

アイゴの耳石微量元素濃度の発育に伴う変化とその海域間比較

山田 秀秋^{1†}, 馬場 浩司²Ontogenetic changes of trace elements in otoliths and their spatial variations in rabbitfish, *iganus fuscescens*Hideaki YAMADA^{1†} and Koji BABA²

In order to search for appropriate tracers of migration, ontogenetic changes of trace elements in the otoliths of the rabbitfish, *iganus fuscescens* collected from four sites around Ishigaki island were examined by means of laser ablation inductively coupled plasma mass spectrometry (LA-ICP-MS). Concentrations of Sr and Mg in the seawater samples were high in exposed areas, while those of Ba and Mn were high in embayment areas located in the vicinity of river mouths. However, ontogenetic changes of otolith Sr, Ba and Mg concentrations were not different among sampling sites. The otolith Sr and Ba concentrations reached the maximum values after settlement. The otolith Mg concentration decreased along the life history transect with a rapid decline during the pelagic larval stage. In contrast, the otolith Mn concentration was always higher in embayment areas than in exposed areas. These results suggest that the otolith Mn concentration can be used as an indicator of the migration pattern related to water chemistry.

Key words: rabbitfish, LA-ICP-MS, otolith chemistry

はじめに

アイゴ *iganus fuscescens* は、亜熱帯・熱帯域を主分布域とする重要な水産資源であり、沖縄周辺海域等において初期生態（金城ほか, 1999；山田ほか, 2006；山田・洪野, 2007）や漁獲実態（杉山・友利, 1990）などが調べられている。一方、西日本周辺沿岸域では、アイゴは磯焼けの原因生物の一つとされており（桐山ほか, 2001；長谷川ほか, 2003）、食害防除を目的とした生態研究が行われている（川俣・長谷川, 2006）。近年の温暖化の進行に伴って本種の分布域が拡大することが懸念されており、アイゴの移動生態の推定を目的としたバイオテレメリー手法による行動解析も行われている（山口ほか, 2006）。しかし、バイオテレメリー手法は、解析対象が大型個体に限定されるうえ、発信器装着に伴うストレスの影響も避けられない。

沿岸魚類の移動生態を解明する上で最も重要なのは、生活史初期における分散・移動様式である。特に、仔魚期は浮遊生活を過ごすのが一般的であり、このステージに分散することで開放系の個体群構造を形成するとこれまで長く考えられてきた（Warner and Cowen, 2002）。しかし、実際には、後期仔魚は高い遊泳能力（Stobutzki and Bellwood, 1997; Fisher et al., 2000; Leis, 2002）と発達した感覚器官（Atema et al., 2002; Kingsford et al., 2002; Lala, 2008）を有しており、一部の魚種の仔魚は、分散するのではなく、ふ化した海域に戻って着底する可能性が示唆されている（Jones et al., 1999; Swearer et al., 1999; Sandin et al., 2005）。

ある元素の環境水中の濃度と耳石内濃度との間に一定の法則が認められる場合、耳石元素分析により回遊履歴の推定が可能である。耳石元素分析は、生活史初期に遡って分析ができることが最大の長所であり、ウナギやサケなど通し回遊魚を対象とした電子プローブマイクロアナライザによる耳石ストロンチウムの分析が代表的なものである（新井, 2002）。近年になって、マグネシウム、バリウム、マンガン等のより微量な元素を指標とした非通し回遊魚の回遊履歴の研究が行われるようになり、海洋保護区の設定などに必要とされる重要な知見が得られている（Swearer et al., 1999; Thorrold et al., 2001）。これらの元素は耳石内の濃度がストロンチウムよりも大幅に低いいため、レーザーアブ

2008年4月22日受付, 2008年11月3日受理

¹ 独立行政法人水産総合研究センター西海区水産研究所石垣支所
Ishigaki Tropical Station, Seikai National Fisheries Research Institute,
Fisheries Research Agency, 148-446, Fukai, Ishigaki, Okinawa
907-0451, Japan

² 独立行政法人農業環境技術研究所
National Institute for Agro-Environmental Sciences, 3-1-3 Tsukuba,
Ibaraki 305-8604, Japan

