

港湾空港技術研究所 資料

TECHNICAL NOTE
OF
THE PORT AND AIRPORT RESEARCH INSTITUTE

No.1332 March 2017

アマモ場の再生方法についての検討と今後の課題

細川 真也

国立研究開発法人 海上・港湾・航空技術研究所

National Institute of Maritime,
Port and Aviation Technology, Japan

目 次

要 旨	3
1. はじめに	4
1.1 アマモ場の減少と再生	4
1.2 アマモ場再生の概要	4
1.3 本研究の目的	5
2. アマモ場分布の変動	5
2.1 分布の変動メカニズム	5
2.2 分布の変動に影響する要因	6
2.3 分布の時空間変動の規模	6
3. 有性繁殖と栄養繁殖に関する知見の整理	6
3.1 有性繁殖に関する知見の整理	6
3.2 栄養繁殖に関する知見の整理	8
3.3 有性繁殖および栄養繁殖の比較	10
3.4 アマモ場の成立条件についての考察	10
4. アマモ場の造成場所, 移植技術, 資源投資の戦略	12
4.1 造成場所に関する知見の整理	12
4.2 移植技術に関する知見の整理	13
4.3 造成の成功率と資源投資の戦略	15
5. アマモ場の再生方法についての考察	17
5.1 これまでのアマモ場再生の課題	17
5.2 アマモ場の再生方法の検討	18
5.3 今後の課題	20
6. おわりに	20
謝辞	20
参考文献	21

Reconsideration of the Methods for Eelgrass Restoration

Shinya HOSOKAWA*

Synopsis

Eelgrass (*Zostera marina* L.) meadow, which have important ecological functions in coastal and estuarine areas, are distributed widely in Japan. Although the area of eelgrass meadow has recently increased in the Seto Island Sea, overall there have been declines in our country over the past few decades. Eelgrass restoration was shown to recover and conserve the ecological functions that had been or will be lost by the disappearance of eelgrass meadows. Methods for eelgrass restoration have been presented in guidelines published in the past decade, and new findings of eelgrass growth and restoration have been reported.

In this study, the knowledge and recent new findings of eelgrass growth and restoration were investigated. In addition, a strategy for resource (seeds or shoots) investment was considered using a simple mathematical model. The investigation showed that there are environmental factors relating to the sexual and/or vegetative propagation of eelgrass. It means that eelgrass meadows can grow only by sexual or vegetative propagation or by both propagations, i.e. there are three types of eelgrass meadows. The consideration of strategies showed that making plans for resource investments to gain maximum success, or the expected success and the spread of risks, is dependent on the success rate of eelgrass restorations.

Because the type of eelgrass meadow and investment strategy determines the location of the recipient site, the improvement method for its environment, and the planting method have to be set as the first step in eelgrass restoration. In this study, determination of flows at the recipient site, the environmental improvement method, and the planting method were proposed for types of eelgrass meadow grown only by sexual or vegetative propagation or by both propagations. In addition, future studies were indicated. The proposed methods for eelgrass restoration are expected to be applied in the future.

Key words: Eelgrass (*Zostera marina* L.) meadow, Restoration, Conservation, Recipient site, Planting methods, Investment strategy

* Senior Researcher, Marine Environmental Information Group
3-1-1, Nagase, Yokosuka, Kanagawa 239-0826, Japan Port and Airport Research Institute
Phone : +81-46-844-5107, Fax : +81-46-844-1274 E-mail: hosokawa@pari.go.jp

アマモ場の再生方法についての検討と今後の課題

細川 真也 *

要 旨

沿岸域において重要な機能を有し、我が国に広く分布するアマモ場は、近年、地域によって増加している場所があるものの、この数十年では全国的に減少傾向にある。この過去に失われた機能の回復や今後失われる可能性がある機能の保全のため、全国各地でアマモ場の再生が実施されている。その再生方法に関して、およそ10年前に幾つかの指針が提示されているが、近年、アマモの成長およびアマモ場の再生に関する新たな知見が明らかとなりつつある。

本研究では、最新の知見を考慮に入れたアマモ場の再生方法の提示を目的として、アマモの成長およびアマモ場の再生についての知見の整理および資源投資の戦略に関する理論的考察を行った。アマモの成長に関して、文献収集により有性繁殖（種子の生産から発芽まで）と栄養繁殖（栄養株の分枝）に影響する環境因子を整理し、有性繁殖と栄養繁殖の両方へ影響する環境因子、もしくはどちらか片方のみへ影響する環境因子があることが明らかとなった。このことは、環境条件によって、両方の繁殖によって成立するアマモ場、もしくはどちらか片方の繁殖のみによって成立するアマモ場があることを意味している。また、アマモ場の再生の成功率と資源の投資方法についての理論的考察から、アマモ場の再生においては資源の投資方法にいくつかの戦略があることが示された。

アマモ場の再生においては、その成立様式を再生の目標として定めること、および、再生の成功確率に応じた資源投資の戦略を決めることが、造成場所の選定、造成場所における環境改善の程度の検討、および移植技術の選定において必要である。しかし、これまでの我が国のアマモ場再生において、これらが検討された事例はない。本論文では、アマモ場の成立様式ごとに想定される資源投資の戦略、造成場所の選定方法、造成場所における環境改善の検討方法、および移植技術の選定方法を示した。さらに、このようなアマモ場再生を効果的に行うための新たな課題を抽出した。今後の我が国のアマモ場再生の実務において、本論文で示したアマモ場の再生方法に関する検討方法の例が活用されることが期待される。

キーワード：アマモ場、再生、保全、造成場所、移植技術、資源投資の戦略

* 海洋情報・津波研究領域海洋環境情報研究グループ 主任研究官
〒239-0826 神奈川県横須賀市長瀬3-1-1 港湾空港技術研究所
電話：046-844-5107, Fax：046-844-1274 E-mail: hosokawa@pari.go.jp

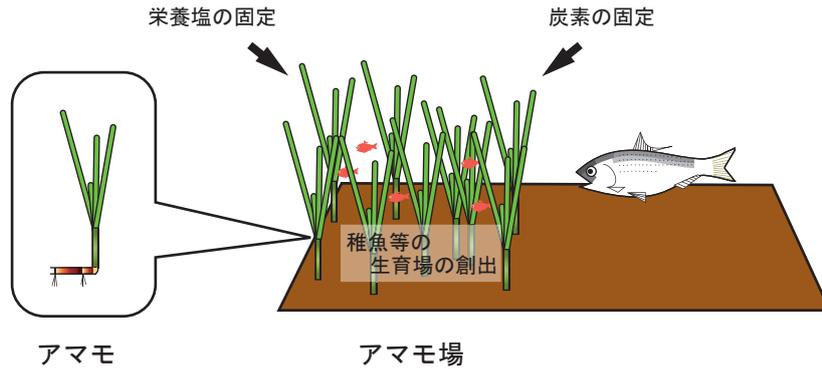


図-1.1 アマモ場とその機能.

1. はじめに

1.1 アマモ場の減少と再生

アマモ (*Zostera marina* L.) は、北半球の沿岸域に広く分布する海草の一種であり¹⁾、アマモによって形成されるアマモ場は、栄養塩や炭素の固定を担う一次生産^{2),3),4)}、魚類および葉上無脊椎動物の生育場の創出^{5),6),7),8)}等の機能を有する沿岸域の重要な場の一つである(図-1.1)。我が国のアマモ場は北海道から九州まで広く分布し⁹⁾、その分布面積はおよそ5万haに及ぶ。しかし、全国ではおよそ4%のアマモ場が1978年から1991年の間に消失し、場所によっては、98%も消失した地域(天草灘)もある¹⁰⁾。瀬戸内海では、1990年以降、透明度の改善により深場においてアマモ場が増加傾向にある海域もあるが、水深が3から4m以浅においては以前として減少傾向にある¹¹⁾。アマモ場に限らず海草場は、主に海岸の開発、浚渫、水質悪化、波・流れによる物理的攪乱や生物的攪乱が原因となり、1930年代以降に世界的に減少している¹²⁾。

アマモ場の機能を確保するためには、現存のアマモ場を保全しつつ、過去に失われたアマモ場の復元もしくは新たなアマモ場を造成することが重要である。ただし、アマモ場の復元や造成は、数haの規模の実施に留まることが多く(例えば、寺脇ら¹³⁾)、浅場の埋め立て等によるアマモ場の消失の代替措置等として行われる¹⁴⁾。すなわち、その復元や造成によって期待できる機能の確保は、全国的なスケールというよりも局所的なスケールの中での役割である。

海草場の再生は、世界的にはアマモ以外の種も対象に行われるが¹⁵⁾、我が国の再生事業では、アマモを対象としたものが多く¹⁴⁾、アマモ場再生への関心は高い。

1.2 アマモ場再生の概要

(1) 用語の定義

環境省は、開発行為に伴う藻場の代償措置を適切に実施するための考え方の指針を取りまとめ、開発行為によって

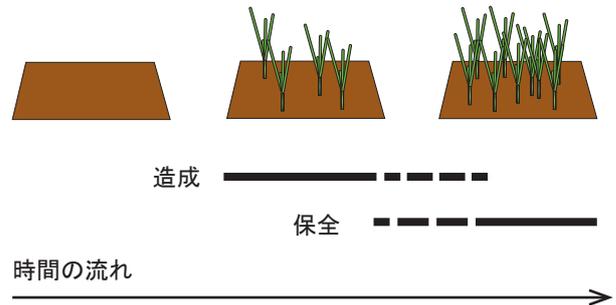


図-1.2 アマモ場の再生に関する用語の定義。アマモ場を造ることを「造成」とし、アマモ場を継続的に保つことを「保全」とする。

攪乱される前と同じ構造・機能のアマモ場の状態に戻すことを「復元」として用語を定義している¹⁴⁾。しかし、我が国では環境条件や社会条件の変化に応じた新たな藻場の創出も行われることから、自然再生ワーキンググループ¹⁶⁾は、これらも含めて「自然再生」として定義している。

本論文では、アマモ場の再生に関する手法に主眼を置いていることから、復元等の意味を包括的に含む自然再生の意味として「再生」を定義し、さらに、アマモが過去に生育していた場所に限らず、生育していない場所も含めてアマモ場を造ることを「造成」、その後のアマモ場を保つことを「保全」として定義する。すなわち、アマモ場の「再生」は、「造成」と「保全」によって行われる(図-1.2)。また、アマモ場の造成は、「造成場所」において「移植技術」を用いて実施される。

(2) アマモ場再生の方法

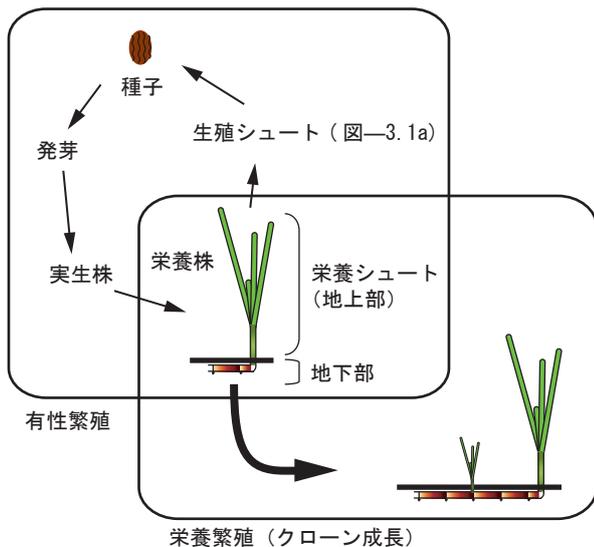
アマモ場の再生は、アマモ場の構造と機能に関する目標設定が行われた後、移植技術を用いて造成場所において実施される^{13),17),18)}。造成後のアマモ場においては、保全のためにモニタリングを実施し、目標に対してメンテナンスフリーの状態になっているかどうかの評価され、必要に応じて適切な措置を検討・実施する順応的管理¹⁹⁾が行われることとされている。

アマモ場再生の成功のためには、アマモの成長および成長に影響する環境因子の理解が必要である。造成においては、資源としてドナーサイトから採取される株や種子が用いられることから、これらの量（資源量）に関する知見が必要である。さらに、造成と保全においては、造成場所の環境に対するアマモの成長応答の理解が不可欠である。また、再生するアマモ場は規模が小さくなることも多いことから¹³⁾、アマモ場が本来有する分布の時空間変動の理解も必要となる。

アマモ場を造成する場所の選定や環境改善の方法、移植技術の開発等は世界的に行われ、我が国では1980年代頃から活発に行われている^{20),21),22),23)}。これまでの知見より、造成場所の選定や環境改善が再生の成功に強く影響することは明らかである²⁴⁾。移植技術に関して、大きく、株の移植による方法と播種による方法に分けられる²²⁾。これらいずれの方法においても、移植に用いる資源をドナーサイトから採取することになるため、少なくとも一時的にドナーサイト自身の株や種子の量が減少する。特に、現存株数を減少させる栄養株の採取は、ドナーサイトの保全に強く影響することから、我が国におけるアマモ場再生に用いられる技術としては、播種もしくは種苗した実生株の移植が主流となりつつある^{13),25)}。また、近年の研究結果により、移植技術の選定や資源配分の戦略も再生の成功において重要な要素であることが明らかとなりつつある¹⁵⁾。

1.3 本研究の目的

本研究では、我が国で関心の高いアマモ場の再生に焦点



図—2.1 アマモの生活史。アマモは、種子を形成して繁殖する有性繁殖と栄養シュートを増やす栄養繁殖の2つの繁殖様式を有している。

を当て、最新の知見を考慮に入れたアマモ場の再生方法の提示を目的とし、これまでのアマモ場の再生方法の課題抽出およびその解決方法の例を示す。

アマモ場再生手法の課題を抽出するため、既往の知見についての整理および考察を行う。第2章では、アマモ場の変動メカニズム、変動に影響する要因、および変動の規模を説明する。次に、第3章では、アマモの有性繁殖と栄養繁殖に影響する環境因子について、文献を収集して知見を整理し、それぞれの繁殖における資源量および影響する環境因子の比較を行う。さらに、影響する環境因子の比較の結果から、アマモ場の成立条件について考察する。第4章においては、アマモ場の造成場所および移植技術に関する知見をまとめ、さらに、資源投資に関する戦略についての理論的考察を行う。最後に、第5章では、これまでのアマモ場の再生方法に関する指針^{14),17),18)}で示される手順を参照し、再生における課題の抽出を行う。最後に、その課題を解決するアマモ場の再生方法について考察し、さらに、今後の課題を提示する。

2. アマモ場分布の変動

2.1 分布の変動メカニズム

アマモは、種子によって株数を増やす有性繁殖と一つの株（栄養株）に複数の栄養シュートを形成する栄養繁殖の2つの繁殖様式を有する（図—2.1）。栄養シュートは葉の束から成る地上部の総称であり、栄養株は栄養シュートと地下茎および根（地下部）によって構成される。地下茎の節から新たな栄養シュートが形成されることを分枝と呼ぶ。

