

ISSN 1346-7328

国総研資料 第889号
平成 28 年 3 月

国土技術政策総合研究所資料

TECHNICAL NOTE of
National Institute for Land and Infrastructure Management

No.889

March 2016

浮遊幼生に着目した生息場の空間配置の検討

秋山 吉寛・井芹 絵理奈・岡田 知也

Spatial arrangement of settlement habitats for free-living larvae

Yoshihiro B.AKIYAMA, Erina ISERI, Tomonari OKADA

国土交通省 国土技術政策総合研究所

National Institute for Land and Infrastructure Management
Ministry of Land, Infrastructure, Transport and Tourism, Japan

浮遊幼生に着目した生息場の空間配置の検討

秋山吉寛*・井芹絵里奈*・岡田知也**

要 旨

沿岸域の生態系を、より一層多様かつ持続可能な状態に再生させていくためには、生態系ネットワークや生活史に代表されるような水域全体に渡る生物の移動や繋がりを考慮したシースケープ（Seascape：多様なタイプの生息場によって構成される沿岸域の空間）のデザインが必要である。本研究では、内湾性の一時性浮遊生物（メロプランクトン）の浮遊幼生期に着目し、着底する生息場の外から様々な距離を移動してくる浮遊幼生が生息場に着底する割合（着底率）と、生物生息場の空間配置について、概念的に検討できる数値モデルを提案すること、および基本的なSLOSS問題（1つの大きな生息場と多数の小さな生息場のどちらが良いか？）の計算ケースを実施することによって、幼生の放出源となる母体の位置が不明な海域における生物生息場の配置を検討する際の要点を示すことを目的とする。

片側有限の一次元空間 $[0, \infty]$ の中に内湾域 $[0 \text{ km}, 100 \text{ km}]$ を設け、100 kmを超える区間を外海域とした。内湾域に浮遊幼生を保有する母体と、幼生の着底する生息場を配置し、幼生の着底率に基づき、生息場の配置を評価した。幼生の平均分散距離の範囲は、10 cmから10000 kmまでである。

様々な平均分散距離の浮遊幼生の着底率と生物生息場の空間配置について、概念的に検討できる数値モデルを提案した。また、本モデルを用いて浮遊幼生の着底場におけるSLOSS問題を検討した結果、内湾域に中程度に偏って分布する浮遊幼生の着底場を無作為に配置する場合、幼生の着底率は、生息場を分割して配置すると高まること、および生息場を散らばせて配置すると高まること明らかとなった。多数の小さな着底場を配置することで、より種多様性の高い着底場となることが期待される。

キーワード：生物多様性，生息場，着底率，SLOSS問題，浮遊幼生，自然再生

*沿岸海洋・防災研究部海洋環境研究室研究官
**沿岸海洋・防災研究部海洋環境研究室長
〒239-0826 横須賀市長瀬3-1-1 国土交通省国土技術政策総合研究所
電話：0468-44-5023 Fax：0468-44-1145 e-mail: akiyama-y92y2@ysk.nilim.go.jp

Consideration of the spatial arrangement of settlement habitats for free-living larvae

Yoshihiro B. AKIYAMA *
Erina ISERI *
Tomonari OKADA **

Synopsis

Design of seascape taking account of migrations, dispersal of marine organisms and connectivity among habitats in the total water area associated with ecological networks and life history is necessary to restore coastal ecosystems with a richer biodiversity and greater sustainability. This study has the following two purposes: 1) to propose a numerical model conceptually considering the rate of the meroplanktonic larvae settled in a habitat that is beyond the habitat of the larval parents after dispersing at various distances and spatial arrangement of the settlement habitats; 2) to show essentials on the arrangement regarding the SLOSS (Single Large or Several Small) debate without prior knowledge of the locality of a brooding female, which is the starting point of the larval migration, by using the numerical model.

The inner bay area [0 km, 100 km] and open sea area over 100 km were established in a one-dimensional space [0 km, ∞ km]. A brooding female and a settlement habitat for a larva were placed in the inner bay area. Habitat arrangement was evaluated on the basis of the larval rate on the settlement habitat, i.e., settlement rate of the larvae. The range of mean dispersal distances among planktonic larvae was set between 10 cm and 10000 km.

We proposed a numerical model conceptually considering the settlement rate of planktonic larvae dispersing at various distances and spatial arrangement of settlement habitats for the larvae. As a result of the evaluation on habitat arrangement for the SLOSS by using the numerical model, the settlement rate was raised by scattered arrangement of the equally divided habitats up to 20 blocks but increment of the settlement rate was ascertained in the specific larvae that are distributed with moderate variance (mean dispersal distance was 1 and 10 km). The scattered arrangement of the many small habitats is expected to contribute to a rich biodiversity in all habitats.

Key Words : biodiversity, habitat, nature restoration, planktonic larvae, settlement rate, the SLOSS debate

* Researcher of Marine Environment Division, Coastal, Marine and Prevention Department
** Head of Marine Environment Division, Coastal, Marine and Disaster Prevention Department
3-1-1 Nagase, Yokosuka, 239-0826 Japan
Phone : +81-46-844-5023 Fax : +81-46-844-1145 e-mail:akiyama-y92y2@mlit.go.jp

目 次

1. はじめに	1
1.1 背景	1
1.2 目的	2
2. 方法	3
2.1 数値モデルの基本構造	3
2.2 数値モデルで扱う生物の特徴	3
2.3 生息場の空間配置	4
2.4 生息場の空間配置の評価方法	7
3. 結果	7
3.1 生息場の広さの変化による幼生の着底率への影響	7
3.2 母体－生息場間の距離の変化による幼生の着底率への影響	9
3.3 生息場の分割数の変化による幼生の着底率への影響	10
4. 考察	14
4.1 生息場の分割および生息場の配置と幼生の着底率との関係に影響する幼生の空間分布の特徴	14
4.2 生息場の分割数と幼生の着底率との関係	23
4.3 生息場の分割数および生息場の配置と幼生の着底率との関係に影響する数値モデルの前提条件	24
4.4 生息場の分割数および生息場の配置と幼生の着底率との関係に基づくSLOSS問題の検討	24
5. おわりに	24
5.1 まとめ	24
5.2 今後の展望	25
参考文献	25

1. はじめに

1.1 背景

様々な人間活動に伴い、沿岸域では生物の生息場の改変が起き、沿岸域の生物多様性が乏しくなってきた。生物多様性は、生態系サービスの基盤であり、生物多様性の低下は生態系サービスの価値の低下および生産力の低下を引き起こす (Worm et al., 2006)。この問題は国際的な課題であり、生物多様性に関する国際的な枠組みとして、生物の多様性を包括的に保全し生物資源の持続可能な利用を行うための生物多様性条約 (Convention on Biological Diversity) が1992年に採択され、日本も本条約に署名している。また、国内では生物多様性基本法が2008年5月に成立し、生物多様性国家戦略2010が2010年3月に閣議決定された。これは生物多様性条約に基づき1995年に策定した初めての生物多様性国家戦略から数えて第4次の国家戦略となり、沿岸・海洋の生物多様性の保全および持続可能な利用のための様々な施策等についても記されている。この生物多様性国家戦略2010や海洋基本法 (2007年4月成立) および海洋基本計画 (2008年3月閣議決定) を踏まえて、2011年に環境省によって海洋生物多様性国家戦略が策定されている。

海洋生物多様性国家戦略では、生物多様性に影響を及ぼすか、またはそのおそれのある主要な人為的要因として、①生物の生息・生育場の減少をもたらす物理的な改変、②生態系の質的劣化をもたらす汚水の排出、廃棄物の排出、油や化学物質等の流出等による海洋環境の汚染③過剰な捕獲・採取、④生態系の攪乱を引き起こす可能性がある外来種の導入、⑤海洋の物理化学的な環境またはシステムに影響を与える気候変動による影響を挙げている。人間活動の活発な沿岸域においては、それぞれが複合的に関連していると思われるが、その中でも沿岸域においては、①生物の生息・生育場の減少、および②海洋環境の汚染の影響が大きいと考えられる。近年においては、1978年以降の総量規制を始めとする様々な取り組みにより海洋環境の汚染は緩和されており、生物の生息・生育場の減少の方が相対的に大きな要因として考えられる。

国土交通省港湾局においても、海域環境の保全・再生・創出として、港湾域および沿岸域において、干潟・浅場・藻場・サンゴ礁の保全・再生に加えて、生物共生型港湾構造物の設置など様々な生物の生息・育成場の保全・拡大を実施しており、沿岸域の生物多様性の向上に対して多大な貢献を果たしていると言える。ただ、これまでの保全・再生では、まずは一歩でも進むことが重要であり、

造成干潟や生物共生型港湾構造物等を、造れる水域に、小さなスケールでも良いから、着実に造っていくことを目指し、水域全体に渡る生態系ネットワークの視点はあまり重視されてこなかった。沿岸域の生態系を、より一層多様かつ持続可能な状態に再生させていくためには、生態系ネットワークや生活史に代表されるような水域全体に渡る生物の移動や繋がりを考慮することが必要であると考えられる。つまり、これまでの造成干潟や生物共生型護岸の断面形状の設計 (部分最適な技術開発) だけでは不十分であり、水域に対する生物生息場の最適配置の検討 (全体最適な技術開発) を行う必要があると考える (秋山ら, 2014 ; 秋山ら, 2015)。

こうした空間に着目する生態系の管理は、近年脚光を浴びている。生態系に基づく管理 (Ecosystem-based management: EBM) には様々な定義が存在するが (Arkema et al., 2006)、その包括的な定義の1つは、「すべての生物の便益のために、生態系全体の健全性、機能、復元力 (レジリエンス) の保全および保護を目的とした、自然資源管理のための空間を基本とする取り組み」である (SeaWeb, 2011)。EBMには、空間に基づく管理、生態系に基づく漁業管理、海洋空間計画、海域のゾーニング等の様々なテーマがある (Halpern et al., 2010)。EBMのテーマの中には、シースケープ (Seascape) に着目する海洋生態系の管理が含まれる。

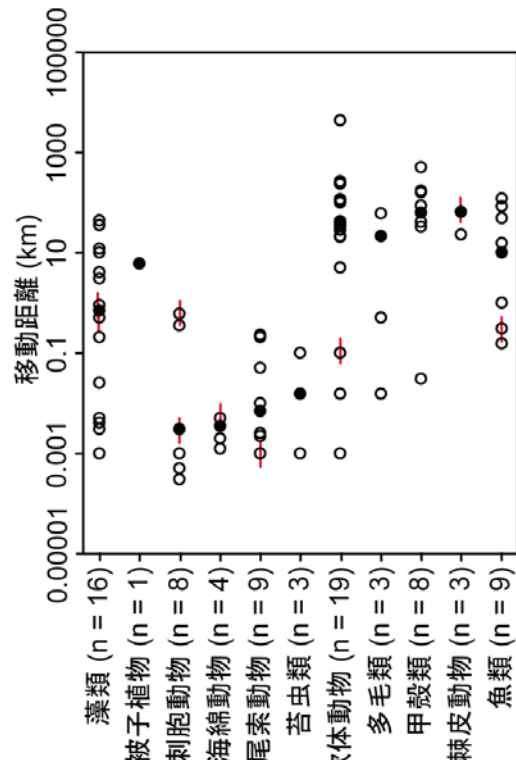
シースケープとは、底生環境あるいは水柱環境中で定量化されたパッチのモザイク、空間的勾配、その他の幾何学的様式といった、ヒトが把握可能な沿岸域環境の空間的に異質な場 (Boström et al., 2011)、あるいは、海域の物理的な特徴によって定義される海洋生物の生息場のタイプのことである (GoMA)。物理的な特徴とは、海底の基質のタイプ、水深、水温、塩分濃度、成層強度等であり (Roff and Zacharias, 2011)、これらの特徴がさまざまに組み合わせることにより、多様なタイプの生息場が形作られる。この生息場のタイプは、生態学的なパターンやプロセスに影響を及ぼす。その結果として、各タイプの生息場には、異なる海洋生物の群集組成が形成される。そのため、シースケープは生物多様性と密接に関係している (Przeslawski et al., 2011)。本報告では、シースケープをBoström et al. (2011)に従った用語として扱い、多様なタイプの生息場によって構成される沿岸域の空間のこととする。

多様な海洋生物の生息場を再生するための取り組みの1つとして、シースケープのデザインがある。多様な海洋生物のそれぞれが必要とする生息場環境を、適切に配置することにより、生物相の豊かな海域の再生を期待する

ことができる。これまでに行われてきたシースケープのデザインに関する研究は、水産資源の増殖や希少生物の再生を目的としており、単一種の生息場に着眼して行われてきた (McMahon et al., 2012)。この研究では、対象生物の必要とする生息場環境の特徴および移動特性を成長段階ごとに明らかにし、これらの情報に基づいて、対象生物に適したシースケープのデザインの検討を行っている。しかし、多様な生物種を対象としたシースケープのデザインに関する研究例は少なく、また、研究の対象は、熱帯域のシースケープ (サンゴ礁やマングローブ林によって構成される) に偏っている (Mumby, 2006; Grober-Dunsmore et al., 2007)。内湾域・沿岸域の多様な生物の生息場を再生するためには、まず、シースケープのデザインの基本的な特性を理解する必要がある。

1.2 目的

海洋生物の生息する環境には、大きく分けて水柱環境と底生環境がある (Lalli and Parsons, 1993)。水柱環境は海表面から最大水深までの水柱の環境であり、塩分、水温、栄養塩濃度、透明度等の違いによって様々に変化する。底生環境は海底環境を指し、干潟、砂浜、岩礁、藻場、サンゴ礁、深海底等の様々な種類がある。海洋生物は、成長に伴う要求の変化や周囲の状況の変化に伴い、これらの異なる特徴を持つ生息環境の間を移動する。例えば、スズキ *Lateolabrax japonicus* の成魚は、外湾の岩礁帯や表層域付近で水中に拡散する卵 (分離浮性卵) を産み (渡辺, 1965; 河村, 2002; 河野ら, 2011)、孵化した仔魚は海流で受動的に沖合を移動する (Tamura et al., 2013)。稚魚の一部は湾奥の干潟で過ごし、成魚になると産卵のため、外湾に移動すると考えられている (渡辺, 1965; Tamura et al., 2013)。一方、アサリ *Ruditapes philippinarum* は、底生生活期に干潟の堆積物中で生活する。この時期のアサリはスズキのような高い移動力を持たないが、幼生期には海流に運ばれ、内湾域全体に広く分布する (Kasuya et al., 2004)。アサリのベリジャー幼生は、D型幼生期に海流の速い表層に分布して、速やかに拡散する。成長してアンボ幼生期になると、水深がより深く、海流が穏やかな場所に分布するようになり、D型幼生と比べてその場に留まる傾向を示す (Ishii et al., 2005)。こうした鉛直移動を経て、アサリは干潟傾斜部へと辿り着き、堆積物の表面に着底する (黒田, 2005)。このような海洋生物の移動の目的には、生物の繁栄と直結する餌資源の獲得、捕食者の回避、繁殖活動が含まれる (Gibson, 2003)。よって、海洋生物による生息場間



注) 白丸は各分類群に属する個々の種の移動距離。黒丸は個々の種の移動距離の中央値。Lucas (1982), Shanks et al. (2003), Shanks (2009), Lopez-Duarte et al. (2012), Salinas-de-Leon et al. (2012) のデータに基づき作成。

図-1 各分類群におけるメロプランクトンの浮遊幼生および珠芽の移動距離を示すひまわり図。

の移動は繁栄に関わる重要な行動であり、生物生息場の配置を検討する際に欠かせない要素である。

海洋生物の移動には受動的な移動と能動的な移動がある。受動的な移動は水の動きによって行われ、遊泳力を持たないか、あっても小さいために水の動きに逆らって自らの位置を保持できない浮遊生物 (プランクトン) が行う (八杉ら, 1996)。一方、能動的な移動は水の動きに逆らって自由に水中を移動できる生物自身の遊泳力によって行われ、遊泳生物 (ネクトン) が行う (八杉ら, 1996)。前者の受動的な行動は、先述したスズキの仔魚やアサリの幼生を含め、多くの海洋生物が生活史の一部で行う (Pechenik, 1999; Shanks et al., 2003)。この時期の海洋生物は、水柱環境中を漂いながら移動する。終生プランクトン (ホロプランクトン) 以外の多くの一時的浮遊生物 (メロプランクトン) は、十分に成長した後、生息環境を底生環境へと移す。メロプランクトンの浮遊幼生が水中を浮遊している間に移動する平均的な距離の推