[†] taihei@fra.affrc.go.jp

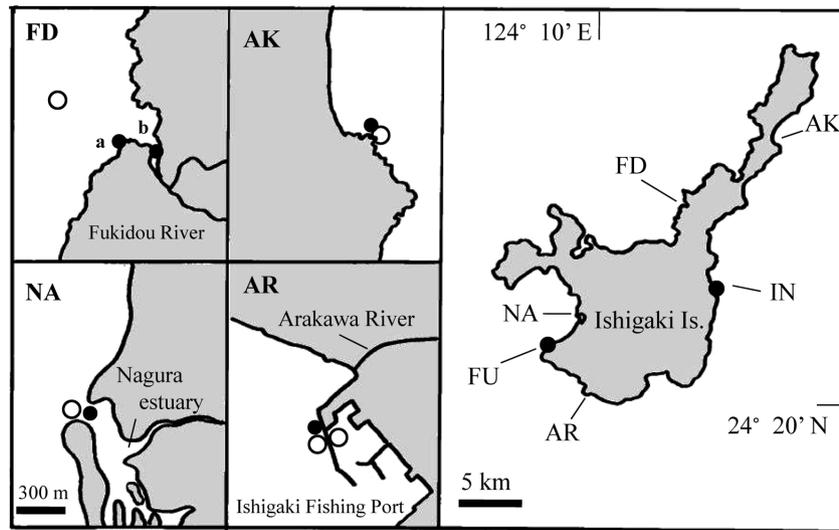


Figure 1. Collection sites of *Siganus fuscescens* and the seawater samples. Closed and open circles indicate locations of seawater and fish sampling areas, respectively. Fish were not collected at IN and FU (right figure). FD-a is located near the mouth of the Fukidou River and FD-b in the mangrove estuary in the Fukidou River. Fish of AR were collected both outside and inside of Ishigaki fishing port. FD: Fukidou, AK: Akaishi, IN: Inoda, NA: Nagura, FU: Fusaki, AR: Arakawa

レーション誘導結合プラズマ質量分析 (LA-ICP-MS) などのより感度の高い手法を用いる必要がある。また、耳石内における各元素の濃度は、水温や塩分 (Elsdon and Gillanders, 2002; Martin and Thorrold, 2005), 発育段階 (Stransky et al., 2005), 餌料生物の元素組成 (Sanchez-Jerez et al., 2002; Buckel et al., 2004) 等によっても変動するため、耳石分析結果の評価には注意を要する。

アイゴの耳石元素については、電子プローブマイクロアナライザによる測定例があり (山田・渋野, 2007), 着底期に内因性の要因により耳石ストロンチウム比が上昇することが示唆されているが、ストロンチウム以外の微量元素を対象とした分析例はない。本研究では、アイゴの主たる分布域に近い石垣島周辺の個体群を対象に、LA-ICP-MS法を用いて発育に伴う耳石元素濃度の変化ならびにその採集海域による相違を分析し、回遊履歴の推定手法の確立を目指した。

材料と方法

環境水の分析

環境水の元素濃度と耳石元素濃度との関係を明らかにするため、アイゴ採集点を含む複数の海域 (Fig. 1) において環境水中の元素濃度を測定した。

吹通川河口 (FD-a), 吹通川 (FD-b), 明石 (AK), 伊野田 (IN), 名蔵川河口 (NA), 富崎 (FU), 新川 (AR) の7定点において、2004年8月13日, 10月12日, 2005年1月28日, 4月27日の大潮干潮時に、ポリプロピレン製の容器を用いて沿岸表層水を採取した。採水直後に高速液体クロマトグ

ラフ用シリンジフィルター (アクロディスク LC25, ポールゲルマン) およびポリプロピレン製のシリンジを用いて濾過を行った後、高純度硝酸 (Urtrapure-100, 関東科学) で酸固定を行い、冷蔵保存した。測定は、ストロンチウム, バリウム, マンガンについては誘導結合プラズマ質量分析装置 (Platform ICP, Micromass), マグネシウムは原子吸光度計 (Z-5010, 日立) で行った。マンガンは、標準物質 CRM SLEW-3 および CRM NASS-5 (いずれも National Research Council of Canada) について測定し、認証値の95%信頼区間内に測定値があることを確認した後、海水試料について測定した。同様に、ストロンチウム, バリウム, マグネシウムについては、CRM SLRS-4 (National Research Council of Canada) を標準物質として用いた。なお、マンガンについては、坂元ほか (2006) に従い、NOBIAS CHELATE-PA1 (日立ハイテクノロジー) を用いてキレート樹脂濃縮を行った後、測定に供した。