アマモ場分布の時空間的な変動は、シュート密度の変化によって説明でき、シュート密度の変化はシュートの増減のバランスによって決まる：

$$D(x)_{i+1} = D(x)_i + G(x)_i - L(x)_i, \quad (1)$$

ここに、 $D(x)_i$ は場所 x および時間 i におけるアマモのシュート密度であり、 $G(x)_i$ と $L(x)_i$ は、それぞれ、場所 x における時間 i から $i+1$ までの間の面積当たりのシュートの増加量と消失量である。すなわち、 $G(x)_i$ が $L(x)_i$ 以上であれば、場所 x におけるシュート密度は維持されるか、もしくは高くなるが、 $L(x)_i$ の方が $G(x)_i$ よりも大きければ、シュート密度は小さくなる。 $L(x)_i$ の方が $G(x)_i$ よりも十分に大きい場合、もしくは少し大きい程度でも長い期間続いた場合、シュート密度は0に近づき、場所 x におけるシュートは消失する。シュートが消失した空間範囲が局所的であれば密度のギャップができ、広げればアマモ場の消失に至る。

シュートは、有性繁殖と栄養繁殖によって増加する。有

性繁殖においては、種子の形成、発芽を経て実生株となる（図-2.1）。その個体が栄養株にまで成長すれば、シュート数が増加する。栄養繁殖では、栄養株が分枝することで、シュート数が増加する。

シュートの消失には、物理的な消失と枯死による消失がある。海岸の開発、浚渫、波・流れによる物理的攪乱は、アマモ場を短期間に消失させる主な要因である¹²⁾。シュートの枯死には、生殖に伴うものと生育条件の悪化によるものがある。生殖に伴うシュートの枯死とは、一部もしくはすべての栄養シュートが、生殖時期に生殖シュートに変化し（図-2.1）、最終的に枯死するものである。生育条件の悪化に起因するシュートの枯死は、水質悪化等によって起る。川崎²⁰⁾は、このシュートの枯死の様式について、①草丈が長いにも関わらず新たに形成された葉が成長せずに枯死するケース、②葉が緑色を保っているにもかかわらず成長点で地下部から栄養シュートが分裂して枯死するケース、③草丈が短くなるとともに葉数が減少して枯死するケースの3つに大別している。この3つの枯死のメカニズムについては、これまで未解明であったが、最近の知見に基づき、考察することができる（3.2）。

2.2 分布の変動に影響する要因

(1) 生活史

アマモの生活史には一年生と多年生の2つの様式があり、この様式の違いがアマモ場の変動の違いをもたらす。多年生のアマモの栄養シュートは、数十パーセント程度の割合で生殖シュートへ変化し²⁶⁾、これだけのシュートが生殖によって枯死するが、一年生のアマモ場は生殖シュート形成後に消失する。生殖シュートの形成率は環境に依存している可能性があることから^{27),28)}、アマモの生活史の違いは環境に依存すると考えられることもあるが^{14),29),30)}、同じ場所に異なる生活史の個体群が共存する場所もあることから³¹⁾、環境条件だけではなく遺伝的な要因も影響している可能性がある^{31),32)}。

我が国におけるアマモ場の多くは多年生であるが、万石浦（宮城）、浜名湖（静岡）、英虞湾（三重）、岡山県東部沿岸、鹿児島湾に一年生のアマモ場がある^{9),10)}。

(2) 環境

実海域のアマモ場はいくつかのパッチ（ある程度の面積を有する塊）によって構成され、その大きさや分布の形状、もしくは時間的変動は、物理環境の影響を強く受ける³³⁾。海水の透明度の低下等の水質悪化は、パッチよりも大きな範囲のアマモ場の成長に影響し、アマモ場全体の維持に影響することもある³⁴⁾。台風や津波等に伴う波・流れによる大きな物理的攪乱^{35),36),37)}、水質悪化に伴う貧酸素水塊や赤潮^{38),39),40)}は、アマモ場を短期間に消失させる原因とな

る。また、海岸の開発や浚渫は、海草場の基盤を失わせることによってアマモ場を消失させる。アマモ場の分布に影響する環境因子の詳細については第3章で説明する。

2.3 分布の時空間変動の規模

分布の時空間変動には、数年間の長期的なもの^{33),41)}と季節的なもの⁴²⁾がある。長期的な変動においては、年平均で10 m以上の規模で拡大する場合もある⁴³⁾。栄養繁殖では一年で1 m程度以下でしか拡大できないことから^{43),44),45)}、一年で10 m以上の規模の拡大においては有性繁殖が重要な役割を果たす。有性繁殖は、場合によっては、数十 km以上離れた場所の個体群間での遺伝子交流^{46),47)}や分布域の拡大^{48),49),50)}にも寄与し、さらに、消失したアマモ場の回復にも重要な役割を果たす。一年生アマモ場は生活史として毎年消失し、多年生アマモ場は環境変動によって急激に消失することもあるが、有性繁殖がこれらの消失からの回復の役割を担う^{37),38),39),40)}。なお、有性繁殖は個体群内の遺伝的多様性にも寄与する⁵¹⁾。

栄養繁殖はシュート密度の増加に寄与する。物理環境が静穏に保たれた水槽に再現されたアマモ場のメソコスムでは、シュート密度が季節的に増減しつつ2年後に3倍程度にまで成長した事例がある⁵²⁾。栄養シュートは、栄養繁殖によっておよそ3倍にまで増加できることから（3.2(1)）、栄養繁殖がこの密度増加に大きく寄与した可能性が考えられる。

アマモ場は大小のパッチによって構成される。数百 m四方の規模のアマモ場では、数としてはわずかではあるものの規模の大きなパッチが、全体の面積を大きく占めることもある³³⁾。パッチ面積の大きさやパッチ内のシュート密度の高さによるアマモ場自身の環境の緩和効果（正のフィードバック）があるとすれば（4.3(2)参照）、大きなパッチの形成がアマモ場の安定における重要な要素になる可能性がある。このためには、有性繁殖による面積の拡大と栄養繁殖によるシュート密度の増加が不可欠である。

3. 有性繁殖と栄養繁殖に関する知見の整理

3.1 有性繁殖に関する知見の整理

(1) 有性繁殖の過程

植物の有性繁殖は、種子の形成、散布、底泥への埋没、生存、発芽、実生への成長の過程がすべて成功することによって達成される⁵³⁾。アマモの種子の形成においては生産される種子量が決まり、散布においては種子の行先が決まる。種子が遠くへ散布されれば分布域の拡大に寄与し、その場へ散布されればシュート密度の増加や消失後の回復に寄与する可能性がある。しかし、その可能性の大きさは散

布された場所の環境に強く依存する。

(2) 種子生産

我が国と北米の同緯度に生息するアマモの個体群は、春から夏にかけて生殖シュート（図—3.1a）を形成する^{9),54)}。北米の個体群の生殖シュートの形成時期は、緯度との関係が強く、高緯度に分布する個体群ほど遅い⁵⁴⁾。我が国のアマモの生殖シュートの形成時期は、本州等では4月から7月、北海道では夏季であり⁹⁾、北米と同様に緯度との関係が見られる。

生殖シュートの形成率は、すべてのシュートに対する生殖シュートの割合で表した場合、多年生の個体群で10%程度（最大で50%以上²⁶⁾）、一年生の個体群ではほぼ100%（例えば、浜名湖⁹⁾やカリフォルニア湾²⁷⁾）である。多年生の個体群の生殖シュートの形成率は、水中二酸化炭素濃度が高い場合において高くなる²⁸⁾。また、川崎²⁰⁾は、水槽内におけるアマモ栄養株の生育実験により、生殖シュートの

形成は、標準の水温（年変動をおよそ13度から25度）から1度高くした処理区で抑制される可能性があり、3度高くした処理区で確実に阻害されることを示した。

種子の生産量は、同じ場所に共存する多年生と一年生の個体群で比べると、一年生の個体群の方が7倍程度多いことが報告されている³²⁾。また、世界中のアマモ場で生産される種子量の比較からも多年生の個体群における生産量が年間6千個 m^{-2} 程度（中央値6,176個 m^{-2} 、四分位点1,188–8,112個 m^{-2} ）であるのに対し、一年生の個体群では年間2万個 m^{-2} 以上（中央値24,460個 m^{-2} 、四分位点21,454–37,068個 m^{-2} ）の種子が生産され、その差は3倍近くある²⁶⁾。

(3) 種子散布

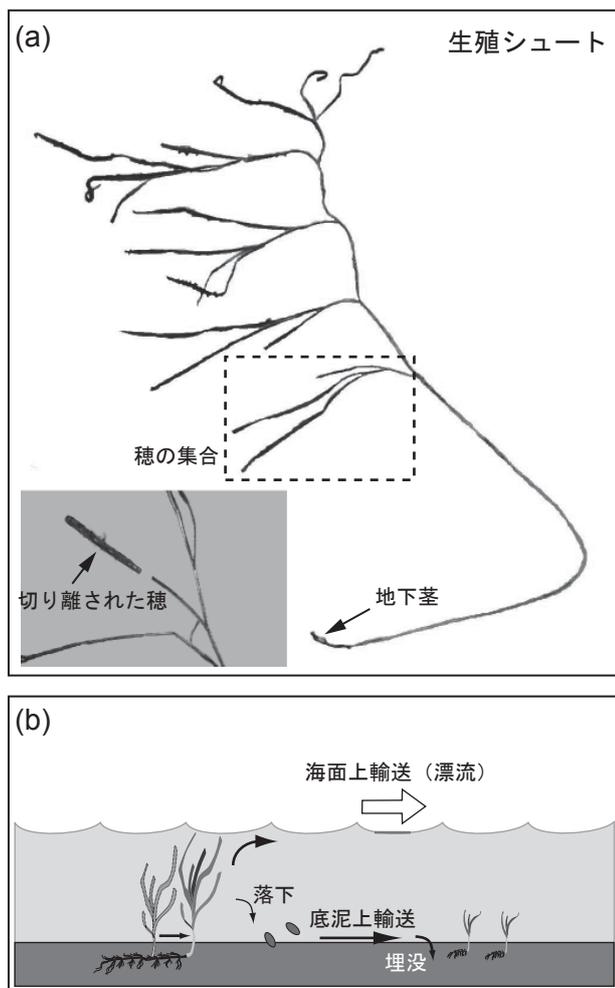
アマモの種子散布は、浮力による海面上の漂流および落下によって底泥に達するまでの輸送過程と底泥に達した後の輸送過程の2つに分けられる（図—3.1b）^{48),55)}。底泥に達した後の過程は、さらに、水平方向や鉛直方向の移動および埋没に分けられる。種子単体、種子を含み生殖シュートから切り離された穂、穂の集合、生殖シュートのそれぞれが種子を散布させる媒体（散布体）となり⁵⁶⁾、散布メカニズムは散布体の物理的性質によって異なる。

種子は、比重が1.1から1.3程度であることから、海水中では単体であれば沈む^{43),57),58)}。種子を含んだ穂もしくは穂の集合体は、生殖シュートの成熟に伴ってそれぞれの結合部分が劣化し、波や流れの流体力によって切り離される⁵⁰⁾。切り離された後の穂の浮き沈みは穂の状態と穂に含まれる種子の量によって異なる⁵⁸⁾。穂の状態が若ければ、種子は穂の浮力によって浮いて輸送されるが、穂が朽ちて浮力を失うと、含まれる種子量が多くなるに従って沈む割合が高くなる。穂の集合体は浮く性質が強く、26日経っても種子を含んで漂流する能力を有している場合もある⁵⁰⁾。長期間漂流する散布体は、気象と海象条件によっては数十km以上離れた海岸に漂着する可能性がある^{48),49),50)}。静穏な海域では、生殖シュート自身が最も多くの種子を散布させる散布体となり、朽ちて倒れて種子をその場へ散布させる⁵⁸⁾。

底泥上の種子は波と流れによって輸送され⁵⁵⁾、数十cmスケールの底泥上の窪地⁵⁹⁾や底生生物の巣穴^{60),61)}によってトラップされ、集積する。同じ藻場内でも種子密度が1オーダー違うことがある⁵⁸⁾。この種子密度の偏りは、その他の海草（*Halodule uninervis*）においても見られる⁵⁹⁾。

(4) 種子の埋没

種子の底泥への埋没深さは、浅すぎると捕食リスクが高まることから種子の生存に影響し、逆に、5cm以上になると実生の成長の成功率が落ちる原因になる⁶²⁾。埋没のメカニズムは、波と流れに伴うもの⁵⁷⁾や底生生物の活動によ



図—3.1 アマモの有性繁殖。(a) 散布体（生殖シュートから切り離された穂、穂の集合、生殖シュート）と(b) 2つの種子の輸送様式。

るもの⁶³⁾がある。底生動物の活動による種子の埋没は、6 cm 以上になることもある。

波が種子を埋没させるメカニズムとして、底泥を構成する土粒子との相対的な運動特性の違いによるものが考えられる。土粒子の比重は、通常、2.6 程度であり、アマモの種子に比べて大きい。しかし、中央粒径が 0.2 mm 程度の土粒子に対して長径で 3 から 4 mm、短径で 1.3 mm 程度の俵型をしたアマモ種子^{43),55),57)}の沈降速度は、3 倍程度であることから、この様な土粒子によって構成される底泥と種子の両方が物理攪乱によって巻き上げられた場合、種子は底泥中に埋没する⁵⁷⁾。また、島谷ら⁵⁷⁾は、造波可能な水槽の上に、中央粒径 0.13 mm、比重 2.65 の土粒子で構成される底泥、アマモ群落を想定した模型、およびアマモ種子を設置して造波実験を行うことで、種子が底泥に埋没しやすい外力があることを示した。この実験で示された種子が埋没しやすい外力は、シールズ数（底泥上の土粒子が波によって往復運動を開始する限界のせん断力の無次元数⁶⁴⁾）として 0.17 であり、0.3 以上になると他の場所へ輸送される。なお、このシールズ数の評価においては、アマモ群落の模型による流速の低減を考慮していないことから、丸山ら²¹⁾によるアマモ場の維持のためのシールズ数（3.2(5)）との詳細な比較はできない。波や流れによる種子の埋没深さは、種子が一定以上の深さに埋没した後、土粒子もしくは沈降物の堆積量によって決まると考えられる。

(5) 種子の生存

アマモの種子の生存は、塩分・水温や動物による捕食の影響を受ける。Marion & Orth⁶⁵⁾は、7 月から 10 月までの間で水槽実験を行い、塩分が 12 程度以下において、水温が 4 °C から 23–28 °C まで高くなると種子の生存率は低下することを報告している。種子は動物によって捕食される^{66),67)}。その影響は埋没した種子よりも表層の種子の方が大きい⁶⁸⁾。種子の生存期間について、実験室レベルで 4 年後の生存が確認された例があるものの⁶⁹⁾、実海域では環境変動の影響により 12 か月未満程度になる^{54),70)}。

(6) 種子の発芽

種子の発芽においては、種子の成熟度や環境条件が重要となる。種子の成熟度に関しては、その水中での落下速度に反映される。Marion & Orth⁶⁵⁾は、種子の発芽率はその水中落下速度が 5.5 cm s⁻¹ であれば 90% 近くあるものの、5 cm s⁻¹ 以下であれば 14% 程度しかないことを示した。