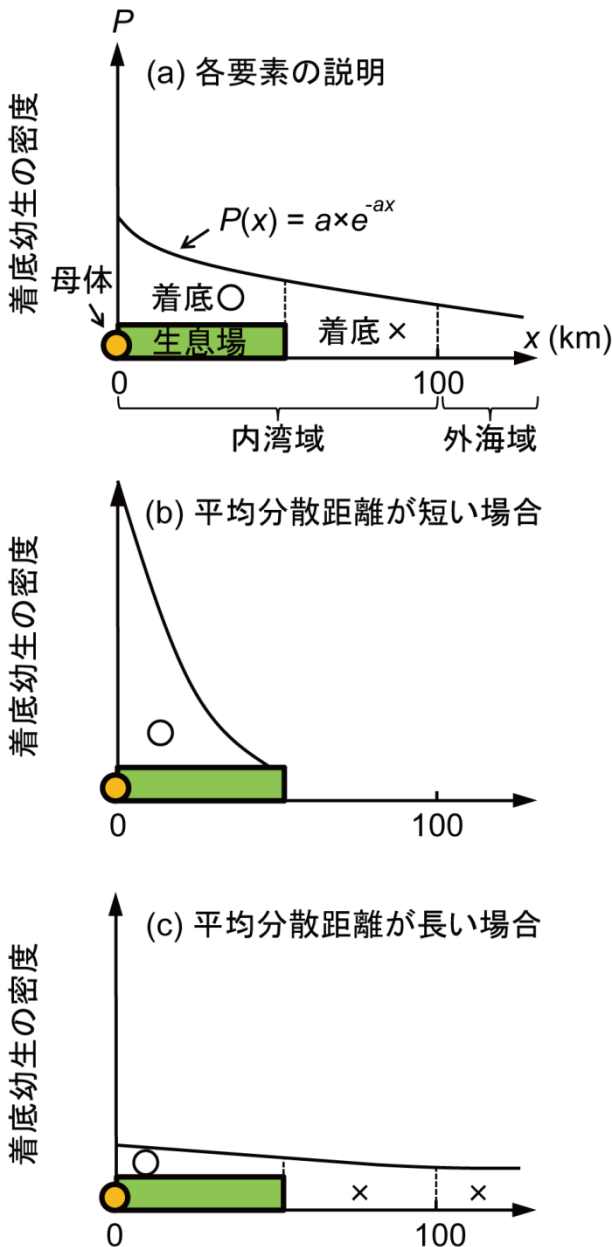


図-2 数値モデルの概要。

定値は、種によって30 cmから4400 kmまで幅広い(図-1)。そのため、浮遊幼生の移動の始点となる母体の生息場所と、幼生の着底する場の間の適した空間距離は、浮遊幼生の移動距離に従って大きく異なると推測される。これに伴い、適した着底場の空間配置も異なるに違いない。ただし、近年では長距離移動の潜在能力を持つ幼生であっても、比較的短距離を移動するという報告もある(Pinsky et al., 2012)。

水域全体のシースケープのデザインに関する第一段階として、秋山ら(2015)では、東京湾沿岸域で生息の確認された魚類を対象として、生息場利用様式を明らかにし、各種魚類をこの様式に基づき類型化した。本研究で

は、水域全体のシースケープのデザインに関する第二段階として、メロプランクトンの浮遊幼生期に着目し、着底する場の外に由来する様々な距離を移動する浮遊幼生のうち、生息場に着底する幼生の割合(着底率)と生息場の空間配置との関係を検討する。

浮遊幼生の着底する生息場の検討には、幼生の着底率、世代交代の可能性、持続可能性、環境変動後の復元力、着底した幼生の生物多様性等、検討すべき項目は種々ある。しかしここでは、モデルを用いた取り組みの手始めとして、基本的な検討部分である各種生物の幼生の着底率を扱う。

そこで本研究では、様々な距離を移動するメロプランクトンの浮遊幼生の着底率と生物生息場の空間配置について、概念的に検討できる数値モデルを提案すること、および基本的な計算ケースを実施することによって、幼生の放出源となる母体の位置が不明な海域における、生物生息場の配置を検討する際の要点を示すことを目的とする。

2. 方法

2.1 数値モデルの基本構造

数値モデルで設定した空間は、水平方向に広がる片側有限の1次元空間[0 km, ∞ km]である(図-2)。この空間の0-100 kmの範囲を内湾域とし、100 kmを超える範囲は全て外海域とする。生息場は内湾域に配置する。この空間の中に浮遊幼生を導入し、生息場に着底する浮遊幼生の割合に基づいて空間配置を評価する。数値モデルの計算には、データ解析環境R Version 3.1.2 (R Core Team, 2014)を用いた。

2.2 数値モデルで扱う生物の特徴

数値モデルで扱う生物は、成熟すると幼生を保有する母体となり、水中に直接幼生を放出する。この幼生は水中で浮遊生活をし、遊泳力を持たないために、水の動きに逆らって自らの位置を保持できない。よって、この幼生の移動は海流によって受動的に行われる。この幼生はメロプランクトンであり、やがて海底に着底して、浮遊幼生期を終える。着底した幼生のうち、「生息場」に着底できた個体のみ生き残ることができる。一度着底した幼生は再浮上しない。

数値モデルについて、幼生の放出源となる母体の位置は、常に1次元空間の原点(x = 0)とした(図-2)。母体から放出された幼生は座標軸の正方向に受動的に拡散する。母体から遠い場所ほど、その場に着底する幼生の割

合は減少する。この着底した幼生の空間分布を示す関数は、Botsford et al. (2001)が示す以下の式を基本として作成した。

$$P(x_1, x_2) = \frac{a}{2} e^{-a|x_1 - x_2|} \quad (1)$$

ここで、 $P(x_1, x_2)$ は、幼生の放出源となる母体の座標を x_1 としたときの、任意の座標点 x_2 における幼生の着底率、 a は幼生の移動距離の平均値(平均分散距離)の逆数である。本研究では、幼生の放出源の位置を常に原点とし、幼生は座標軸の正方向にしか分散できないため、幼生の分布は以下の式に従うものとする。

$$P(x_2) = ae^{-ax_2} \quad (2)$$

ここで、 $P(x_2)$ は任意の座標点 x_2 における幼生の着底率とする。座標系の縦軸を $P(x_2)$ 、横軸を x_2 とした時、これらの軸と上記の関数で囲まれた部分の広さは1となる。よって、幼生の着底率は容易に計算できる。

この式は明らかに実際の幼生分散のパターンをより単純化したものであり、平均的な分散を示す。実際の分散では、海洋生物の幼生による能動的な鉛直移動、海底の地形、渦の影響を考慮する必要がある場合もあるに違いない(Swearer et al., 1999; Burgess et al., 2007; Yannicelli et al., 2012; Abe et al., 2014)。こうしたモデルによる計算から得られる移動距離は、実際の幼生の移動距離を大きく見積もる場合があることが、Cowen et al. (2000)によって報告されている。しかし、ここでは式(2)を用いることにより、生息場の空間配置の評価に耐え得る幼生の着底率の値が得られると考えた。

幼生の移動距離は、生息場への幼生の着底率を考える上で重要な要素である。移動距離の短い幼生は、母体付近の生息場しか利用できないが、移動距離の長い幼生は、母体付近の生息場だけでなく、遠く離れた生息場も利用することができる。また、幼生の分布は平均分散距離に応じて変化するため、生息場の各地点に着底できる幼生の割合は、平均分散距離に従って変化する(図-2)。よって、生息場に着底できる幼生の割合は、幼生の平均分散距離によって変化すると考えられる。数値モデルで扱う幼生の平均分散距離は、実際の海洋生物の浮遊幼生期の移動距離を考慮した9種類(10 cm, 1 m, 10 m, 100 m, 1 km, 10 km, 100 km, 1000 km, 10000 km)とした。この平均分散距離の範囲には、多様な分類群に属する89種類の海洋生物の幼生および珠芽が含まれる(図-1)。つまり、数値モデルで扱う9種の平均分散距離は、対象生物種を限

表-1 各平均分散距離の幼生の内湾域および外海域への着底率。

平均分散距離	着底率 (%)	
	内湾	外海
10 cm	100	0
1 m	100	0
10 m	100	0
100 m	100	0
1 km	100	0
10 km	100	0
100 km	63.21	36.79
1000 km	9.52	90.48
10000 km	1.0	99.0

定しておらず、様々なメロプランクトンの移動を想定している。これら9種の平均分散距離の幼生が1次元空間上の内湾域[0 km, 100 km]および外海域[100 km, ∞ km]に着底する割合の基本的な性質を、式(2)による計算結果を基に、以下に説明する。平均分散距離10 cmから10 kmまでの短距離を分散する幼生は、全て内湾域に着底する(表-1)。しかし、平均分散距離が100 km以上の長距離を分散する傾向のある幼生の場合、外海へ流出する個体も現れるため、内湾域への幼生の着底率は100%未満となる。この長距離分散する幼生の内湾域への着底率は、平均分散距離が長いほど低下する。

次に、9種の平均分散距離の幼生の内湾域における分布(図-3)の傾向を説明する。平均分散距離の短い幼生(平均分散距離0.1 km以下)は、母体の居る原点付近に高密度に着底し、この幼生は内湾域のごく一部の空間にのみ分布する。平均分散距離が1 kmおよび10 kmの幼生は、内湾域の広さの約10%以上の空間に幼生が分布する一方で、幼生のほぼ分布しない空間も存在する。さらに、平均分散距離の長い幼生(平均分散距離100 km以上)は、内湾域全体に低密度に分布し、その分布の偏りは小さい。

2.3 生息場の空間配置

本研究では、生息場の空間配置を決定する要素の基本的なケースとして、幼生の着底する一定の広さの生息場を配置する際、生物多様性の観点から、1つの大きな生息場を配置するのが良いのか、多数の小きな生息場を配置するのが良いのかという問題(SLOSS問題: Single Large or Several Small)に対して検討する。例えば、沿岸域の藻場に生息する魚類および大型無脊椎動物に関しては、

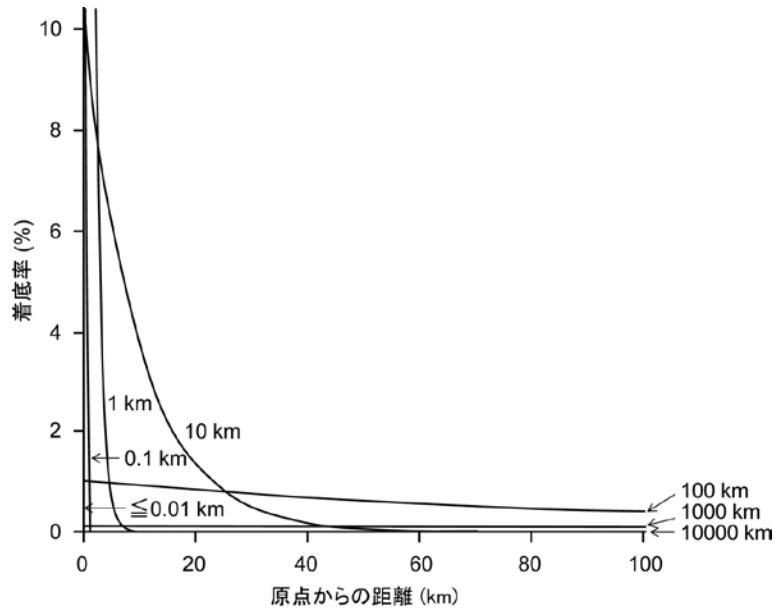


図-3 各平均分散距離の幼生の内湾域[0 km,100 km]における分布

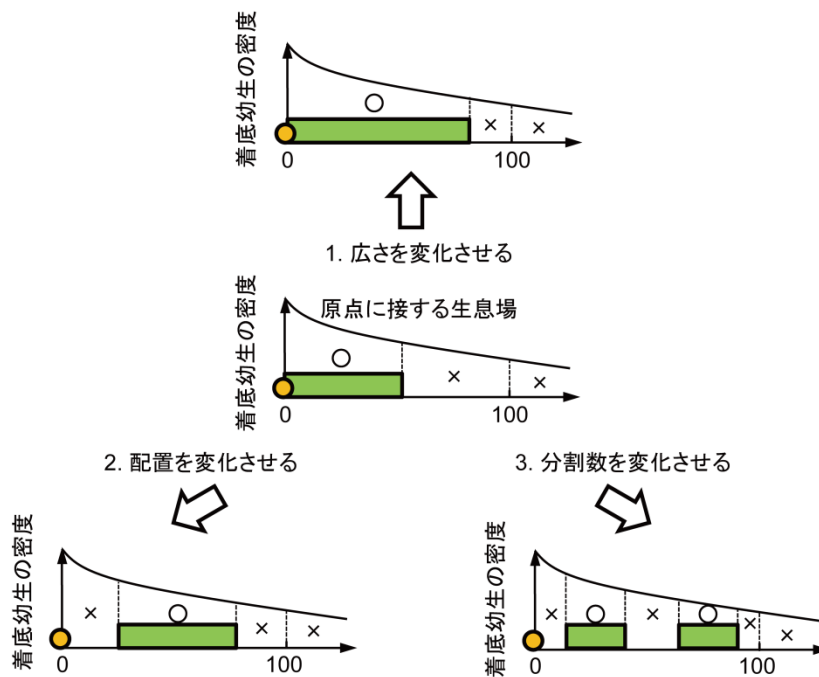


図-4 生息場の空間配置を変化させる3種の要素

数多くの小さな生息場のある方が、生物多様性は豊かである (McNell and Fairweather, 1993) . 一方、島に生息する鳥の種多様性に関しては、1つの大きな島と、多くの小さな島との間に、違いは見られない (Lindenmayer et al., 2015) . これらの結果は、生息場と生物の種類によって、生物多様性の豊かさと生息場の空間配置の関係は異なることを示している。

SLOSS問題の検討に際して、基本的な事項を示しながら検討する流れをとる。まず、「生息場の広さと着底率の関係」に関する基本特性を確認し、次に、「幼生の放出源である母体と生息場間の距離と着底率の関係」に関する基本特性を確認する。そして、「生息場の等分割数と着底率の関係」について検討する (図-4) .

