経過年数のうち、変数間の相関係数の絶対値が 0.7 以上のものを除外して説明変数とし、ポアソン分布を誤差構造とする一般化線形モデルによって分析した。採用された環境変数のすべての組み合わせを説明変数とする複数のモデルを作成し、各モデルの AIC を比較して、最も説明力の高かったモデルを採用した。

また、個々の種に対する分析として、撒きだし実験で計 20 個体以上が記録された水生植物種を対象に、各地点の個体数を応答変数とし、同様の一般化線形モデルを作成して分析し

た。なお、沈水植物については、他の環境変数との間に絶対値が 0.7 以上の相関がない場合は分布図²⁾における出現頻度を説明変数に加えて分析した。分析においては、各地点で全水位条件の個体数を合わせて扱った。

相関係数の算出には、SPSS Statistics 17.0 (IBM 社, USA) を用い、一般化線形モデルによる分析は、R version 2.13.2¹⁵⁾を用いて行った。有意水準は 0.05 に設定した。

3. 結果

3.1 種数および種組成

撒きだし実験の結果、車軸藻類 2 分類群、蘚苔類 1 種、シダ植物 1 種・1 分類群、維管束植物 48 種・2 分類群からなる 50 種・5 分類群、計 941 個体が記録された (以降、便宜的に分類群も種として扱う)。最も個体数が多かった種はミズワラビ (*Ceratopteris thalictroides* (L.) Brongn.) で 154 個体、2 番目に多かった種はヒロハノエビモ (*Potamogeton perfoliatus* L.) で 130 個体、次にアオガヤツリ (*Cyperus nipponicus* Franch. et Savat.) が 119 個体、ネジレモ (*Vallisneria asiatica* Miki var. *biwaensis* Miki) が 108 個体と続き、これらの 4 種で総記録個体数の 54 % を占めた。なお、対照区では植物の発芽は確認されなかった。

撒きだし実験で記録された種のうち、在来種は 47 種、そのうち在来の水生植物、湿生植物は、それぞれ 16 種と 13 種であった。在来の水生植物のうち、沈水植物は 9 種、浮葉植物は 1 種、浮遊植物は 2 種、抽水植物は 4 種であった。環境省、近畿、滋賀県のレッドリストに掲載されている水生植物種はイチョウウキゴケ (*Ricciocarpos natans* (L.) Corda)、ミズワラビ、ネジレモ、ヒロハノエビモ、イバラモ (*Najas marina* L.) の 5 種であった (表-1)。

現存植生調査と、撒きだし実験で記録された種組成の Sørensen の類似度は、すべての種を対象にすると、全地点の平均で 0.15、最小は地点 C で 0.00、最大は地点 F で 0.27 であった。水生植物のみを対象にすると、平均で 0.28、最小は地点 C で 0.00、最大は地点 D で 0.48 であった (表-1)。

現存植生調査では、オオカナダモ (*Egeria densa* Planch.)、コカナダモ (*Elodea nuttallii* (Planch.) St. John)、ハゴロモモ (*Cabomba caroliniana* A. Gray)、オオフサモ (*Myriophyllum aquaticum* (Vellozo) Verdc.)、キシウスズメノヒエ (*Paspalum distichum* L.)、ホテイアオイ (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms-Laub.) といった外来の水生植物が記録されたが、撒きだし実験ではいずれの種も発芽しなかった (表-1)。

3.2 散布体の空間的分布に関係する環境変数

撒きだし実験で記録された在来の水生・湿生植物の種数は、最も多い地点 D、F、H で 14 種、最も少ない地点 C で 6 種であった (図-2a)。個体数は、西岸の地点 G と H で多く、それぞれ 171 個体と 167 個体が記録され、最も少ない地点 C は 18 個体であった (図-2b)。種数の多い地点では、個体

表-1 植生調査または撒きだし実験で記録された水生植物

Table 1 Aquatic plant species that recorded in vegetation survey and/or that germinated from sediment.