種子の発芽は、水温、塩分、酸素、底質の影響を受ける。Orth & Moore⁷¹⁾は、チェサピーク湾の塩分条件が異なる実海域において、底泥の影響を受けないよう、種子を底泥の 5 cm 上に固定したおよそ 1 年間の実験により、水温が種子の発芽へ強く影響し、冬季の水温が 10 °C 以下であれば発芽率が高くなることを示した。川崎²⁰⁾は、種子の上に

2 cm の覆土を行った異なる水温条件下での発芽試験を 8 月から実施し、標準の水温（年変動をおよそ 13 °C から 25 °C）から 4 °C 低くした処理区では 11 月に発芽し始めたのに対して、6 °C 高くした処理区では発芽時期が 4 か月ほど遅くなったことを示した。川崎²⁰⁾は、高い水温下で発芽しなかった種子を実験後に低温処理すれば発芽したことから、高水温が種子の生存に影響したのではなく、低水温が種子の発芽時期を早めたものと解釈している。

塩分の発芽への影響について、川崎ら²²⁾は、17 から 33‰ の間であればよく、淡水であれば種子は発芽しないとされている。しかし、塩分が低いほど発芽しやすいとの報告も多く^{27),72),73)}、淡水へ 1 日から 3 日ほど浸した場合に発芽率は高まる結果も報告されている⁷⁴⁾。また、発芽のためには、低塩分だけでなく低水温になることも必要であることを示した実験結果もある⁶⁵⁾。

発芽率は、底質を含まない環境下で低酸素濃度において高くなる^{22),73)}。底質がない条件においては、発芽率が悪くなることも報告されているが²²⁾、発芽時期が遅くなるものの発芽率への差は見られないという報告もある⁷⁵⁾。実海域レベルでは、砂質よりも泥質において発芽率が高くなることも報告されている⁷⁶⁾。

(7) 実生の生存

発芽直後の実生は、胚に含まれる養分を使う事である程度成長することができるが、その成長によって葉が底泥表面に達しなければその後の成長ができなくなることから、種子の埋没深さは実生の生存にとって重要な因子である⁶²⁾。また、底泥表面へ成長したとしても、実生成長時における堆積速度が一日当たり 3 cm 以下でなければ、堆積速度が実生の成長速度を上回ってしまう⁷⁷⁾。また、実生は、地下茎が発達していないことから成熟した株に比べると物理的な攪乱に対して脆弱であるものの、島谷ら⁷⁷⁾は種子の埋没深さまでの侵食であれば実生の生残は可能であるとしている。大型藻類が実生の上を漂流することによって実生が引き抜かれる可能性もある⁷⁸⁾。波により地盤が液状化されれば、さらにその影響は大きくなるものと考えられる⁷⁹⁾。

3.2 栄養繁殖に関する知見の整理

(1) 光と水温

光合成と呼吸は植物における基本的な生理であり、光と温度がこれらに影響する。アマモにおいても、水中を介して到達する光量と水温が光合成と呼吸に影響し、特に栄養繁殖に重要な環境因子となる。実海域のアマモ場が持続的に維持されるための光要求量は、我が国における北緯 35 度からデンマークにおける北緯 57 度までの間で、水面上の光量に対する相対値として 11% から 29.4% と幅が広い⁸⁰⁾。光要求量に幅がある理由として、水面上の光量が場所（特

表-3.1 栄養繁殖へ影響する光.

対象	参考値 (mol m ⁻² d ⁻¹)	出典
栄養株の生存	年平均	3.0 (23)
	年平均	2.5 (81)
	春から夏まで	3.0 (81)
	秋から冬まで	1.5 (81)
栄養株の分枝	2 か月	5.7 (22)
	11 月から 2 月まで	3-5 (82)
実生株の成熟	12 週間	3-8 (83)

に緯度)に依存することや、光合成活性の水温依存が考えられる。我が国のアマモ場が持続的に生育するための限界光量は、年平均で2.5から3.0 mol m⁻² d⁻¹である(表-3.1)。

栄養シュートが増加するための光量について、川崎ら²²⁾は、2 か月間の 5.7 mol m⁻² d⁻¹ の環境下におけるアマモの生育実験によって、平均で 0.6 から 2.3 回の分枝があったことを報告している。実海域のアマモ場のシュート密度は 200 shoot m⁻² 程度であることから⁸²⁾、200 shoot m⁻² のシュートが 2.3 回分枝したとすれば、シュートの増加量は 460 shoot m⁻² であり、シュート密度はおおよそ 3 倍の 660 shoot m⁻² となる。Hosokawa⁸²⁾は、メソコスム実験で栄養シュートを追跡して、アマモの分枝は 11 月から 2 月までの間に観察され、おおよそ 3 から 5 mol m⁻² d⁻¹ の環境勾配の下で、分枝頻度と光量との間で強い関係があったことを報告している(表-3.1)。Bintz & Nixon⁸³⁾は、実生株が複数の栄養シュートを有する栄養株に成熟するために必要な光量が 3 から 8 mol m⁻² d⁻¹ 程度であることを報告している。

水温は、アマモの光合成の活性を高めるために重要な因子であるが、高すぎると呼吸量が増大しすぎて生育に悪影響となる。我が国におけるアマモ場の生育適地の上限水温は月平均で 28 °C とされている²³⁾。また、アマモの葉の寿命は水温と負の関係を示し、1 年のうちに 35 日から 90 日程度で大きく変動する⁸⁴⁾。対して、新しい葉が出現する間隔はおおよそ 15 日程度で一定であることから⁸⁵⁾、葉の数はほぼ水温に依存して変動する⁸⁴⁾。葉数の低下は、最終的には光合成量の低下にも直結する。草丈が短くなるとともに葉数が減少してシュートが枯死するメカニズム(2.1)は、葉寿命が短くなることによって説明できる可能性がある。

(2) 水温と水中酸素

水中の無酸素化によるアマモ場の消失は実海域で観測されている³⁸⁾。Pulido & Borum⁸⁶⁾は、無酸素および 30 °C の高水温の環境下で、アマモを 8 時間暴露させた室内実験を行い、アマモへの 2 つの影響を観察した。一つはアマモの成長が見られなくなる場合であり、草丈が長いにも関わらず新たに形成された葉が成長せずに枯死するケース(2.1)

表-3.2 栄養繁殖へ影響する塩分.

対象	参考値 (%)	出典
生育に影響のない範囲	6 週間	10-35 (91)
最適	6 週間	10-25 (91)
最適(実生株)	2 か月	17 以上 (22)

と一致する。もう一つは、葉が明らかに色素を失って損傷して成長点が茶色がかかり、葉束が簡単に地下茎から外れる場合であり、葉が緑色を保っているにもかかわらず成長点で栄養シュートが地下部から分裂して枯死するケース(2.1)と一致している。これは、急激にシュートが枯死するケースである。

アマモの呼吸は、草体内の酸素濃度の低下を招き、特に成長点において著しい酸素濃度の低下が生じる⁸⁷⁾。また、水中の無酸素状態はアマモ内の酸素分圧の低下、および硫化物の侵入を引き起こし、アマモの成長阻害の原因となる可能性がある⁸⁸⁾。成長点における栄養シュートの分裂はこのメカニズムによって生じている可能性が考えられる。実海域では、例えば、光合成が行えない夜間において、呼吸量が高くなる高水温である場合や、水中の酸素濃度が低下した場合、このメカニズムによるシュートの枯死が起こる可能性が考えられる。

(3) 栄養塩

水中の栄養塩は、低濃度であればアマモの成長不良の直接的な要因となるが、高濃度であれば植物プランクトンや大型海藻の成長によるアマモへの間接的な影響となる。韓国の南岸に生育するアマモ場は、2 週間ほど続いた赤潮による透過光量の減少とその後の植物プランクトンのシストの堆積により消失している⁴⁰⁾。また、大型藻類が覆いかぶさることやアマモの葉の上に付着する藻類による光の遮蔽がアマモの生育不良の原因となることもある^{34),89),90)}。

(4) 塩分

塩分濃度の成長への影響については、低塩分による成長阻害があるものの、比較的広い塩分範囲で影響はないものと考えられる(表-3.2)。河口域では、淡水の流入により低塩分になりやすく、また、アマモ場が維持されにくい場合がある。しかし、アマモ場が維持されにくい原因としては、低塩分による影響よりも夏季において呼吸量を増大させる高水温や透過光量を低下させる高濁度な水塊の影響の方が強いとの検討もある⁹²⁾。

(5) 波と流れ

アマモ場の物理的攪乱について、丸山ら²¹⁾は波・流れによる地形変化量がアマモの地下茎と根が分布する最大深度以内であることがアマモの栄養株が維持される条件であると仮定し、地下茎と根が分布する最大深度を 10 cm 程度と見積もった。さらに、均一粒径のガラスビーズを用いた

表-3.3 波と流れの栄養株と実生株への影響。

メカニズム	対象	方法	シールズ数	説明	出典
波と流れによるせん断力	地形変化量 10 cm	水理実験	0.08	アマモが底泥に維持される限界値	21)
	自生するアマモ場	現地調査	0.12	アマモが底泥に維持される限界値	93)
	自生するアマモ場	数値計算による検証	0.2	アマモが底泥に維持される限界値	94),95)
	底質を安定させたアマモ場	現地調査	0.27	アマモが底泥に維持される限界値	93)
	自生するアマモ場	数値計算による検証	0.2-0.5	アマモが底泥に維持される限界値	96),97)
波による液状化	栄養株, 実生株			底泥中間隙水圧の上昇に伴う アマモの引き抜き抵抗の低減	79)

水理模型実験を行うことで、この条件を満たす限界のシールズ数が 0.08 であるとしている (表-3.3)。森口ら⁹³⁾は現地のアマモ場を対象とした限界シールズ数の検討もいくつか行っているが、これらは丸山ら²¹⁾の提案値に比べて大きい (表-3.3)。これは、丸山ら²¹⁾はアマモがない状態における底面上の流速から限界シールズ数を評価したのに対し、森口ら⁹³⁾は、底面から数十 cm 程度上で測定された流速から評価し、アマモの抵抗を考慮していないことが原因であると考えられる。また、数値解析に基づいたシールズ数の評価 (表-3.3) も森口ら⁹³⁾の提案値と同じ程度であるが、やはり、アマモの抵抗を考慮したものではない。

波によるアマモ場の攪乱の可能性は、土質力学の観点からも検討されている。土田ら⁷⁹⁾は、アマモ場が分布しやすい細粒分を含む砂地盤においては、波浪によって中間隙水圧が変動することで液状化し、アマモ地下部における引き抜き抵抗が低減して流出しやすくなる可能性を指摘している。地盤が液状化されれば、アマモ場が維持される限界のシールズ数は小さくなるものと考えられる。

3.3 有性繁殖および栄養繁殖の比較

(1) 資源量

アマモ場の造成において必要となる資源量について、面積当たりの生産される種子量 (3.1(2)) と栄養株の分枝によるシュートの増加量 (3.2(1)) を比較すると、多年生のアマモ場では、種子の生産量の方が 10 倍程度以上多い。すなわち、たとえ分枝したシュートを活用してアマモ場を造成し、その成熟率が 100% であったとしても、10% 以上の種子が栄養株まで成熟すれば、種子の方が資源量としてのポテンシャルは高くなる。しかし、種子の生存、発芽、実生株の成長は多くの異なる環境からの影響を受けることから (表-3.4)、実海域で種子が実生株へ成熟するまでの成功率は数 % 程度と低い^{45),58)}。また、実海域における環境因子は変動しやすいことから、有性繁殖の成功は栄養繁殖に比べて不確実になりやすくなるものと考えられる。すなわち、種子と栄養株の資源量としての優劣は環境に強く依存する。

(2) 環境因子

アマモの成長に影響する環境因子は、有性繁殖と栄養繁殖の両方へ影響するものもあれば、どちらか一方だけに影響するものもある (表-3.4)。両方の繁殖へ負の影響をもたらす環境が作用した場合、そのアマモ場は長期的に成立できない可能性がある。例えば、物理環境に着目すると、種子と栄養株の維持の両方が波と流れによる底面せん断力に対して負の影響を受ける (表-3.4)。すなわち、底面せん断力がシールズ数でおよそ 0.2 から 0.3 を上回る環境であれば (ただし、これらシールズ数は、アマモによる流速低減を考慮して土粒子移動の限界状態を評価しているものではないことから、おおまかな目安として捉える必要がある)、種子は他の場所への輸送され (3.1(4))、栄養株の維持ができず (3.2(5))、アマモ場が長期的に成立することは困難となる。一方、有性繁殖もしくは栄養繁殖のどちらか一方だけに負の影響をもたらす環境が作用しただけでは、アマモ場は一時的に消失したとしても成立可能である。例えば、光量および酸素濃度が低くなった場合、栄養株の維持が困難となるが、種子の生存には影響しないことから (表-3.4)、アマモ場は一時的に消失しても種子による回復の可能性はある。

3.4 アマモ場の成立条件についての考察

(1) アマモ場が成立する様式

有性繁殖と栄養繁殖に影響する環境因子の比較より、必ずしも両方の繁殖に同じ環境因子が影響するわけではないことが明らかとなった。すなわち、アマモ場は、両方の繁殖によって成立する場、もしくは、どちらか片方の繁殖のみによって成立する場があり、両方の繁殖に負の影響が作用する環境がある場ではアマモ場は長期的に成立することはできない。

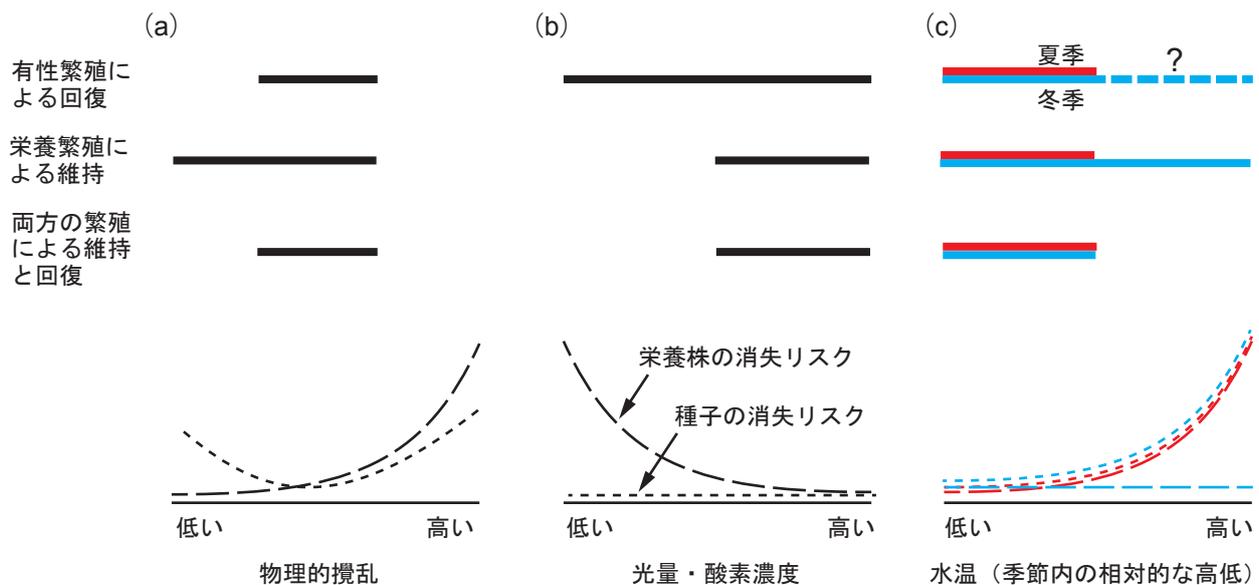
(2) アマモ場の成立様式と影響する環境

a) 種子による回復に期待できる多年生アマモ場

有性繁殖と栄養繁殖の両方の繁殖に負の影響を与える環境が作用しないアマモ場は、栄養株が生存しつつ、種子による回復機能があることから、頑健に維持が可能であり、

表—3.4 有性繁殖と栄養繁殖へ影響する因子の整理.