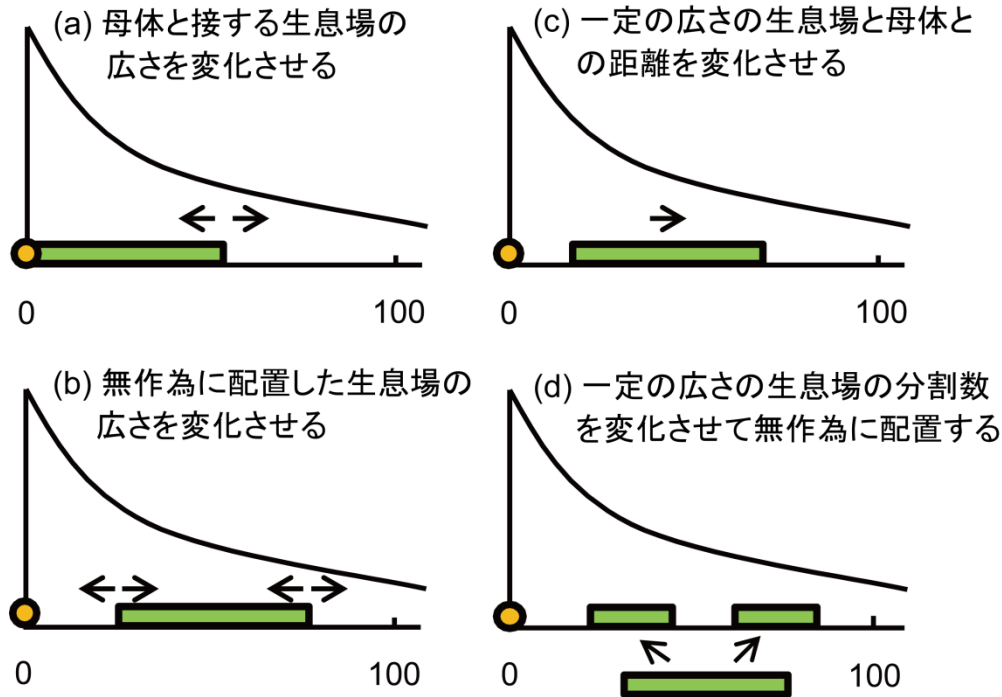


図-5 検討した4種類の数値モデルの概念図

「生息場の広さと着底率の関係」に関しては、一般的に、生息場が広いほど、この生息場への幼生の着底率は増加すると考えられる。「幼生の放出源である母体と生息場間の距離と着底率の関係」に関しては、幼生を放出する母体と生息場間の距離が短いほど、より多くの幼生がこの生息場に着底できると考えられる。「生息場の等分割数と着底率の関係」に関しては、生息場の等分割数および分割した個々の生息場の空間配置と関連して、生息場への幼生の着底率は変化する可能性がある。生息場1個当たりの広さが分割して狭くなると、生息場1個当たりの幼生の着底率は低下するであろう。また、個々の生息場は、母体の近くにあるほど、幼生の着底率は高くなると予想できる。

生息場の配置が各平均分散距離の幼生の着底率に与える影響を、以下の計算ケースで調べた。

(1) 生息場の広さの変化による幼生の着底率への影響

a) 母体（原点）と接する生息場

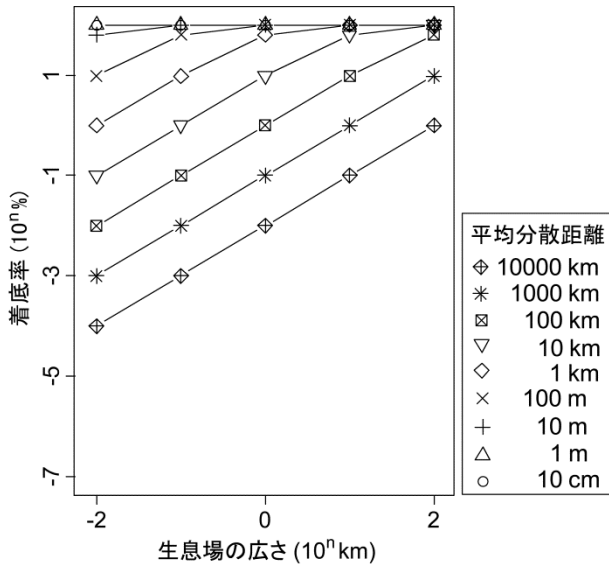
一次元空間の内湾域に、左端が常に母体（原点に配置されている）と接している生息場を1つ置き、この生息場の広さを5段階（0.01 km, 0.1 km, 1 km, 10 km, 50 km）に変化させた。ただし、以下のb)と幼生の着底率を比較する際は、平均分散距離50 kmの場合についても、着底率を計算した。各広さの生息場に対する幼生の着底率を算出し、生息場の広さと幼生の着底率との関係を検証した(図

5a)。この数値モデルでは、母体が浮遊幼生を放出する場所が明らかであり、着底後の幼生の生息場を、幼生の放出場所と隣接させることにより、幼生の着底率の増加が明らかに期待できる場合を想定している。

b) 無作為に配置した生息場

一次元空間の内湾域に、生息場を1つだけ無作為に配置し、母体（原点に配置されている）を出発した幼生がこの生息場に着底する割合を計算した。この作業を500回繰り返して、得られた着底率の値から、幼生の着底率の代表値となる中央値を算出した。この作業を広さの異なる5種類の生息場（広さは0.01 km, 0.1 km, 1 km, 10 km, 50 km）について行い、無作為に置いた生息場の広さと幼生の着底率との関係を検証した(図5b)。ただし、a)と幼生の着底率を比較する際は、平均分散距離100 kmの場合についても着底率を計算した。この数値モデルでは、母体による浮遊幼生の放出場所が未知あるいは決まっておらず、a)のように、幼生の着底率が高くなる生息場の配置を求められない場合を想定している。

幼生の着底率が最大となる平均分散距離について、生息場の広さおよび内湾域の広さを変化させながら調べた。このとき、生息場の広さは先述した5段階、内湾域の広さは8段階（60 km, 80 km, 100 km, 120 km, 140 km, 160 km, 180 km, 200 km）に変化させた。



図一6 母体と接して配置した生息場の広さの変化に対する各平均分散距離の幼生の着底率の変化

(2) 母体－生息場間の距離の変化による幼生の着底率への影響

幼生の放出源となる母体と生息場との距離が、生息場への幼生の着底率に対する影響を調べた。一次元空間の内湾域に生息場を1つ置き、この生息場の左端と原点に配置した母体との間の距離を変化させた(図一5c)。母体と生息場との距離は、10 cmずつ変化させた。生息場の広さは5種類(0.01 km, 0.1 km, 1 km, 10 km, 50 km)とした。各平均分散距離の幼生と、各広さの生息場の組み合わせについて、母体－生息場間の距離から幼生の着底率を推定する回帰式を作成した。この式は以下のとおり。

$$\log_e(r) = bd + c \quad (3)$$

ここで、 r は着底率、 d は母体－生息場左端間の距離、 b は d の係数、 c は切片である。この式のあてはまり具合を評価するため、単回帰分析を行った。

(3) 生息場の分割数の変化による幼生の着底率への影響の検証。

ある一定の広さの生息場を分割したことによる生息場への幼生の着底率への影響を調べた。一定の広さの生息場を等分割し、一次元空間の内湾域に無作為に配置した(図一5d)。このとき、配置する生息場全体の広さは5種類(0.01 km, 0.1 km, 1 km, 10 km, 50 km)とした。生息場の等分割数は4種類(1, 5, 10, 20個)とした。生息場の配置を評価するため、原点に配置した母体を出発した幼生が、生息場に着底した割合を計算した。この作

業を各平均分散距離、各総生息場全体の広さ、各分割数の組み合わせごとに500回ずつ繰り返し、得られた着底率の値から、幼生の着底率の代表値となる中央値を算出した。

複数の生息場の空間配置と着底率との関係調べた。ここで注目した空間配置の要素は、生息場の散らばりの程度である。生息場の散らばりの程度の指標として、生息場間の平均距離を用いた。この値が大きいくほど、生息場どうしは離れており、散らばって配置されていることを示す。

2.4 生息場の空間配置の評価方法

生息場の空間配置の評価は、生息場への幼生の着底率に基づき行った。着底率が高いほど、生物の繁栄に適した生息場の配置とみなした。幼生の着底率は最低で0%、最高で100%である。数値モデルにより得られた着底率が10⁻⁷%未満のとき、着底率は0%とした。生息場間の平均距離と幼生の着底率との間の相関関係を調べるため、Kendallの順位相関係数を求めた。P値に基づくこの係数の有意性の判定は、同じ値を複数個含むデータを用いてP値を求めた場合、不正確となる(Taylor, 1987)。この問題を解決するため、スコア(S)を正規近似により連続補正した。この計算には、RのパッケージKendall (McLeod, 2011)を用いた。母体から生息場左端までの距離と幼生の着底率との関係を調べるため、単回帰分析を行った。すべての統計解析の実行には、データ解析環境R Version 3.1.2 (R Core Team, 2014)を用いた。すべての検定は、両側検定で行った。検定の有意水準は0.05とした。

3. 結果

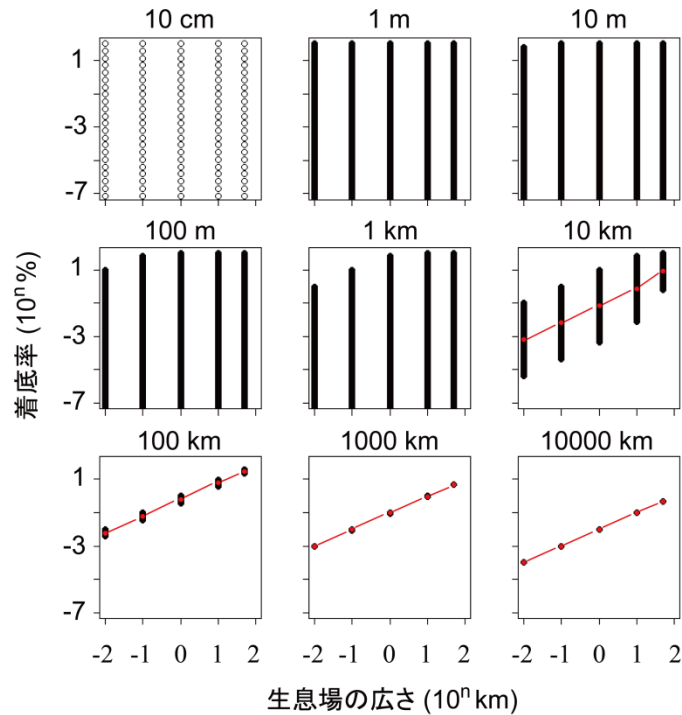
3.1 生息場の広さの変化による幼生の着底率への影響

(1) 母体(原点)と接するように配置した生息場

この生息場は、母体と接して配置したため、多くの幼生が生息場に着底した。幼生の着底率は、平均分散距離の短い場合(平均分散距離10 cmおよび1 m)を除き、生息場が広いほど増加した(図一6)。平均分散距離10 cmおよび1 mの幼生の着底率は、生息場の広さに対して一定であり、常に100%であった。同じ広さの生息場に対する着底率を比較した時、平均分散距離の短い幼生ほど着底率は高かった。

(2) 無作為に配置した生息場

無作為に配置した生息場は、幼生の放出源である母体までの距離が様々であり、そのため、生息場への幼生の



注) 白い点は1回の試行で得られた生息場の各広さにおける着底率の値. 黒い線に見える部分には、この白い点が高密度に集まっている. 赤色の折れ線グラフの赤い点は、各生息場の広さにおける着底率の中央値. 各図の上の値は幼生の平均分散距離.

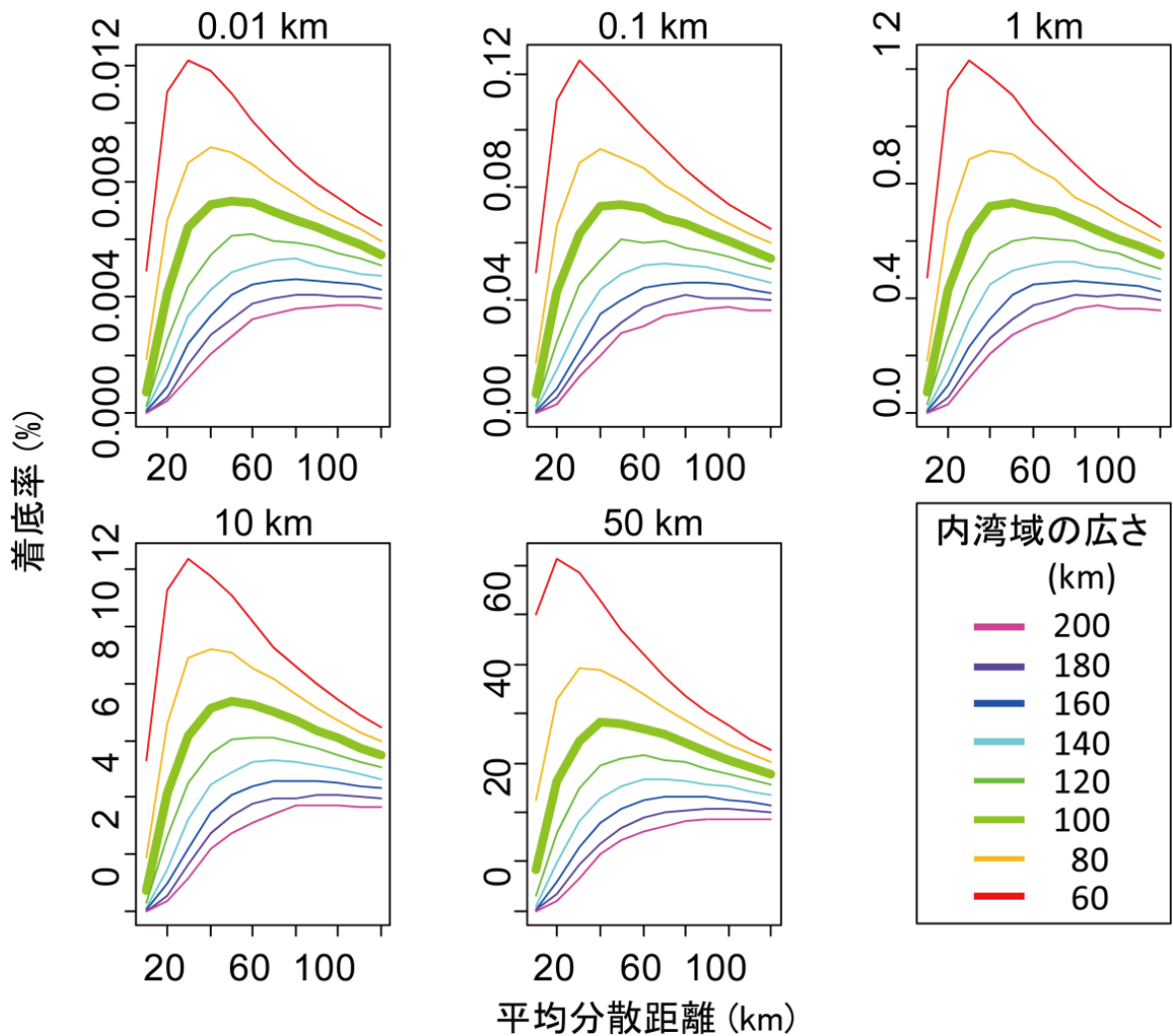
図-7 無作為に配置した生息場の広さの変化に対する各平均分散距離の幼生の着底率の変化.

表-2 無作為に配置した生息場への幼生の着底率と、母体と接して配置した生息場への着底率の比較. (a) 母体と接して配置した生息場への幼生の着底率(%)の中央値, (b) 無作為に配置した生息場への幼生の着底率(%)の中央値, (c) (b)-(a).

