

第4章 生息環境特性

4-1 緒言

第1章で述べた通り、近年日本の干潟に生息する底生生物の多くが危機的状況にある(和田ら 1996)。これらの種の絶滅を防ぐために重要なことのひとつが、その種の生息状況・生息環境の詳細な把握である(木村・木村 1999; 福田 2001)。このような研究は一部の分類群ではなされている。たとえば、絶滅危惧種を多く含むアシ原湿地の腹足類については、多くの種がアシ原湿地の中でも限られた生息環境に分布すること(木村・木村 1999)、キバウミミナ科の数種ではヨシ原から干潟への移行部の泥質干潟に生息すること(飯島ら 2002)が明らかにされている。甲殻類では希少種のシオマネキで生息環境条件(宇野ら 2003)や生息地の利用特性(大野ら 2006a)、アシの影響(大野ら 2006b)が調べられ、クマノエミオスジガニで分布場所の環境特性が調べられている(岸野ら 2010)。

しかし、本論文の研究対象であるムロミスナウミナナフシは、東京湾において「危機種」とされている(第1章参照)にもかかわらず、その生息環境については「河口近くの砂干潟」(市川市・東邦大学東京湾生態系研究センター 2007)との記述や、小櫃川河口で潮間帯中部に出現する(大嶋・風呂田 1980)との知見があるだけである。

本章では、本種の生息環境特性を明らかにするために、東京湾多摩川河口域の左岸干潟において、本種を含む主要なマクロベントスの分布と環境を調査し、その関係を解析した。また塩分について、本種の胚を用いて室内での耐性実験をおこなった。野外調査において他のマクロベントスを解析に含めたのは、生態的知見の得られている種と比較することで、本種の特徴がより明らかになると考えたためであり、環境については、河口域のマクロベントスの分布規定要因としてよく知られる塩分と底質に加え、地形環境も調べることで、より詳細な環境特性の把握を目指した。なお、環境としては上記の物理的環境のみを対象とし、生物的環境は考慮しなかった。

4-2 方法

4-2-1 調査地

調査は、東京湾の西奥に位置する多摩川河口域の左岸側の干潟(東京都大田区)で行っ

た (Fig. 4-1)。河口原点 (旧建設省による設置であり、現在はその下流に河口延長水路が存在する) から上流に約 4 km、下流に約 0.5 km の範囲に 0.5~1 km 間隔で 9 本のトランセクトライン (上流からライン 1~9) を設け、ラインごとに、岸側・中央・低潮線側の 3 定点 (それぞれ定点 A、B、C) を定めた。この 27 調査地点においてマクロベントスの採集と環境の測定を行った。

4-2-2 マクロベントス調査

ムロミスノウミナナフシを含むマクロベントスの採集は、2007 年 8 月 11~26 日と 2009 年 7 月 21~23 日の干潮時に行った。夏に採集したのは、ムロミスノウミナナフシの生活史 (第 3 章参照) の中で初期減耗中にあたり個体数把握が難しい春や、日の最干潮時刻が夜間となり調査が難しい秋~冬を避けたためである。各調査地点において現場で一定量の砂泥 (2007 年 : 0.1875 m²、深さ 10 cm ; 2009 年 : 0.133 m²、深さ 20 cm) を網目 0.5 mm の篩にかけ、篩上に残ったサンプルを実験室に持ち帰り、ただちに 10%ホルマリンで固定した。後日、サンプルからマクロベントスをソーティングし、肉眼あるいは実体顕微鏡下で種同定をしたのち、種ごとに個体数を計数し、1 m²当たりの密度を算出した。種同定に際しては鈴木ら (2000)、西・田中 (2007)、川合・谷田 (2005) を参照し、種まで同定できなかったものはそれよりも上の分類群でとどめた。

4-2-3 環境調査

河川流軸方向の位置情報として、河口原点から各調査ラインまでの距離を地図上で測定し、下流方向にはマイナスの符号をつけた。また、いくつかのラインで底質間隙水または直上水の塩分を測定した。ライン 4、7、9 では 2007 年の秋 (11 月 20~25 日)、2008 年の冬 (2 月 22~25 日)、春 (5 月 19~23 日)、夏 (8 月 17~19 日) の干潮時に堆積物を掘り、浸み出た水の塩分を小型水質計 (ハンディメーター Model 85、YSI) により測定した。ライン 1 では 2008 年の冬 (3 月 8~21 日) と春 (4 月 10~23 日) に、底質表面から 7 cm 上に設置した小型メモリー水温塩分計 (COMPACT-CT Model ACT-HR、JFE アレック) により、直上水の塩分を 1 分間隔で 2 週間連続観測した。

地形環境として、2007 年 8 月 27~29 日の干潮時に自動レベル (C1₃、ソキア) を用いて各ラインで水準測量をおこない、作成した地形断面図をもとに、各調査地点の標高と斜度、

また各ラインの干潟の幅を算出した。測量の際は護岸あるいはアシ原の終わりから低潮線付近までの間に調査地点を含めて9~14 測量点を設定し、各測量点の標高は測量時刻の水位との差に基づいて算出した。斜度はライン上で前後の2 測量点を結んだ角度とし、岸から低潮線方向に向かって下り勾配であればマイナスの符号をつけた。干潟の幅は護岸あるいはアシ原の終わりから大潮平均低潮面までの水平距離とした。多摩川縦断面図（山本 2008）を参考にすると平均大潮満潮位および平均干潮位のライン1 と9 の間の差はそれぞれ約 10 cm および約 5 cm と推定されることから、調査範囲における河川流軸方向の水位勾配は無視できる程度と判断し、すべてのラインにおいて、測量時刻水位と大潮平均低潮面・高潮面の標高は、国土交通省河川局の水文水質データベース（<http://www1.river.go.jp/>）で公開されている多摩川河口観測所の毎時水位観測データから計算した。

底質環境として、各調査地点における酸化還元電位（ORP）、泥分率、中央粒径値、含水率、有機炭素含有率（TOC）、窒素含有率（TN）を測定した。ORP は、2009 年 8 月 21 日の干潮時に、ORP 電極（9300-10D、HORIBA）を用いて底質表面から 5 cm の深さで 2 回測定し平均値を算出した。残りの項目の分析には、2007 年と 2009 年のマクロベントス調査時に採取した表層 2~5 cm の堆積物を用いた。含水率は、70°C で恒量となるまで乾燥させた堆積物の乾燥重量と湿重量の差から求めた。TOC・TN は、乾燥させた堆積物に 1 M 塩酸を加えて炭酸塩を除去したあと、CN コーダー（MT-700、柳本製作所）を用いて測定した。中央粒径値と泥分率は篩分け分析法（石塚 1986）により分析した。これらは 2 年間の平均値を算出した。

4-2-4 分布と環境の関係の解析

ムロミスナウミナナフシを含む主要なマクロベントスの分布と環境との関係について、その全体的なパターンを把握するため、正準対応分析 Canonical correspondence analysis（CCA）を行った。CCA では事前に対象種の最適環境についての知見がなくても解析でき、環境間や種間関係も把握できる（加藤・篠沢 1995）点で、本研究の目的に適していた。種データには、属以下まで同定され、過半数の地点で出現し、最高密度が 100 個体/m² 以上であった、ムロミスナウミナナフシを含む 11 種（Table 4-1 に○で示す）を用いた。種データの値は 2007 年と 2009 年の平均個体数密度（x）を $\log(x+1)$ 変換した。環境データには、河口原点からの距離、干潟の幅、標高、斜度、ORP、泥分率、中央粒径値、

含水率、TOC、TN、C/N 比の 11 項目を用いた。環境データは、種データの分散に有意に関係している項目に絞るため、Monte Carlo permutation test による forward selection を行った。有意水準は Kanaya & Kikuchi (2008) に準じ $p < 0.1$ とした。以上の解析ソフトウェアには CANOCO 4.5 (ter Braak & Smilauer 2002) を用いた。その後、ムロミスナウミナナフシの生息環境の具体値を明らかにするために、CCA の forward selection で選択された環境要因を中心として、塩分、底質粒度 (中央粒径値と泥分率)、標高、斜度、ORP の勾配に対する本種の個体数密度を調べた。

4-2-5 塩分耐性実験

ムロミスナウミナナフシの塩分への耐性を明らかにするため、異なる塩分条件下での初期胚からマンカ (本来親の育房から孵出する段階) への発生率と、マンカの生残率を調べた。材料として 2008 年 3 月に東京湾の多摩川河口および旧江戸川河口で採集した抱卵メスの育房内から採取した初期胚、またはそれを塩分 15 ppt の海水を注いだシャーレでマンカまで発生させたものを用いた。胚の採取方法は第 3 章と同様とした。塩分条件は 0、3、5、10、15、20、25、30、35、40 ppt とし、0 ppt は蒸留水 (DW)、残りはオートクレーブ滅菌したろ過天然海水を DW で希釈あるいは蒸発濃縮により作製した。1 回の実験では 1 個体のメスに由来する胚を用い、各塩分条件の実験水 5.5 ml を注いだポリスチレン製の 6 穴微生物培養用プレート (1 穴径 33.5 mm×高さ 16.7 mm、楕アズワン) で 5~10 個の胚または 4~6 個体のマンカを維持し、実体顕微鏡下で発生段階または生死を毎日観察した。初期胚からの発生では、いずれかの塩分条件でマンカが出現してから 1 週間後まで観察を続け、マンカの生残実験では実験開始後 5 日まで観察した。実験の繰り返しは、初期胚からの発生では 35 ppt で 2 回 (旧江戸川産 2 個体)、それ以外で 5 回 (多摩川産 3 個体、旧江戸川産 2 個体) 行い、マンカの生残実験では 3 回 (多摩川河口産 3 個体) 行った。室温は 22°C とした。

4-3 結果

4-3-1 ムロミスナウミナナフシと主要種の空間分布

マクロベントス調査の結果、2007 年と 2009 年をあわせ多摩川河口左岸干潟には 34 タク

サのマクロベントスが出現した (Table 4-1)。このうちムロミスノウミナナフシを含む主要種の空間分布を Fig. 4-2 に示す。出現種やその分布に年による大きな違いはなかったため、結果はすべて 2 年の平均値で表した。

Fig. 4-2i から、ムロミスノウミナナフシの分布の特徴を述べる。河川流軸方向の分布範囲に着目すると、本種はライン 1 では不在、ライン 2 では出現量が極めて少なく、主な分布範囲はライン 3~9 であった。これは河口原点から上流へ約 2 km、下流へ約 0.5 km の範囲であった。その中でも本種の分布はライン 4、7、8、9 に集中し、ライン 3、5、6 における出現量は隣接するラインに比べ顕著に低下していた。またライン内の分布に着目すると、本種はほとんどのラインで岸側の定点 A に限られた、または著しく偏った狭い分布を示した。この岸側限定分布はライン 9 では見られず、本種はライン上に広く分布した。

以上の特徴を他の主要種の分布 (Fig. 4-2a~h, j, k) と比較する。ムロミスノウミナナフシの河川流軸方向の主な分布範囲は本種に特有ではなく、*Heteromastus* sp. (イトゴカイ科)、ドロオニスピオ *Pseudopolydora kempfi*、ヤマトスピオ *Prionospio japonica*、ホソミサシバ近似種 *Eteone* sp. cf. *longa*、*Capitella* sp. (イトゴカイ科) も本種と同様の分布範囲 (ライン 2~9 あるいは 3~9) を示した。また本種の分布範囲は、*Notomastus* sp. (イトゴカイ科) (主にライン 1~4 に分布) より海側、ヤマトシジミ *Corbicula japonica* (同、ライン 1~8) とは広く重複しながらも全体として海側、アサリ *Ruditapes philippinarum* (同、ライン 8~9) とツツオオフエリア *Armandia amakusaensis* (同、ライン 6~9) とは部分的に重複しながら全体として上流側であった。一方、河川流軸方向の主な分布範囲における特定ラインへの集中分布や岸側定点への限定分布は、他の主要種には見られない、本種に特有のものであった。ただし、*Capitella* sp. とホソミサシバ近似種は、ライン 3、5、6 において本種と対照的な個体数増加傾向を示した。

4-3-2 調査地の環境

環境調査の結果を Table 4-2 に示す。これらの環境項目のうち、ORP 以外の底質環境項目間やそれらと河口原点からの距離の間、標高と河口原点からの距離または中央粒径値の間、干潟の幅・斜度・ORP の間には有意 ($p < 0.05$) な相関があった。すなわち、上流側の調査地点ほど底質の粒子が小さく、泥・水分・有機物の含量が高く、標高が高い傾向にあり、これらとは独立に、干潟の幅が広いほど斜度が小さく ORP は高い傾向があった。