採水と同時に、水質センサー (U-22, HORIBA) を用いて、海底直上部の塩分を測定した。ただし、2004年8月においては、吹通川河口および吹通川では採水および塩分測定を行っていない。水分析および以下に示す耳石分析に用いた容器等は、10%硝酸および超純水 (ミリQ水) で洗浄したものを使用した。

耳石分析

吹通川沖, 明石, 名蔵川河口, 新川の4カ所において小型定置網あるいは釣りて採集されたアイゴ幼魚を分析対象とした (Table 1)。これら4カ所のうち、吹通川沖は、採水定点である吹通川河口から約500m沖合に位置しているが、

Table 1. Collection site, analysis date, sample size (N) and average standard length (SL) of *Siganus fuscescens* analyzed for otolith chemistry.

Site	Date*	N	SL±SE (cm)
AK	1	4	14.7±0.7 ^{a)}
	2	3	12.1±0.9 ^{b)}
	3	6	14.0±0.8 ^{a)}
AR	1	3	13.6±0.9 ^{a)}
	2	6	10.2±0.7 ^{b)}
	3	11	15.1±0.5 ^{a)}
FD	2	3	12.9±0.6 ^{b)}
NA	4	3	14.5±0.9 ^{b)}

* Same numeral indicates that they were analyzed on the same day.

a) 2003-year-class fish collected during April to June 2004

b) 2004-year-class fish collected in October 2004

他の3カ所は採水定点とほぼ同じ場所である。石垣島におけるアイゴの生態を調べた山田ほか (2006) によると、産卵は5月から6月に集中している。その後、約1ヶ月間の浮遊生活を経て、藻場で稚魚期を過ごし、年内に標準体長(以下体長) 150 mm前後に達する。ふ化後1年で、体長200 mm程度となり、多くの個体が性的に成熟する。本研究で用いたアイゴは、4~6月に採集された前年生まれ個体および10月に採集された当歳魚である (Table 1)。最小個体は、2004年10月に新川で採集された体長85 mm (耳石径約600 μm) の個体であった。なお、新川の20個体のうちの15個体は、新川河口近隣に位置する石垣漁港防波堤内側で採集したものであり、残りは同防波堤外海側で採集したものであるが (Fig. 1)、両海域で採集されたアイゴの耳石分析結果には相違が認められなかったため、これらの標本は区別せずに用いた。

体長測定後、頭部を切開し、プラスチック製ピンセットを用いて耳石(扁平石)を摘出した。ミリQ水で洗浄した耳石を、簡易型クリーンブース内で乾燥させた後、光硬化樹脂(テクノビット7200VLC, Heraeus Kulzer)で包埋し、耐水研磨紙を用いて核を露出させた耳石横断面標本作製した。ダイヤモンドラッピングフィルムで仕上げ研磨を行った後、ミリQ水を満たしたポリプロピレン製の容器内で超音波洗浄を行った。耳石元素分析は、横断面の長軸部に沿って核周辺(耳石径0 μm部)から耳石径600 μm部までについて、100 μm間隔(プローブ径50 μm)で、Platform ICP-MS (Micromass) とレーザーアブレーションシステムUP-213 (New Wave Research) を用いて行った。分析に際しては、照射強度40%、照射時間5秒、パルス間隔10 Hzでプレアブレーションを行った後、照射強度80%、照射時間5秒、パルス間隔20 Hzで、ストロンチウム (⁸⁸Sr),

バリウム (¹³⁸Ba), マグネシウム (²⁴Mg), マンガン (⁵⁵Mn) およびカルシウム (⁴³Ca) のピーク面積を求めた。耳石カルシウム濃度は体サイズに関わりなく一定値を示すため (Severin et al., 1995), 耳石中の各元素の濃度はカルシウム濃度に対する比率で表すのが一般的である。そこで、本研究では、それぞれの元素の⁴³Caに対するピーク面積比を耳石内濃度の指標とした。さらに、耳石元素濃度のデータは、Elsdon and Gillanders (2003) 等に従って、対数変換 ($Ln(x+1)$) を行ったのち、以下に示す統計解析に供した。