(a)		幼生の平均分散距離								
		10 cm	1 m	10 m	100 m	1 km	10 km	100 km	1000 km	10000 km
生息場の広さ (km)	0.01	100	100	63	9.5	1.0	0.10	0.010	0.0010	0.00010
	0.1	100	100	100	63	9.5	1.0	0.10	0.010	0.0010
	1	100	100	100	100	63	9.5	1.0	0.10	0.010
	10	100	100	100	100	100	63	9.5	1.0	0.10
	50	100	100	100	100	100	99	39	4.9	0.50
	100	100	100	100	100	100	100	63	9.5	1.0

(b)		幼生の平均分散距離								
		10 cm	1 m	10 m	100 m	1 km	10 km	100 km	1000 km	10000 km
生息場の広さ (km)	0.01	0	0	0	0	0	0.00067	0.0061	0.00095	0.00010
	0.1	0	0	0	0	0	0.0067	0.061	0.0095	0.0010
	1	0	0	0	0	0	0.067	0.61	0.095	0.010
	10	0	0	0	0	0	0.70	6.1	0.95	0.10
	50	0	0	0	0	0	8.2	31	4.8	0.50

(c)		幼生の平均分散距離								
		10 cm	1 m	10 m	100 m	1 km	10 km	100 km	1000 km	10000 km
生息場の広さ (km)	0.01	-100	-100	-63	-9.5	-1.0	-0.10	-0.0039	-4.9×10^{-5}	-5.0×10^{-7}
	0.1	-100	-100	-100	-63	-9.5	-0.99	-0.039	-0.00049	-5.0×10^{-6}
	1	-100	-100	-100	-100	-63	-9.4	-0.39	-0.0048	-4.9×10^{-5}
	10	-100	-100	-100	-100	-100	-63	-3.4	-0.044	-0.00045
	50	-100	-100	-100	-100	-100	-91	-8.7	-0.12	-0.0012



注) 太線で示した曲線は、内湾域の広さ 100 km の時の各平均分散距離の幼生とその着底率の関係を示す。各図の上にある距離の値は、生息場の広さ。

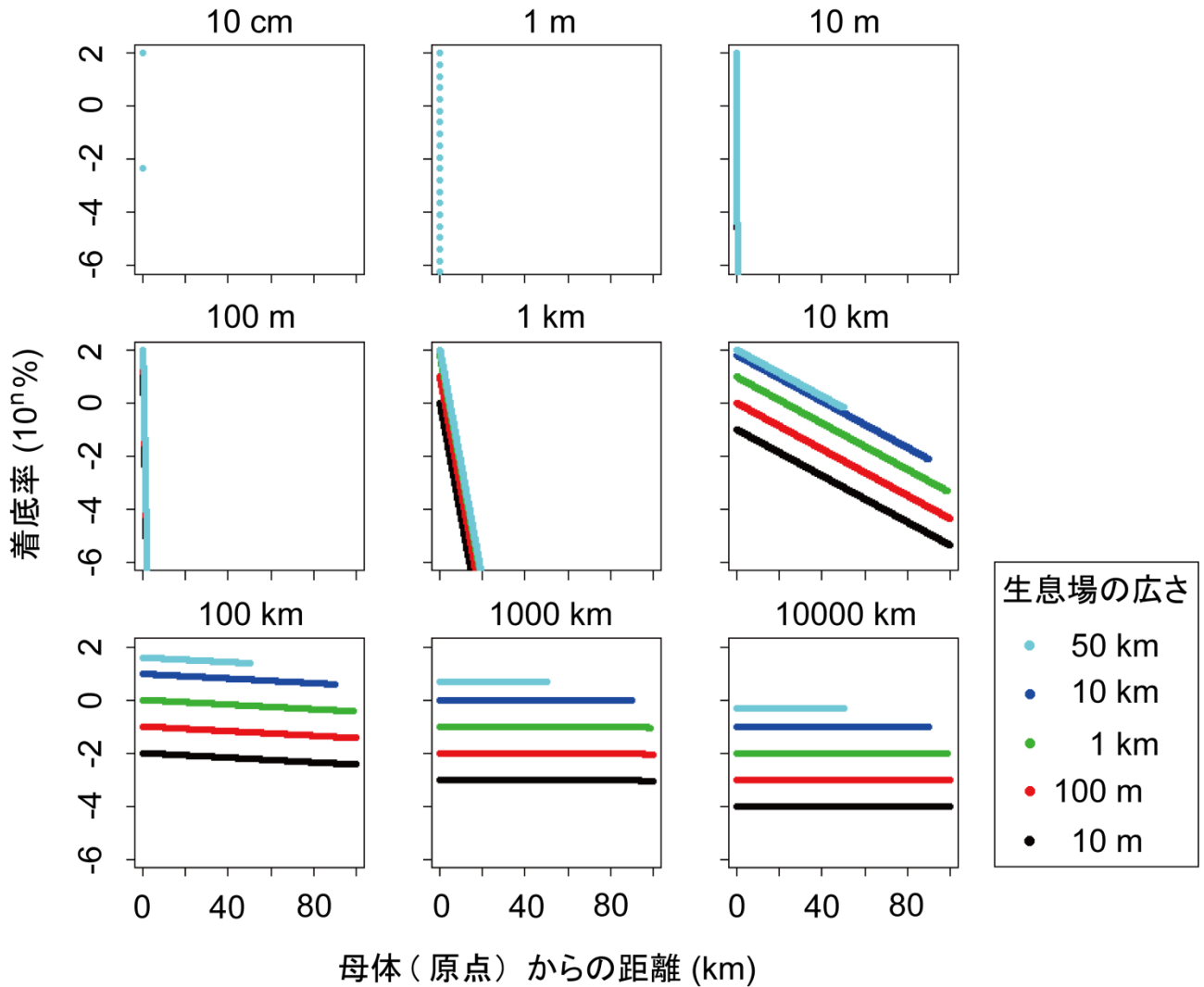
図-8 様々な生息場の広さおよび内湾の広さを变化させた時の、幼生の平均分散距離および着底率の関係。

着底率はばらついた(図-7)。この着底率の中央値は、幼生の平均分散距離が10 cm-1 kmのとき、生息場の広さに関わらず0%であった(図-7)。一方、幼生の平均分散距離が10 km-10000 kmのとき、幼生の着底率の中央値は0%を上回った。この範囲の平均分散距離の幼生における一定の広さの生息場への着底率は、平均分散距離100 km付近で最も高かった(表-2b)。平均分散距離を10 kmずつ变化させて、より詳細に調べた結果、着底率が最も高くなった幼生の平均分散距離は50 kmだった(図-8)。内湾域の広さを变化させながら、一定の広さの生息場への着底率が最も高くなる幼生の平均分散距離を調べた結果、平均分散距離が内湾域の長さの約50%となる幼生の着底率が、最も高くなった(図-8)。

生息場を無作為に配置したときの幼生の平均分散距離と着底率の関係は、平均分散距離の短い幼生ほど着底率が高くなった(1)の結果と比べて、明らかに異なる傾向を示した。無作為に配置した生息場への幼生の着底率は、母体と接するように配置した生息場への幼生の着底率と比べて等しいか、もしくはより小さな値であった(表-2c)。この両者の着底率の差は、より平均分散距離の短い方が、また、より広い生息場の方が大きくなった(表-2c)。

3.2 母体-生息場間の距離の変化による幼生の着底率への影響

母体から生息場までの距離に応じて、幼生の着底率は变化した。この両者の関係は、生息場の広さと幼生の平



注) 各図の上の値は幼生の平均分散距離。
 図-9 生息場-母体(原点)間の距離に対する各平均分散距離の幼生の着底率の変化。

均分散距離に関わらず、着底率の値に自然対数を取った場合、常に線形で示すことができる(図-9)。そのため、この線形の関係に単回帰分析を用いて回帰式をあてはめたときの決定係数の値は、作成した全ての回帰式に関してほぼ1(0.99-1)となった(表-3)。回帰直線の係数は、計算を行った全ての条件で負であった(表-3)。この結果は、幼生の平均分散距離および生息場の広さに関わらず、母体と生息場間の距離が長くなるほど、着底率は低下したことを示す。この母体-生息場間の距離が一定の長さの分だけ広がったことに対する着底率の低下は、幼生の移動距離によって異なり、より短い距離を分散する幼生ほど、着底率は急激に低下した(表-3)。幼生の平均分散距離が10分の1になると、自然対数を取った

着底率の低下を示す傾きは10倍になった。

3.3 生息場の分割数の変化による幼生の着底率への影響

生息場への幼生の着底率の中央値と生息場の個数の関係は、幼生の平均分散距離に従って変化した(図-10, 11, 12, 13, 14)。生息場への幼生の着底率の中央値は、幼生の平均分散距離が0.1 km以下のとき、1ケース(生息場全体の広さ50 km, 幼生の平均分散距離100 m, 生息場の分割数20個)を除いて0%であった。幼生の平均分散距離が1 kmおよび10 kmのとき、幼生の着底率は生息場の分割数の増加と共に増加した。しかし、幼生の平均分散距離が100 km以上のとき、幼生の着底率は、生息場の分割数に関わらずほぼ一定であった。この生息場の分割数に

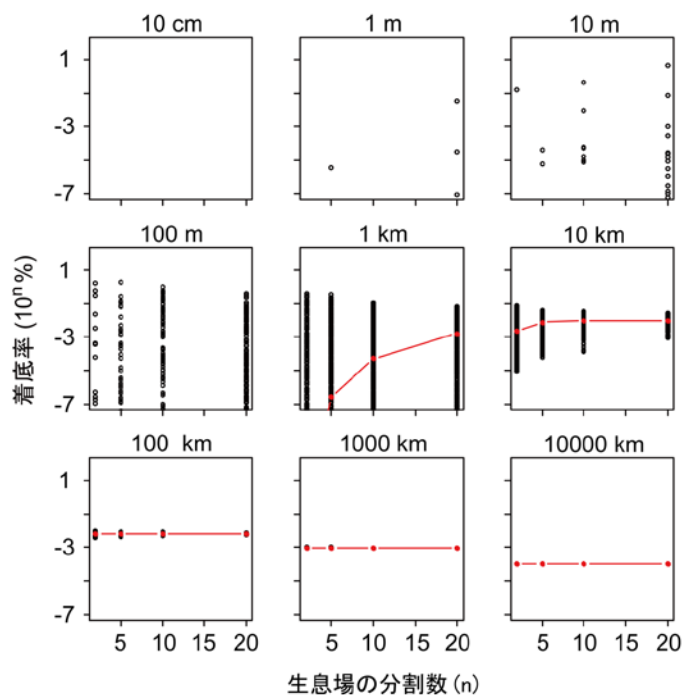
表-3 母体から放出された幼生の生息場への着底率（対数変換後）に対する母体-生息場間の距離の影響に関する単回帰分析の結果.

幼生の平均分散距離	生息場の広さ (km)	係数の推定値	切片の推定値	R ²	F	D.F.	P
10 cm	0.01	-10000 ± 0	-1.6 × 10 ⁻⁴ ± 3.2 × 10 ⁻⁴	1	1.8 × 10 ¹²	72	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
10 cm	0.1	-10000 ± 0	-1.6 × 10 ⁻⁴ ± 3.2 × 10 ⁻⁴	1	1.8 × 10 ¹²	72	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
10 cm	1	-10000 ± 0	-1.6 × 10 ⁻⁴ ± 3.2 × 10 ⁻⁴	1	1.8 × 10 ¹²	72	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
10 cm	10	-10000 ± 0	-1.6 × 10 ⁻⁴ ± 3.2 × 10 ⁻⁴	1	1.8 × 10 ¹²	72	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
10 cm	50	-10000 ± 0	-1.6 × 10 ⁻⁴ ± 3.2 × 10 ⁻⁴	1	1.8 × 10 ¹²	72	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
1 m	0.01	-1000 ± 0	-0.0021 ± 0.0017	1	6.7 × 10 ¹⁰	741	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
1 m	0.1	-1000 ± 0	-0.0020 ± 0.0017	1	6.7 × 10 ¹⁰	741	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
1 m	1	-1000 ± 0	-0.0020 ± 0.0017	1	6.7 × 10 ¹⁰	741	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
1 m	10	-1000 ± 0	-0.0020 ± 0.0017	1	6.7 × 10 ¹⁰	741	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
1 m	50	-1000 ± 0	-0.0020 ± 0.0017	1	6.7 × 10 ¹⁰	741	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
10 m	0.01	-100 ± 0	-0.46 ± 0.00	1	5.5 × 10 ¹¹	7418	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
10 m	0.1	-100 ± 0	-4.4 × 10 ⁻⁴ ± 2.9 × 10 ⁻⁴	1	2.2 × 10 ¹²	7418	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
10 m	1	-100 ± 0	-3.9 × 10 ⁻⁴ ± 2.9 × 10 ⁻⁴	1	2.2 × 10 ¹²	7418	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
10 m	10	-100 ± 0	-3.9 × 10 ⁻⁴ ± 2.9 × 10 ⁻⁴	1	2.2 × 10 ¹²	7418	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
10 m	50	-100 ± 0	-3.9 × 10 ⁻⁴ ± 2.9 × 10 ⁻⁴	1	2.2 × 10 ¹²	7418	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
100 m	0.01	-10 ± 0	-2.4 ± 0.0	1	1.5 × 10 ¹²	73997	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
100 m	0.1	-10 ± 0	-0.46 ± 0.00	1	5.8 × 10 ¹²	74188	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
100 m	1	-10 ± 0	-3.3 × 10 ⁻⁴ ± 9 × 10 ⁻⁵	1	2.5 × 10 ¹³	74189	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
100 m	10	-10 ± 0	-0.00028 ± 9 × 10 ⁻⁵	1	2.5 × 10 ¹³	74189	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
100 m	50	-10 ± 0	-1.9 × 10 ⁻⁶ ± 1.2 × 10 ⁻⁵	1	5.9 × 10 ¹⁴	49999	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
1 km	0.01	-1.0 ± 0.0	-4.6 ± 0.0	1	4.9 × 10 ¹³	99989	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
1 km	0.1	-1.0 ± 0.0	-2.4 ± 0.0	1	5.0 × 10 ¹³	99899	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
1 km	1	-1.0 ± 0.0	-0.46 ± 0.00	1	5.0 × 10 ¹³	99899	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
1 km	10	-1.0 ± 0.0	-4.8 × 10 ⁻⁵ ± 8 × 10 ⁻⁶	1	3.8 × 10 ¹³	89999	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
1 km	50	-1.0 ± 0.0	-6.8 × 10 ⁻⁷ ± 1.067 × 10 ⁻⁵	1	7.3 × 10 ¹²	49999	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
10 km	0.01	-1.0 ± 0.0	-6.9 ± 0.0	1	6.6 × 10 ¹¹	99989	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
10 km	0.1	-1.0 ± 0.0	-4.6 ± 0.0	1	9.9 × 10 ¹¹	99899	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
10 km	1	-1.0 ± 0.0	-2.4 ± 0.0	1	1.9 × 10 ¹²	98999	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
10 km	10	-1.0 ± 0.0	-0.46 ± 0.00	1	2.0 × 10 ¹⁴	89999	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
10 km	50	-1.0 ± 0.0	-0.0068 ± 0.0000	1	5.6 × 10 ²⁰	49999	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
100 km	0.01	-0.01 ± 0.00	-9.2 ± 0.0	1	3.1 × 10 ¹⁰	99989	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
100 km	0.1	-0.01 ± 0.00	-6.9 ± 0.0	1	3.1 × 10 ¹⁶	99899	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
100 km	1	-0.01 ± 0.00	-4.6 ± 0.0	1	3.1 × 10 ¹⁸	98999	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
100 km	10	-0.01 ± 0.00	-2.4 ± 0.0	1	2.3 × 10 ²⁰	89999	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
100 km	50	-0.01 ± 0.00	-0.93 ± 0.00	1	1.1 × 10 ²¹	49999	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
1000 km	0.01	-0.0010 ± 0.0000	-0.11 ± 0.00	1	9.0 × 10 ⁸	99989	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
1000 km	0.1	-0.0010 ± 0.0000	-9.2 ± 0.0	1	9.0 × 10 ⁸	99899	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
1000 km	1	-0.0010 ± 0.0000	-6.9 ± 0.0	1	8.8 × 10 ¹⁴	98999	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
1000 km	10	-0.0010 ± 0.0000	-4.6 ± 0.0	1	6.6 × 10 ¹⁶	89999	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
1000 km	50	-0.0010 ± 0.0000	-3.0 ± 0.0	1	2.8 × 10 ¹⁷	49999	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
10000 km	0.01	-1.0 × 10 ⁻⁴ ± 3 × 10 ⁻⁸	-13 ± 0	0.99	1.0 × 10 ⁷	99989	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
10000 km	0.1	-1.0 × 10 ⁻⁴ ± 3 × 10 ⁻⁸	-12 ± 0	0.99	9.9 × 10 ⁶	99899	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
10000 km	1	-1.0 × 10 ⁻⁴ ± 3 × 10 ⁻⁸	-9.2 ± 0.0	0.99	9.6 × 10 ⁶	98999	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
10000 km	10	-1.0 × 10 ⁻⁴ ± 4 × 10 ⁻¹¹	-6.9 ± 0.0	1	7.2 × 10 ¹²	89999	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
10000 km	50	-1.0 × 10 ⁻⁴ ± 4 × 10 ⁻¹¹	-5.3 ± 0.0	1	3.1 × 10 ¹³	49999	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶

注) この分析は、母体によって放出された様々な平均分散距離の幼生と、様々な広さの生息場を様々な組み合わせで行った。この分析には、自然対数を取った幼生の着底率と、母体から生息場左端までの距離の値を用いた。着底率が0だったデータは、本分析から除外した。