Fig. 4-3 には地形断面図を示す。ライン 3、5、6 では干潟の幅が 30 m 前後と狭く、全体的に傾斜が急であった一方、ライン 1、2、4、8 では干潟の幅が 100 m 前後と広く、全体的に傾斜が緩かった。またほとんどのラインで岸側で凹、その後低潮線に向かって凸カーブを描きながら下る地形を示し、そのため定点 A で斜度が 0 に近いかわずかにプラスの値をとる窪地となっていた。例外的にライン 9 では岸から低潮線の手前まで平坦な地形が続いていた。

Fig. 4-4 には河口原点からの距離に対する底質間隙水または直上水塩分の年間範囲と平均値を示す。塩分は下流側ほど高い傾向があり、河口原点からの距離は塩分の指標として考えてよいことが示された。

4-3-3 CCA を用いた分布と環境の関係の解析

CCA の forward selection では、河口原点からの距離・中央粒径値・標高・斜度（以上 $p < 0.01$ ）・ORP ($p = 0.076$) が選択された。これら 5 項目を用いた CCA の結果、得られたモデルは第 2 正準軸（以下、軸と記述）までで種データの分散の 67.0% を説明した (Table 4-3)。第 1 軸には河口原点からの距離と標高が正の相関、中央粒径値が負の相関を有し、第 2 軸には斜度と ORP が正の相関を有していた。つまり、ムロミスナウミナナフシを含む主要なマクロベントスは、河口原点からの距離（塩分の指標とみなせる）・中央粒径値・標高と相関する環境勾配と、それとは独立で斜度・ORP と相関する環境勾配とに応答して分布していたことが示された。

CCA で得られたモデルの第 1・第 2 軸に対する地点の配置と種の配置を Fig. 4-5 に示す。地点の配置 (Fig. 4-5a) では、第 1 軸上で右から左にライン 1~9 が順に配置された。これは第 1 軸が河川流軸方向の環境勾配であること、上流側のラインほど塩分が低く底質粒子が小さく標高が高いことを意味する。一方、第 2 軸上では、ライン 3、5、6 が他のラインよりも下方に配置され、ラインごとにみると定点 A、B、C の順で上方から下方に配置される傾向があった。これは第 2 軸が河川流軸方向の勾配とは独立した、ライン間やライン内の環境勾配であること、ライン 3、5、6 は他のラインより、定点 C は定点 A より傾斜が急で ORP が低いことを意味する。また、ムロミスナウミナナフシの河川流軸方向の主な分布範囲であるライン 3~9 はそれ以外（ライン 1・2）と第 1 軸上で区別され、河川流軸方向の分布範囲内で本種の偏ったまたは限られた分布が見られたライン 4、7、8、9 および各

ライン内での定点 A はそれ以外（ライン 3、5、6、定点 B、C）と第 2 軸上で区別された。これは、本種の河川流軸方向の主な分布範囲には塩分・中央粒径値・標高が関連し、本種の限定分布には斜度と ORP が関連していることを意味する。

同様に、種の配置（Fig. 4-5b）では、第 1 軸上でもっとも右に *Notomastus* sp.、もっとも左にアサリとツツオオフエリアが配置され、残りの種はそれらの間に散在的に配置された。これは *Notomastus* sp. はもっとも塩分が低く底質粒子が小さく標高が高いところ、アサリはその反対、ムロミスナウミナナフシを含む残りの種はそれらの間で少しずつ異なるところに分布中心をもつことを意味する。一方、第 2 軸上では、上方にムロミスナウミナナフシ、下方にホソミサシバ近似種と *Capitella* sp.、原点付近に残りの種が配置された。これはムロミスナウミナナフシは傾斜が緩く ORP が高いところ、ホソミサシバ近似種と *Capitella* sp. はその反対、残りの種はこれらの勾配の中央付近に分布中心をもつことを示唆している。また、以上に述べたようにムロミスナウミナナフシは第 2 軸上で他の主要種から明瞭に区別されたことから、主要種の中で本種に特有だったのは斜度と ORP に対する応答の仕方であることが示唆された。

4-3-4 各環境要因に対するムロミスナウミナナフシの分布

CCA で抽出された環境要因に対するムロミスナウミナナフシの分布から、本種の生息環境特性を述べる。

塩分については、河川流軸方向のムロミスナウミナナフシの主な分布範囲（Fig. 4-2i）と、いくつかのラインでの年間塩分範囲（Fig. 4-4）を比較する。本種の主な分布範囲の最上流端であるライン 3 では塩分測定ができなかったが、この塩分は 200 m 程度離れたライン 4 の塩分と大きく変わらないと考えられ、ライン 4 の間隙水塩分は 5.5～27 ppt であった。これは Venice system（IUBS 1959）の定義における α -中鹹性（ α -mesohaline）から多鹹性（polyhaline）汽水に該当した。一方、本種の分布範囲の最下流端であるライン 9 での間隙水塩分は 21～27 ppt であり、これは多鹹性汽水に該当した。

底質の粒子サイズについては、本種が多く出現した地点は、中央粒径値が 100～280 μ m で含泥率が 2～18%の砂質であった（Fig. 4-6）。

標高については、本種が多く出現した地点は標高が 10～-60 cm で、これは調査地における潮間帯中部～下部であった（Fig. 4-7）。

斜度と底質の ORP については、ムロミスナウミナナフシが多く分布した場所は斜度が $-0.7\sim-0.2^\circ$ で ORP が $60\sim140$ mV のところ、すなわち緩傾斜もしくはわずかな窪地で、底質の ORP が調査域の中で最も高く、深さ 5 cm でも十分酸化的な場所であった (Fig. 4-8a)。対照的に、*Capitella* sp. が多く分布した場所は斜度が $-3.8\sim-0.8^\circ$ で ORP が $-60\sim120$ mV のところ、すなわち調査域の中で最も傾斜が急で、底質の ORP が低く、深さ 5 cm では還元的になっている場所も含んでいた (Fig. 4-8c)。ヤマトスピオは傾斜が緩く ORP の高いところに多く分布する点ではムロミスナウミナナフシと同じであったが、傾斜が急で ORP の低いところまで広く分布する点で異なっていた (Fig. 4-8b)。他の主要種の分布は図に示していないが、ホソミサシバ近似種で *Capitella* sp. と同様であったほかは、ヤマトスピオと同様であり、ムロミスナウミナナフシほど緩傾斜・高 ORP に厳密な分布をした種はいなかった。

4-3-5 塩分耐性実験

Fig. 4-9 に異なる塩分条件下でのムロミスナウミナナフシの初期胚からマンカへの発生率を示す。塩分 0 ppt と 40 ppt では発生の早い段階で異常が生じ、マンカまで発生を完了させた胚は皆無だった。塩分 35 ppt では最大でも 14% の胚しかマンカにならず、残りの胚は発生途中で異常が生じた。塩分 3~30 ppt では平均で 70% 前後、最大では 90~100% の胚がマンカになり、これらのマンカに実体顕微鏡下で認識できる行動や形態の異常はなかった。マンカまでの発生にかかった日数は約 3 週間で、一腹由来の胚ではほぼ同調的に発生したが、塩分 30 ppt では他の塩分条件より 1 日遅れる傾向があった。

マンカを各塩分水中に暴露した場合は、塩分 3~40 ppt では 5 日後まですべての個体が生存し、塩分 0 ppt では実験開始翌日にすべての個体が死亡した。

4-4 考察

本研究によって、多摩川河口左岸干潟におけるムロミスナウミナナフシの分布は、河口原点から上流へ約 2 km、下流へ約 0.5 km の範囲であり、その中でも特定のラインに集中し、さらに多くのラインでは岸側の定点に限定されることがわかった (Fig. 4-2i)。CCA は本種を含む主要なマクロベントスが互いに独立する 2 つの環境勾配に応答して分布するこ

とを見出し、それは河口原点からの距離（塩分の指標とみなせる）および底質の中央粒径値、標高と相関する河川流軸方向の環境勾配と、斜度および底質の ORP と相関する環境勾配であった (Fig. 4-5)。CCA はまた、後者の環境勾配に対する本種の応答パターンは、主要なマクロベントスの中で本種に特有であることを示した (Fig. 4-5b)。これら、CCA で分布と関連が示された各環境要因について、本種が多く分布していた定点の値を本種の生息環境特性とみなすと、それは、1) 間隙水塩分が中鹹性～多鹹性 (mesohaline～polyhaline) で、2) 2～18%の泥を含んだ中央粒径が 100～280 μm の砂質、3) 潮間帯中～下部、4) 0.8°未満の緩傾斜またはわずかな窪地、5) 底質の ORP が深さ 5 cm で 60～140 mV と十分酸化的な底質、であった (Fig. 4-4, 4-6, 4-7, 4-8)。

特性 1) からは、本種は淡水～貧鹹性汽水への耐性が低いことが推察される。これは、本種の河川流軸方向の分布範囲が、低鹹性汽水種として知られる *Notomastus* sp. (山室 1996) より海側、高鹹性汽水種として知られるヤマトスピオや *Heteromastus* sp. (山室 1996) とほぼ同じ範囲であった (Fig. 4-2) ことから支持される。本研究ではライン 9 より海側には立ち入れず、高塩分側の分布限界は明らかにできなかった。また、塩分耐性実験から、マンカは少なくとも 5 日間は 3～40 ppt の広い塩分範囲で生残できることがわかった。しかし初期胚からマンカへの発生については、塩分 35 ppt 以上の海水中では問題が生じることが示された (Fig. 4-9)。したがってライン 9 より海側の海水環境では、出水時などに上流から流された個体が生息する可能性はあるものの、繁殖はできないと考えられる。特性 2) は、砂質干潟に生息する (市川市・東邦大学東京湾生態系研究センター 2007) という従来の知見と一致した。ただし本調査域では底質の粒子サイズに河川流軸方向の勾配があったため、ライン 1・2 での本種の不在・個体数低下 (Fig. 4-2i) が高い含泥率によるものか低い塩分によるものかは判別できない。底質粒子サイズについて本種の生息条件を明らかにするには、塩分と粒子サイズが独立している生息地を含む様々な生息地での分布・環境調査を行う必要がある。特性 3) は、潮間帯中部に分布するという、小櫃川河口 (千葉県) で得られている従来の知見 (大嶋・風呂田 1980) と一致した。これは、本種の干出耐性が低いことを示唆する。

特性 4) 5) は、主要なマクロベントスの中でも本種に特徴的であった (Fig. 4-8)。ORP は底質の好氣的／嫌氣的状態の指標であり、一般的に ORP が負の値をとり還元化した底質では、酸素不足と硫化物の存在が底生生物の生息を制限する (Pearson & Rosenberg 1978)。

本種は主要なマクロベントスの中でも特に ORP の高い底質に分布し、この分布パターンは汚染指標種として知られる *Capitella* sp. と正反対のものであった (Fig. 4-8)。このことは、本種の低酸素耐性が特に低いことを示唆する。低酸素耐性の低さを示唆する知見は本種と同じ汽水性スナウミナナフシ属の北米種 *Cyathura polita* (Burbanck 1961) や西欧種 *Cyathura carinata* (Cardoso *et al.* 2004) でも得られていることから、これらの種は酸素要求性に関して本種と類似した生理特性をもつと考えられる。

傾斜は波浪または潮流の強さと底質粒子のサイズと相互に複雑に関連するが、概ね、傾斜の緩いところでは底質粒子が小さく、干出時に水が底質に保持されやすい (Raffaelli & Hawkins 1996 ; McLachlan & Brown 2006)。本調査地では、底質の水分含量に顕著な違いはなかった。しかし、緩傾斜地では底質上に小規模の滲筋や水たまりがみられ、“ひたひたとした” 景観を呈していた (Fig. 4-10a) 一方、急傾斜地では滲筋や水たまりはみられず、底質は全体に締め固まっているようにみえた (Fig. 4-10b)。このことから著者は、緩傾斜地における干出時の底質上の滲筋や水たまりが何らかの形で本種の好適環境を生み出しているのではないかと考える。そのひとつには水の存在そのものが考えられ、これは特性 3) から推測された本種の干出耐性の低さからも支持される。もうひとつには、水を介した酸素供給が示唆される。一般的には緩傾斜地では底質は還元的になりやすい (Raffaelli & Hawkins 1996) が、本調査地では傾斜が緩いほど ORP が高いという逆の相関がみられた (Fig. 4-8)。緩傾斜地では水はけが悪いことから、大気からの酸素供給は減少すると考えられる。しかし、緩傾斜地で見られた滲筋や水たまりの水は表層水に由来するものと考えられ、表層水は大気と接し酸素を豊富に含むと考えられる。したがって、緩傾斜地では滲筋や水たまりを介して底質に酸素の豊富な水が保持されることで底質が酸化的になり、急傾斜地ではその水が底質に保持されずに排出されるために底質が還元的になっているのかもしれない。そうだとすれば、本種の緩傾斜への分布は、酸素要求性の高さに起因したと考えられる。