LA-ICP-MS法では分析感度が経時的に変化するため、得られた値を定量的に評価するためには、測定日毎に結果を標準化する必要がある。本研究では標準物質を用いた定量化は行わなかったが、3測定日に分けて同様の測定を行った明石および新川のアイゴについては (Table 1)、同一測定日における照射条件は等しいといえるので、測定日毎に各照射位置別の平均元素濃度を求めて、4元素それぞれを従属変数とし海域と照射位置を説明変数としたtwo-way ANOVAを行った。吹通川沖と名蔵川河口のアイゴについては、それぞれ異なる日に分析したため、これらの耳石元素濃度については発育に伴う変化の相対的比較のみを行った。

結果

海水中の元素濃度および塩分

バリウムとマンガンの濃度は類似した空間分布を示しており、吹通川および名蔵川河口で高く、明石、伊野田などで低かった (Fig. 2)。ストロンチウムとマグネシウムの場合は、バリウムおよびマンガン濃度が低い海域で高い傾向があった。吹通川から約300 m離れた吹通川河口では、吹通川よりもストロンチウムおよびマグネシウムの濃度が高く、バリウムおよびマンガンの濃度は低かった。名蔵川河口から4 kmほど離れた富崎および新川河口近隣の新川では、ストロンチウム、バリウム、マグネシウムについては明石等と同等の結果が得られた。しかし、マンガン濃度は、富崎では1月を除いて比較的高かったほか、新川でも明石より常に高い値を示した。また、マンガンは海域による濃度の差が非常に大きい事も特徴的であった。全体的な季節変化をみると、8月と10月は、1月と4月に比べてマンガンの濃度が高く、他の3元素では逆に濃度が低い傾向が認められた。

塩分は30を超えた測点が多かったが、吹通川、名蔵川河口で常に20前後となったほか、吹通川河口、富崎、新川でも、時期によっては30を下回った (Fig. 3)。塩分と各元素濃度との関係について相関分析を行った結果、塩分とストロンチウム ($N=26, r=0.697, p<0.001$) および塩分とマグネシウム ($N=26, r=0.747, p<0.001$) との間には有意な正の相関が認められたのに対して、塩分とバリウム ($N=26, r=-0.857, p<0.001$) および塩分とマンガン ($N=26, r=-$

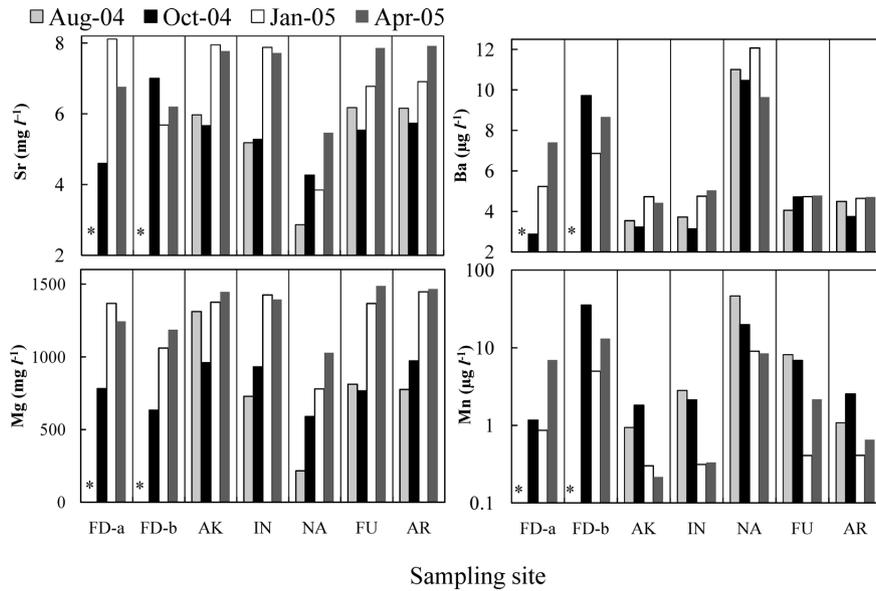


Figure 2. Concentrations of trace elements in seawater collected on 13 August 2004, 12 October 2004, 28 January 2005 and 27 April 2005. Concentrations of Mn are expressed using a logarithmic axis. Asterisks indicate no data.