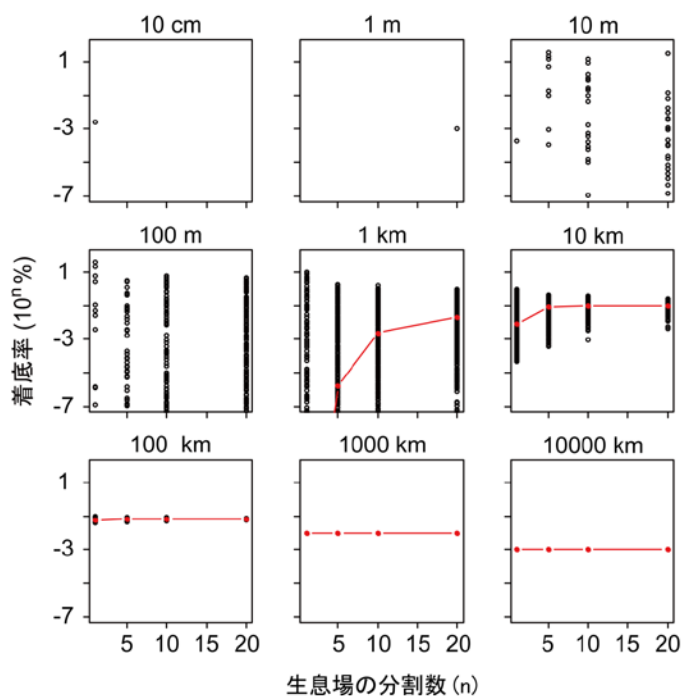
対する着底率の変化のパターンは、生息場全体の広さの異なる生息場間で類似した(図-10, 11, 12, 13, 14)。生息場は分割した後に、無作為に配置したため、個々の

生息場から幼生の放出源である母体までの距離は試行回毎に様々となり、結果的に生息場への幼生の着底率は、試行回毎にばらついた(図-10, 11, 12, 13, 14)。こ



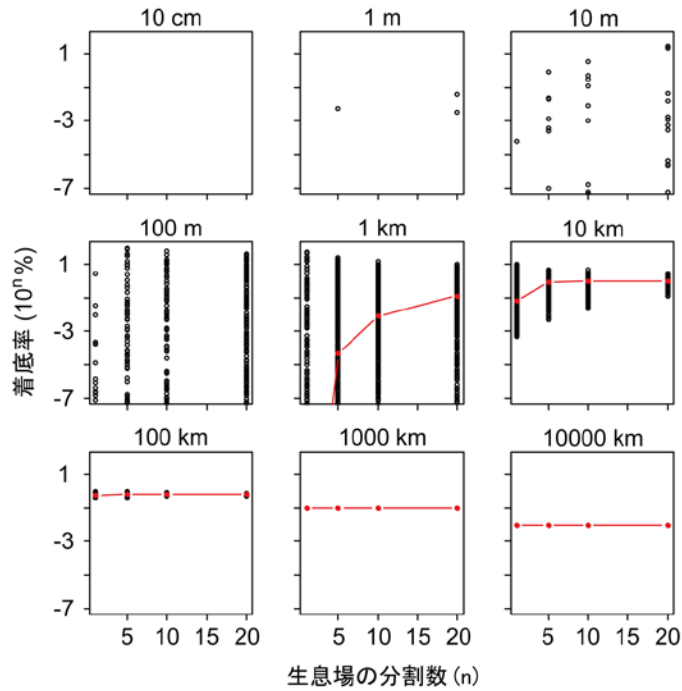
注) 白い点は1回の試行で得られた生息場の各分割数における着底率の値. 黒い線に見える部分には、この白い点が高密度に集まっている. 赤色の折れ線グラフの赤い点は、生息場の各分割数における着底率の中央値. 各図の上の値は幼生の平均分散距離.

図-10 生息場の分割数の変化に対する各平均分散距離の幼生の着底率の変化 (無作為に配置された全体の広さ 10 m の生息場の場合) .



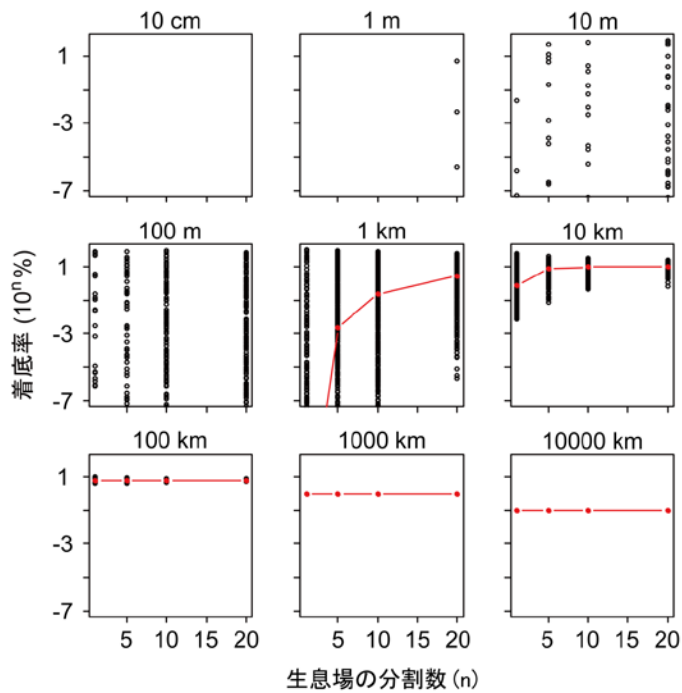
注) 白い点は1回の試行で得られた生息場の各分割数における着底率の値. 黒い線に見える部分には、この白い点が高密度に集まっている. 赤色の折れ線グラフの赤い点は、生息場の各分割数における着底率の中央値. 各図の上の値は幼生の平均分散距離.

図-11 生息場の分割数の変化に対する各平均分散距離の幼生の着底率の変化 (無作為に配置された全体の広さ 100 m の生息場の場合) .



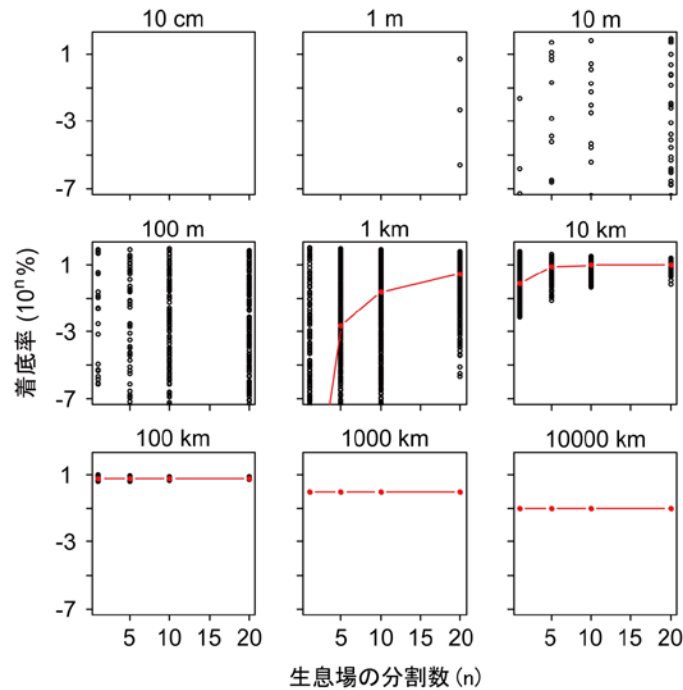
注) 白い点は1回の試行で得られた生息場の各分割数における着底率の値。黒い線に見える部分には、この白い点が高密度に集まっている。赤色の折れ線グラフの赤い点は、生息場の各分割数における着底率の中央値。各図の上の値は幼生の平均分散距離。

図-12 生息場の分割数の変化に対する各平均分散距離の幼生の着底率の変化（無作為に配置された全体の広さ 1 km の生息場の場合）。



注) 白い点は1回の試行で得られた生息場の各分割数における着底率の値。黒い線に見える部分には、この白い点が高密度に集まっている。赤色の折れ線グラフの赤い点は、生息場の各分割数における着底率の中央値。各図の上の値は幼生の平均分散距離。

図-13 生息場の分割数の変化に対する各平均分散距離の幼生の着底率の変化（無作為に配置された全体の広さ 10 km の生息場の場合）。



注) 白い点は1回の試行で得られた生息場の各分割数における着底率の値。黒い線に見える部分には、この白い点が高密度に集まっている。赤色の折れ線グラフの赤い点は、生息場の各分割数における着底率の中央値。各図の上の値は幼生の平均分散距離。

図-14 生息場の分割数の変化に対する各平均分散距離の幼生の着底率の変化（無作為に配置された全体の広さ 50 km の生息場の場合）。

の着底率のばらつきを左右する生息場の空間配置に関する要因として、生息場間の平均距離に着目した。生息場間の平均距離と幼生の着底率との関係は、幼生の平均分散距離と共に変化した（図-15, 16, 17, 18, 19）。平均分散距離が10 mから10 kmまでの浮遊幼生の着底率は、生息場全体の広さに関わらず、生息場間の平均距離が長いほど有意に高くなった（表-4）。平均分散距離が1 m以下および100 km以上のとき、幼生の着底率と生息場間の平均距離との間には、有意な相関関係の見られる場合があった。有意な相関関係の見られた確率は、平均分散距離が1 mの幼生で14/15、10 cmの幼生で7/15であり、より平均分散距離の長い幼生の方が高かった。一方、平均分散距離が100 kmの幼生では9/15、1000 kmおよび10000 kmの幼生で1/15であり、より平均分散距離の短い幼生の方が、有意な相関関係の見られる確率は高かった。生息場間の平均距離と幼生の着底率との間に有意な相関関係が見られた場合は、常に正の相関関係が見られた。つまり、生息場全体の幼生の着底率の期待値は、個々の生息場を小さな空間に凝集させて配置すると低くなり、逆に、よく散らばるように配置すると高くなった。

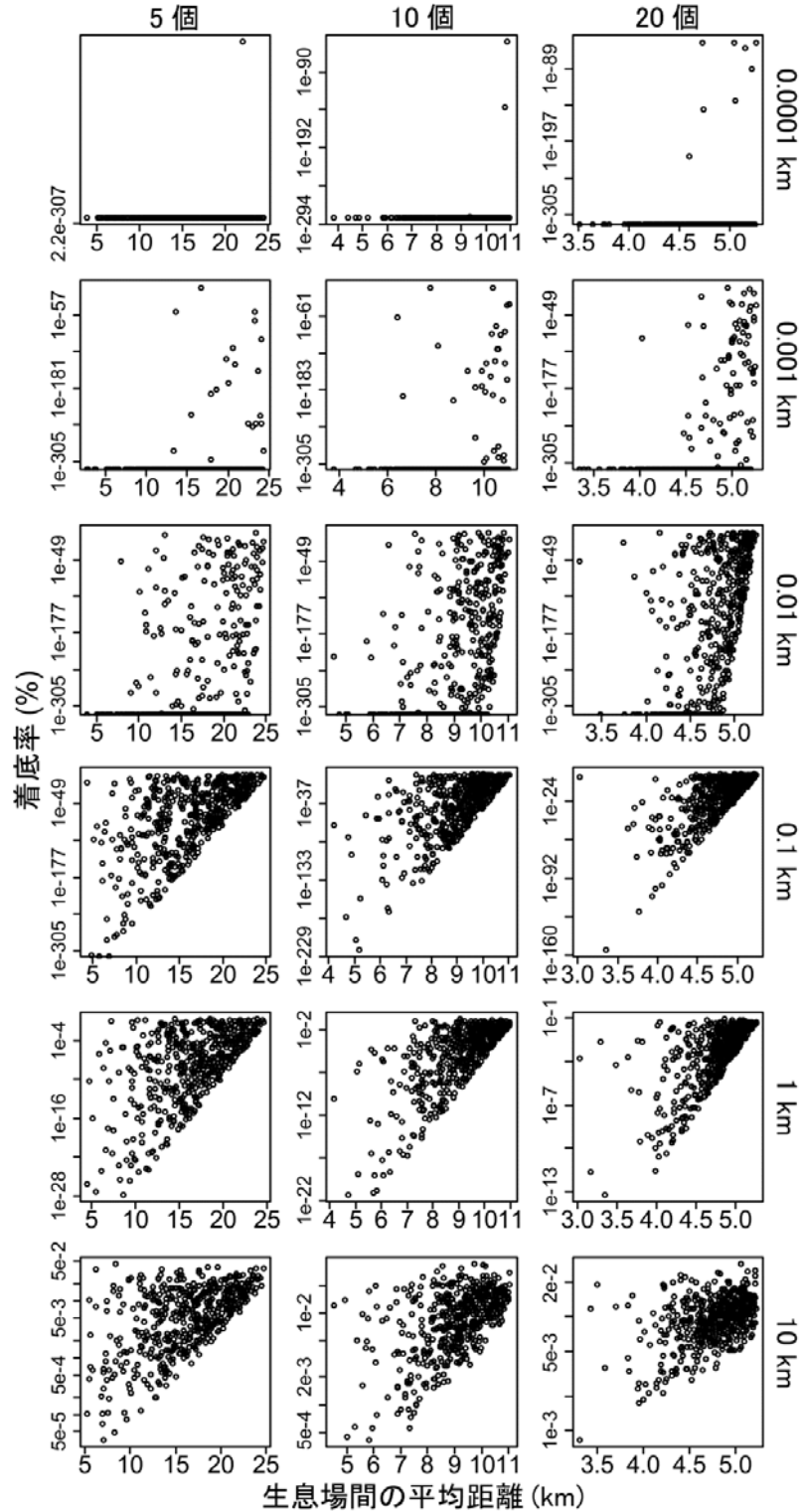
4. 考察

4.1 生息場の分割および生息場の配置と幼生の着底率との関係に影響する幼生の空間分布の特徴

本研究により、浮遊幼生の着底率に影響を及ぼす生息場の分割およびその配置との関係が見えてきた。まずは、この関係が成立するための幼生の空間分布の特徴を説明する。

無作為に配置した生息場への幼生の着底率は、幼生の平均分散距離に関わらず、生息場全体の広さが広いほど高くなった（図-7）。この結論は、生物の移動によるネットワークの観点から、海洋保護区のデザインを評価したJones et al. (2007)によって支持される。また、特定の平均分散距離（平均分散距離が1 kmおよび10 km）の幼生に限り、生息場を分割することによって、幼生の着底率はさらに高くなった（図-10, 11, 12, 13, 14）。この生息場の分割による限定的な着底率の上昇は、生息場を配置する海域内における、浮遊幼生の空間分布が関係していると考えられる。

平均分散距離が1 kmおよび10 kmの幼生の、内湾域での空間分布は、それ以外の平均分散距離の浮遊幼生と比



注) 等分割した生息場の個数は5, 10, 20個. 幼生の平均分散距離は0.0001, 0.001, 0.01, 0.1, 1, 10, 100, 1000, 10000 kmの9種類.

図-15 幼生の着底率と生息場間の距離との関係 (生息場全体の広さ0.01 kmの場合) .