Species	Criteria*			Site**							
	Japan	Kinki	Siga	A	B	C	D	E	F	G	H
<i>Chara</i> sp.				-/1		-/1	-/1	-/3	-/1	-/2	
<i>Nitella</i> sp.									-/5	-/4	-/3
<i>Ricciocarpos natans</i>	NT		Monitor						-/+	-/+	
<i>Ceratopteris thalictroides</i>		NT		-/1					-/26	-/49	-/78
<i>Azolla</i> sp.									+0	+0	
<i>Alisma canaliculatum</i>											-/1
<i>Sagittaria trifolia</i>						-/1					
<i>Egeria densa</i>					+0		+0	+0	+0	+0	+0
<i>Elodea nuttallii</i>					+0			+0		+0	+0
<i>Hydrilla verticillata</i>				+3	+1		+1	+0	-/10	+1	+3
<i>Hydrocharis dubia</i>	NT	C	Other	+0	+0		+0		+0		
<i>Vallisneria denseserrulata</i>		C	Other	+0			+0	+0			
<i>Vallisneria asiatica</i> var. <i>biwaensis</i>			Geo	+0	+1		+2	+3	+12	+68	+22
<i>Potamogeton malaianus</i>				-/6	+0		+3		-/6	+7	+5
<i>Potamogeton perfoliatus</i>			Geo	-/6	+0		+22	+40	+17	+26	+19
<i>Potamogeton anguillanus</i>			Rare	+0	+0		+0	+0	+0	+0	+0
<i>Potamogeton maackianus</i>				+0	+0		+0	+0	+0	+0	+0
<i>Potamogeton oxyphyllus</i>											+0
<i>Najas marina</i>		C	Other	+0		-/1	+1	+1	+4	+0	+0
<i>Lemna aoukikusa</i>					+0			+0	+0	+0	
<i>Spirodela polyrrhiza</i>				+/+	+0		+/+	+0	+0	+0	
<i>Sparganium</i> sp.							+0		+0	+0	
<i>Typha latifolia</i>									-/4		-/1
<i>Cabomba caroliniana</i>								+0			
<i>Nuphar japonicum</i>			Rare							+0	
<i>Ceratophyllum demersum</i>					+0		+0	+0	+0	+0	+0
<i>Trapa japonica</i>				+0	+0		+0	+0	+1		
<i>Myriophyllum spicatum</i>				+0	+0		+0	+1	+0	+0	+0
<i>Myriophyllum aquaticum</i>							+0		+0	+0	
<i>Myriophyllum</i> sp.				+0							
<i>Elatine triandra</i>						-/1				-/3	
<i>Paspalum distichum</i>						+0			+0		
<i>Pseudoraphis ukishiba</i>		C	Rare				+0				
<i>Phragmites australis</i>				+0	+0		+0		+0	+0	+0
<i>Murdannia keisak</i>				+0							
<i>Eichhornia crassipes</i>									+0		
<i>Monochoria vaginalis</i>					+0						
Sørensen index				0.21	0.21	0.00	0.48	0.40	0.30	0.30	0.35

Bold and underlined species means an alien species.

* Criteria, Japan: NT, Near threatened in the Red List of the Ministry of the Environment of Japan¹¹⁾
Kinki: C, Endangered rank C; NT, Near threatened (Endangered risk: C > NT) in the Red Data Book of Kinki region¹⁶⁾Siga: Rare, Rare species; Monitor, Species that need to be monitored; Geo, Important species because of the geographical distribution; Other, The other important species in the Red Data Book of Shiga prefecture²⁰⁾**Site, "+," and "-" in the left side indicate that the species was recorded and was not recorded in vegetation survey, respectively. Number of seedlings that germinated from sediment in each site (0.51 m² each) were shown in the right side. In the right side, species that germinated but that were uncountable such as Lemnaceae species are indicated by +.

表-2 環境変数間の相関係数

Table 2 Correlation among environmental variables.

	%silt	%clay	%organic matter	Years after previous dredging	Frequency in distribution map		
					<i>V. asiatica</i> var. <i>biwaensis</i>	<i>P. malaianus</i>	<i>P. perfoliatus</i>
%sand	-0.99**	-0.93**	-0.98**	-0.10	-0.92**	-0.30	-0.53
%silt		0.87**	0.98**	0.08	0.92**	0.20	0.48
%clay			0.90**	0.13	0.84**	0.52	0.59
%organic matter				0.00	0.90**	0.20	0.49
Years after previous dredging					-0.20	0.56	-0.15

*: $p < 0.05$, **: $p < 0.01$

図-2 各地点の浚渫土から発芽した在来水生・湿生植物の(a)種数と(b)個体数

Fig. 2 Number of (a) species and (b) seedlings of indigenous wetland species germinated from sediment.