環境因子	成長様式	影響の形態	影響	出典
生活史	栄養繁殖 (栄養株)	生存	一年生は維持できない	9),26)
光	有性繁殖, 実生株 栄養繁殖 (栄養株)	栄養株への成熟	正	83)
		分枝	正	22),82)
		生存	正	23),81)
水温	有性繁殖, 種子	生産 (種子量)	負	20)
		生存	負	65)
		発芽	負 (低水温で早い, 高い発芽率)	20),71)
	栄養繁殖 (栄養株)	生存 (葉寿命への影響を含む)	負	23),84),86)
水中酸素	有性繁殖, 種子 栄養繁殖 (栄養株)	発芽	負 (低酸素濃度で発芽)	22),73)
		生存	正	86)
栄養塩	栄養繁殖 (栄養株)	植物プランクトンや大型藻類の成長を介した生存	負	34),40),89),90)
塩分	有性繁殖, 種子 栄養繁殖 (栄養株)	生存	正 (水温との相互作用)	65)
		発芽	負 (低水温で高い発芽率)	27),65),72),73),74)
	栄養繁殖 (栄養株)	生存	正	22),91)
水中二酸化炭素	有性繁殖, 種子	生産 (種子量)	正	28)
波と流れ	有性繁殖, 種子	輸送距離	正	48),49),50)
		埋没の有無	適度な攪乱	57)
		生存	負	57)
	有性繁殖, 実生株 栄養繁殖 (栄養株)	生存	負	77),79)
		生存	負	21),79),93),94),95),96),97)
微地形	有性繁殖, 種子	輸送距離	負 (トラップ効果)	59),60),61)
埋没深さ	有性繁殖, 種子 有性繁殖, 実生株	生存	正	66),67),68),77)
		栄養株への成熟	負	62)



図—3.2 アマモ場の成立条件に関する概念図. (a) 物理的攪乱, (b) 光と水中酸素, および (c) 季節別の水温について, 有性繁殖と栄養繁殖に影響する環境因子の知見に基づいて描いている. 冬季における水温上昇による種子への影響については, 発芽率が低下する可能性が指摘されているものの, 発芽時期が遅れるだけの可能性もあり, 現時点では明確にはなっていない.

安定して分布できる。一年生のアマモ場は、生活史により、栄養株が長期的に生存できないが、多年生のアマモ場はこの条件を満たすことができる。

この必要条件となる物理環境に着目すると、種子の他の場所への輸送と栄養株の維持の限界となる底面せん断力を上回らないだけでなく、動物から捕食されるリスクを抑えるための種子の埋没を促す適度な攪乱を満たす物理環境のみに分布する多年生アマモ場でなければ、安定した分布が期待できない(図-3.2a)。また、光量および酸素濃度は高い状態が維持され(図-3.2b)、一年を通じた高水温化も回避されなければならない(図-3.2c)。種子による回復に期待できる多年生のアマモ場が成立するためには、これらすべての条件を満たさなければならない。

b) 種子による回復機能が期待できない多年生アマモ場

多年生のアマモ場については、栄養株の生存条件を満たしていれば、種子の生産もしくは生存の条件を満たしていなくても維持が可能である。例えば、物理条件について見ると、大きな物理的攪乱が抑えられてさえいれば多年生のアマモ場は維持でき、種子の埋没を促す適度な攪乱は必要ない(図-3.2a)。また、冬季の水温上昇は、発芽率の低下の原因となる可能性があるもの(3.1(6))、栄養株の生存への影響についての報告はないことから、多年生のアマモ場の維持に影響しないものと考えられる(図-3.2c)。ただし、冬季の水温上昇は、発芽率を低下させるわけではなく、発芽時期を遅らせるだけである可能性もある(3.1(6))。この場合、種子が底泥中に長く保存される利点がある反面、発芽から夏季までの成長期間が短く、成熟する前に高水温の影響を受ける欠点の二面性が考えられる。

なお、種子の生存は期待できなくても生産は期待できる場合、このアマモ場で生産された種子は他の場所への供給源として機能することが可能である。

c) 一時的な消失を許容するが種子による回復に期待するアマモ場

有性繁殖の条件が満たされた一年生および多年生のアマモ場は、栄養株の維持のための環境が悪化し消失したとしても、消失前に散布された種子によって回復する可能性がある。一年生のアマモ場は、生活史として消失後に回復するものであり、多年生のアマモ場においても、貧酸素水塊による影響や光障害により消失した後に種子によって回復した例が報告されている^{38),39),40)}。ただし、種子の寿命は概ね1年であることから^{54),70)}、一時的に消失しても種子による回復を可能とするためには、毎年の安定した種子供給が不可欠となる⁷⁰⁾。

d) 長期的に成立できないアマモ場

大きな波や流れの来襲や夏季の高水温化のようにアマモの栄養株と種子の生存の条件の両方が満たされないアマモ

場は脆弱であり、長期的に維持できない可能性が高い。また、温暖化による一年を通じた水温上昇があれば、夏季における影響だけでなく、冬季における種子の生存に影響する可能性もあり(3.1(6))、アマモ場の維持においては大きなリスクになる可能性がある。このリスクの回避のためには、種子の保存等の人為的な介入が不可欠である。

(3) 成立に影響する環境の継続時間

アマモ場の成立に影響する環境の作用は、その継続時間も大きく関係する。例えば、大きな物理攪乱であれば、わずかな継続時間でもアマモ場の維持に大きく影響する可能性があるが、到達光量の阻害は、一時的であればアマモ場への影響は致命的ではなく、ある程度の継続時間がなければアマモ場の消失の原因とはならない。

アマモ場の成立を詳細に検討するためには、図-3.2で示した概念図だけでなく、その継続時間による作用の程度および環境変動の時間的な確率過程も考慮に入れる必要がある。

4. アマモ場の造成場所、移植技術、資源配分の戦略

4.1 造成場所に関する知見の整理

(1) 造成場所の選定

アマモ場の造成は、アマモの成長に適した環境である場所を選定した後、アマモを移植をすることによって行われる^{14),17),18)}。アマモの成長に適した環境の場所の選定については、アマモの有性繁殖と栄養繁殖に影響する環境因子(第3章参照)と照らし合わせて、その適否が検討される。また、造成場所の環境がドナーサイトの個体群の生育条件に適していることも重要である^{76),98)}。ドナーサイトに近い場所の環境は、移植しようとしている個体群の生育条件に適していることが多く、造成が成功しやすい傾向にある¹⁵⁾。

平岡ら²⁴⁾は、我が国で行われたアマモ場造成の場所について、①もともとアマモ生育適地である場所、②漂砂防止柵等による局所的な底質の安定化が実施された場所、③防波堤による波浪の低減や地盤の嵩上げによる光量の増大等の大規模な工事等により環境改善を行った場所の3つに分類している。このうち、漂砂防止柵等による底質の安定化や防波堤による波浪の低減された場所は、底面せん断力が改善された環境であると考えられる。

(2) 環境改善によって期待される効果

平岡ら²⁴⁾は、2つ目と3つ目のアマモ場造成場所に該当する事例9件のうち5件において、造成後にアマモ場の分布域が拡大したことから、アマモ場造成の成功のためには環境条件の改善が重要であることを指摘している。アマモ場に限らず、海草場の造成における環境条件の改善の重要性は、van Katwijkら¹⁵⁾によって指摘されている。また、

表-4.1 我が国におけるアマモの移植方法と移植時期.

移植方法および時期		海域	場所	出典	
方法	時期				
栄養株の移植	1995年11月, 1996年3月	東京湾	葛西(東京)	98)	
	2004年7月から2006年11月まで		台場(東京)	100),101)	
	不明	瀬戸内海	似島(広島)	13),14)	
	1965年2月		広島湾(山口)	25)	
	2003年1月		山口湾(山口)	25)	
1985年2月	柳井湾(山口)	25)			
実生株の移植	1996年2月	東京湾	葛西(東京)	98)	
	2004年3月	相模湾	葉山(神奈川)	74),102)	
播種(粘土結着法)	1995年4月から1996年1月まで	東京湾	葛西(東京)	98)	
播種(コロイダルシリカ法)	1996年1月		台場(東京)	98)	
播種(マット法)	2006年12月	瀬戸内海	日生(岡山)	100)	
播種(コロイダルシリカ法)	2005年11月から2007年11月まで			野島(神奈川)	103)
播種(シート法)	2005年11月			103)	
播種(粘土法)	2008年11月			103)	
播種(コロイダルシリカ法)	1999年11月			13),14),104)	
播種(直播)	1999年11月			13),14),104)	
播種(土嚢式マット法)	1999年11月			13),14),104)	
播種(袋)	1995年11月から1997年1月まで			鳴門(徳島)	13),14),105)
播種(コロイダルシリカ法)	2003年11月から2005年11月まで			山口湾(山口)	106)
播種(シート法)	2003年11月から2005年11月まで			106)	
播種(土嚢式マット法)	2003年11月, 2004年11月	106)			
マットの移設	2002年2月から2004年3月まで	英虞湾	立神浦(三重)	107),108),109)	
底質とともに株を移植	不明	瀬戸内海	沼田川(広島)	13),110)	

アマモ場の成立条件についての考察から(3.4), 環境条件の改善は, アマモ場の保全においても重要な役割を果たすものと考えられる.

移植が行われていなくても, 構造物によって外洋からの波浪が軽減される静穏な場所においては, アマモ場が自然に分布することも報告されている⁹⁹⁾. このことは, 選定される造成場所や環境改善等によって整備された場所の環境がアマモの有性繁殖と栄養繁殖に適してさえいれば, アマモ場は自律的に拡大可能であることを意味している.

4.2 移植技術に関する知見の整理

(1) 移植技術

アマモを移植するための技術は, 株の移植による方法と播種による方法に分けられ²²⁾, さらに, 株による移植の方法には, 種子からの育苗等により得られた実生株を移植する方法とドナーサイトから採取して得られた栄養株を移植する方法がある(表-4.1). これらの他にも, 種子を含むマットや栄養株を含む底質ごと移設する方法がある.

a) 株の移植

栄養株移植に用いる資源は, ドナーサイトから採取され, 実生株移植に用いる資源は, 種子から育苗した株が用いられる. それぞれの移植においては, ダイバー等が水中で一

個体ずつ植える作業が必要となることから, 作業効率の制限により造成場所の範囲が限られる. 移植時期は, 秋から冬に実施されることが多い(表-4.1). これは, 夏季における高水温によるシュートもしくは株の枯死を避けるためである^{111),112)}. また, 4月から7月までの種子生産(3.1(2))へ向けて生育状態を整えさせること等も考慮に入れて, 春の移植は避けられているものと考えられる.

実生株の移植においては種子の保存と発芽の技術が必要となる. 種子の保存は, 生存と発芽抑制の観点から, 低塩分・高水温を避けて行われ, 実施主体によっては種子が発芽しないよう好気状態で保存している⁹⁸⁾. 効率的な発芽と時期を調整するため, 種子を淡水中で浸漬処理して発芽誘引が行われる. 越川ら⁷⁴⁾は, 発芽時期と実生の成長時期のそれぞれに適した水温に調整することで, アマモの苗を種苗している.

b) 播種

播種においては, 実生株移植のための育苗と同様に, 種子の保存が必要となる. 我が国の実海域における播種は, 種子の目的地以外への輸送や魚類等による捕食リスクの低減を目的として, コロイダルシリカや土嚢袋等で保護した種子が用いられるケースがほとんどである(表-4.1). 種子を底泥上へ直播するケースもあるが¹⁰⁴⁾, これは他の手法

表-4.2 アマモの移植技術の特徴の整理.

項目	栄養株の移植	播種
資源量	・ドナーサイトへの影響および採取時の作業性から、 限りがある。	・栄養株に比べて膨大な資源量が得られる。
作業性	・広域な移植には不向き	・船上からの播種や生殖シュートをブイに結びつけること で広域に種子を撒くことができる。
成功率	・比較的高い成功率が期待できる。 ・高い密度による正のフィードバックにより、 高い成功率を期待できる可能性がある。	・株の移植よりも成功率は低い。 ・栄養株への成長までの過程が多く、不確実性が高い。 ・種子、実生株の段階では正のフィードバックは期待で きない。

の効果を検証する目的として実施されている。海外では、土嚢袋で保護した種子を播種する方法^{113),114)}や造成場所に設置したブイに生殖シュートを結び付けて種子を自然に落下、輸送させる方法⁶⁵⁾がある。

コロイダルシリカ等で保護した種子の播種は、船上から行うことが可能であり、潜水作業を伴う株の移植と比較して少ない労力で広範囲に実施できる。播種の移植時期は、種子の発芽時期を考慮して9月から翌年1月までの間に実施されることが多い(表-4.1)。

c) その他の方法

栄養株採取、種子採取、およびその他の工程の労力を省くことを目的として、種子を保持させたマットごと造成場所へ移動させて移植する技術が開発されている^{107),108),109)}。この技術は、アマモの種子が条件によってはその場へ落ちやすいこと⁵⁸⁾を応用して、実海域に自生するアマモ場にマットを敷設し種子を保持させ、そのマットごと造成場所へ移動させる方法である。マットへ種子を保持させることは、種子を保護する効果と種子の目的地以外への輸送の抑制効果があるものと考えられる。

敷設したマットへの種子の確保および栄養株までの成長を効率的に行うことができれば、この技術は、種子の資源量の多さ(3.3)を利用しつつ、密なシュートによる正のフィードバック(4.3)に期待できる利点がある。底泥中のアマモの種子密度は空間的に偏りが強いことから⁵⁸⁾、マットに効率的に種子を保持させる方法の検討が重要である。

(2) ドナーサイトの選定

株移植と播種のいずれの方法においても、資源をドナーサイトから採取することになる。ドナーサイトの選定においては、ドナーサイトの個体群の遺伝子が造成場所周辺の個体群へ遺伝的攪乱を起こさないことを考慮しなければならない¹⁴⁾。例えば、日本海側と太平洋側の個体群の遺伝的距離は大きく離れていることから¹¹⁵⁾、これらをまたがった移植については注意が必要とされている¹⁴⁾。このことから、埋め立て等によってアマモ場が消滅することの代替措置とし