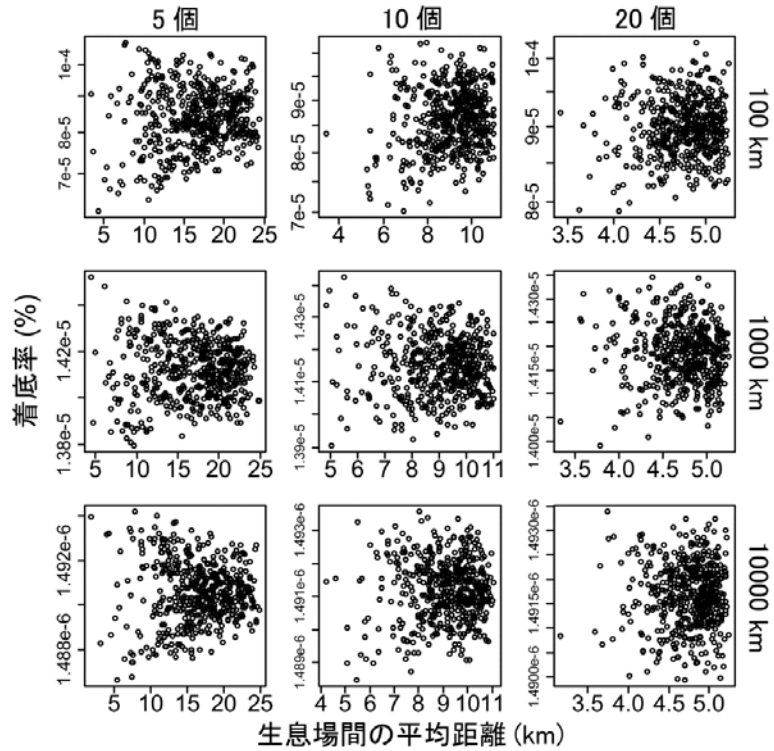
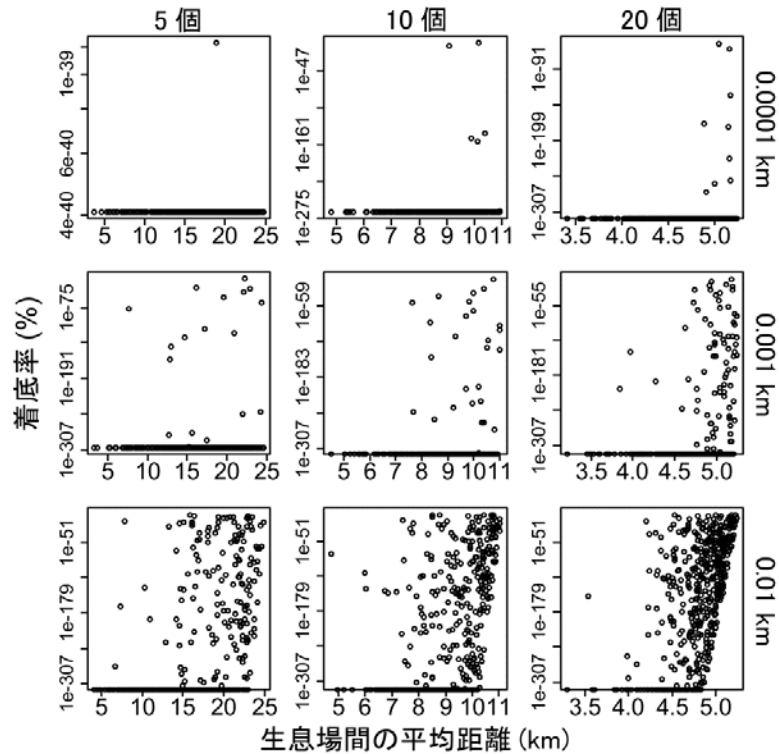


図-15 のつづき



注) 等分割した生息場の個数は5, 10, 20個. 幼生の平均分散距離は0.0001, 0.001, 0.01, 0.1, 1, 10, 100, 1000, 10000 kmの9種類.

図-16 幼生の着底率と生息場間の距離との関係 (生息場全体の広さ0.1 kmの場合).

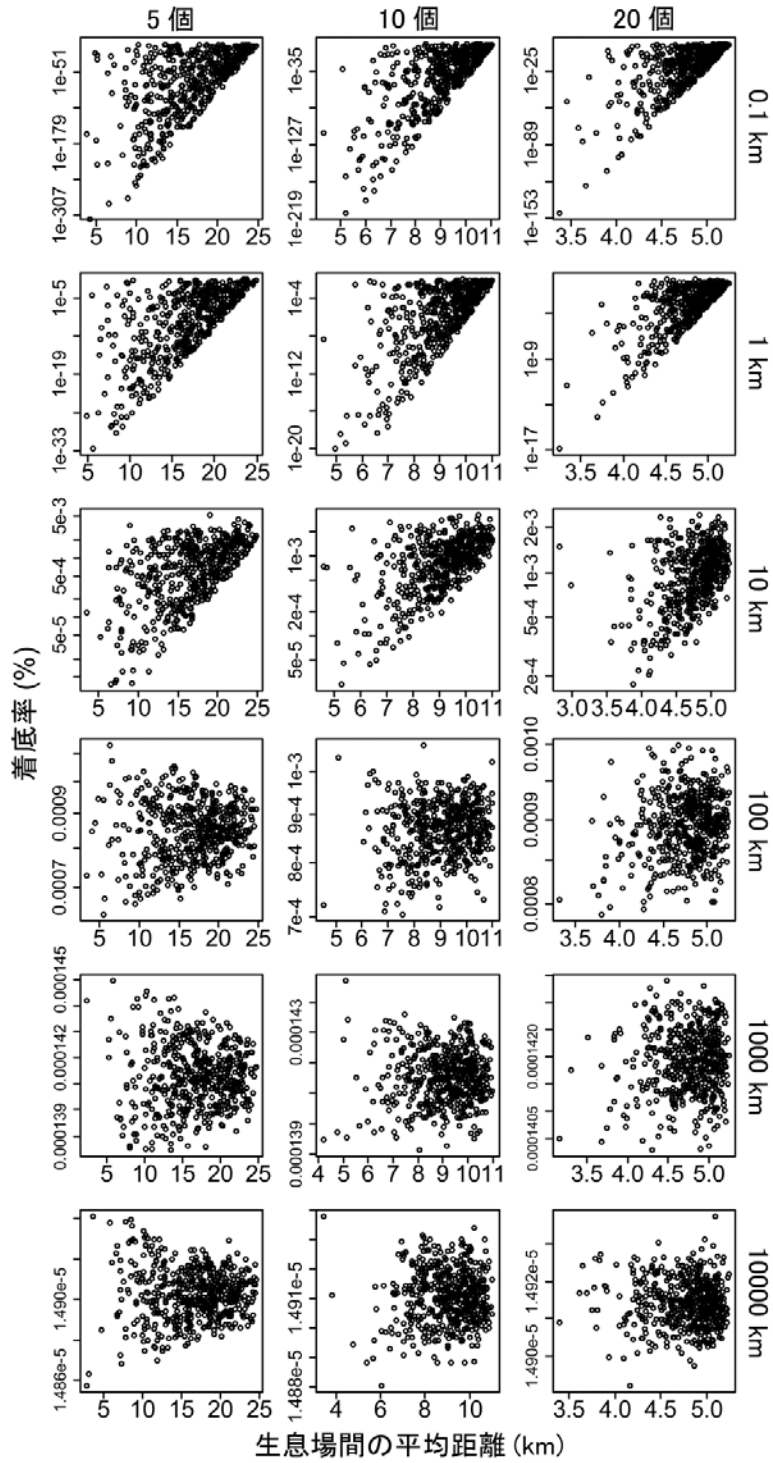
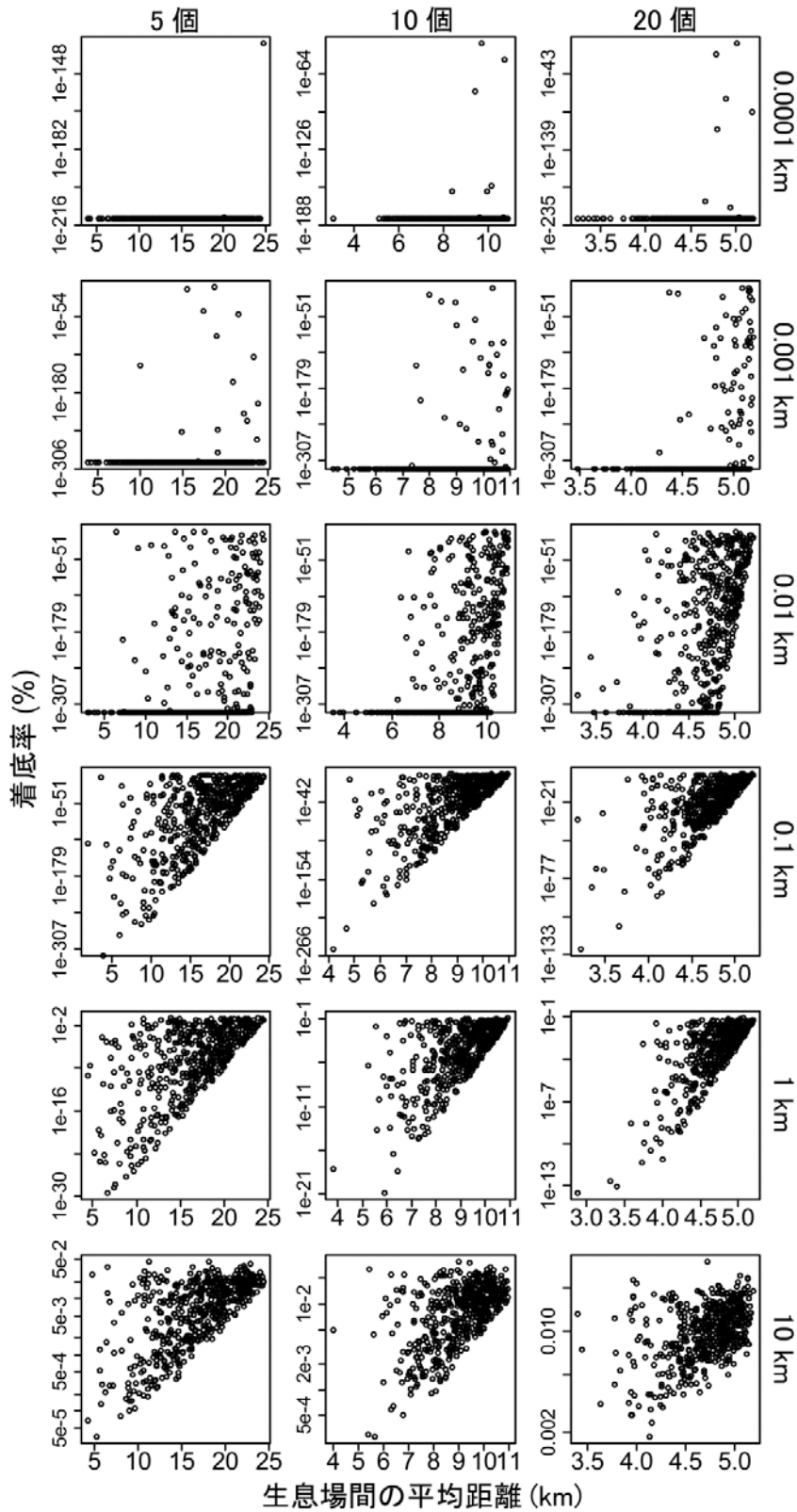


図-16 のつづき



注) 等分割した生息場の個数は5, 10, 20個. 幼生の平均分散距離は0.0001, 0.001, 0.01, 0.1, 1, 10, 100, 1000, 10000 kmの9種類.

図-17 幼生の着底率と生息場間の距離との関係 (生息場全体の広さ1 kmの場合).

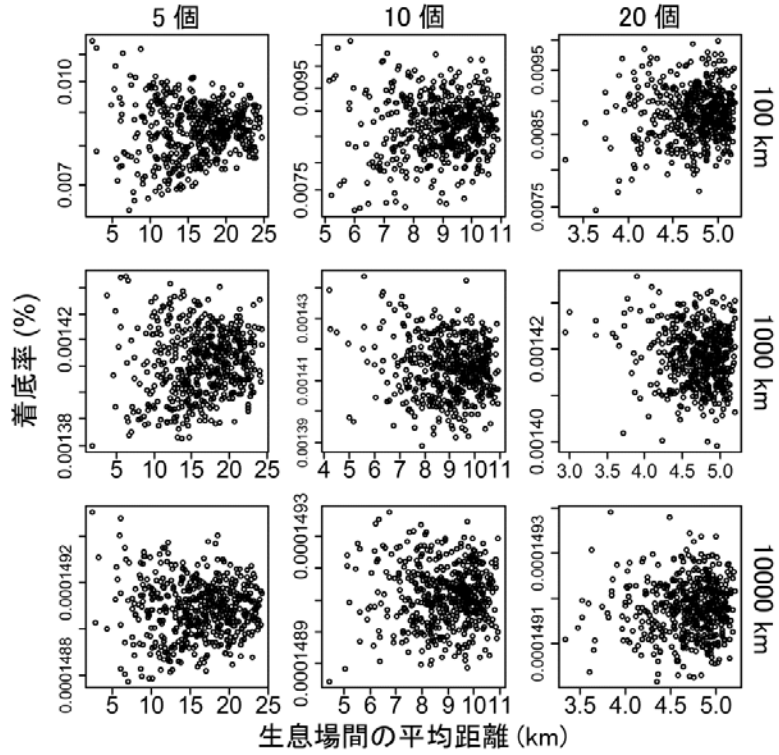
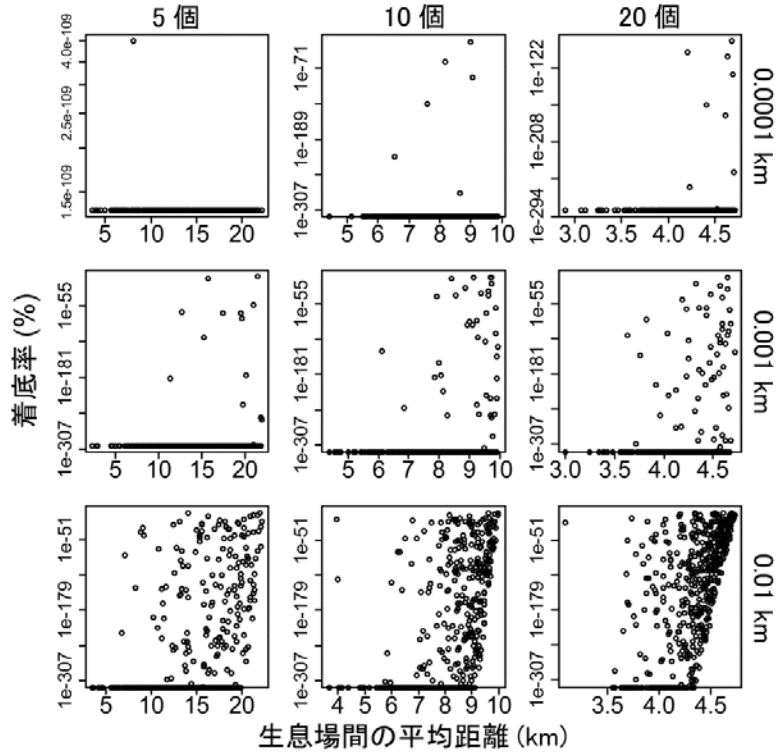


図-17 のつづき



注) 等分割した生息場の個数は 5, 10, 20 個. 幼生の平均分散距離は 0.0001, 0.001, 0.01, 0.1, 1, 10, 100, 1000, 10000 km の 9 種類.

図-18 幼生の着底率と生息場間の距離との関係 (生息場全体の広さ 10 km の場合) .