数も比較的多い傾向が見られた。

環境変数間の相関係数を表-2に示す。砂の割合は、前回の浚渫からの経過年数を除くすべての変数に対して、絶対値が0.7以上の有意な相関があった。そこで、砂の割合と前回の浚渫からの経過年数を説明変数として、すべての組み合わせについて一般化線形モデルによる分析を行った。その結果、在来の水生・湿生植物の種数以外には、2つの説明変数を含むモデルが最も説明力が高かった(表-3)。水生植物の種数に対して、砂の割合の有意な負の効果が見られた(表-3b)。また、沈水植物(表-3d)、水生植物(表-3e)と在来の水生・湿生植物の個体数(表-3f)に対して、砂の割合と前回の浚渫からの経過年数による有意な負の効果が見られた。モデルの説明力(説明された逸脱度)は、在来の水生・湿生植物の種数以外についてはすべて80%以上であった。

撒きだし実験で計20個体以上が記録された水生植物は、ミズワラビ、ネジレモ、ササバモ(*P. malaianus* Miq.)、ヒロハノエビモの4種であった。ササバモ、ヒロハノエビモでは、沈水植物の分布図²⁾における出現頻度と他の環境変数との間に、絶対値0.7以上の相関が見られなかった(表-2)ため、分布図²⁾における出現頻度も説明変数に加えて分析を行った。一般化線形モデルによる分析の結果、ミズワラビ、ネジレモ、ササバモについては砂の割合と前回の浚渫からの経過年数を含むモデルが、ヒロハノエビモについてはそれら2つの変数に分布図²⁾における当該種の出現頻度を加えたモデルが最も説明力が高かった(表-4)。ミズワラビの個体数に対しては、砂の割合による有意な負の効果が見られ(表-4a)、ネジレモ(表-4b)、ササバモ(表-4c)、ヒロハ

表-3 沈水, 水生, 在来の水生・湿生植物の種数と個体数に対する砂の割合と前回の浚渫からの経過年数の効果

Table 3 Effects of percentage of sand and years after previous dredging on number of species or seedlings of submerged, aquatic and indigenous wetland species

	% sand	Years after previous dredging	Intercept	Explained deviance (%)	AIC (selected model/null model)
Number of					
(a) submerged species	-0.01	-0.10	3.32**	90.0	33.6 / 34.2
(b) aquatic plant species	-0.02*	-0.08	3.81**	82.6	36.7 / 39.7
(c) indigenous wetland species	—	—	2.41**	0.0	41.5 / 41.5
Number of seedlings of					
(d) submerged species	-0.04**	-0.26**	8.28**	90.7	67.6 / 276.6
(e) aquatic plant species	-0.06**	-0.16**	8.98**	88.3	99.5 / 487.7
(f) indigenous wetland species	-0.03**	-0.13**	7.75**	83.4	106.6 / 366.6

*: $p < 0.05$, **: $p < 0.001$

Models that have the highest power of explanation are shown.

ノエビモ (表-4d) の個体数に対しては, 砂の割合と前回の浚渫からの経過年数による有意な負の効果が見られた。ミズワラビとネジレモのモデルの説明力は 90 % 以上であり, ササバモとヒロハノエビモのモデルの説明力は 50 % 程度であった。

4. 考察

4.1 散布体バンクの種組成

撒きだし実験で記録された水生植物は, すべて在来種であった (表-1)。水生植物 16 種のうち, 希少種はイチョウウキゴケ, ミズワラビ, ネジレモ, ヒロハノエビモ, イバラモの 5 種であった (表-1)。外来の水生植物は, 現存植生調査では記録されたが, 撒きだし実験では発芽しなかった。特に, 現存植生調査で記録された外来の水生植物のうち, オオカナダモ, コカナダモは多くの地点で見られたにもかかわらず, どの地点でも発芽しなかった (表-1)。オオカナダモとコカナダモは日本には雄株のみが帰化しており, 日本では切れ藻による栄養繁殖を行っている¹⁰⁾。本実験では, 2008 年 9 月から 10 月に浚渫された浚渫土を, 揚陸施設にて野積みで保管した後, 11 月中旬と 12 月初旬に実験に必要な量を採取してプラスチック容器に密閉し, 撒きだし実験を開始する 2009 年 3 月初旬までブルーシートで遮光して日陰に保管していた。野積み保管期間または撒きだし実験前の密閉遮光保管期間に, 切れ藻が乾燥したか, 光量が不足して光合成できずに, 枯死した可能性がある。

現存植生と散布体バンクの種組成の類似度は, すべての植物を対象とすると平均で 0.15, 水生植物を対象とすると平均で 0.28 であった。湖岸植生帯が衰退した霞ヶ浦の散布体バンクと湖岸植生の類似度は 0.04 と低かったことが報告されている¹³⁾。琵琶湖では, 沈水植物を含む湖岸植生が霞ヶ浦より