なお、本研究の結果は 1 つの生息地における分布・環境調査から得られたものであるため、今後の課題として、本研究から示唆された生理特性を検証する室内実験や、他の生息地における分布・環境調査を行うことが必要である。

Table 4-1. Macrobenthic invertebrates found at 27 sites in the Tama River Estuary in the summer of 2007 and 2009. For each species, mean (\pm SD) and maximum (Max.) density (the number of individuals per m²) of the 27 sites were calculated from the local densities that were estimated at each site by taking the average of the densities in 2007 and 2009. Frequency (Freq.) is the number of sites at which the species occurred. Species collected from more than 14 sites and had the maximum density of more than 100 individuals per m² were used for the canonical correspondence analysis (CCA) as the major macrobenthic species (presented as ○), which include *Cyathura muromiensis*.

| Taxa | Density (indiv. m ⁻²) | | Freq. | CCA |
|--|-----------------------------------|------|-------|-----|
| | Mean \pm SD | Max. | | |
| Nemertea | | | | |
| Nemertea | 9 \pm 14 | 53 | 14 | |
| Mollusca | | | | |
| <i>Assiminea</i> sp. | 0.9 \pm 4.2 | 22 | 2 | |
| <i>Stenothyra edogawaensis</i> | 0.1 \pm 0.8 | 4 | 1 | |
| <i>Nassarius festivus</i> | 0.3 \pm 1.4 | 8 | 1 | |
| <i>Xenostrobus securis</i> | 0.3 \pm 1.0 | 4 | 3 | |
| <i>Musculista senhousia</i> | 17 \pm 58 | 305 | 12 | |
| <i>Mactra veneriformis</i> | 39 \pm 71 | 255 | 11 | |
| <i>Solen strictus</i> | 6 \pm 11 | 34 | 9 | |
| <i>Corbicula japonica</i> | 166 \pm 158 | 587 | 25 | ○ |
| <i>Mercenaria mercenaria</i> | 1 \pm 2.8 | 12 | 4 | |
| <i>Ruditapes philippinarum</i> | 41 \pm 89 | 350 | 16 | ○ |
| <i>Meretrix lusoria</i> | 0.1 \pm 0.8 | 4 | 1 | |
| <i>Cyclina sinensis</i> | 0.3 \pm 1.1 | 4 | 2 | |
| <i>Laternula marilina</i> | 7 \pm 12 | 49 | 15 | |
| Annelida | | | | |
| <i>Eteone</i> sp. cf. <i>longa</i> | 89 \pm 108 | 459 | 23 | ○ |
| <i>Glycera</i> sp. | 2 \pm 4 | 13 | 6 | |
| <i>Sigambra phuketensis</i> | 2 \pm 6 | 23 | 4 | |
| <i>Ceratonereis erythraeensis</i> | 9 \pm 23 | 105 | 8 | |
| <i>Neanthes succinea</i> | 0.1 \pm 0.5 | 3 | 1 | |
| <i>Hediste</i> sp. or spp. (<i>diadroma</i> and/or <i>atoka</i>) | 1936 \pm 1348 | 4180 | 27 | ○ |
| <i>Tylorrhynchus heterochaetus</i> | 0.3 \pm 1.7 | 9 | 1 | |
| <i>Prionospio japonica</i> | 453 \pm 465 | 1884 | 27 | ○ |
| <i>Pseudopolydora kempfi</i> | 544 \pm 710 | 2679 | 27 | ○ |
| <i>Heteromastus</i> sp. | 387 \pm 524 | 2185 | 26 | ○ |
| <i>Notomastus</i> sp. | 79 \pm 136 | 509 | 16 | ○ |
| <i>Capitella</i> sp. | 27 \pm 39 | 128 | 19 | ○ |
| Capitellidae gen. et sp. | 2 \pm 12 | 65 | 1 | |
| <i>Armandia amakusaensis</i> | 48 \pm 89 | 361 | 14 | ○ |
| Crustacea | | | | |
| Copepoda | | | | |
| <i>Cyathura muromiensis</i> | 83 \pm 135 | 451 | 18 | ○ |
| <i>Grandidierella japonica</i> | 14 \pm 19 | 71 | 17 | |
| <i>Melita</i> sp. | 3 \pm 13 | 69 | 3 | |
| Cumacea | 46 \pm 76 | 286 | 15 | |
| Insecta | | | | |
| Dolichopodidae gen. et sp. | 0.2 \pm 1.1 | 6 | 1 | |
| All macrobenthos | 4016 | | | |

Table 4-2. Environmental conditions at 27 sites in the Tama River Estuary. TOC, total organic carbon content; TN, total nitrogen content; C/N, carbon/nitrogen ratio; ORP, redox potential. Geomorphological environments were measured in the summer of 2009 using a level. Sediment ORP is presented as the average of twice-replicated measurement at 5 cm below the surface in the summer of 2009. Other sedimentary environments are shown as the averages of the measurements in the summer of 2007 and 2009 using 3-5 cm surface layer.

| Site (Line- St.) | Distance from river mouth (km) | Geomorphological | | | Sedimentary | | | | | | |
|------------------------|---|-------------------------------|-------------------|-------------------|------------------------------------|-----------------------|-------------------------|------------|-----------|------|-------------|
| | | Width of tidal flat (m) | Slope (degree) | Elevation (cm) | Median grain size (μ m) | Mud content (%) | Water content (%) | TOC (%) | TN (%) | C/N | ORP (mV) |
| 1-A | | | 0.45 | 8.9 | 88 | 40.7 | 40.9 | 1.46 | 0.104 | 13.7 | 63 |
| 1-B | 3.9 | 82 | -0.63 | 24.4 | 139 | 4.7 | 31.7 | 0.36 | 0.045 | 8.3 | 108 |
| 1-C | | | -1.32 | -15.1 | 156 | 3.4 | 32.3 | 0.28 | 0.036 | 7.4 | 111 |
| 2-A | | | -0.63 | -9.6 | 75 | 44.7 | 31.8 | 1.01 | 0.065 | 15.2 | 50 |
| 2-B | 2.8 | 107 | 0.01 | -10.1 | 79 | 35.8 | 36.9 | 1.06 | 0.086 | 12.2 | 109 |
| 2-C | | | -0.63 | -34.6 | 127 | 7.4 | 30.0 | 0.42 | 0.047 | 8.4 | 107 |
| 3-A | | | -3.03 | -16.0 | 151 | 8.1 | 29.5 | 0.84 | 0.056 | 13.7 | 94 |
| 3-B | 1.8 | 25 | -0.33 | -27.0 | 190 | 3.8 | 26.0 | 0.34 | 0.045 | 7.7 | 58 |
| 3-C | | | -4.69 | -55.5 | 104 | 25.7 | 36.3 | 0.95 | 0.083 | 10.3 | 63 |
| 4-A | | | 0.24 | -1.6 | 99 | 18.5 | 31.9 | 0.65 | 0.062 | 10.8 | 120 |
| 4-B | 1.6 | 93 | -0.75 | 2.9 | 167 | 2.9 | 29.4 | 0.31 | 0.035 | 8.2 | 96 |
| 4-C | | | -0.75 | -28.1 | 140 | 10.9 | 32.6 | 0.46 | 0.050 | 9.6 | 129 |
| 5-A | | | -3.83 | -15.8 | 269 | 0.7 | 21.6 | 0.14 | 0.022 | 5.8 | -24 |
| 5-B | 1.2 | 26 | -2.52 | -46.8 | 216 | 3.5 | 24.1 | 0.20 | 0.029 | 7.0 | 33 |
| 5-C | | | -1.60 | -81.8 | 152 | 10.4 | 29.1 | 0.34 | 0.037 | 9.0 | 116 |
| 6-A | | | -2.75 | -18.0 | 191 | 1.9 | 24.7 | 0.21 | 0.034 | 6.5 | -59 |
| 6-B | 0.6 | 35 | -1.26 | -47.0 | 205 | 4.7 | 25.4 | 0.24 | 0.030 | 7.5 | 4 |
| 6-C | | | -1.43 | -72.0 | 229 | 12.6 | 27.5 | 0.47 | 0.046 | 9.8 | 56 |
| 7-A | | | -0.75 | -27.8 | 234 | 4.5 | 25.4 | 0.28 | 0.032 | 8.2 | 115 |
| 7-B | 0.3 | 57 | -0.80 | -45.3 | 197 | 4.6 | 23.8 | 0.25 | 0.029 | 8.2 | 87 |
| 7-C | | | -1.32 | -70.3 | 116 | 27.0 | 32.0 | 0.65 | 0.058 | 11.0 | -15 |
| 8-A | | | 0.04 | -42.9 | 288 | 2.5 | 26.3 | 0.27 | 0.031 | 8.6 | 136 |
| 8-B | -0.2 | 106 | 0.07 | -42.9 | 262 | 2.8 | 24.6 | 0.22 | 0.030 | 7.6 | 61 |
| 8-C | | | -0.69 | -58.9 | 240 | 3.3 | 26.2 | 0.27 | 0.033 | 8.2 | 90 |
| 9-A | | | -0.06 | -59.6 | 234 | 4.7 | 26.8 | 0.23 | 0.025 | 8.1 | 105 |
| 9-B | -0.6 | 69 | 0.03 | -58.6 | 243 | 2.5 | 26.3 | 0.21 | 0.028 | 8.0 | 108 |
| 9-C | | | -0.32 | -55.6 | 232 | 3.2 | 27.2 | 0.24 | 0.032 | 7.7 | 77 |

Table 4-3. Summarized results of canonical correspondence analysis using 11 major macrobenthic species (shown as ○ in Table 4-1) abundance data and five significant environmental variables selected from 11 variables (shown in Table 4-2) by the forward selection (Monte Carlo permutation test, $p < 0.1$) for 27 sites. Inter-set correlations between the significant first two canonical axes (Monte Carlo permutation test, $p < 0.05$) are shown. Significant correlations between each environmental variable and the axes are indicated with asterisks: ***, $p < 0.001$; **, $p < 0.01$.

| | Axis 1 | Axis 2 |
|---|------------|-----------|
| Eigenvalues | 0.158 | 0.035 |
| Species-environment correlations | 0.971 | 0.86 |
| Cumulative percentage variance | | |
| of species data | 54.7 | 67 |
| of species-environment relation | 75 | 91.8 |
| Inter set correlations of environmental variables with axes | | |
| Distance from river mouth | 0.9661*** | -0.0728 |
| Beach slope | -0.079 | 0.6459*** |
| Elevation | 0.6866*** | 0.3421 |
| Median grain size | -0.7638*** | -0.0546 |
| Sediment ORP | 0.0866 | 0.5446** |