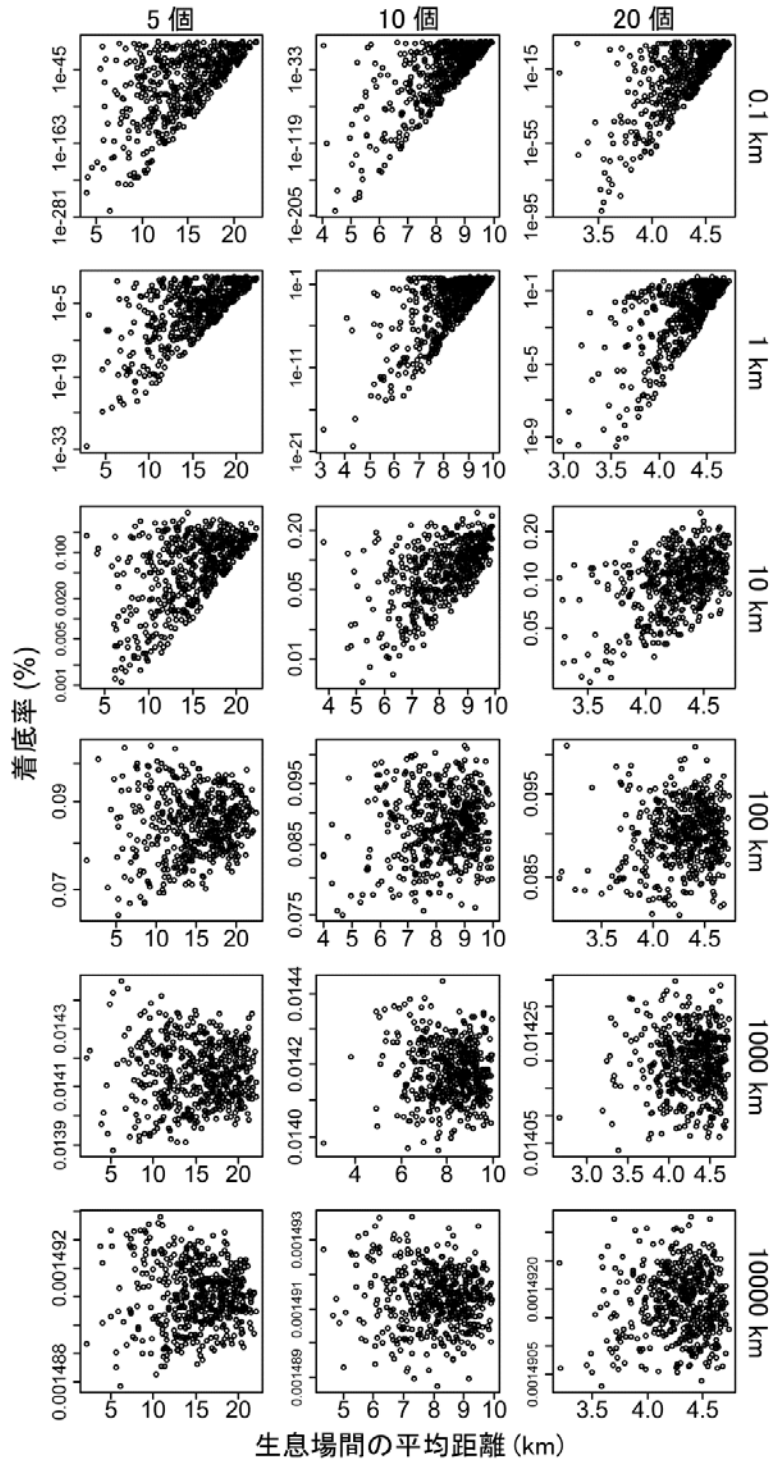
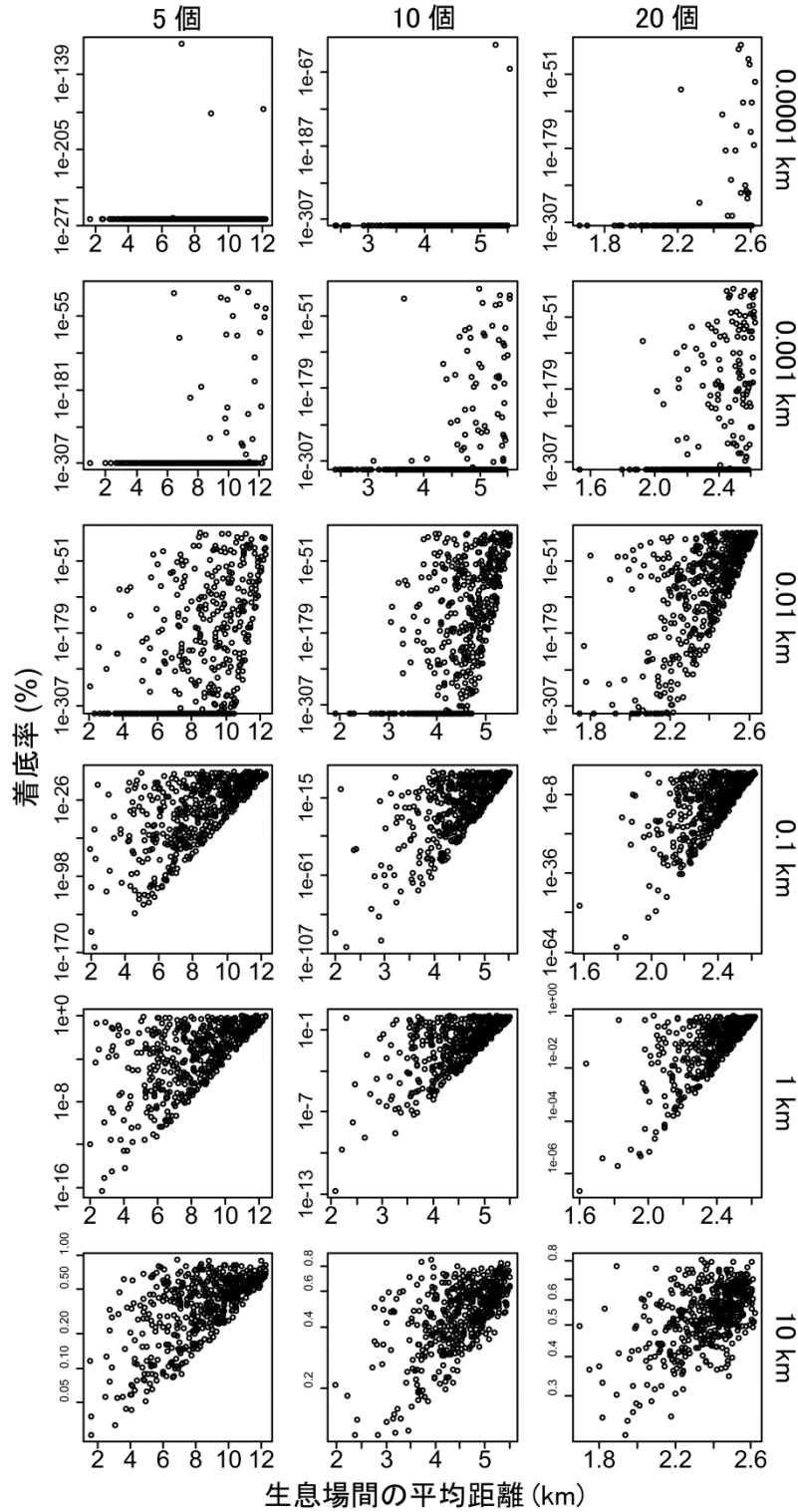


図-18 のつづき



注) 等分割した生息場の個数は5, 10, 20個. 幼生の平均分散距離は0.0001, 0.001, 0.01, 0.1, 1, 10, 100, 1000, 10000 kmの9種類.

図-19 幼生の着底率と生息場間の距離との関係 (生息場全体の広さ50 kmの場合).

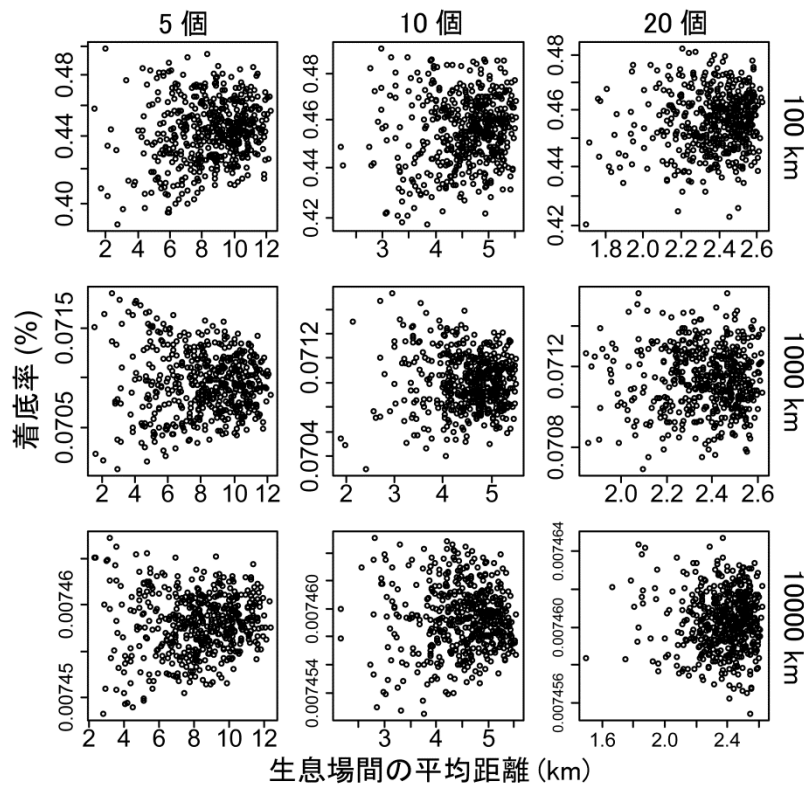


図-19 のつづき

べて、中程度に偏っていた(図-3)。中程度の偏りとは、幼生の分布する空間の広さが内湾域全体のある一定以上の割合で存在する一方で、幼生の分布しない場所の広さも、ある一定以上の割合で存在することである。この一定以上の割合とは、本研究の場合、内湾域全体の広さの約10%以上を占めることである。

また、幼生の分布する空間内では、幼生の密度は偏っていた。この分布特性を示す幼生の着底率は、生息場(広さ10 m-50 km)の配置を無作為に決定する試行を数十回行ったとき、生息場-母体間の距離の変化によって異なり、様々な値となることが期待される(図-7, 9)。よって、平均分散距離1 kmおよび10 kmの幼生の着底率は、生息場の配置に応じて変化しやすいと考えられる。

一方、平均分散距離が0.1 km以下の幼生の着底率は、母体の居る原点付近以外の場所では、ほぼ0%であった(図-3, 9)。この分布特性を示す幼生では、生息場を置く場所を無作為に決定する試行を複数回行って、個々の試行回における幼生の着底率は、0%になることが期待される(図-7, 10, 11, 12, 13, 14)。よって、平均分散距離が0.1 km以下の幼生の着底率は、変動しないか、たとえ変動しても、その幅は全試行に対して非常に小さいと考えられる。

平均分散距離が100 km以上の幼生は、内湾域全体に低密度で分布しており、この幼生の分布型は一様分布に近く(図-3)、生息場を内湾域のどこに置いても、着底率に顕著な違いは見られなかった(図-9)。よって、この分布特性を示す幼生では、生息場を置く場所を無作為に決定する試行を複数回行って、個々の試行回における着底率の値は低く、全試行を通じてほぼ変動せず一定となった(図-10, 11, 12, 13, 14)。

一定の広さの生息場の配置を無作為に決定する条件の下では、平均分散距離が0.1 km以下の幼生と、100 km以上の幼生の着底率は、生息場を置く場所が変わっても変動しにくいと考えられる。この結果は、平均分散距離の短い幼生の着底率が顕著に高かった、母体と接する生息場の配置の結果とは明らかに異なった。もし、移動距離の短い生物の繁栄に考慮した生息場の配置を検討する際は、該当する生物の生息場の分布を事前に把握し、生息する場所の近くに着底場を配置するのが有効であろう。一方、移動距離の長い生物の繁栄に考慮した内湾域における生息場の配置を検討する際は、効果は小さいが、生息場の広さを広くすることが有効と考えられる。海岸線を保護区とする数値モデルの解析を行ったBotsford et al. (2001)も、同様の結論に達している。

表-4 様々な広さおよび等分割数の生息場における、生息場間の平均距離と、様々な平均分散距離の幼生の着底率との相関関係。

幼生の平均分散距離	生息場の広さ (km)	生息場個数 (n)	r	P	幼生の平均分散距離	生息場の広さ (km)	生息場個数 (n)	r	P
10 cm	0.01	5	0.051	0.17	1 km	1	20	0.48	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
10 cm	0.01	10	0.073	0.047	1 km	10	5	0.45	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
10 cm	0.01	20	0.065	0.074	1 km	10	10	0.46	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
10 cm	0.1	5	0.019	0.60	1 km	10	20	0.46	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
10 cm	0.1	10	0.085	0.019	1 km	50	5	0.43	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
10 cm	0.1	20	0.14	1.8 × 10 ⁻⁴	1 km	50	10	0.43	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
10 cm	1	5	0.068	0.062	1 km	50	20	0.52	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
10 cm	1	10	0.086	0.019	10 km	0.01	5	0.39	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
10 cm	1	20	0.062	0.089	10 km	0.01	10	0.36	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
10 cm	10	5	-0.053	0.15	10 km	0.01	20	0.28	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
10 cm	10	10	0.0013	0.97	10 km	0.1	5	0.39	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
10 cm	10	20	0.099	0.0069	10 km	0.1	10	0.39	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
10 cm	50	5	0.0061	0.87	10 km	0.1	20	0.31	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
10 cm	50	10	0.087	0.017	10 km	1	5	0.45	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
10 cm	50	20	0.19	8.1 × 10 ⁻⁸	10 km	1	10	0.37	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
1 m	0.01	5	0.14	1.1 × 10 ⁻⁴	10 km	1	20	0.30	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
1 m	0.01	10	0.20	1.4 × 10 ⁻⁸	10 km	10	5	0.36	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
1 m	0.01	20	0.30	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶	10 km	10	10	0.42	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
1 m	0.1	5	0.037	0.31	10 km	10	20	0.30	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
1 m	0.1	10	0.12	0.0011	10 km	50	5	0.43	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
1 m	0.1	20	0.29	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶	10 km	50	10	0.41	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
1 m	1	5	0.11	0.0024	10 km	50	20	0.31	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶
1 m	1	10	0.16	1.7 × 10 ⁻⁵	100 km	0.01	5	0.045	0.14
1 m	1	20	0.31	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶	100 km	0.01	10	0.081	0.0070
1 m	10	5	0.13	5.1 × 10 ⁻⁴	100 km	0.01	20	0.028	0.35
1 m	10	10	0.22	7.7 × 10 ⁻¹⁰	100 km	0.1	5	0.045	0.13
1 m	10	20	0.18	2.1 × 10 ⁻⁷	100 km	0.1	10	0.083	0.0056
1 m	50	5	0.21	1.4 × 10 ⁻⁸	100 km	0.1	20	0.088	0.0033
1 m	50	10	0.25	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶	100 km	1	5	0.044	0.14
1 m	50	20	0.30	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶	100 km	1	10	0.055	0.064
10 m	0.01	5	0.29	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶	100 km	1	20	0.044	0.14
10 m	0.01	10	0.40	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶	100 km	10	5	0.062	0.040
10 m	0.01	20	0.46	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶	100 km	10	10	0.045	0.14
10 m	0.1	5	0.37	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶	100 km	10	20	0.076	0.011
10 m	0.1	10	0.42	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶	100 km	50	5	0.11	1.7 × 10 ⁻⁴
10 m	0.1	20	0.43	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶	100 km	50	10	0.090	0.0027
10 m	1	5	0.32	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶	100 km	50	20	0.062	0.037
10 m	1	10	0.43	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶	1000 km	0.01	5	-0.013	0.66
10 m	1	20	0.41	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶	1000 km	0.01	10	-0.035	0.24
10 m	10	5	0.30	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶	1000 km	0.01	20	-0.055	0.067
10 m	10	10	0.45	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶	1000 km	0.1	5	0.0090	0.76
10 m	10	20	0.49	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶	1000 km	0.1	10	0.0045	0.88
10 m	50	5	0.38	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶	1000 km	0.1	20	0.040	0.18
10 m	50	10	0.46	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶	1000 km	1	5	0.080	0.0078
10 m	50	20	0.49	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶	1000 km	1	10	-0.020	0.50
100 m	0.01	5	0.44	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶	1000 km	1	20	-0.036	0.23
100 m	0.01	10	0.46	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶	1000 km	10	5	-0.0034	0.91
100 m	0.01	20	0.49	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶	1000 km	10	10	-0.052	0.085
100 m	0.1	5	0.44	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶	1000 km	10	20	-0.010	0.73
100 m	0.1	10	0.50	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶	1000 km	50	5	-0.0072	0.81
100 m	0.1	20	0.48	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶	1000 km	50	10	-0.025	0.41
100 m	1	5	0.46	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶	1000 km	50	20	-0.021	0.49
100 m	1	10	0.50	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶	10000 km	0.01	5	-0.013	0.68
100 m	1	20	0.47	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶	10000 km	0.01	10	-0.022	0.46
100 m	10	5	0.42	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶	10000 km	0.01	20	0.0035	0.91
100 m	10	10	0.48	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶	10000 km	0.1	5	0.0012	0.97
100 m	10	20	0.49	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶	10000 km	0.1	10	-4.4 × 10 ⁻⁴	0.99
100 m	50	5	0.48	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶	10000 km	0.1	20	-0.032	0.29
100 m	50	10	0.47	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶	10000 km	1	5	0.022	0.45
100 m	50	20	0.45	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶	10000 km	1	10	0.011	0.72
1 km	0.01	5	0.40	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶	10000 km	1	20	0.036	0.23
1 km	0.01	10	0.48	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶	10000 km	10	5	-0.020	0.51
1 km	0.01	20	0.52	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶	10000 km	10	10	-0.040	0.18
1 km	0.1	5	0.48	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶	10000 km	10	20	-0.055	0.85
1 km	0.1	10	0.46	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶	10000 km	50	5	0.059	0.050
1 km	0.1	20	0.46	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶	10000 km	50	10	-0.024	0.42
1 km	1	5	0.43	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶	10000 km	50	20	0.023	0.43
1 km	1	10	0.45	< 2.2 × 10 ⁻¹⁶					