て造成を行う場合は、消滅するアマモ場の株や種子を用いることとされ、量的に不十分な場合には可能な限り近隣の個体群から資源を採取することが望ましいとされている¹⁴⁾。

(3) 移植技術の特徴の整理

移植技術においては、得られる資源量が造成可能な規模に影響し、最も重要な特徴となる。資源量は、単位面積当たりの種子量と栄養シュート数で比較すれば、種子が栄養株まで成熟する割合が10%以上であれば種子の方が資源量としてのポテンシャルが高いと言えるが、その優劣は環境への依存性が強い(3.3)。一方、我が国のアマモ場の造成においては栄養株の採取によるドナーサイトへの負荷が懸念されており^{13),25)}、栄養株は得られにくい資源である。また、栄養株の採取は地下部から採取する必要があることから、地上部の生殖シュートを採取することで得られる種子の方が広い範囲から採取可能であり、採取可能な資源の総量としても有利である可能性がある(表-4.2)。移植の作業性の観点からも、潜水作業を要する株移植に対して、船上から行うことが可能な播種の方が有利である(表-4.2)。以上のことから、アマモ場造成の場所の環境がアマモの有性繁殖のための条件として整ってさえいれば、再生を行う移植技術としては播種の方が有利と言える。播種による造成が成功した例として、神奈川県野島における移植がある¹⁰³⁾。このアマモ場は、アマモ場がなかった場所への移植後、6 ha程度にまで拡大しており、種子による拡大が期待できる場であれば、播種が有効な移植技術である事を示した事例であると考えられる。

しかし、実海域の種子が実生株へ成熟するまでの成功率は数%程度と低く^{45),58)}、栄養株まで成熟する割合はさらに低くなるものと考えられる。van Katwijkら¹⁵⁾は、世界の海草場の再生事例の解析より、栄養株の移植の方が播種よりも成功率が高いことを示した(表-4.2)。この解析結果は、すべての再生において栄養株の移植の有利性を示しているわけではないものの、造成場所の環境に関する情報が不確かな場合における移植技術の選択方法の一つの指針と言え

る。また、栄養株は地上部にあるシュートにより、波と流れによる物理的攪乱を減衰させて底質を安定化させる効果(正のフィードバック効果；例えば加藤ら¹¹⁶⁾)が期待できることから、栄養株を密生させて移植した場合、その成功率は高くなる可能性がある。

4.3 造成の成功率と資源投資の戦略

(1) 造成の成功率のモデル化

van Katwijk ら¹⁵⁾は、世界の海草場の造成事例の分析により、海草場の造成における資源の集中投資による正のフィードバック効果への期待と分散投資によるリスク回避のトレードオフの考え方の重要性を示唆した。本節では、正

のフィードバック効果への期待とリスク回避に加え、実海域では避けられない不確実性の観点から、資源の投資方法がアマモ場の造成の成功に与える影響について考察する。

資源の投資方法がアマモ場の造成の成功へ与える影響を考察するため、環境が一樣な場に移植区画を設けた場合における移植区画の成功と不成功の二値のモデルを考え、その成功率を θ とする。量に限りがある資源(株もしくは種子)を N 個に分割し、一樣な環境下にそれぞれの移植区画を独立して配置する場合、総区画面数 N 個のうち n 個の移植区画が成功する確率 $p(n)$ は、二項分布に従い、以下で表される：

$$p(n) = {}_N C_n \theta^n (1-\theta)^{N-n}. \quad (2)$$

総区画面数 N における平均の成功区画面数は $N\theta$ である¹¹⁷⁾。ここで、移植に用いる総資源量を Sr とすれば、一つの移植区画の資源量は Sr/N であることから、成功する資源量の期待値は $Sr\theta (= Sr/N \times N\theta)$ となる。

(2) 造成の成功率と取り得る戦略

a) 成功率が移植密度から独立な場合

総資源量の分割数(総区画面数)のうち成功する資源量を成功資源量($Sr \times n/N$)とし、一区画の成功率 θ を0.2, 0.5, 0.8の3つとした場合の分割数に対する成功資源量を検討する。ここでは、各総区画面数において二項分布に従う乱数を10,000回発生させて、獲得できる成功資源量の確率を数値的に求めた。この結果、総区画面数が少なければ、大きな成功資源量が期待できる反面、全区画で失敗する可能性も高くなり、逆に、総区画面数の増加に従って、総資源量 Sr の成功が得られにくくなっていることが分かる(図4.1)。また、総区画面数の増加に従って、成功資源量は期待値($Sr\theta$)に収束している。これらの結果は、大きな成功資源量、および期待値に近い成功資源量もしくは全滅に対するリスク分散との間にトレー

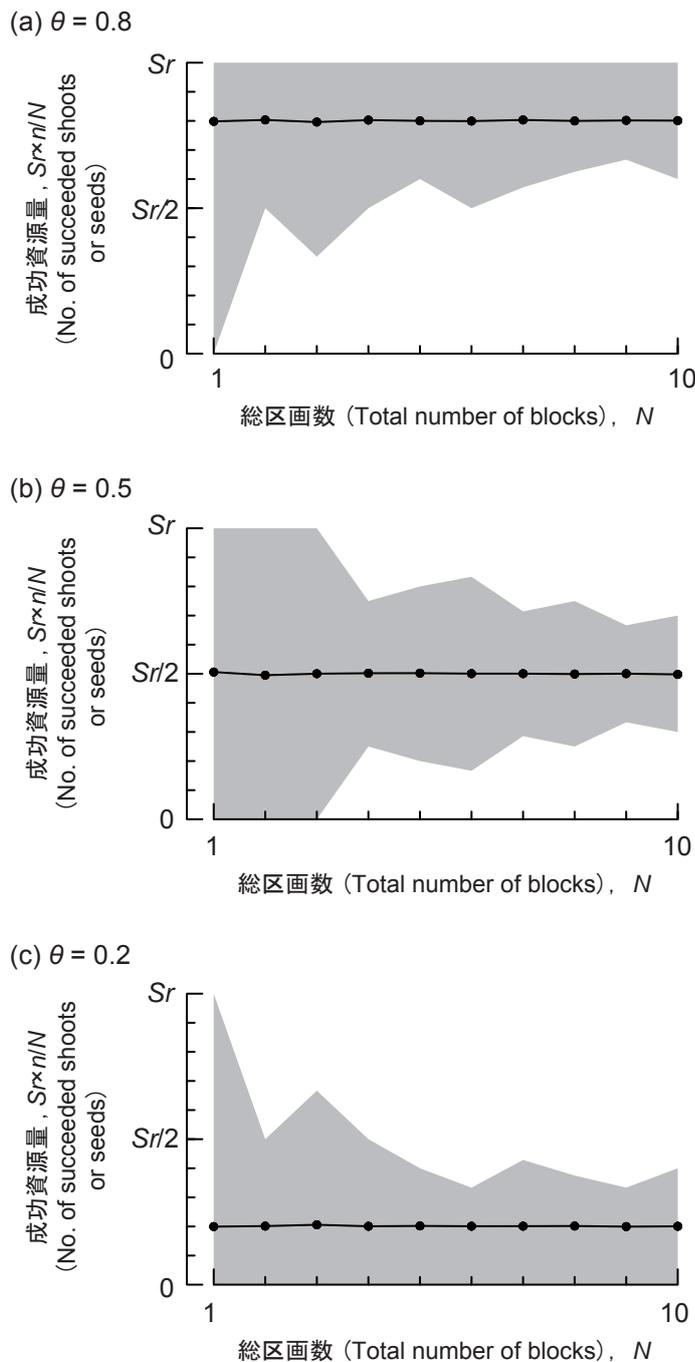


図4.1 アマモ場造成における資源の分割数と成功する資源量との関係。平均(実線)と両側10%を除く区間(80%; 灰色のハッチ)を示している。

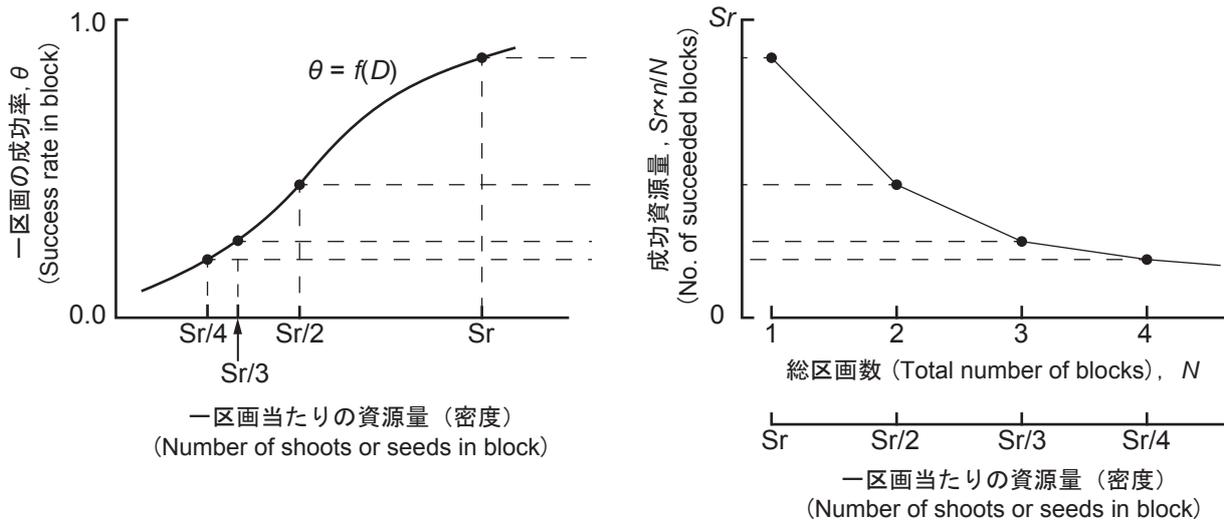


図-4.2 アマモ場造成における一区画の成功率が移植密度に依存している場合の成功資源量の期待値の概念図。

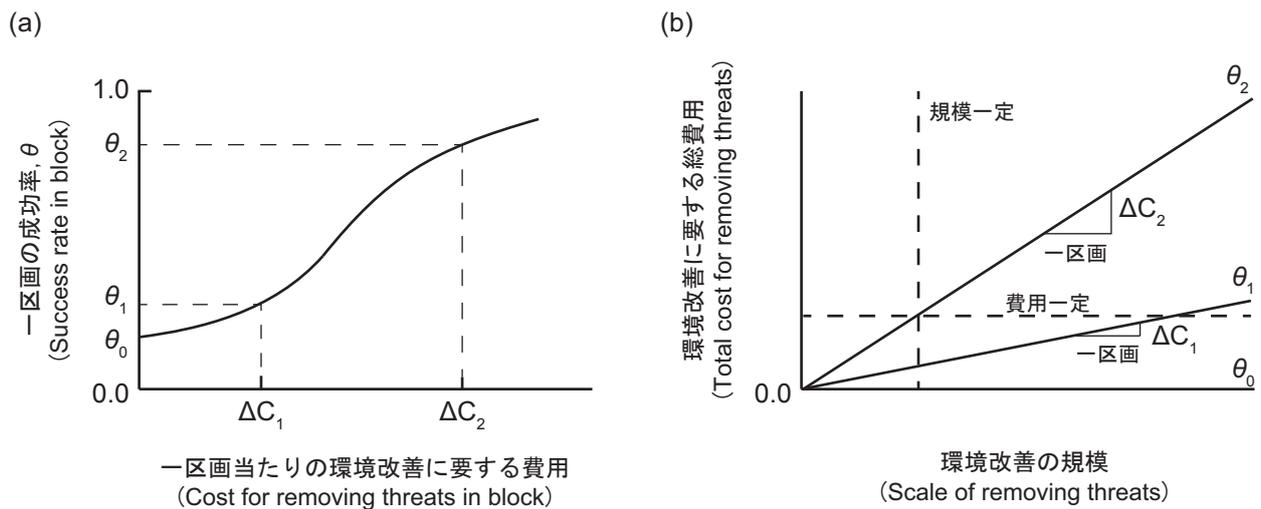


図-4.3 アマモ場の造成における環境改善する規模とそれに要する費用との関係。環境改善を行う場合、(a) 単位面積当たりの費用を上げる必要があり、(b) 環境改善に要する総費用は、単位面積当たりの費用と環境改善する造成の規模に比例して増加する。

ドオフの関係があることを意味している。

この場合、アマモ場の再生を計画する者の資源投資の戦略は、おそらく、一区画の成功率 θ の大きさに依存する。 θ が大きい場合（例えば、図-4.1a）、分散投資（総区画数を大きくすること）をすることで、大きな成功資源量が期待でき、かつ、全滅のリスクを低減させられることから、わざわざ、全滅のリスクが高くなる集中投資（少ない総区画数）の戦略を採用する必要はない。逆に、 θ が小さい場合（例えば、図-4.1c）、分散投資で全滅のリスクを回避する戦略

を採用することも考えられる。しかし、全滅のリスクを低減させても、成功資源量の期待値が小さいことから、集中投資で大きな成功資源量を狙う戦略の採用も考えられる。すなわち、移植区画の成功率 θ が大きい場合は明らかに分散投資が有利であるが、 θ が小さくなるに従って、資源投資の戦略は再生を計画する者の考え方に強く依存するようになる。

なお、図-4.1において、一区画の成功率が0.8と0.2の場合の灰色のハッチの形状は、数値的に解析しているた

め対称とはなっていないが、解析的には上下対称となる。また、成功資源量は成功区画数によって求められるため、80% 区間は不連続な分布となっている。

b) 成功率が移植密度に依存する場合

アマモ場における栄養シュートが波浪を減衰させ、藻場自身が底質を安定化する正のフィードバック効果がある場合を考える（例えば、加藤ら¹¹⁶⁾）。この効果がシュート密度に依存する場合、移植区画の成功率は移植密度の増大に従って高くなる（ $\theta = f(D)$, $d\theta/dD > 0$; 図-4.2）。

資源を分割すれば移植区画当たりの資源量（密度）は低下する。成功率の変化が頭打ちになる限界の移植密度があれば、その成功率を保ちつつ総区画数を増やすことで、高い成功資源量の期待値と全滅のリスク回避を両立させることができる。資源量が十分にある場合、このような資源の分散投資が最適戦略となる¹⁵⁾。しかし、通常、資源量は限られていることから、分散投資によって移植区画当たりの密度は低下し、成功資源量の期待値の獲得のメリットは低減する。成功率が移植密度に依存する場合においては、成功率（ θ ）とその移植密度に対する変化率（ $d\theta/dD$ ）が資源投資の戦略に影響するものと考えられる。

c) 環境改善する場合の成功率と規模の関係

環境改善の努力によってアマモ場造成の成功率の向上が期待できるとしても²⁴⁾、そのためには費用がかかる。ここで、アマモのための環境改善に要する単位面積当たりの費用を ΔC とする。ここでの環境改善は、アマモのために行われることから、 θ と ΔC との関係は右肩上がりの関数（ $d\theta/d\Delta C > 0$ ）となる（図-4.3a）。すなわち、環境改善を行わない場合（ $\Delta C = 0$ ）における移植区画の成功率を θ_0 とし、環境改善する2つのケース（ $0 < \Delta C_1 < \Delta C_2$ ）の成功率を $\theta_1(\Delta C_1)$ と $\theta_2(\Delta C_2)$ とすれば、 $\theta_0 < \theta_1 < \theta_2$ となる。