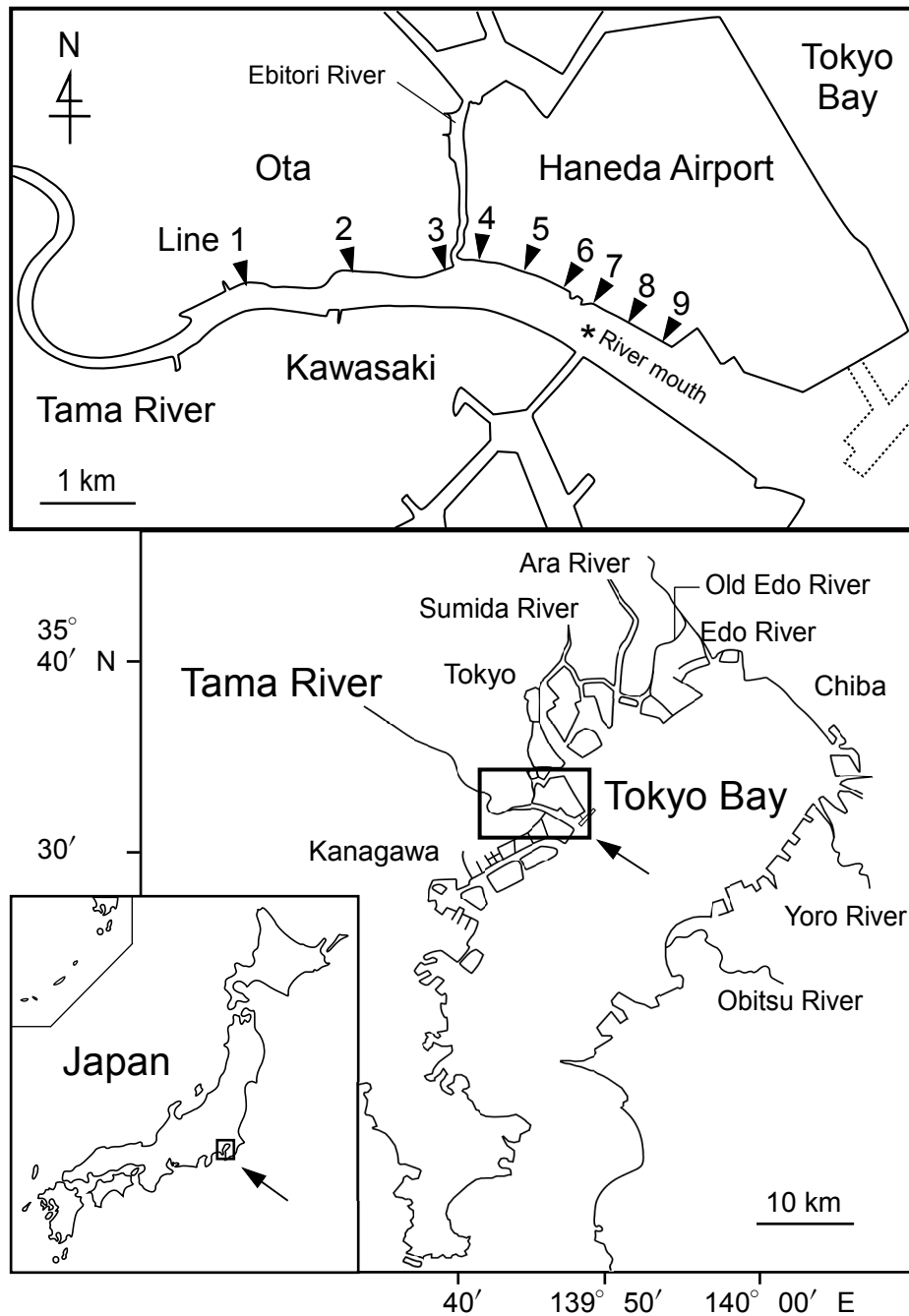


Fig. 4-1 Maps showing the location of the study area (the Tama River Estuary) in Tokyo Bay, Japan, and the locations of the nine transect lines indicated by arrowheads. Three sampling stations: the shoreward, mid, and near low-water level stations (St. A, B and C, respectively) were placed on each line (detailed description is given in Fig. 4-3). River mouth (*) is based on the point where the distance mark origin of the river was established by the Construction Ministry (currently the Ministry of Land, Infrastructure, Transport and Tourism).

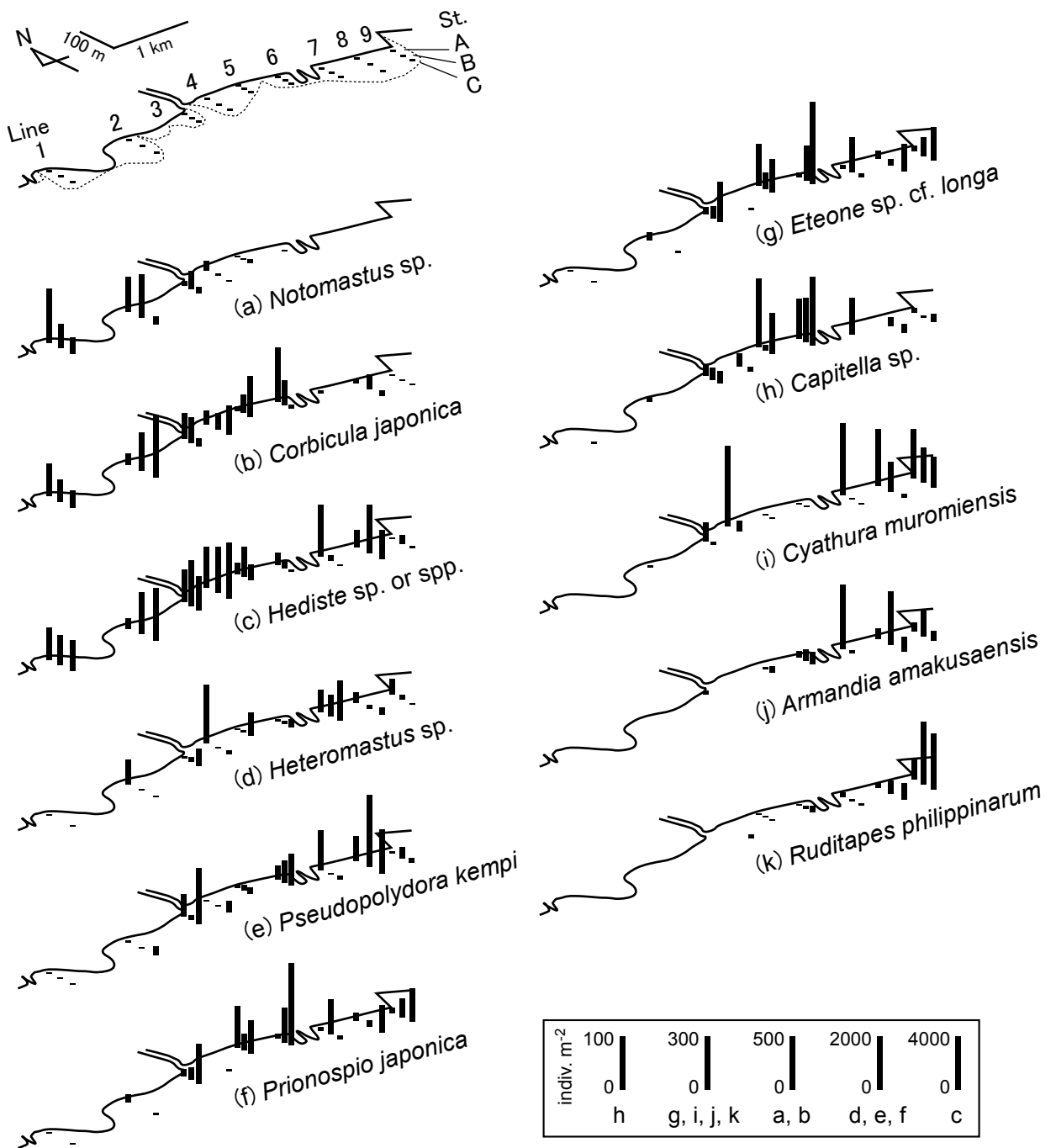


Fig. 4-2 Spatial distributions of the 11 major macrobenthic species in the Tama River Estuary. The column length indicates the density (number of individuals per m²) that was calculated by taking the average of the densities in the summer of 2007 and 2009.

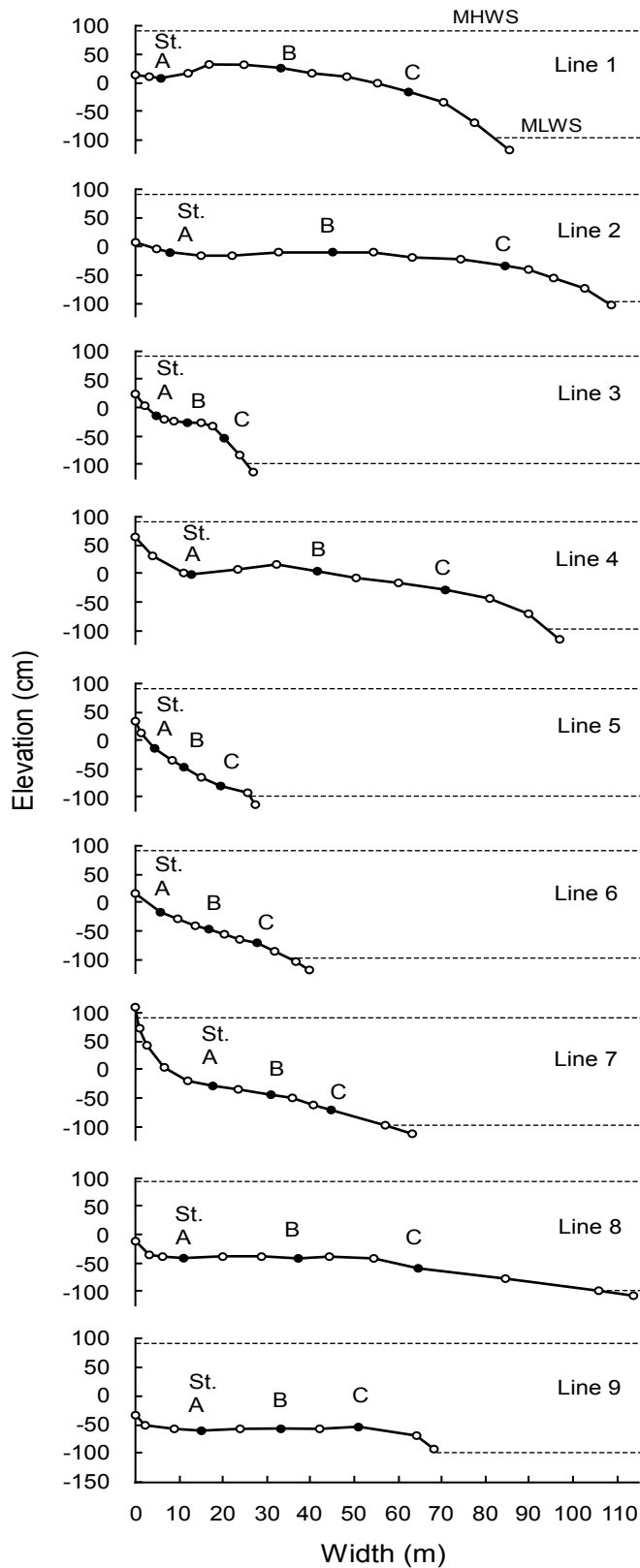


Fig. 4-3 Intertidal face profiles of each transect line. Elevation is the height above sea level of Tokyo Bay. Circles indicate the leveling points, and closed circles indicate the sampling stations for macrobenthic invertebrates and environmental variables. Dotted lines indicate the mean high water springs (MHWS, upper) and the mean low water springs (MLWS, lower).

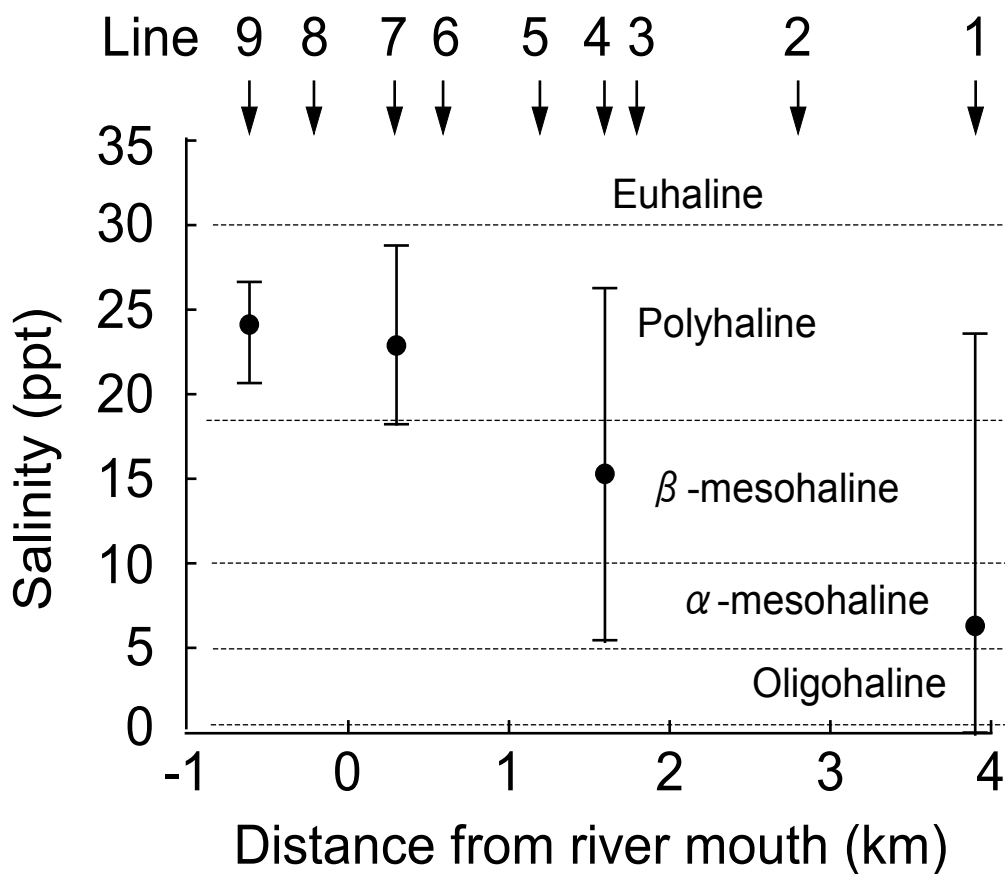


Fig. 4-4 Annual salinity range and annual average salinity along the Tama River. Arrows indicate the location of each transect line where the macrobenthos and several environmental variables were sampled. At Lines 4, 7, and 9, salinities of interstitial water of the sediment were measured in the autumn of 2007 and in the winter, spring and summer of 2008 to be used for the calculation of the average (indicated as closed circles), minimum and maximum (indicated as line caps) salinity. At Line 1, salinities of water at 7 cm above the sediment surface were recorded at 1 min intervals during two weeks from 8th March 2008 to 21st March 2008 as the low-rainfall season and from 10th April 2008 to 23rd April 2008 as the high-rainfall season to be also used for the calculation of the average, minimum and maximum salinity.