注) rは Kendall の順位相関係数。有意な相関関係の認められたケースは、灰色の塗りで示した。

4.2 生息場の分割数と幼生の着底率との関係

平均分散距離1 kmおよび10 kmの幼生の着底する場と

して、一定の広さを等分割して配置した複数の生息場への幼生の着底率は、生息場の配置によって変化した。様々な生息場の配置のうち、内湾域全体によく散らばるよう

に配置した場合、幼生の着底率が低くなるケースがなくなり、相対的に高い値を示す割合が増加した(図-15, 16, 17, 18, 19)。

幼生が偏って分布する空間の中に、分割した生息場を無作為に配置すると、ある場所の生息場の着底率は高くなり、別の場所の生息場の着底率は低くなる。生息場の配置を検討する内湾域の幼生の分布が、平均分散距離1 kmおよび10 kmの幼生のような偏りを示す場合、生息場を分割して無作為に配置すると、着底率の高い空間に生息場の一部を配置できる割合を増やすことができると同時に、着底率が低い空間への生息場の配置の割合を減らすことができる。

特に、生息場を散らばせて配置することにより、無作為では比較的low確率でしか起こらない、母体付近に生息場を配置できる確率を高めることができる。母体付近に生息場が配置できた場合、基本的に着底率は高くなる(表-3)。この結果は、母体に接して配置した生息場の着底率(図-6)と、無作為に配置した生息場の着底率(図-7)の比較によっても明らかである。

その結果として、着底率の値は平均的に大きな値を取りやすくなり、着底率は上昇するものと考えられる。この生息場の分割および無作為な配置によって、着底率が平均値へ近づく効果は、分割数を増やすほど顕著になると考えられる。これと同様の現象が、放牧草地の草量でも確認されている(鹽見, 1987)。

Hastings and Botsford (2003)は、生息場を評価する着眼点本研究と異なり、海洋保護区からの水産資源の流出の見地から生息場の評価を行い、多数の小さな生息場の有効性を示している。Jones et al. (2007)は、広い海洋保護区が多様な海洋生物の保護地になる点と、先述のHastings and Botsford (2003)の示した水産資源の流出の両面から海洋保護地の価値を評価し、中程度の大きさの適度な数の保護地が、最適な生息場であると推測している。

4.3 生息場の分割数および生息場の配置と幼生の着底率との関係に影響する数値モデルの設定

本研究では、平均分散距離1 kmおよび10 kmの幼生が着底する一定の広さの生息場を無作為に配置する際、生息場を分割した方が着底率は上昇するという関係が見られた。この関係には、本研究の数値モデルの設定条件が関係していると考えられる。その設定とは、①着底率10⁻⁷%未満を0%とみなした点、②内湾域の広さ100 kmに対して、生息場全体の広さを10 mから50 kmの範囲にした点、③生息場の分割数を1個から20個の範囲にした点、④幼生の分布を表すために用いた関数を式(2)にした点

である。①に関して、着底率を0%とみなす境界をより低い値に下げると、生息場を分割した効果は、平均分散距離が1 km未満の幼生の場合でも見られると考えられる。

②に関して、生息場を配置する海域の広さを100 kmに固定したまま、生息場全体の広さの上限をさらに大きくした場合、生息場の分割による着底率への影響は、より平均分散距離の短い幼生に対して顕著に起こると考えられる。③に関して、生息場の分割数の範囲を大きな値にスライドさせた場合、より平均分散距離の短い幼生の着底率が、生息場の分割によって顕著に上昇するようになると考えられる。④に関して、幼生の分布を式(2)から常に一様となる分布に変えると、生息場の配置を変えても、幼生の着底率は変化しなくなる。

よって、本研究の結果は特定の条件下で得られたものであり、結果の普遍性に関しては、別途検証する必要があると考えている。

4.4 生息場の分割数および生息場の配置と幼生の着底率との関係に基づくSLOSS問題の検討

浮遊幼生が対象海域中に分布しており、かつ、どこに母体が生息しているのか不明な場合、多様な平均分散距離の幼生の着底率を高める生息場の空間配置は、生息場をより多数に等分割し、対象海域全体によく散らばるように配置することであると考えられる。生物間の捕食-被食関係および競争関係等による種多様性への影響が無い場合は、この生息場の配置により、特定の平均分散距離の幼生の着底率が増大して、種の多様性の豊かな着底場になることが期待される。本研究では、1つの大きな生息場を配置するよりも、多数ある小さな生息場(Several small habitats)を散らばせて配置する方が、種の多様性の観点から優れているという結論となった。

しかし、生息場は等分割するほど、生息場1つ当たりの広さは減少し、生息場としての機能は低下して、分割数と広さとの間でトレードオフの関係が生じると推測される。例えば、1辺10 cm四方の干潟は、世代交代を始めとする持続可能性の面で機能しないであろう。今後の課題である。

5. おわりに

5.1 まとめ

本研究により、様々な平均分散距離の浮遊幼生の着底率と生物生息場の空間配置について概念的に検討できる数値モデルを提案した。また、本モデルを用いて浮遊幼

生の生息場におけるSLOSS問題を検討し、生物生息場の配置を検討する際の要点を示した。その結果、内湾域に中程度の偏りを持って分布する浮遊幼生（平均分散距離が1 kmおよび10 km）の着底する生息場を無作為に配置する場合、幼生の着底率は、①生息場を分割して配置すると、海域の様々な場所に生息場を配置する可能性が増大し、幼生の着底率は高まること、②生息場を散らばせて配置すると、幼生の密度の高い海域に生息場を配置できる可能性が増大し、高まることが明らかとなった。

5.2 今後の展望

本検討は、「はじめに」に記述したように、水域全体のシースケープのデザインの基本段階である。同じく「はじめに」に記述したように、本研究の着眼点は、生物多様性である。本資料では、様々な移動距離の生物を扱ったに過ぎず、生物多様性の評価は示していない。次報では、本研究で得られた平均分散距離毎の結果を重ね合わせて、生物多様性と生物生息場の配置について示す予定である。加えて、世代交代の可能性、持続可能性、ネットワークの太さ、環境変動後の復元力など多面的な検討・評価を行い、最適なシースケープのデザインについて検討を行う必要があると考えている。一段一段検討を積み重ね、シースケープのデザイン手法を確立していきたいと考えている。

(2016年2月16日受付)

参考文献

- 秋山吉寛・井芹絵里奈・岡田知也 (2014) : 内湾に分布する魚類の生息場と生活史に基づく類型. 国土技術政策総合研究所資料, No. 809, 28p.
- 秋山吉寛・井芹絵里奈・岡田知也 (2015) : 沿岸域の環境デザインに向けた魚類の類型. 土木学会論文集B2 (海岸工学), Vol. 71, No. 2, pp. I_1495-I_1500.
- 河村功一 (2002) : スズキ, 川那部浩哉・水野信彦・細谷和海編: 日本の淡水魚, 山と溪谷社. pp.485.
- 黒田伸郎 (2005) : アサリ幼生の干潟への侵入機構. 水産総合研究センター研究報告, Vol. 3, pp.67-77.
- 河野博・加納光樹・横尾俊博 (2011) : 東京湾の魚類, 平凡社, 374p.
- 鹽見正衛 (1987) : 放牧草地のシステム分析: IX. コドラートによる草量調査結果の2~3の統計学的特徴. 日本草地学会誌, Vol. 32, No. 4, pp. 307-312.
- 八杉龍一・小関治男・古谷雅樹・日高敏隆 (1996) : 生物学辞典第4版, 岩波書店, 2027p.
- 渡部泰輔 (1965) : 東京湾におけるスズキ卵の分布生態について. 日本水産学会誌, Vol. 31, No. 8, pp. 585-590.
- ABE, H., SATO-OKOSHI, W., NISHITANI, G. and ENDO, Y. (2014): Vertical distribution and migration of planktonic polychaete larvae in Onagawa Bay, north-eastern Japan. *Mem. Mus. Victoria*, Vol. 71, pp. 1-9.
- ARKEMA, K. K., ABRAMSON, S. C., DEWSBURY, B. M. (2006): Marine ecosystem-based management: from characterization to implementation. *Frontier Ecol. Environ.*, Vol. 4, No. 10, pp. 525-532.
- BOSTRÖM, C., PITTMAN, S. J., SIMENSTAD, C. and KNEIB, R. T. (2011): Seascape ecology of coastal biogenic habitats: advances, gaps, and challenges. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, Vol. 427, pp. 191-217.
- BOTSFORD, L. W., HASTINGS, A. and GAINES, S. D. (2001): Dependence of sustainability on the configuration of marine reserves and larval dispersal distance. *Ecol. Lett.*, Vol. 4, pp. 144-150.
- BURGESS, S. C., KINGSFORD, M. J. and BLACK, K. P. (2007): Influence of tidal eddies and wind on the distribution of presettlement fishes around One Tree Island, Great Barrier Reef. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, Vol. 341, pp. 233-242.
- COWEN, R. K., LWIZA, K. M. M., SPONAUGLE, S., PARIS, C. B. and OLSON, D. B. (2000): Connectivity of marine populations: Open or closed? *Nature*, Vol. 287, pp. 857-859.
- GIBSON, R. N. (2003): Go with the flow: tidal migration in marine animals. *Hydrobiologia*, Vol. 503, pp. 153-161.
- GOMA (GULF OF MAINE AREA): Seascapes: WWF-Canada and Conservation Law Foundation, (<http://www.gulfofmaine-census.org/about-the-gulf/physical-characteristics/seascapes/>), 平成28年2月現在.
- GROBER-DUNSMORE, R., FRAZER, T. K., LINDBERG, W. J. and BEETS, J. (2007): Reef fish and habitat relationships in a Caribbean seascape: the importance of reef context. *Coral Reefs*, Vol. 26, pp. 201-216.
- HALPERN, B. S., LESTER, S. E. and MCLEOD, K. L. (2010): Placing marine protected areas onto the ecosystem-based management seascape. *PNAS*, Vol. 107, No. 43, pp. 18312-18317.
- HASTINGS, A. and BOTSFORD, L. W. (2003): Comparing designs of marine reserves for fisheries and for biodiversity. *Ecol. Appl.*, Vol. 13, No. 1, pp. S65-S70.
- ISHII, R., SEKIGUCHI, H. and JINNAI, Y. (2005): Vertical

- distributions of larvae of the clam *Ruditapes philippinarum* and the striped horse mussel *Musculista senhousia* in eastern Ariake Bay, southern Japan. *J. Oceanogr.*, Vol. 61, pp. 973-978.
- JONES, G. P., SRINIVASAN, M. and ALMANY, G. R. (2007): Population connectivity and conservation of marine biodiversity. *Oceanography*, Vol. 20, No. 3, pp. 100-111.
- KASUYA, T., HAMAGUCHI, M. and FURUKAWA, K. (2004): Detailed observation of spatial abundance of clam larva *Ruditapes philippinarum* in Tokyo Bay, central Japan. *J. Oceanogr.*, Vol. 60, pp. 631-636.
- LALLI, C. M. and PARSONS, T. R. (1993): *Biological Oceanography: An Introduction*, Pergamon Press Ltd., Oxford.
- LINDENMAYER, D. B., WOOD, J., MCBURNEY, L., BLAIR, D. and BANKS, S. C. (2015): Single large versus several small: The SLOSS debate in the context of bird response to a variable retention logging experiment. *Forest Ecol. Manage.*, Vol. 339, pp. 1-10.
- LÓPEZ-DUARTE, P. C., CARSON, H. S., COOK, G. S., FODRIE, F. J., BECKER, B. J., DIBACCO, C. and LEVIN, L. A. (2012): What controls connectivity? An empirical, multi-species approach. *Integrat. Comp. Biol.*, Vol. 52, pp. 511-524.
- LUCAS, J. S. (1982): Quantitative studies of feeding and nutrition during larval development of the coral reef asteroid *Acanthaster planci* (L.). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* Vol. 65, pp. 173-193.
- MCLEOD, A. I. (2011): Kendall: Kendall rank correlation and Mann-Kendall trend test. R package version 2.2. (<http://CRAN.R-project.org/package=Kendall>)
- MCMAHON, K. W., BERUMEN, M. L. and THORROLD, S. R. (2012): Linking habitat mosaics and connectivity in a coral reef seascape. *PNAS*, Vol. 109, No. 38, pp. 15372-15376.
- MCNELL, S. E. and FAIRWEATHER, P. G. (1993): Single large or several small marine reserves? An experimental approach with seagrass fauna. *J. Biogeogr.*, Vol. 20, pp. 429-440.
- MUMBY, P. J. (2006): Connectivity of reef fish between mangroves and coral reefs: Algorithms for the design of marine reserves at seascape scales. *Biol. Conserv.* Vol. 128, pp. 215-222.
- PECHENIK, J. A. (1999): On the advantages and disadvantages of larval stages in benthic marine invertebrate life cycles. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, Vol. 177, pp. 269-297.
- PINSKY, M. L., PALUMBI, S. R., ANDRÉFOUËT, S. and PURKIS, S. J. (2012): Open and closed seascapes: Where does habitat patchiness create populations with high fractions of self-recruitment? *Ecol. Appl.*, Vol. 22, No. 4, pp. 1257-1267.
- PRZESLAWSKI, R., CURRIE, D. R., SOROKIN, S. J., WARD, T. M., ALTHAUS, F. and WILLIAMS, A. (2011): Utility of a spatial habitat classification system as a surrogate of marine benthic community structure for the Australian margin. *ICES J. Mar. Sci.*, Vol. 68, No. 9, pp. 1954-1962.
- R CORE TEAM (2014): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. (<http://www.R-project.org/>)
- ROFF, J. and ZACHARIAS, M. (2011): *Marine Conservation Ecology*. Earthscan, London.
- SALINAS-DE-LEÓN, P., JONES, T. and BELL, J. J. (2012): Successful determination of larval dispersal distances and subsequent settlement for long-lived pelagic larvae. *Plos One*, DOI: 10.1371/journal.pone.0032788.
- SEAWEB (2011): 2011 Annual Report. (http://www.seaweb.org/aboutus/documents/SeaWeb_2011_Annual_Report.pdf), 平成 28 年 2 月現在
- SHANKS, A. L. (2009): Pelagic larval duration and dispersal distance revisited. *Biol. Bull.*, Vol. 216, pp. 373-385.
- SHANKS, A. L., GRANTHAM, B. A. and CARR, M. H. (2003): Propagule dispersal distance and the size and spacing of marine reserves. *Ecol. Appl.*, Vol. 13, pp. S159-S169.
- SWEARER, S. E., CASSELLE, J. E., LEA, D. W. and WARNER, R. R. (1999): Larval retention and recruitment in an island population of a coral-reef fish. *Nature*, Vol. 402, pp. 799-802.
- TAMURA, Y., MOTOKI, M., YOKOO, T. and KOHNO, H. (2013): Occurrence patterns and ontogenetic intervals based on the development of swimming- and feeding-related characters in larval and juvenile Japanese sea bass (*Lateolabrax japonicus*) in Tokyo Bay. *La mer*, Vol. 51, pp. 13-29.
- TAYLOR, J. M. G. (1987): Kendall's and Spearman's correlation coefficients in the presence of a blocking variable. *Biometrics*, Vol. 43, pp. 409-416

- WORM, B., BARBIER, E. B., BEAUMONT, N., DUFFY, E.,
FOLKE, C., HALPERN, B. S., JACKSON, B. C., LOTZE,
H. K., MICHELI, F., PALUMBI, S. R., SALA, E.,
SELKOE, K. A., STACHOWICZ, J. J. and WATSON, R.
(2006): Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem
services. *Science*, Vol. 314, pp. 787-790.
- YANNICELLI, B., CASTRO, L., PARADA, C.,
SCHNEIDER, W., COLAS, F. and DONOSO, D. (2012):
Distribution of *Pleuroncodes monodon* larvae over the
continental shelf of south-central Chile: Field and
modeling evidence for partial local retention and transport.
Prog. Oceanogr., Vol. 92-95, pp. 206-227.

国土技術政策総合研究所資料

TECHNICAL NOTE of NILIM

No. 889 March 2016

編集・発行 ©国土技術政策総合研究所

本資料の転載・複写のお問い合わせは

〒239-0826 神奈川県横須賀市長瀬 3-1-1
管理調整部企画調整課 電話:046-844-5019