次に、環境改善を行う規模を含めて考察する。環境改善を行う造成場所全体に要する総費用は、環境改善に要する単位面積当たりの費用 ΔC と規模によって決まり、環境改善の規模に対して右肩上がりの関係となる（図-4.3b）。この傾向は、初期投資やスケール効果により実際には直線的にはならないと考えられるが、ここでは傾向の比較を目的としているため、簡単に直線を考える。これより、投資できる費用が一定である場合、環境改善の質を高めるか（資源を集中投資するか）、改善する規模を大きくするか（分散投資するか）のトレードオフの関係が生じる。一方、環境改善する規模を一定とする場合、その規模の大きさに応じて、環境改善に要する総費用の差が変化する。すなわち、環境改善する規模が大きければ、環境改善の質間（ θ_1 と θ_2 ）の総費用の差は大きくなるが、規模が小さければ総費用の差は小さくなり、より質の高い環境改善方法が採用されやすくなるものと考えられる。

d) 成功率が見込めない場合

環境の分布を把握できない場合、もしくは移植技術や環境改善の効果の程度が不明な場合、造成の成功率を見込むことは難しくなる。環境分布を把握できない場合としては、造成場所における環境が動的である場合や広域なために把握するための費用がかげられない場合等が考えられる。

van Katwijkら¹⁵⁾は、環境分布の不確実性が高い場合においては、分散投資によるリスク分散が有効であることと考察している。しかし、これは大規模な造成を行うことができ、リスク分散の効果が見込める場合の戦略である。資源量に限りがある場合、一つの移植区画の成功率が見込めなければリスク分散の程度も分からないため、成功率に基づいた戦略を検討することはできない。

5. アマモ場の再生方法についての考察

5.1 これまでのアマモ場再生の課題

アマモ場の再生においては、目標としてアマモ場の構造と機能等が定められ、造成後のアマモ場は、この目標を達成しつつ、管理しなくてもメンテナンスフリーの状態でも保全されることが期待される¹⁴⁾。アマモ場再生の目標となる構造とは、群落構造、食物連鎖構造、物質生産構造のことであり、機能とは物質循環機能、生物の共存機能、環境保全機能のことである。これらの構造と機能は、例えば、造成するアマモ場が一年生か多年生かによって異なる等、アマモ場の成立様式と密接に関係する。このことから、アマモ場の構造と機能等を目標として定めることはアマモ場の成立様式を目標として定めることと同義と考えることができる。しかし、これまでのアマモ場の再生の目標において、アマモ場の成立様式について議論をした事例は見当たらない。後述するとおり、成立様式は、アマモ場の再生方法の選定において強く影響することから、それらの関係についての考察が重要となる。

また、アマモ場の再生に関する資源投資の戦略が、我が国におけるこれまでのアマモ場再生方法に関する指針で検討された例は見当たらない。一方、過去のアマモ場再生方法に関する指針では、目標の実現性とその根拠が求められ、その技術的な問題が解決されるまで措置を実施してはならないことが明記されているものもある¹⁴⁾。アマモ場再生において目標の実現性の根拠を明らかにすることは、科学的アプローチとしては当然であるが、必ず不確実性を伴う実海域では容易ではなく、場合によっては、確実な根拠がなくても再生の実施を迫られる場合も想定される。そのような場合、資源投資の戦略の考え方は有用であると考えられる。

以下では、アマモ場の再生において、目標としてその成立様式を考慮に入れ、さらに、資源投資の戦略の考え方を

導入することについて検討し、今後の課題の抽出を行う。

5.2 アマモ場の再生方法の検討

(1) 再生目標としてのアマモ場の成立様式の設定

アマモ場の成立様式と再生における造成場所、移植技術、および資源投資の戦略は密接に関係する。すなわち、例えば、アマモ場の成立においては、有性繁殖と栄養繁殖、もしくはどちらか片方の繁殖に適した環境を必要とするため、成立様式の目標に応じて造成場所の環境を改善する、もしくは、造成場所の環境に応じた成立様式を目標とする必要がある（図-5.1）。

再生の目標の条件が厳しいほど、条件を満たすための費用をかけた環境改善が必要になる可能性がある。有性繁殖と栄養繁殖の両方の繁殖によって成立するアマモ場は、最も厳しい環境条件を必要とする（3.4）。一方、種子による

回復を犠牲にしつつも栄養繁殖で維持するアマモ場、もしくは、一時的に消失しても種子によって回復するアマモ場を再生の目標とすれば、造成場所の選定が容易になったり、環境改善のためのコストを抑えられる可能性がある。

(2) 資源投資の2つの戦略

アマモ場再生の成功のための戦略として、第4章では一定の成功確率の下での資源投資の戦略について考察した。これは、環境分布が一樣と見なせる程度の造成場所の中に造成場所よりも小さい単位である移植区画を設けることが想定される。

一方、アマモ場再生の成功のためには、生活史や環境の影響を受けるアマモ場の時空間的な変動（第2章）を考慮した造成場所の配置が重要であり、一定の成功確率の下での戦略だけではなく、成功確率が空間的に変動する下での戦略も重要となる。この戦略による造成場所の配置は、

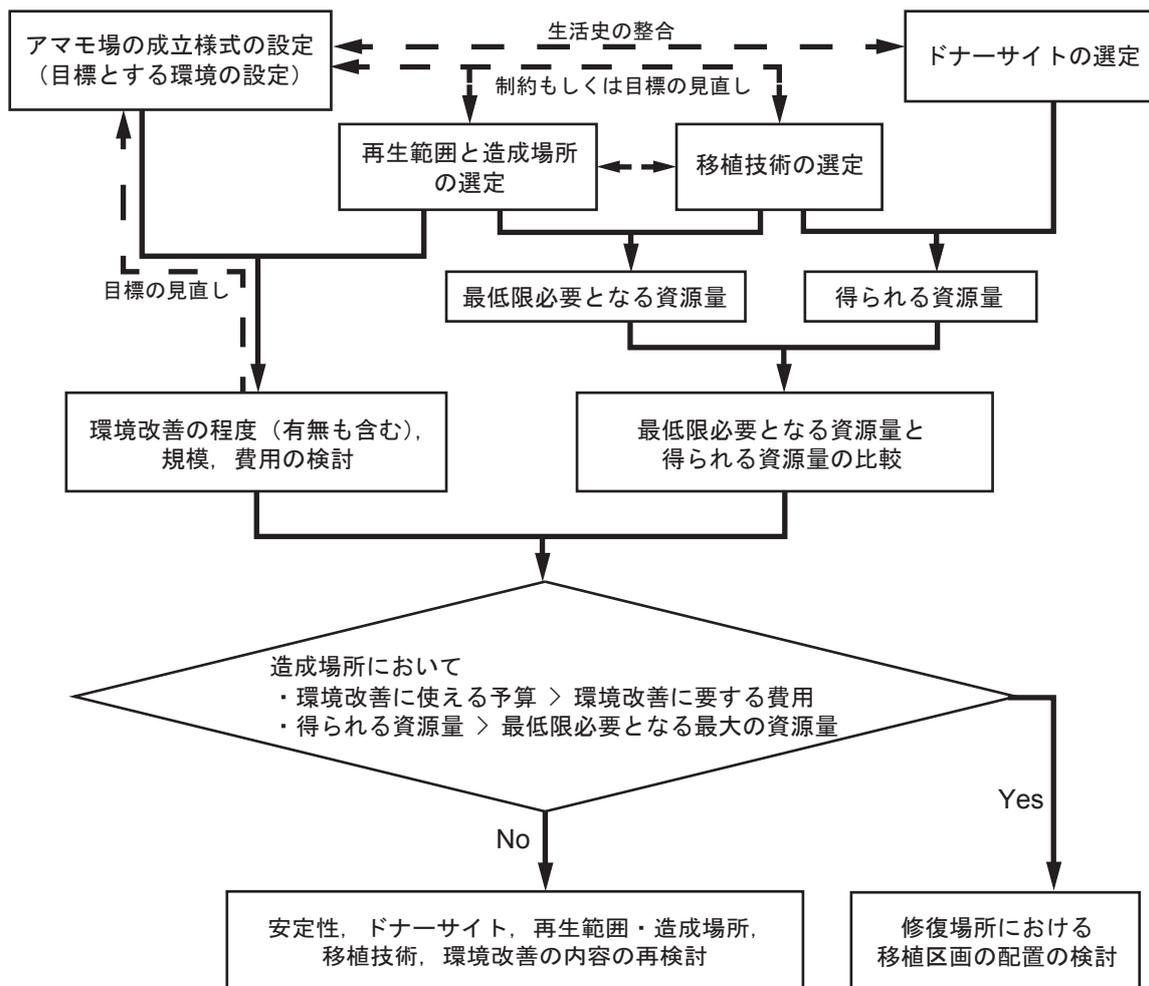


図-5.1 アマモ場の再生方法の検討におけるフローチャートの例。点線は、検討の必要の可能性がある流れを示している。

環境に分布がある下で実施されることが想定され、成功率 θ は環境に応じた関数として考える必要がある。

(3) 資源量が有限な場合の投資戦略

得られる資源量が豊富な場合、再生範囲全域を造成場所として移植すればよいが、通常、得られる資源には限りがあり、再生範囲全体への移植によらない再生方法が必要となる。このためには、造成の成功率と取り得る戦略の観点から、3つの利点を有する資源の局所的な範囲への集中投資が効果的であると考えられる(4.3(2))。

この利点とは、一つ目は、正のフィードバックによる高い成功率の期待であり、特に栄養株の移植において期待できる可能性がある。二つ目は、造成場所の環境改善を行う場合における費用の局所的な範囲への集中投資であり、集中投資により環境改善の質を高めて成功率の向上を期待できる。三つ目の利点は、造成場所の環境条件の把握を局所的に限定することで、造成場所の環境条件の把握を比較的容易にし、不確実性を低減できることである。これは、造成の対象を広域な範囲とした場合に造成場所の環境分布の把握が困難になることを避けるものであり、環境把握の不確実性を低減できれば、造成による成功率を見込みやすくな

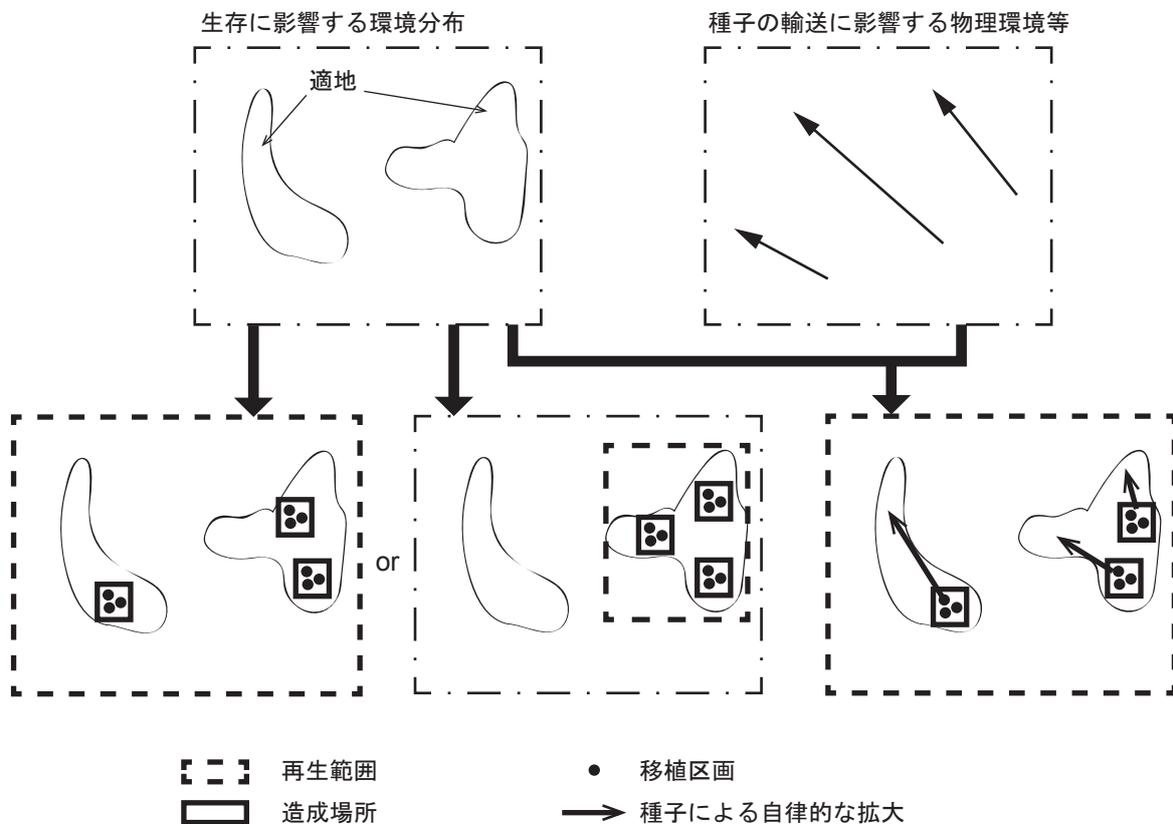
り、戦略的な造成につながる利点がある。

資源を分割する総区画数は、例えば、得られる資源量、一区画当たりの資源量で得られる正のフィードバック効果の大きさ(成功率)とその変化率、および採用する戦略との関係(4.3(2))から検討することができる。また、造成場所の数は、再生範囲の環境分布と種子散布メカニズムの関係、環境改善に使える予算と要する費用との関係、および総区画数と戦略との関係から検討することができる。造成場所内の移植区画数は上記の余剰分から検討できるし、高い成功率が見込める造成場所があれば、そこに優先的に多くの移植区画を割り当てる方法も考えられる。

(4) アマモ場の成立様式別の再生方法のシナリオ

a) 目標が種子による回復機能に期待しない多年生アマモ場である場合

再生の目標を種子による回復機能を期待しない多年生アマモ場とする場合、期待できる繁殖は栄養繁殖のみであることから、採用される移植技術は栄養株の移植となる。また、栄養繁殖で期待できる拡大範囲は一年で1m程度以下であることから^{43),44),45)}、造成後のアマモ場自身による自律的な拡大は期待できず、アマモ場の分布は造成した範囲に



図一5.2 造成場所の配置方法の例。造成する規模を局所的な範囲に限定した場合、造成場所の配置は、環境条件だけでなく、再生目標全体へアマモ場を再生させるための種子による自律的な拡大メカニズムも考慮に入れて決める必要がある。

限られる。このことから、アマモ場の造成場所を再生範囲に点在させるか、造成する範囲に合わせて再生範囲を設定する必要がある(図-5.2)。すなわち、種子による回復機能を期待しない多年生アマモ場を目標にした場合、造成場所の配置方法と移植技術の選択に制約が生まれる(図-5.1)。