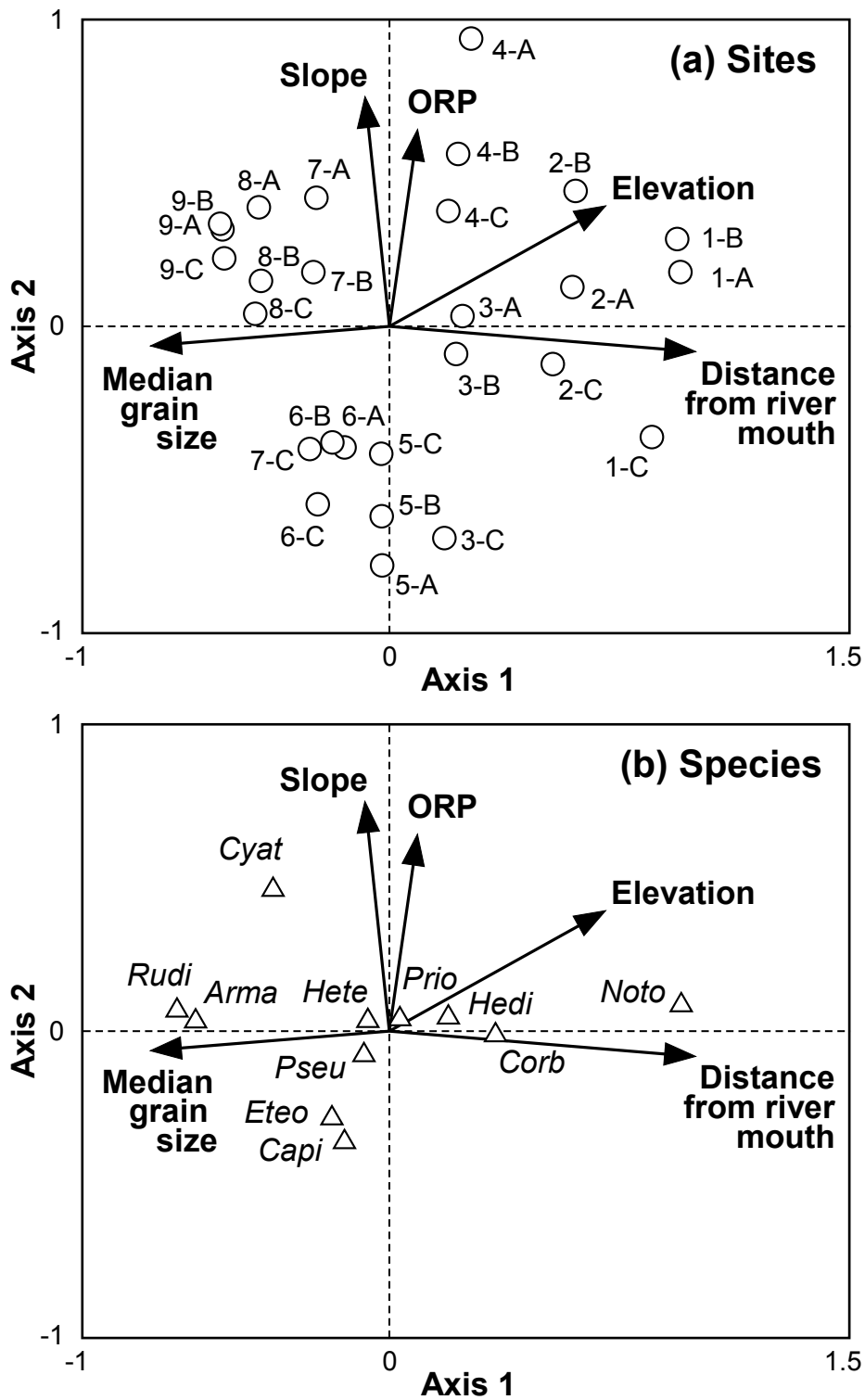


Fig. 4-5 Canonical correspondence analysis ordination diagrams: (a) site scores and (b) species scores. Arrows indicate environmental variables. Sites are indicated with the line number and station name. Species are indicated with the first four letters of the genus name listed in Table 4-1.

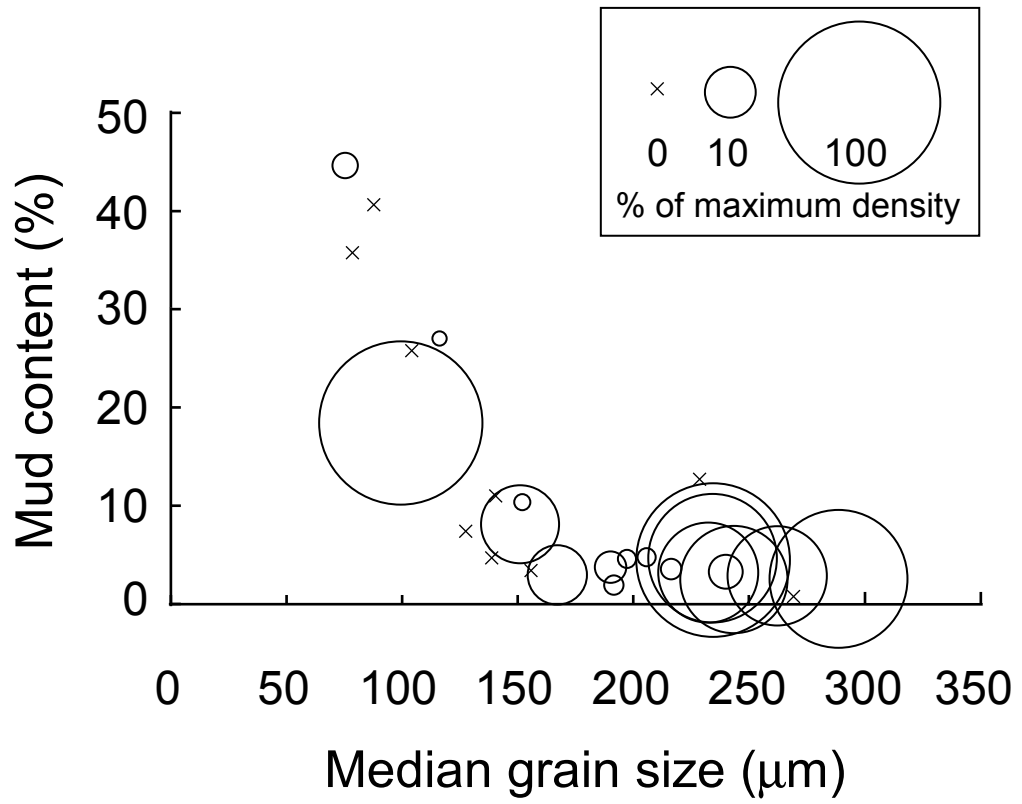


Fig. 4-6 Distribution of *Cyathura muromiensis* along the gradients of the median grain size and mud content of the sediment. Refer to Fig. 4-2 and Table 4-2 regarding data points.

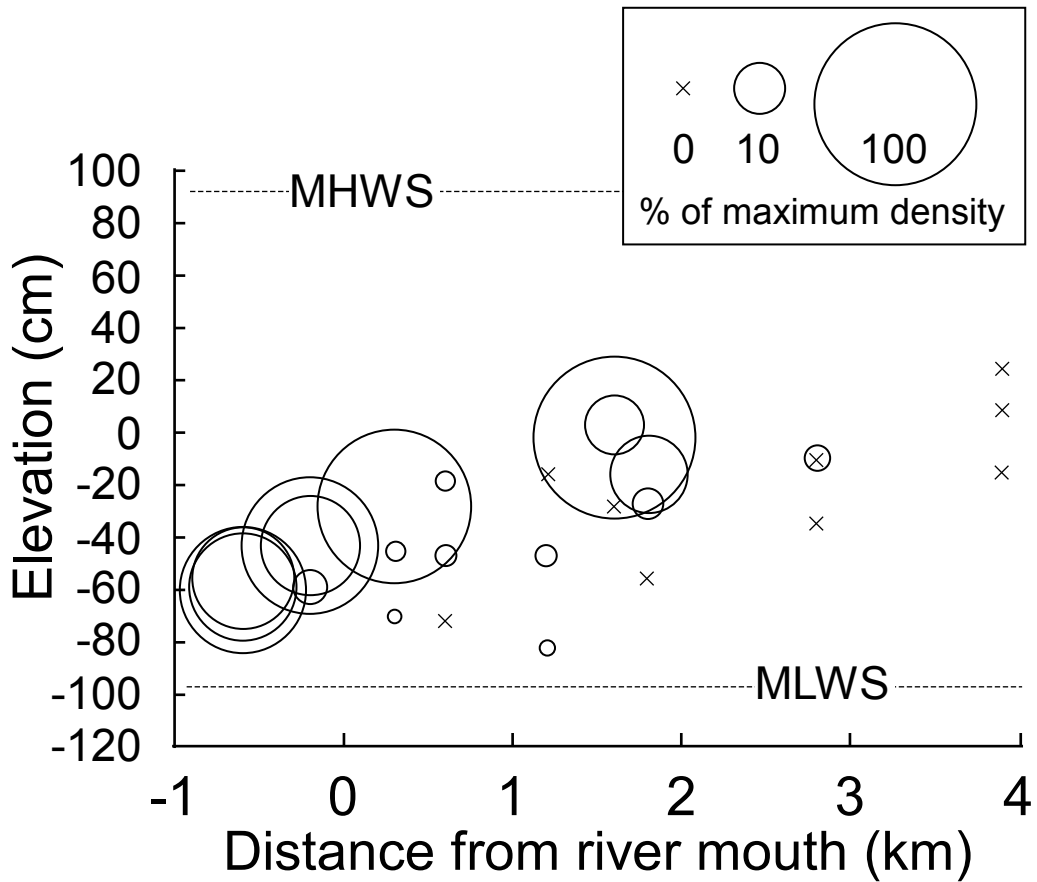


Fig. 4-7 Distribution of *Cyathura muromiensis* along the gradients of the distance from the river mouth and elevation. MHWS, mean high water springs; MLWS, mean low water springs. Refer to Fig. 4-2 and Table 4-2 regarding data points.