表-4 各種の個体数に対する砂の割合と前回の浚渫からの経過年数, 対象種の分布図 2) における出現頻度の効果

Table 4 Effects of percentage of sand, years after previous dredging and frequency in distribution map of the target species on number of seedlings of each species

	% sand	Years after previous dredging	Frequency in distribution map of the target species	Intercept	Explained deviance (%)	AIC (selected model/null model)
Number of seedlings of						
(a) <i>Ceratopteris thalictroides</i>	-0.18**	0.09	—	13.37**	91.3	52.9 / 340.6
(b) <i>Vallisneria spiralis</i> var. <i>biwaensis</i>	-0.11**	-0.35**	—	11.63**	95.1	39.5 / 241.6
(c) <i>Potamogeton malaianus</i>	-0.03**	-0.21*	—	4.92**	46.1	38.3 / 46.8
(d) <i>Potamogeton perfoliatus</i>	-0.03**	-0.32**	-0.01	6.82**	57.4	81.6 / 136.1

*: $p < 0.05$, **: $p < 0.001$

Models that have the highest power of explanation are indicated.

も豊富であったため, 類似度が霞ヶ浦より高かったと考えられる。今回の結果からは, 現存植生の種組成によって散布体バンクの種組成を予測できるほど類似度は高くなかった。

4.2 散布体の空間的分布に関係する環境変数

撒きだし実験で多くの種が記録された地点では, 希少種も記録される傾向にあり (表-1), また個体数も多い傾向にあった (図-2)。

一般化線形モデルによる分析の結果, 水生植物の種数と個体数 (表-3b, e), 沈水植物の個体数 (表-3d), 在来の水生・湿生植物の個体数 (表-3f) に対して, 砂の割合による有意な負の効果が見られた。先行研究においても, 底質土砂の粒径と散布体バンクの種数や個体数¹³⁾, 種組成⁴⁾に関係があることが報告されている。水生・湿生植物の種子は水によって流されるため, 比重や形状などの物理的特性が類似した土砂と同じ地点に堆積しやすい^{5, 14)}。土砂は水流や波浪によって移動させられ, これらによる浸食が大きい場所では粒径の小さいシルトや粘土は流れやすく, 相対的に砂の割合が大きくなる。種子等の散布体は小さく, 軽いものが多いため, シルトや粘土と同じ場所に堆積しやすいと考えられた。

沈水植物の個体数 (表-3d), 水生植物の個体数 (表-3e) および在来水・湿生植物の個体数 (表-3f) に対しては, 前回の浚渫からの経過年数による負の効果がみられた。分析前は, 前回の浚渫からの経過年数が長いほど, より多くの種子が堆積すると予想していたが, 反対の結果が得られた。浚渫の時期は, 湖底の土砂の堆積と水生植物の繁茂の状況を監視して決定される。前回の浚渫からの経過年数が短いことは, 短期間に植生が再生されたことを意味しており, 例えば, 周囲からの種子供給量が多いことが考えられた。

撒きだし実験で計 20 個体以上が記録された水生植物 4 種の個々の種の分析においても, 砂の割合と前回の浚渫からの経過年数には, おおむね有意な負の効果が見られた (表-4)。

以上の種数あるいは個体数を説明するモデルにおいて, 砂の割合が負の効果を示したことから, これまでに活用法が見

出せていなかった粒径の小さいシルトや粘土を多く含んだ浚渫土のほうが、散布体を多く含み、植生再生への有用性が高いことが確認された。

5. まとめ

琵琶湖の浚渫土中の散布体バンクの種組成と、空間的分布に関係する環境変数を明らかにするため、琵琶湖北湖 8 地点において浚渫土を採取し、撒きだし実験を行った。その結果、現存植生と散布体バンクの種組成の類似度は低く、現存植生から散布体バンクの種組成を予測することは難しいことが示された。撒きだし実験で記録された水生植物は、すべて在来種であり、現存植生調査で記録された外来の水生植物が発芽しなかったことは特筆すべき点である。今後、外来の水生植物の発芽を抑止する方法を確立することができれば、浚渫土を用いた植生再生がさらに効果的になると考えられる。

散布体バンクの種数や密度に関係する環境変数として、浚渫土中の砂の割合が挙げられた。琵琶湖北湖では、粒径の大きい礫や砂は東岸では連続的に分布しているが、西岸では部分的でより粒径の小さい浚渫土が卓越していることが報告されている¹²⁾。このことから、西岸の浚渫土には、より多くの散布体が含まれている可能性が示唆された。