なお、このアマモ場においては、種子の生産、散布、底泥への埋没、生存、発芽、実生への成長のいずれかが達成されないことから、有性繁殖による回復は期待できないが、種子が生産される可能性は残る。種子の生産が期待できる場合、他の場所への種子供給の場所として活用することができる。

b) 目標が一時的な消失を許容するが種子による回復を期待するアマモ場である場合

再生の目標を一時的な消失を許容するが種子による回復を期待するアマモ場とする場合、期待できる繁殖は有性繁殖のみであることから、採用される移植技術は播種となる。種子の輸送に影響する物理条件に依存するものの、造成場所からの種子による分布域の拡大の可能性があることから、必ずしも再生範囲全域で造成する必要はない。すなわち、造成後の種子による再生範囲内での分布域の拡大を期待した造成場所の配置の検討が可能となる(図-5.2)。

なお、種子の寿命は概ね1年であることから^{54),70)}、アマモ場の消失に備えて安定した毎年の種子生産のための環境が保たれることが不可欠があり、さらに、一時的に消失した直後の環境も種子の生存、発芽および実生の栄養株への成熟に適した状態である必要がある。

c) 目標が種子による回復に期待できる多年生アマモ場である場合

再生の目標を有性繁殖と栄養繁殖の両方の繁殖により成立する多年生アマモ場とする場合、移植技術は、栄養株の移植と播種の両方から選択することが可能となる。我が国の事情として、ドナーサイトへの負荷の懸念と遺伝的攪乱を避けるため、資源の採取は近隣のドナーサイトに限られること¹⁴⁾、および栄養株の採取によるドナーサイトへの負荷が懸念されていることから^{13),25)}、栄養株を大規模に採取することは容易ではない。しかし、この懸念については、造成場所の面積規模を小さくして資源量を抑えることで、回避することが可能である。造成場所の面積規模を小さくすることは、資源量を抑えるだけでなく、限られた予算を使って質の高い環境改善を行うことや、環境分布を把握すべき面積が小さくなる等のメリットを生む(5.2(2))。

5.3 今後の課題

造成方法をより戦略的に計画するためには、造成の成功率を見込む必要がある。van Katwijkら¹⁵⁾は、アマモ場を

含む世界中の海草場再生における生存率を解析し、海草の生存率は、平均で37%、移植の規模が大きくなれば42%まで上昇するとしている。しかし、これは、1シュート以上が生存した場合の割合であることから、場の造成の成功率は、もっと小さなものになると考えられる。また、この解析は海草の種を限定していないが、アマモ場特有の成功率の傾向がある可能性もあり、アマモ場の造成に関する蓄積が重要となる。

アマモ場の造成後、種子による再生範囲内への拡大に期待する場合、造成場所の配置の検討が必要であり、種子の輸送メカニズムが重要となってくる。散布される種子量のうち、海面上を漂流することによって輸送される種子量と底泥上を輸送される種子量の割合や、その割合を変動させる要因の把握ができれば、異なる場所や年毎の分布域拡大の定量把握が可能となる。各過程で輸送される種子量の割合は生殖期間中における散布体を切り離す物理的攪乱によって決まる可能性があり⁵⁸⁾、この物理条件の解明が一つの課題であると考えられる。

最後に、造成したアマモ場がメンテナンスフリーの状態に達しているかどうかを評価するためのモニタリングが重要となる。これは、特に、一時的な消失を許容するアマモ場の再生において重要となり、アマモ場の消失状態をモニタリングしつつ、消失後の回復が見込まれる状態であるかどうかの評価が求められる。現地観測と人工衛星画像を合わせた解析方法^{33),41),118)}やマルチコプター等を用いた空中画像による方法を活用した広域的な時間変動のモニタリング手法が重要となる。

6. おわりに

本論文では、最新の知見を考慮に入れたアマモ場の再生方法を提示するため、アマモの成長およびアマモ場の再生に関してこれまでに蓄積されている知見を整理し、資源投資に関して理論的に考察した。この結果、アマモ場には3つの成立様式があり、いずれかの成立様式を再生の目標として設定すべきこと、さらに、造成場所の配置等を検討する上で、種子や株等の資源投資の戦略を考慮に入れることが有効であることを示した。本論文で示したアマモ場の再生方法の例が、今後の我が国におけるアマモ場再生の実務に活用されることが期待される。

(2016年11月11日受付)

謝辞：本研究をまとめるにあたって、元水産総合研究センター水産工学研究所の寺脇利信氏、北海道大学北方生物圏フィールド科学センター厚岸臨海実験所の仲岡雅裕教授、港湾空港技術研究所の井上徹教海洋環境情報研究グ

ループ長, 桑江朝比呂沿岸環境研究グループ長, 高橋浩二特別研究主幹から有益なコメントを頂いた。また, 株式会社東京久栄の神尾光一郎氏から技術者の視点に基づいた情報の整理方法についてコメントを頂いた。オーストラリア連邦科学産業研究機構の Batley GE 氏には, 英文要旨の確認をして頂いた。ここに感謝の意を表す。

参考文献

- 1) Short F, Carruthers T, Dennison W, Waycott M: Global seagrass distribution and diversity: A bioregional model. *J Exp Mar Biol Ecol* 350: 3–20, 2007.
- 2) Costanza R, D'Arge R, De Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naem S, O'Neill RV, Paruelo J, Raskin RG, Sutton P, Van Den Belt M: The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253–260, 1997.
- 3) Tokoro T, Hosokawa S, Miyoshi E, Tada K, Watanabe K, Montani S, Kayanne H, Kuwae T: Net uptake of atmospheric CO₂ by coastal submerged aquatic vegetation. *Glob Change Biol* 20: 1873–1884, 2014.
- 4) Watanabe K, Kuwae T: How organic carbon derived from multiple sources contributes to carbon sequestration processes in a shallow coastal system? *Glob Change Biol* 21: 2612–2623, 2015
- 5) Nakaoka M, Matsumasa M, Toyohara T, Williams SL: Animals on marine flowers: Does the presence of flowering shoots affect mobile epifaunal assemblage in an eelgrass meadow? *Mar Biol* 153: 589–598, 2008.
- 6) Hori M, Suzuki T, Monthum Y, Srisombat T, Tanaka Y, Nakaoka M, Mukai H: High seagrass diversity and canopy-height increase associated fish diversity and abundance. *Mar Biol* 156: 1447–1458, 2009.
- 7) Horinouchi M, Mizuno N, Jo Y, Fujita M, Sano M, Suzuki Y: Seagrass habitat complexity does not always decrease foraging efficiencies of piscivorous fishes. *Mar Ecol Prog Ser* 377: 43–49, 2009.
- 8) Kamimura Y, Kasai A, Shoji J: Production and prey source of juvenile black rockfish *Sebastes cheni* in a seagrass and macroalgal bed in the Seto Inland Sea, Japan: Estimation of the economic value of a nursery. *Aquat Ecol* 45: 367–376, 2011.
- 9) Nakaoka M, Aioi K: Ecology of seagrasses *Zostera* spp. (Zosteraceae) in Japanese waters: a review. *Otsuchi Mar Sci* 26: 7–22, 2001.
- 10) 環境庁自然保護局・財団法人海中公園センター: 第4回自然環境保全基礎調査, 海域生物環境調査報告書(干潟, 藻場, サンゴ礁調査), 第2巻藻場, 平成6年3月.
- 11) 堀正和, 樽谷賢治: 瀬戸内海におけるアマモ場の変化, 生態系構造のヒステリシス. 山本民次, 花里孝幸編著: 海と湖の貧栄養化問題—水清ければ魚棲まず—, 第5章: 129–148, 2015.
- 12) Waycott M, Duarte CM, Carruthers TJB, Orth RJ, Dennison WC, Olyarnik S, Calladine A, Fourqurean JW, Heck Jr KL, Hughes AR, Kendrick GA, Kenworthy WJ, Short FT, Williams SL: Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proc Natl Acad Sci USA* 106: 12377–12381, 2009.
- 13) 寺脇利信, 島谷学, 森口朗彦: 瀬戸内海におけるアマモ場造成の実践事例. *水産工学*, 第42巻: 151–158, 2005.
- 14) 環境省: 藻場の復元に関する配慮事項, 平成16年3月. URL <https://www.env.go.jp/policy/assess/4-1report/file/7.pdf>
- 15) van Katwijk MM, Thorhaug A, Marbà N, Orth RJ, Duarte CM, Kendrick GA, Althuizen IHJ, Balestri E, Bernard G, Cambridge ML, Cunha A, Durance C, Giesen W, Han Q, Hosokawa S, Kiswara W, Komatsu T, Lardicci C, Lee KS, Meinesz A, Nakaoka M, O'Brien KR, Paling EI, Pickerell C, Ransijn AMA, Verduin JJ: Global analysis of seagrass restoration: The importance of large-scale planting. *J Appl Ecol* 53: 567–578, 2016.
- 16) 海の自然再生ワーキンググループ: 海の自然再生ハンドブック—その計画・技術・実践—, 第1巻総論編. 国土交通省港湾局監修, ぎょうせい: 107p, 平成15年11月.
- 17) 水産庁, マリノフォーラム21: アマモ類の自然再生ガイドライン. URL <http://www.mf21.or.jp/pdf/amamo/guideline.pdf>
- 18) 海の自然再生ワーキンググループ: 海の自然再生ハンドブック—その計画・技術・実践—, 第3巻藻場編. 国土交通省港湾局監修, ぎょうせい: 110p, 平成15年11月.
- 19) 海の自然再生ワーキンググループ: 順応的管理による海辺の自然再生. 国土交通省港湾局監修, ぎょうせい: 294p, 平成19年3月.
- 20) 川崎保夫: アマモへの温度の影響 III, 昇温によるライフサイクルの変化. *電力中央研究所報告* U87046: 24p, 1987.
- 21) 丸山康樹, 五十嵐由雄, 石川雄介: アマモ場適地選定手法—岸側の砂移動限界—. *海岸工学講演会論文集*, 第34回: 227–231, 1987.
- 22) 川崎保夫, 飯塚貞二, 後藤弘, 寺脇利信, 渡辺康憲, 菊池弘太郎: アマモ場造成法に関する研究. *電力中央研究所・総合報告*, U14: 231p, 1988.
- 23) 川崎保夫, 石川雄介, 丸山康樹: アマモ場造成の適地選定法. *沿岸海洋研究ノート*, 第27巻, 第2号: 136–145, 1990.
- 24) 平岡喜代典, 杉本憲司, 三浦仁志, 寺脇利信, 岡田光正: アマモ場再生事例と実証試験に基づくアマモ場再生の検討. *環境科学会誌*, 第19巻: 241–248, 2006.
- 25) Morita K, Hamabata M, Masuhara H, Fukase K, Kawasaki Y: *Zostera* (eelgrass) bed restoration in Japan. *Fisheries Sci* 68: 1771–1774, 2002.
- 26) Olesen B: Reproduction in Danish eelgrass (*Zostera marina* L.) stands: Size-dependence and biomass partitioning. *Aquat Bot* 65: 209–219, 1999.
- 27) Phillips RC, Grant WS, McRoy CP: Reproductive strategies of eelgrass (*Zostera marina* L.) (Gulf of California). *Aquat Bot* 16: 1–20, 1983.

- 28) Palacios SL, Zimmerman RC: Response of eelgrass *Zostera marina* to CO₂ enrichment: Possible impacts of climate change and potential for remediation of coastal habitats. *Mar Ecol Prog Ser* 344: 1–13, 2007.
- 29) Gagnon PS, Vadas RL, Burdick DB, May B: Genetic identity of annual and perennial forms of *Zostera marina* L. *Aquat Bot* 8: 157–162, 1980.
- 30) Kim SH, Kim HH, Park SR, Lee KS: Annual and perennial life history strategies of *Zostera marina* populations under different light regimes. *Mar Ecol Prog Ser* 509:1-13, 2014.
- 31) Keddy CJ, Patriquin DG: An annual form of eelgrass in Nova Scotia. *Aquat Bot* 5: 163–170, 1978.
- 32) Keddy CJ: Reproduction of annual eelgrass: Variation among habitats and comparison with perennial eelgrass (*Zostera marina* L.). *Aquat Bot* 27: 243–256, 1987.
- 33) Frederiksen M, Krause-Jensen D, Holmer M, Laursen JS: Spatial and temporal variation in eelgrass (*Zostera marina*) landscapes: Influence of physical setting. *Aquat Bot* 78: 147–165, 2004.
- 34) Hauxwell J, Cebrián J, Valiela I: Eelgrass *Zostera marina* loss in temperate estuaries: Relationship to land-derived nitrogen loads and effect of light limitation imposed by algae. *Mar Ecol Prog Ser* 247: 59–73, 2003.
- 35) 環境省自然環境局生物多様性センター：平成 23 年度モニタリングサイト 1000- 磯・干潟・アマモ場・藻場調査報告書 -, 平成 24 年 3 月。URL http://www.biodic.go.jp/moni1000/findings/reports/pdf/h23_coasts_and_shallow_seas.pdf
- 36) Kim K, Choi JK, Ryu JH, Jeong HJ, Lee K, Park MG, Kim KY: Observation of typhoon-induced seagrass die-off using remote sensing. *Est Coast Shelf Sci* 154: 111–121, 2015.
- 37) 平岡喜代典, 大道優平, 中原真哉, 川本康功, 寺脇利信, 岡田光正：広島湾今津川河口における台風によるアマモ場消失後の天然アマモ場の回復特性と旧航路帯の埋め戻しによるアマモ場の自立的な再生。水環境学会誌, 第 39 巻：97–102, 2016.
- 38) Plus M, Deslous-Paoli JM, Dagault F: Seagrass (*Zostera marina* L.) bed recolonisation after anoxia-induced full mortality. *Aquat Bot* 77: 121–134, 2003.
- 39) Greve TM, Krause-Jensen D, Rasmussen MB, Christensen PB: Means of rapid eelgrass (*Zostera marina* L.) recolonisation in former dieback areas. *Aquat Bot* 82: 143–156, 2005.
- 40) Lee KS, Park JI, Young KK, Sang RP, Kim JH: Recolonization of *Zostera marina* following destruction caused by a red tide algal bloom: The role of new shoot recruitment from seed banks. *Mar Ecol Prog Ser* 342: 105–115, 2007.
- 41) 山北剛久, 仲岡雅裕, 近藤昭彦, 石井光廣, 庄司泰雅：東京湾富津干潟における海草藻場の長期空間動態。保全生態学研究, 第 10 巻：129–138, 2005.
- 42) Andrade F, Ferreira MA: A method for monitoring shallow seagrass meadows (*Zostera* spp.) using terrestrial oblique large-scale photography. *Aquat Bot* 95: 103–109, 2011.
- 43) 細川真也, 仲岡雅裕, 三好英一, 桑江朝比呂：アマモ分布域の拡大とそれを支える種子散布。港湾空港技術研究所報告, 第 49 巻第 3 号：31–49, 2010.
- 44) Marbà N, Duarte CM: Rhizome elongation and seagrass clonal growth. *Mar Ecol Prog Ser* 174: 269–280, 1998.
- 45) Orth RJ, Moore KA, Marion SR, Wilcox DJ, Parrish DB: Seed addition facilitates eelgrass recovery in a coastal bay system. *Mar Ecol Prog Ser* 448: 177–195, 2012.
- 46) Tanaka N, Demise T, Ishii M, Shoji Y, Nakaoka M: Genetic structure and gene flow of eelgrass *Zostera marina* populations in Tokyo Bay, Japan: Implications for their restoration. *Mar Biol* 158: 871–882, 2011.
- 47) Talbot SL, Sage GK, Rearick JR, Fowler MC, Muñoz-Salazar R, Baibak B, Wyllie-Echeverria S, Cabello-Pasini A, Ward DH: The structure of genetic diversity in eelgrass (*Zostera marina* L.) along the north pacific and bering sea coasts of Alaska. *PLoS ONE* 11, 2016.
- 48) Harwell MC, Orth RJ: Long-distance dispersal potential in a marine macrophyte. *Ecology* 83: 3319–3330, 2002.
- 49) Erfemeijer PLA, Van Beek JKL, Ochieng CA, Jager Z, Los HJ: Eelgrass seed dispersal via floating generative shoots in the Dutch Wadden Sea: A model approach. *Mar Ecol Prog Ser* 358: 115–124, 2008.
- 50) Källström B, Nyqvist A, Åberg P, Bodin M, André C: Seed rafting as a dispersal strategy for eelgrass (*Zostera marina*). *Aquat Bot* 88: 148–153, 2008.
- 51) Hughes AR, Stachowicz JJ: Seagrass genotypic diversity increases disturbance response via complementarity and dominance. *J Ecol* 99: 445–453, 2011.
- 52) 細川真也, 三好英一, 内村真之, 中村由行：メソコスム水槽におけるアマモ地上部の現存量と生長・脱落速度の季節変動。港湾空港技術研究所報告, 第 45 巻第 3 号：25–45, 2006.
- 53) Bakker JP, Poschlod P, Strykstra RJ, Bekker RM, Thompson K: Seed banks and seed dispersal: Important topics in restoration ecology. *Acta Botanica Neerlandica* 45: 461–490, 1996.
- 54) Orth RJ, Harwell MC, Bailey EM, Bartholomew A, Jawad JT, Lombana AV, Moore KA, Rhode JM, Woods HE: A review of issues in seagrass seed dormancy and germination: Implications for conservation and restoration. *Mar Ecol Prog Ser* 200: 277–288, 2000.
- 55) Orth RJ, Luckenbach M, Moore KA: Seed dispersal in a marine macrophyte: Implications for colonization and restoration. *Ecology* 75: 1927–1939, 1994.
- 56) Granger S, Traber MS, Nixon SW, Keyes R: Collection, processing, and storage. In: Schwartz M (ed) *A practical guide for the use of seeds in eelgrass (Zostera marina L.) restoration*, Rhode Island Sea Grant, Narragansett, R.I., 2002.
- 57) 島谷学, 中瀬浩太, 熊谷隆宏, 月舘真理雄：アマモ種子の埋没機構に関する研究。海岸工学論文集, 第 47 巻：1171–1175, 2000.
- 58) Hosokawa S, Nakaoka M, Miyoshi E, Kuwae T: Seed dispersal in the seagrass *Zostera marina* is mostly within