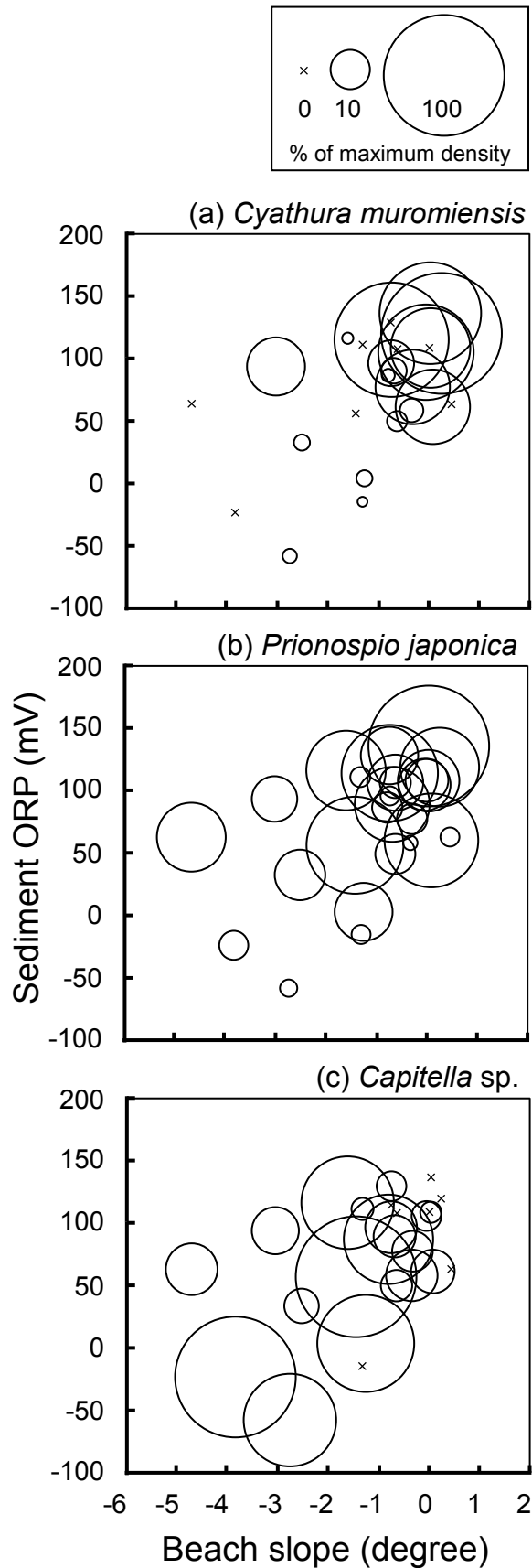


Fig. 4-8 Distributions of (a) *Cyathura muromiensis*, (b) *Prionospio japonica*, and (c) *Capitella* sp. along the gradients of the beach slope and sediment ORP. Refer to Fig. 4-2 and Table 4-2 regarding data points.

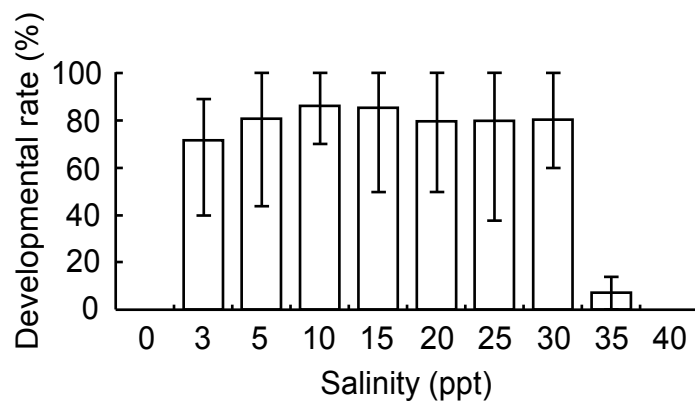


Fig. 4-9 Effects of different salinities to the embryonic *Cyathura muromiensis*. Columns are the average developmental rate from the early embryo with the egg membrane to the full mobile juvenile (“manca”) which should leave the marsupium under normal circumstances. Bars indicate the range between the minimum and maximum value in the replicates.



Fig. 4-10 Two different types of intertidal geomorphology in the Tama River Estuary: (a) mildly-sloping wide tidal flat with slight depressions over which small tidal creeks run or pools exist; (b) steep and narrow beach which made of compact sediments without any tidal creeks or pools. Photos were taken at (a) Line 8 and (b) Line 6 during low tide.

第5章 総合考察

5-1 東京湾における近年の減少傾向の原因

20世紀前半まで、東京湾の海岸線には遠浅の干潟が広がり、河川や水路がときに網目状になってこれらの干潟に注いでいた（農商務省水産局 1916；古川 2011）。また当時の空中写真（国土地理院 国土変遷アーカイブ空中写真閲覧システム

<http://archive.gsi.go.jp/airphoto/>）から、これらの干潟には滞筋や水たまりのあることがわかる。本研究第4章により明らかになった、「塩分が中鹹性～多鹹性で傾斜が緩く滞筋の発達する干潟」という本種の生息環境特性は、この干潟の環境と一致する。したがって、当時本種は東京湾各地に広く生息していたと推測される。しかし1945年以降、特に1960～74年には埋め立てが進み河川の直線化も行われた（古川 2011）。その結果、本種の生息に適した河口周辺の遠浅の干潟が減少したと考えられる。例えば、東京都の葛西周辺（旧江戸川河口周辺）の干潟では1970年代前半には至るところに本種が分布していた（干潟研究会 1973, 1975；日本鳥類保護連盟・環境庁 1973；秋山 1974, 1975b）が、1970年代後半には埋め立てや河川工事、地盤沈下で干潟の多くの部分が消失し、本種の分布地は減少している（秋山 1976, 1977, 1978）。このようなことが東京湾各地の干潟でおこり、東京湾全体として本種の個体数が減少したと推定される。

また、東京湾の底層では夏季に生じる貧酸素化により無生物域が形成され、特に1960年代後半以降はこれが顕著である（大越・風呂田 2000；風呂田 2011）。「酸化的な底質」という本種の生息環境特性から示唆された貧酸素耐性の低さ（第4章）は、東京湾の近年の酸素環境の悪化が、残存する干潟においても本種の分布域を狭めている可能性を示唆する。たとえば、谷津干潟（千葉県）では現在のような閉鎖環境になった直後の1970年代には本種が出現していたが（干潟研究会 1975）、1990年以降は確認されていない（環境庁ら 1996；風呂田・鈴木 1999）。小櫃川河口（千葉県）では1970年代には本種が普通に確認されているが（秋山 1975a；大嶋・風呂田 1980）、近年ではその発見は稀である（風呂田 2007）。小櫃川河口については酸素環境悪化を示すデータはないが、谷津干潟では底質のORPは標準的な干潟の下限値より低く（風呂田・鈴木 1999）、これにより本種が生息できなくなった可能性がある。また、多摩川河口では過去の本種の分布データがないが、多摩川河口域では貧酸素水が観測されていること（八木ら 2007）から、酸素環境の悪化の結果現在の狭

い分布になっている可能性があると考えられる。多摩川河口より湾奥に位置する旧江戸川河口で夏季死亡率が高かった（第3章）こともこれを支持すると考えられる。

多摩川河口と旧江戸川河口で得られた抱卵数や抱卵個体率のデータからは、繁殖は良好に行われていることが示された（第3章）。一般的に、病原生物の感染は種と生物群集にとって大きな脅威となりうる（プリマック・小堀 2004）。本種と同属の *Cyathra carinata* の Mondego 川河口（ポルトガル）個体群では野外で寄生虫の感染が見られ（Jensen *et al.* 2004）、室内実験により感染個体ではその生残、成長、胚の生産に負の影響が出ることがわかっている（Ferreira *et al.* 2005）。本研究の2個体群では繁殖力の低下はみられなかったことから、本種の近年の東京湾における減少要因にそのような病原体の感染の可能性は低いと思われる。ただし、本研究では東京湾における生息地の残り1つである小櫃川河口での調査は行っておらず、ここでの繁殖力の指標を調査することは課題である。また、多摩川河口・旧江戸川河口では繁殖期はいずれも春であった（第3章）。伊勢湾のケブカエンコウガニでは貧酸素水の発生時期・場所と繁殖期・場所のマッチが減少要因であると示唆されている（Narita *et al.* 2003）。東京湾において貧酸素が発生し環境が不安定になるのは夏季であることから、本種の近年の減少要因に繁殖期と不適環境発生時期の一致ということはないと考えられる。

5-2 本種の保全に向けて

富栄養化した内湾域で個体群維持に成功している種の生活史特性として、繁殖までの時間が短い、周年繁殖が可能という日和見的な特性がある。たとえばイトゴカイ科の *Capitella* sp. は最短では約1か月で成熟し、個体の寿命は数か月であるが複数の世代が入れ替わり繁殖を行うことで周年繁殖が可能であり（堤 2006）、イッカククモガニは1世代あたりの期間が約6か月で、着底後3か月で成熟し（Furota 1996b）、周年繁殖が可能である（Furota 1996a）。本研究第3章から、ムロミスナウミナナフシは、少なくとも東京湾内の2か所の2個体群については、死亡率が生涯を通じほぼ一定で、年間繁殖回数が1回で短い期間に限られ、寿命が1~2年であることがわかった。したがってムロミスナウミナナフシは比較的寿命が長く、年間繁殖回数も少ない生活史特性をもつといえ、日和見的に生息場所を変えるのではなく、ひとつの場所に長く生息する種であるといえる。したがって、保全のためには生息に適した場を安定的に保全することの重要性が特に高いと考えられる。本研究

第4章から示唆された生息適地「塩分が中鹹性～多鹹性で傾斜が緩く滲筋の発達する干潟」のうち河口前面の湾に面した広い干潟はすでに再生不可能な形で東京湾から失われた干潟地形であることから、現在本種が生息する3河口（多摩川河口、旧江戸川河口、小櫃川河口）の環境を保全することが必要であると考えられる。加えて、酸素要求性が高いことが示唆されたことから、貧酸素の発生を抑える努力が求められるだろう。また、河口では洪水などの攪乱が個体群に影響を及ぼすことが考えられるが、多摩川河口においては、本研究第3章の調査期間中にあたる2007年9月の台風9号により大出水がおきたにもかかわらず、本種の個体群は維持されていた。多摩川を含め、東京湾で現在本種が生息している3河口はいずれも河口面積が大きいことから、これが出水時にも底質攪乱のおこりにくい構造をもたらしている可能性がある。なお、本種の生息環境特性として着目された地形や滲筋については、干潟の底生生物の分布と関連する要因として着目した研究は岸野ら（2010）など多くはなく、本研究は、干潟の底生生物の保全を考える際にはこれらにも着目すべき場合があることを示すものである。

また第3章より、調査した個体群ではどちらも性比（オス/メス）が1に近く、メスの抱卵同調性が高いことがわかり、またオスの一定期間内の受精可能卵数の制限が示唆された。このことは、メスの排卵の高い同調性という性質が維持されている限り、オスの個体数の減少は個体群の存続を脅かしうることを示している。本種の性決定の要因が遺伝か環境かは不明であるが、遺伝的に決まっているにせよ、そこから機能的なオスになる過程が環境によって阻害されることはありうる。特にメスからオスへの性転換という特性を有する本種（第3章）では、個体数密度だけでなく性比をモニタリングする必要があるかもしれない。

謝 辞

本研究を行うにあたり、東京大学大学院農学生命科学研究科の岡本 研准教授には終始丁寧で辛抱強いご指導をいただいた。同研究科の佐野光彦教授には日頃から有益なご助言や議論をしていただくとともに、原稿の校閲をしていただいた。同研究科の青木 茂助教には日頃から有益なご助言や議論をしていただき、特に第4章の生息環境特性の研究では調査・解析方法のご指導と調査へのご協力をいただいた。同研究科の日野明德名誉教授には、日頃から多岐に渡るご助言をいただいた。第2章の分類学的研究にあたっては、富山市科学博物館からタイプ標本の貸出をいただき、同館の布村 昇氏には手続きの労をとっていただいた。布村氏には日本産スナウミナナフシ属既知種の情報や文献情報も多数教えていただいた。大阪市立自然史博物館からはタイプ標本の貸出をいただくとともに、館内での観察に必要な機材をお貸しいただき、これらの手続きの労は同博物館の石田 惣氏にとっていただいた。東京大学大学院農学生命科学研究科農学特定研究員の南條楠土氏には、オオモリスナウミナナフシの非タイプ標本を貸していただいた。千葉県立中央博物館の駒井智幸上席研究員には原稿の校閲をしていただき、特に第2章の分類学的研究に対して多くの助言をいただいた。東邦大学東京湾生態系研究センターの風呂田利夫センター長には原稿の校閲をしていただくとともに、ムロミスナウミナナフシの過去の生息状況を調べるにあたって必要な多くの文献貸出の労をとっていただいた。東京大学大学院農学生命科学研究科の鷺谷いづみ教授には原稿の校閲をしていただいた。島根県環境保健公社の戸田顕史氏にはシンジコスナウミナナフシの生態的情報を教えていただいた。東京大学大学院農学生命科学研究科の水域保全学研究室在籍または卒業生の皆様には、調査・解析の手伝いや、日頃の有益な議論をしていただいた。このうちデータの獲得に関する面では、大瀧健太氏（現・三井物産(株)）には第3章の夜間採集時の作業補助をしていただき、植松幸希氏と藤木宣成氏（現・アクセンチュア(株)）には第4章の地形測量に、木塚智洋氏（現・東電環境エンジニアリング(株)）と田中裕一氏には第4章の2009年のマクロベントス調査にご協力いただいた。また、父・伸行には第3章の夜間採集時の作業補助の協力を受けた。以上を記して謝意を表す。