謝辞：本研究の実施にあたって、独立行政法人水資源機構琵琶湖総合開発管理所からは、実験試料を提供いただいた。琵琶湖・淀川水質浄化共同実験センターには実験の準備等に協力いただいた。実験試料の粒径と有機物量の分析にあたっては、京都大学大学院農学研究科土壌学研究室および同大学地球環境学舎の境優氏に協力いただいた。ここに記し、感謝の意を表す。本研究の一部は、(財)クリタ水・環境科学振興財団による助成を受けて実施された。

引用文献

- Bigwood, D. W. and Inouye, D. W. (1988) Spatial pattern analysis of seed banks: an improved method and optimized sampling. *Ecology*, 69: 497-507.
- 独立行政法人水資源機構琵琶湖開発総合管理所 (2009) 琵琶湖沈水植物図説, 252pp.
- 独立行政法人水資源機構琵琶湖開発総合管理所・株式会社環境総合テクノス (2007) 浚渫土発芽植物調査報告書.
- Goodson, J. M., Gurnell, A. M., Angold, P. G. and Morrissey, I. P. (2002) Riparian seed banks along the lower River Dove, UK: their structure and ecological implications. *Geomorphology*, 47: 45-60.
- Goodson, J. M., Gurnell, A. M., Angold, P. G. and 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.
- Grelsson, G. and Nilsson, C. (1991) Vegetation and

- seed-bank relationship on a lakeshore. *Freshwater Biology*, 26: 199-207.
- 浜端悦治 (1999) 小川原湖における沈水植物群落の種類組成と分布, 植生学会誌, 16: 69-81.
- 浜端悦治 (2005) 琵琶湖の沈水植物群落, 琵琶湖研究所記念誌 (所報 22 号): 105-119.
- Inglis, G. J. (2000) Disturbance-related heterogeneity in the seed banks of a marine angiosperm. *Journal of Ecology*, 88: 88-99.
- 角野康郎 (1994) 日本水草図鑑, 文一総合出版, 179pp.
- 環境省 (2007) 植物レッドリスト, http://www.biodic.go.jp/rdb/rdb_f.html, 2011 年 10 月 17 日参照.
- 公文富士夫・紙谷敏夫・須藤浩一・井内美郎 (1993) 琵琶湖底表層浚渫土の粒径分布. 地質学論集, 39: 53-60.
- 黒田英明・西廣 淳・鷲谷いづみ (2009) 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, 応用生態工学, 12 (1): 21-36.
- Nakayama, N., Nishihira, J., Kayaba, Y., Muranaka, T. and Washitani, I. (2007) Seed deposition of *Eragrostis curvula*, an invasive alien plant on a river floodplain. *Ecological Research*, 22: 696-701.
- R Development Core Team (2011) R: A language and environment for statistical computing. R foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- レッドデータブック近畿研究会 (2001) 改訂・近畿地方の保護上重要な植物—レッドデータブック近畿 2001—, 財団法人平岡環境科学研究所, 164pp.
- 佐竹義輔・大井次三郎・北村四郎・亘野俊次・富成忠夫 (1981) 日本の野生植物 草本 III 合弁花類, 平凡社, 259pp.
- 佐竹義輔・大井次三郎・北村四郎・亘野俊次・富成忠夫 (1982a) 日本の野生植物 草本 I 単子葉類, 平凡社, 305pp.
- 佐竹義輔・大井次三郎・北村四郎・亘野俊次・富成忠夫 (1982b) 日本の野生植物 草本 II 双子葉類, 平凡社, 318pp.
- 滋賀県生きもの総合調査委員会編 (2011) 滋賀県で大切にすべき野生生物—滋賀県レッドデータブック 2010 年度版—, サンライズ出版, 583pp.
- 清水健美 (2003) 日本の帰化植物, 平凡社, 337pp.
- Steinhardt, T. and Selig, U. (2007) Spatial distribution patterns and relationship between recent vegetation and diaspore bank of a brackish coastal lagoon on the southern Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 74: 205-214.
- 谷城勝弘 (2007) カヤツリグサ科入門図鑑, 全国農村教育協会, 247pp.
- Wienhold, C. E. and van der Valk, A. G. (1989) The impact of duration of drainage on the seed banks of northern prairie wetlands. *Canadian Journal of Botany*, 67: 1879-1884.
- Wilson, S. D., Moore, D. R. J. and Keddy, P. A. (1993) Relationships of marsh seed banks to vegetation patterns along environmental gradients. *Freshwater Biology*, 29: 361-370.

(2012.6.26 受理)