- the parent bed in a protected bay. *Mar Ecol Prog Ser* 523: 41–56, 2015.
- 59) Inglis GJ: Disturbance-related heterogeneity in the seed banks of a marine angiosperm. *J Ecol* 88: 88–99, 2000.
 - 60) Luckenbach MW, Orth RJ: Effects of a deposit-feeding invertebrate on the entrapment of *Zostera marina* L. seeds. *Aquat Bot* 62: 235–247, 1999.
 - 61) Blackburn NJ, Orth RJ: Seed burial in eelgrass *Zostera marina*: The role of infauna. *Mar Ecol Prog Ser* 474: 135–145, 2012.
 - 62) Jarvis JC, Moore KA: Effects of Seed Source, Sediment Type, and Burial Depth on Mixed-Annual and Perennial *Zostera marina* L. Seed Germination and Seedling Establishment. *Estuar Coasts* 38: 964–978, 2015.
 - 63) Delefosse M, Kristensen E: Burial of *Zostera marina* seeds in sediment inhabited by three polychaetes: Laboratory and field studies. *J Sea Res* 71: 41–49, 2012.
 - 64) 合田良実：耐波工学—港湾・海岸構造物の耐波設計—。鹿島出版会：430p, 平成20年6月。
 - 65) Marion SR, Orth RJ: Innovative techniques for large-scale seagrass restoration using *Zostera marina* (eelgrass) Seeds. *Restor Ecol* 18: 514–526, 2010.
 - 66) Wigand C, Churchill AC: Laboratory studies on eelgrass seed and seedling predation. *Estuaries* 11: 180–183, 1988.
 - 67) Fishman JR, Orth RJ: Effects of predation on *Zostera marina* L. seed abundance. *J Exp Mar Biol Ecol* 198: 11–26, 1996.
 - 68) Marion SR, Orth RJ: Seedling establishment in eelgrass: seed burial effects on winter losses of developing seedlings. *Mar Ecol Prog Ser* 448: 197–207, 2012.
 - 69) Dooley FD, Wyllie-Echeverria S, Van Volkenburgh E: Long-term seed storage and viability of *Zostera marina*. *Aquat Bot* 111: 130–134, 2013.
 - 70) Jarvis JC, Moore KA, Judson Kenworthy W: Persistence of *Zostera marina* L. (eelgrass) seeds in the sediment seed bank. *J Exp Mar Biol Ecol* 459: 126–136, 2014.
 - 71) Orth RJ, Moore KA: Seed germination and seedling growth of *Zostera marina* L. (eelgrass) in the Chesapeake bay. *Aquat Bot* 15: 117–131, 1983.
 - 72) van Lent F, Verschnure JM: Comparative study on populations of *Zostera marina* L. (eelgrass): experimental germination and growth. *J Exp Mar Biol Ecol* 185: 77–91, 1995.
 - 73) Probert RJ, Brenchley JL: The effect of environmental factors on field and laboratory germination in a population of *Zostera marina* L. from southern England. *Seed Sci Res* 9: 331–339, 1999.
 - 74) 越川義功, 山本克則, 林文慶, 中村華子, 田中昌宏, 小河久朗：アマモの安定種苗生産とその移植による群落形成。海洋開発論文集, 第22巻：625–630, 2006。
 - 75) Moore KA, Orth RJ, Nowak JF: Environmental regulation of seed germination in *Zostera marina* L. (eelgrass) in Chesapeake Bay: effects of light, oxygen and sediment burial. *Aquat Bot* 45: 79–91, 1993.
 - 76) van Katwijk MM, Wijgertang LJM: Effects of locally varying exposure, sediment type and low-tide water cover on *Zostera marina* recruitment from seed. *Aquat Bot* 80: 1–12, 2004.
 - 77) 島谷学, 河本武, 中瀬浩太, 月館真理雄：アマモ実生株の生残条件に関する研究。海岸工学論文集, 第50巻：1096–1100, 2003。
 - 78) Valdemarsen T, Canal-Verges P, Kristensen E, Holmer M, Kristiansen MD, Flindt MR: Vulnerability of *Zostera marina* seedlings to physical stress. *Mar Ecol Prog Ser* 418: 119–130, 2010.
 - 79) 土田孝, 浅海綾一, 一井康二：波浪による一次元水圧変動下のアマモ場海底地盤の安定性。海岸工学論文集, 第53巻：1251–1255, 2006。
 - 80) Lee KS, Park SR, Kim YK (2007) Effects of irradiance, temperature, and nutrients on growth dynamics of seagrasses: A review. *J Exp Mar Biol Ecol* 350: 144–175, 2007.
 - 81) 川端豊喜：生物機能による環境修復—水産における Bioremediation は可能か—。日本水産学会監修, 恒星社厚生閣：79–93, 1996。
 - 82) Hosokawa S: Shoot and leaf dynamics of eelgrass *Zostera marina* L. along multiple environmental gradients, Hokkaido University Doctoral thesis: 95p, 2011.
 - 83) Bintz JC, Nixon SW: Responses of eelgrass *Zostera marina* seedlings to reduced light. *Mar Ecol Prog Ser* 223: 133–141, 2001.
 - 84) Hosokawa S, Nakamura Y, Kuwae T: Increasing temperature induces shorter leaf life span in an aquatic plant. *Oikos* 118: 1158–1163, 2009.
 - 85) Hosokawa S: A model for measuring leaf growth rate of vegetative shoot in the seagrass, *Zostera marina*. *Ecol Model* 222: 105–111, 2011.
 - 86) Pulido C, Borum J: Eelgrass (*Zostera marina*) tolerance to anoxia. *J Exp Mar Biol Ecol* 385: 8–13, 2010.
 - 87) Greve TM, Borum J, Pedersen O: Meristematic oxygen variability in eelgrass (*Zostera marina*). *Limnol Oceanogr* 48: 210–216, 2003.
 - 88) Pedersen O, Binzer T, Borum J: Sulphide intrusion in eelgrass (*Zostera marina* L.). *Plant Cell Environ* 27: 595–602, 2004.
 - 89) Short FT, Burdick DM, Kaldy JE: Mesocosm experiments quantify the effects of eutrophication on eelgrass, *Zostera marina*. *Limnol Oceanogr* 40: 740–749, 1995.
 - 90) Brush MJ, Nixon SW: Direct measurements of light attenuation by epiphytes on eelgrass *Zostera marina*. *Mar Ecol Prog Ser* 238: 73–79, 2002.
 - 91) Nejrup LB, Pedersen MF: Effects of salinity and water temperature on the ecological performance of *Zostera marina*. *Aquat Bot* 88: 239–246, 2008.
 - 92) 神尾光一郎, 中村由行, 細川真也：夏季同時観測による東京湾奥部と湾口部におけるアマモ生育条件の比較。海岸工学論文集, 第55巻：1036–1040, 2008。
 - 93) 森口朗彦, 高木儀昌, 仲宗根琢磨, 吉川浩二, 團昭紀, 和泉安洋：分布特性の異なる2つのアマモ場における物理環境現地観測。水産工学研究所技報, 21：1–12, 1999。

- 94) 森田健二, 竹下彰: アマモ場分布限界水深の予測評価手法. 土木学会論文集, No.741/VII-28: 39-48, 2003.
- 95) 出口一郎, 三宅亮志, 岩田公司, 吉田利春, 荒木進歩: ライフサイクルを考慮したアマモの生息条件に関する研究. 海岸工学論文集, 第52巻: 1011-1015, 2005.
- 96) 中瀬浩太, 田中裕一, 檜山博昭: 海浜変形予測手法を用いたアマモ場成立条件に関する研究. 海岸工学論文集, 第39巻: 1006-1010, 1992.
- 97) 島谷学, 中瀬浩太, 岩本裕之, 中山哲殿, 月舘真理雄, 星野高士, 内山雄介, 灘岡和夫: 興津海岸におけるアマモ分布条件について. 海岸工学論文集, 第49巻: 1161-1165, 2002.
- 98) 東京都水産試験場, 東京久栄: 平成7年度内湾藻類移植等試験報告書, 平成8年3月.
- 99) 庄司泰雅, 長谷川健一: 千葉県沿岸海域におけるアマモの分布. 千葉県水産研究センター研究報告, 第3号, 77-86, 2004.
- 100) 東京都島しょ農林水産総合センター: 平成19年事業成果速報, 平成20年3月.
- 101) 東京都島しょ農林水産総合センター: 平成20年事業成果速報, 平成21年3月.
- 102) 山本克則, 新保裕美, 田中昌宏, 三富龍一, 小河久朗: アマモ場拡大の実態把握と種苗移植による新規群落形成の試み. 海岸工学論文集, 第53巻: 1006-1010, 2006.
- 103) NPO 法人海辺づくり研究会: 海の森づくり(アマモ場再生)事業協働推進業務委託報告書, 平成21年3月.
- 104) 大本茂之, 鳥井正也, 三浦俊一, 真鍋康司, 西村和雄: 岡山県日生町地先の人工アマモ場の拡大. 水産工学, 第42巻: 75-78, 2005.
- 105) 和泉安洋, 広沢晃, 團昭紀, 森口朗彦, 寺脇利信: 底質安定化マットによる4年間のアマモの生長と成熟. 水産工学, 第39巻: 139-143, 2002.
- 106) 山口県: 山口県アマモ場造成指針, 95 p, 平成18年3月.
- 107) 上野成三, 高山百合子, 前川行幸, 原条誠也: 播種・株植が不要なアマモ移植方法の現地実験. 海岸工学論文集, 第50巻: 1261-1265, 2003.
- 108) 高山百合子, 上野成三, 湯浅城之, 前川行幸: 播種・株植が不要なアマモ移植方法における移植マットの改良とアマモ定着効果. 海岸工学論文集, 第52巻: 1216-1220, 2005.
- 109) 高山百合子, 上野成三, 湯浅城之, 前川行幸: 播種・株植が不要なアマモ移植方法の最適移植時期について. 海岸工学論文集, 第51巻: 1181-1185, 2004.
- 110) 山本省吾, 中瀬浩太, 山本裕規, 羽原浩史, 岡田光正: 光量, 航走波, 潮流環境変化による移植アマモ場の維持・拡大機構に関する研究. 海岸工学論文集, 第51巻: 1041-1045, 2004.
- 111) 寺脇利信, 川崎保夫, 飯塚貞二: 電源立地点の藻場造成技術の開発, 第一報アマモの移植適期について. 電力中央研究所報告, 484011: 23p, 1984.
- 112) Li WT, Kim YK, Park JI, Zhang XM, Du GY, Lee KS: Comparison of seasonal growth responses of *Zostera marina* transplants to determine the optimal transplant season for habitat restoration. *Ecol Eng* 71: 56-65, 2014.
- 113) Harwell MC, Orth RJ: Eelgrass (*Zostera marina* L.) seed protection for field experiments and implications for large-scale restoration. *Aquat Bot* 64: 51-61, 1999.
- 114) Zhang PD, Fang C, Liu J, Xu Q, Li WT, Liu YS: An effective seed protection method for planting *Zostera marina* (eelgrass) seeds: Implications for their large-scale restoration. *Mar Poll Bull* 95: 89-99, 2015.
- 115) Kato Y, Aioi K, Omori Y, Takahata N, Satta Y: Phylogenetic analyses of *Zostera* species based on *rbcL* and *matK* nucleotide sequences: Implications for the origin and diversification of seagrasses in Japanese waters. *Genes Genet Syst* 78: 329-342, 2003.
- 116) 加藤大, 島谷学, 柴山知也: アマモ群落における底質輸送機構と底質安定性向上効果について. 海岸工学論文集, 第52巻: 1001-1005, 2005.
- 117) 四辻哲章: 計算機シミュレーションのための確率分布乱数生成法. プレアデス出版, 598p, 平成22年7月.
- 118) 京田潤一, 細川真也, 渡辺健太郎, 仲岡雅裕, 柴沼成一郎, 門谷茂, 桑江朝比呂: 現地観測データと衛星画像を用いた海草藻場の分布域と被度の推定. 土木学会論文集 B2 (海岸工学), 第68巻: I_1466-I_1470, 2012.