引用文献

- 相澤 康・滝口直之 1999. MS-Excel を用いたサイズ度数分布から年齢組成を推定する方法の検討. 水産海洋研究, 63: 205-214.
- 秋山章男 1974. 底生動物. 葛西沖公園野鳥生息現況調査報告書, 昭和 48 年度, 日本野鳥の会・干潟研究会, pp. 98-120.
- 秋山章男 1975a. 千葉県の干潟の環境と生物相. 日本生物教育会第 30 回全国大会 (千葉大会) 実行委員会・「千葉県の生物」編集部 (編), 千葉県の生物, pp. 172-180.
- 秋山章男 1975b. 底生動物. 葛西沖公園野鳥生息現況調査報告書, 昭和 49 年度, 日本野鳥の会, pp. 43-83.
- 秋山章男 1976. 底生動物着生状況調査. 東京都港湾局委託調査 葛西沖公園野鳥生息現況調査報告書, 昭和 50 年度, 日本野鳥の会, pp. 52-76.
- 秋山章男 1977. 葛西人工渚における底生動物着生状況調査. 東京都港湾局委託調査 葛西沖公園野鳥生息現況調査報告書, 昭和 51 年度, 日本野鳥の会, pp. 37-66.
- 秋山章男 1978. 葛西人工渚における底生動物着生状況調査. 東京都港湾局委託調査 葛西沖公園野鳥生息現況調査報告書, 昭和 52 年度, 日本野鳥の会, pp. 61-80.
- 秋山章男 1979. 干潟マクロベントスの成帯構造. 海洋と生物, 1: 11-18.
- 秋山章男・松田道生 1974. ウミナナフシ. 第 3 章 干潟の生物とその識別の方法, 干潟の生物観察ハンドブック - 干潟の生態学入門 - 初版, 東洋館出版社, 東京, p. 161.
- 秋山章男・松田道生 1979. ムロミスノウミナナフシ. 第 3 章 干潟の生物とその識別の方法, 干潟の生物観察ハンドブック - 干潟の生態学入門 - 第 2 版, 東洋館出版社, 東京, p. 161.
- 秋山章男・松田道生 1984a. 干潟の地形. 第 1 章 干潟の生物と環境, 干潟の生物観察ハンドブック - 干潟の生態学入門 - 第 3 版, 東洋館出版社, 東京, pp. 14-16.
- 秋山章男・松田道生 1984b. 干潟の底生動物. 第 1 章 干潟の生物と環境, 干潟の生物観察ハンドブック - 干潟の生態学入門 - 第 3 版, 東洋館出版社, 東京, pp. 38-53.

- Bamber, R. N. 1985. The autecology of *Cyathura carinata* (Crustacea, Isopoda) in a cooling water discharge lagoon. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 65: 181-194.
- Bordalo, M. D., Ferreira, S. M. F., Cardoso, P. G., Leston, S. and Pardal, M. A. 2011. Resilience of an isopod population (*Cyathura carinata*) to multiple stress factors in a temperate estuarine system. *Hydrobiologia*, 671: 13-25.
- ter Braak, C. J. F. and Smilauer, P. 2002. *CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5)*, Microcomputer Power, Ithaca, New York, USA, 500 pp.
- Brown, C. J., Anderson, W. W., Burbanck, W. D. and Hackney, C. T. 1988. Genetic transition between northern and southern populations of the estuarine isopod, *Cyathura polita*, and the discovery of a new species of *Cyathura*. *Estuaries*, 11: 96-98.
- Burbanck W. D. 1961. The biology of *Cyathura* sp., an estuarine isopod of eastern North America. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 14: 968-971.
- Burbanck, W. D. 1962a. Further observations on biotope of estuarine isopod, *Cyathura polita*. *Ecology*, 43: 719-722.
- Burbanck, W. D. 1962b. An ecological study of the distribution of the isopod *Cyathura polita* (Stimpson) from brackish waters of Cape Cod, Massachusetts. *The American Midland Naturalist*, 67: 449-476.
- Burbanck, M. P. and Burbanck, W. D. 1974. Sex reversal of female *Cyathura polita* (Stimpson, 1855) (Isopoda, Anthuridae). *Crustaceana*, 26: 110-112.
- Burbanck, W. D. and Burbanck, M. P. 1979. *Cyathura* (Arthropoda: Crustacea: Isopoda: Anthuridae). In *Pollution ecology of estuarine invertebrates*, Hart, C. W. Jr. and Fuller, S. L. H. (eds.), Academic Press, New York, pp. 293-323.
- Burbanck, M. P., Burbanck, W. D., Dadswell, M. J. and Gillis, G. F. 1979. Occurrence and biology of *Cyathura polita* (Stimpson) (Isopoda, Anthuridae) in Canada. *Crustaceana*, 37: 31-38.
- Cardoso, P. G., Pardal, M. A., Raffaelli, D., Baeta, A. and Marques, J. C. 2004. Macroinvertebrate

response to different species of macroalgal mats and the role of disturbance history. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 308: 207-220.

Cruz, S., Gamito, S. and Marques, J. C. 2003a. Spatial distribution of peracarids in the intertidal zone of the Ria Formosa (Portugal). *Crustaceana*, 76: 411-431.

Cruz, S., Marques, J. C., Gamito, S. and Martins, I. 2003b. Autecology of the Isopod, *Cyathura carinata* (Krøyer, 1847) in the Ria Formosa (Algarve, Portugal). *Crustaceana*, 76: 781-802.

Ferreira, S. M., Pardal, M. A., Lillebo, A. I., Cardoso, P. G. and Marques, J. C. 2004. Population dynamics of *Cyathura carinata* (Isopoda) in a eutrophic temperate estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 61: 669-677.

Ferreira, S. M., Jensen, K. T., Martins, P., Sousa, S. F., Marques, J. C. and Pardal, M. A. 2005. Impact of microphallid trematodes on the survivorship, growth, and reproduction of an isopod (*Cyathura carinata*). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 318: 191-199.

Ferreira, S. M., Brandao, A., Baeta, A., Lillebo, A. I., Jensen, K. T. and Pardal, M. A. 2007. Effects of restoration management on the estuarine isopod *Cyathura carinata*: mediation by trematodes and habitat change. *Marine Biology*, 151: 109-118.

Forsman, B. 1944. Beobachtungen über *Jaera albifrons* Leach an der schwedischen West Küste. *Arkiv för Zoologi*, 35A: 1-33.

Frankenberg, D. 1965. A new species of *Cyathura* (Isopoda, Anthuridae) from coastal waters off Georgia, U.S.A. *Crustaceana*, 8: 206-212.

福田 宏 2001. 内湾の貝類「最後の楽園」周防灘 - そして私たちがなすべきこと. 日本ベントス学会誌, 56: 33-41.

Furota, T. 1996a. Life cycle studies on the introduced spider crab *Pyromaia tuberculata* (Lockington) (Brachyura: Majidae). I. Egg and larval stages. *Journal of Crustacean Biology*, 16: 71-76.

Furota, T. 1996b. Life cycle studies on the introduced spider crab *Pyromaia tuberculata* (Lockington) (Brachyura: Majidae). II. Crab stage and reproduction. *Journal of Crustacean Biology*, 16: 77-91.

風呂田利夫 2007. 東京湾. 飯島明子 (編), 浅海域生態系調査 (干潟調査) 報告書, 環境省自然環境局 生物多様性センター, 山梨, pp. 39-47.

風呂田利夫 2011. 底生生物とその生息環境. 東京湾海洋環境研究委員会 (編), 東京湾 - 人と自然のかかわりの再生, 恒星社厚生閣, 東京, pp. 136-143.

風呂田利夫・鈴木嘉平 1999. 東京湾奥部谷津干潟の1986-87年冬期における底質環境ならびにマクロベントスの生息状況と垂直状況. 日本ベントス学会誌, 54: 36-43.

Gurjanova, E. 1936. Isopodes des Mers Orientales. *Fauna de L'URRS*, 7 (3): 1-278. [in Russian]

Hackney, C. T. and Ganuchau, R. F. 1989. A new species of *Cyathura* (Isopoda, Anthuridae) from a high intertidal marsh in North Carolina, USA. *Crustaceana*, 57: 304-310.

古川恵太 2011. 沿岸の埋立・干潟の消失や海岸部の立入禁止区域の拡大過程. 東京湾海洋環境研究委員会 (編), 東京湾 - 人と自然のかかわりの再生, 恒星社厚生閣, 東京, pp. 44-47.

市川市・東邦大学東京湾生態系研究センター 2007. 干潟ウォッチングフィールドガイド図鑑, 誠文堂新光社, 東京, 144 pp.

干潟研究会 1973. 葛西周辺干潟の生態的研究 - 1972年における生物と環境の現況, 125 pp.

干潟研究会 1975. 開発の干潟に及ぼす影響に関する研究 II, 98 pp.

飯島明子・和田恵次 2007a. 結果の考察と今後の課題. 飯島明子 (編), 浅海域生態系調査 (干潟調査) 報告書, 環境省自然環境局 生物多様性センター, 山梨, pp. 231-235.

飯島明子・黒住耐二・風呂田利夫 2002. 東京湾人工潟湖干潟に形成された絶滅危惧種の干潟産腹足類カワアイ *Cerithidea djadjariensis* (Martin) (軟体動物門, 腹足綱) の個体群. 日本ベントス学会誌, 57: 34-37.

石塚明男 1986. 粒度分析. 日本海洋学会 (編), 沿岸環境調査マニュアル 底質・生物篇, 恒星社厚生閣, 東京, pp. 31-34.

IUBS (International Union of Biological Sciences) 1959. Symposium on the classification of brackish waters, final resolution, the Venice System for the classification of marine waters according to salinity. *Archivio di Oceanografia e Limnologia*, 11 (suppl): 243-245.

Jazdzewski, K. 1969. Biology of two hermaphroditic crustacea, *Cyathura carinata* (Kroyer) (Isopoda) and *Heterotanais oestedi* (Kroyer) (Tanaidacea) in waters of the Polish Baltic Sea. *Zoologica Poloniae*, 19: 6-25.

Jensen, K. T., Ferreira, S. M. and Pardal, M. A. 2004. Trematodes in a *Cyathura carinata* population from a temperate intertidal estuary: infection patterns and impact on host. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 84: 1151-1158.

金谷 弦 2010. 炭素・窒素安定同位体比測定法による大型底生生物の餌資源推定—汽水域生態系への適用—. *日本ベントス学会誌*, 65: 28-40.

Kanaya, G. and Kikuchi, E. 2008. Spatial changes in a macrozoobenthic community along environmental gradients in a shallow brackish lagoon facing Sendai Bay, Japan. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 78: 674-684.

Kanaya, G., Takagi, S. and Kikuchi, E. 2008. Dietary contribution of the microphytobenthos to infaunal deposit feeders in an estuarine mudflat in Japan. *Marine Biology*, 155: 543-553.

環境庁・千葉県・習志野市 1996. 谷津干潟環境調査報告書, 179 pp.

環境省自然環境局 生物多様性センター 2007. 浅海域生態系調査（干潟調査）報告書, 山梨, 235pp.

加藤和弘・篠沢健太 1995. 多変量解析による生物相の分析と, その河川環境管理への応用. *ランドスケープ研究*, 58: 105-108.

加藤 真 1996. 干潟環境に影響を及ぼしている人為的要因. 日本における干潟海岸とそこに生息する底生生物の現状, *WWF Japan Science Report*, 3: 155-157.

川合禎次・谷田一三 2005. 日本産水生昆虫 - 科・属・種への検索, 東海大学出版会, 神奈川, 1342 pp.

Kensley, B. 1980. Anthuridean isopod crustaceans from the International Indian Ocean Expedition, 1960-1965, in the Smithsonian Collections. *Smithsonian Contributions to Zoology*, 304: 1-37.

Kensley, B. 1982. Deep-Water Atlantic Anthuridea (Crustacea: Isopoda). *Smithsonian Contributions to Zoology*, 346: 1-60.

Kensley, B. and Shotte, M. 1989. Glossary of technical terms. In *Guide to the Marine Isopod Crustaceans of the Caribbean*, Smithsonian Institution Press, Washington, D. C., and London, pp. 7-12.

Kensley, B., Ortiz, M. and Schotte, M. 1997. New records of marine Isopoda from Cuba (Crustacea: Peracarida). *Proceedings of the Biological Society of Washington*, 110: 74-98.

菊池泰二 2000. 干潟は, いま: 総論. *海洋と生物*, 129: 300-107.

菊池泰二 2003. 生息基質と生活様式. 日本ベントス学会 (編), *海洋ベントスの生態学*, 東海大学出版, 神奈川, pp. 4-6.

木村妙子 2005. 国内のレッドデータブックに掲載された海産・汽水産無脊椎動物: その特徴と問題点. *日本ベントス学会誌*, 60: 2-10.

木村昭一・木村妙子 1999. 三河湾および伊勢湾河口域におけるアシ原湿地の腹足類相. *日本ベントス学会誌*, 54: 44-56.

岸野 底・木邑聡美・唐澤恒夫・國里美樹・野元彰人・和田恵次 2010. 汽水性希少カニ類クマノエミオスジガニ *Deiratonotus kaoriae* とアリアケモドキ *D. cristatus* (ムツハアリアケガニ科) の三重県櫛田川河口域における出現状況. *日本ベントス学会誌*, 65: 6-9.

国土交通省関東地方整備局港湾空港部 2003. *東京湾環境データブック*. 国土交通省関東地方整備局港湾空港部, 44 pp.

Kruczynski, W. L. and Subrahmanyam, C. B. 1978. Distribution and breeding cycle of *Cyathura polita* (Isopoda: Anthuridae) in a *Juncus roemerianus* marsh of northern Florida. *Estuaries*, 1: 93-100.

Legrand, J. J. and Juchault, P. 1963. Mise en evidence d'un hermaphrodisme protogynique fonctionnel chez l'Isopoda Anthuride *Cyathura carinata* (Krøyer) et etude du mecanisme de l'inversion sexuelle. *Comptes rendus hebdomadaires des seances de l'Academie des sciences*, 256: 2931-2933.

Marques, J. C., Martins, I., Teles-Ferreira, C. and Cruz, S. 1994. Population dynamics, life history, and production of *Cyathura carinata* (Krøyer) (Isopoda: Anthuridae) in the Mondego estuary, Portugal. *Journal of Crustacean Biology*, 14: 258-272.

- Martins, I., Marques, J. C., Jorgensen, S. E. and Nielsen, S. N. 1997. Modelling the effects of green macroalgae blooms on the population dynamics of *Cyathura carinata* (Crustacea: Isopoda) in an eutrophied estuary. *Ecological Modelling*, 102: 33-53.
- Mclachlan, A. and Brown, A. 2006. The physical environment. In *The Ecology of Sandy Shores Second Edition*, Academic Press, an imprint of Elsevier, Amsterdam; Boston; Heidelberg; London; New York; Oxford; Paris; San Diego; San Francisco; Singapore; Sydney; Tokyo, Tokyo, pp. 5-30.
- McMurrich, J. P. 1895. Embryology of the isopod Crustacea. *Journal of Morphology*, 11: 63-154.
- Menzies, R. J. 1951. New marine isopods, chiefly from northern California, with notes on related forms. *Proceedings of the United States National Museum*, 101: 105-156.
- Mercer, S. C., Gibson, G. D. and Dadswell, M. J. 2007. Life history of the marine isopod *Cyathura polita* in the Saint John River estuary, New Brunswick: a species at the northern extent of its range. *The Canadian Field-Naturalist*, 121: 168-177.
- Miller, M. A. and Burbank, W. D. 1961. Systematics and distribution of an estuarine isopod crustacean, *Cyathura polita* (Stimpson, 1855), new comb., from the Gulf and Atlantic seaboard of United States. *Biological Bulletin*, 120: 62-84.
- Mueller, H. G. 1991. New species and records of *Amakusanthura*, *Cyathura* and *Haliophasma* from Sri Lanka (Crustacea: Isopoda: Anthuridae). *Revue Suisse De Zoologie*, 98:589-612.
- 中村俊彦 2011. 自然環境の消失と汚染. 東京湾海洋環境研究委員会 (編), 東京湾 - 人と自然のかかわりの再生, 恒星社厚生閣, 東京, pp. 226-227.
- 仲岡雅裕 2003. 個体群動態と生活史. 日本ベントス学会 (編), 海洋ベントスの生態学, 東海大学出版会, 神奈川, pp. 33-116.
- Narita, T., Hossain, M. and Sekiguchi, H. 2003. Seasonal and interannual variations in biomass and abundance of megabenthos in Ise Bay, central Japan. *Benthos Research*, 58: 75-85.
- Negoescu, I. 1979. *Cyathura cubana* sp.n. (Isopoda, Anthuridea) from the Caribbean Sea (Cuban waters). *Travaux du Museum d'histoire Naturelle "Grigore Antipa"*, 20: 157-164.
- Negoescu, I. 1981. New data about the fauna of Anthuridean isopods (Isopoda, Anthuridea) from the Libyan coast and the Suez Canal. *Travaux du Museum d'histoire Naturelle "Grigore Antipa"*, 23:

109-122.

Nair, K. K. C. and Anger, K. 1979. Life cycle of *Corophium insidiosum* (Crustacea, Amphipoda) in laboratory culture. *Helgoländer Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen*, 32: 279-294.

日本鳥類保護連盟 1973. 干潟鳥類保護対策調査報告書, 64 pp.

日本鳥類保護連盟 1974. 干潟鳥類保護対策調査報告書, 96 pp.

西栄二郎・田中克彦 2007. 神奈川近海の干潟・汽水域に産する環形動物多毛類. 神奈川自然誌資料, 28: 101-107.

農商務省水産局 1917. 浅海利用調査報告 第1報 東京湾, 97 pp.

Nunomura, N. 1974. A new anthurid isopod from the estuary of the Muromi river, northern Kyushu, Japan. *Bulletin of the Osaka Museum of Natural History*, 28: 13-16.

Nunomura, N. 1977. Marine Isopoda from Amakusa, Kyusyu (I). *Publications from the Amakusa Marine Biological Laboratory*, Kyusyu University, 4: 71-90.

Nunomura, N. 1992. Anthuridea (Crustacea: Isopoda) from the Ryukyu Archipelago. *Bulletin of the Toyama Science Museum*, 15: 47-56.

Nunomura, N. and Hagino, M. 2000. A new species of the genus *Cyathura* from the Lake Kasumigaura, Ibaraki Prefecture, middle Japan. *Bulletin of the Toyama Science Museum*, 23: 5-9.

Nunomura, N. 2001. A new species of the genus *Cyathura* (Crustacea: Isopoda) from the Lake Shinji-ko, Shimane Prefecture, western Japan. *Bulletin of the Toyama Science Museum*, 24: 19-23.

Nunomura, N. 2006. Marine isopod crustaceans in the Sagami Sea, central Japan. *Memoirs of the National Science Museum*, 41: 7-42.

布村 昇 1984. 海産等脚類研究の現状. *Benthos Research*, 26:38-42.

布村 昇 1995a. 等脚目. 西村三郎 (編), 原色検索日本海岸動物図鑑 (II), 保育社, 東京, pp. 205-207.

布村 昇 1995b. スナウミナナフシ科. 西村三郎 (編), 原色検索日本海岸動物図鑑 (II),

保育社，東京，pp. 209-212.

布村 昇 2007. 節足動物門 軟甲綱 等脚目. 飯島明子 (編), 浅海域生態系調査 (干潟調査) 報告書, 環境省自然環境局 生物多様性センター, 山梨, p. 200.

大越和加・風呂田利夫 2000. 平場の生物. 沼田 真・風呂田利夫 (編), 東京湾の生物誌, 築地書館, 東京, pp. 86-109.

大嶋 剛・風呂田利夫 1980. 小櫃川河口干潟周辺における底生動物の分布. 東邦大学理学部海洋生物学教室・千葉県生物学会 (編), 千葉県木更津市小櫃川河口干潟の生態学的研究 I, pp. 45-68.

大野恭子・和田恵次・鎌田磨人 2006a. 河口域湿地干潟に生息する希少カニ類シオマネキの生息場所利用. 日本ベントス学会誌, 61: 8-15.

大野恭子・和田恵次・鎌田磨人 2006b. シオマネキの分布に対するヨシの影響. 日本ベントス学会誌, 61: 21-25.

Ólafsson, E. B. and Persson, L. E. 1986. Distribution, life-cycle and demography in a brackish water population of the isopod *Cyathura carinata* (Kroyer) (Crustacea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 23: 673-687.

Parker, E. D., Jr., Burbank, W. D., Burbank, M. P. and Anderson, W. W. 1981. Genetic differentiation and speciation in the estuarine isopods *Cyathura polita* and *Cyathura burbancki*. *Estuaries*, 4: 213-219.

Pearson, T. H. and Rosenberg, R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and marine biology: an annual review*, 16: 229-311.

Poore, G. C. B. 2001. Families and genera of Isopoda Anthuridea. In *Crustacean Issues 13: Isopod Systematics and Evolution*, Kensley, B and Brusca, R. (eds.), A. A. Balkema, Rotterdam, Brookfield, pp. 63-173.

Poore, G. C. B. and Lew Ton, H. M. 1985. New species of *Cyathura* (Crustacea: Isopoda: Anthuridae) from estuaries of eastern Australia. *Memoirs of the Museum of Victoria*, 46: 89-101.

プリマック, R. B.・小堀洋美 2008. 保全生物学のすすめ 改訂版～生物多様性保全のため

の学際的アプローチ～，文一総合出版，東京，396 pp.

Raffaelli, D. and Hawkins, S. 1996. Interaction 1: Particle size and exposure. In *Intertidal Ecology*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht; Boston; London, pp. 18-23.

齋藤暢宏・伊谷 行・布村 昇 2000. 日本産等脚目目録（予報）. 富山市科学文化センター研究報告, 23: 11-107.

Schotte, M., B. F. Kensley, and S. Shilling. (1995 onwards). World list of Marine, Freshwater and Terrestrial Crustacea Isopoda. National Museum of Natural History Smithsonian Institution: Washington D.C., USA. <http://invertebrates.si.edu/isopod/>

Stromberg, J. 1972. *Cyathura polita* (Crustacea, Isopoda), some embryological notes. *Bulletin of Marine Science*, 22: 463-482.

鈴木孝男・木村昭一・木村妙子 2000. 干潟生物調査ガイドブック - 東日本編 -, 日本国際湿地保全連合, 東京, 120 pp.

高島義和 2007. 環形動物門 貧毛綱. 飯島明子 (編), 浅海域生態系調査 (干潟調査) 報告書, 環境省自然環境局 生物多様性センター, 山梨, pp.193-194.

堤 裕昭 2006. 閉鎖性内湾のベントスと有機汚染指標種の生態. 菊地泰二 (編), 天草の渚 - 浅海性ベントスの生態学, 東海大学出版会, 神奈川, pp. 275-310.

宇野宏司・中野 晋・古川忠司 2003. 重み付き評価指標を用いた稀少種シオマネキ生息地適性評価法. 水工学論文集, 47: 1075-1080.

和田恵次・西平守孝・風呂田利夫・野島 哲・山西良平・西川輝昭・五嶋聖治・鈴木孝男・加藤 真・福田 宏 1996. 日本における干潟海岸とそこに生息する底生生物の現状. WWF Japan Science Report, 3: 1-181.

Wägele, J. W. 1979a. Reproductive cycle of *Cyathura carinata* (Isopoda, Anthuridea) from the Kiel Canal. *Helgolander wissenschaftliche Meeresuntersuchungen*, 32: 295-304.

Wägele, J. W. 1979b. Homologies of the Mouthparts of *Cyathura carinata* (Krøyer, 1847) (Crustacea, Isopoda, Anthuridea). *Zoologischer Anzeiger*, 203: 334-341.

Wägele, J. W., Welsch, U. and Müller, W. 1981. Fine structure and function of the digestive tract of

Cyathura carinata (Krøyer) (Crustacea, Isopoda). *Zoomorphology*, 98: 69-88.

Wägele, J. W. 1982. Ultrastructure of the pleopods of the estuarine isopod *Cyathura carinata* (Crustacea: Isopoda: Anthuridea). *Zoomorphology*, 101: 215-226.

八木 宏・江連伸明・井瀬 肇・Pokavanich, T.・灘岡和夫・諸星一信・古土井健・有路隆一・森重輝政・小林 聡 2007. 東京湾羽田周辺水域における貧酸素水塊と懸濁物質の時空間変動特性. 海岸工学論文集, 54: 1036-1040.

山本晃一 2008. 多摩川河川汽水域に及ぼした人為作用と汽水域の変化. 財団法人河川環境管理財団 (編), 河川汽水域, 技報堂出版, 東京, pp. 5-30.

山室真澄 1996. 感潮域の底生動物. 西條八束・奥田節夫 (編), 河川感潮域 - その自然と変貌 -, 名古屋大学出版会, 名古屋, pp. 151-172.

八杉龍一・小関治男・古谷雅樹・日高敏隆 (編) 1996. 岩波生物学辞典 第4版. 岩波書店, 東京, 2027 pp.