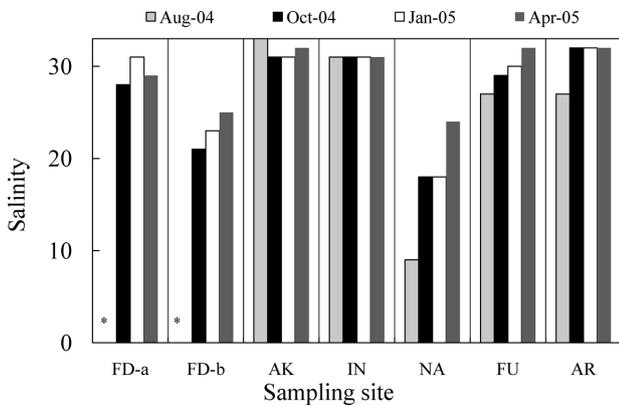


Figure 3. Salinity of the bottom layer at each station. Measurements were performed on the day of the seawater sampling.

0.860, $p < 0.001$) との間には有意な負の相関が認められた。

耳石元素

耳石中のストロンチウム、バリウム、マグネシウムの濃度の変動様式は明石と新川で共通していた (Fig. 4)。ストロンチウムの場合は、耳石径 $0 \mu\text{m}$ 部あるいは $100 \mu\text{m}$ 部でもっとも低く、その後発育に伴って上昇を続け、 $400 \mu\text{m}$ 前後で最大値を示した後、減少に転じるというパターンを示した。バリウムもストロンチウムと類似した変動を示し、耳石径 $400 \mu\text{m}$ 前後で最大値に達した。マグネシウムは $0 \mu\text{m}$ 部で最も高く、 $100 \mu\text{m}$ から $300 \mu\text{m}$ にかけて急激に減少し、その後も減少傾向にあった。マンガンでは採集海域によって変動パターンが異なっており、明石では耳石径 $0 \mu\text{m}$ から $100 \mu\text{m}$ にかけて高くその後減少し続けたのに対し

て、新川では $400 \mu\text{m}$ まで高い値を示した。二元配置分散分析を行ったところ、マンガンにおいてのみ海域間に有意差が認められた (Table 2)。発育に伴う変化は、マンガンでは有意ではなく、他の3元素で有意差がみられた。

定性分析を行った吹通川沖および名蔵川河口の結果を Fig. 5 に示す。ストロンチウムでは6個体中4個体が、バリウムでは全ての個体が、耳石径 $200 \mu\text{m} \sim 400 \mu\text{m}$ 前後で最大値を示しその後減少に転じた。マグネシウムは個体差が非常に小さく、全ての個体で発育に伴って減少しており、特に、耳石径 $100 \mu\text{m}$ 部から $300 \mu\text{m}$ にかけて著しく減少した。一方、マンガンにおいては明瞭な海域差があり、吹通川沖では発育に伴って減少していたのに対して、名蔵川河口では発育に伴う変化は不明瞭で、最大値は3個体とも耳石縁部で得られた。

考察

環境水中の元素濃度と塩分との対応関係から、ストロンチウムとマグネシウムは外洋水に豊富であり、バリウムとマンガンは河川水に豊富であると推察された。マグネシウムは海水の主要元素であり (坪田, 1995)、ストロンチウムも海水に多い (新井, 2002)。一方、バリウムおよびマンガンは一般的に海水よりも河川水に多い (中山ほか, 1995; 中村ほか, 2006)。これらのことから、本研究の環境水中の4元素の濃度は水圏における一般的な挙動を示したものと考えられる。

位置的に、明石と伊野田は外海性海域、吹通川と名蔵川河口は河口・内湾性海域にそれぞれ分類され、海水の分析結果はこの分類と一致した。一方、吹通川河口は、塩分は

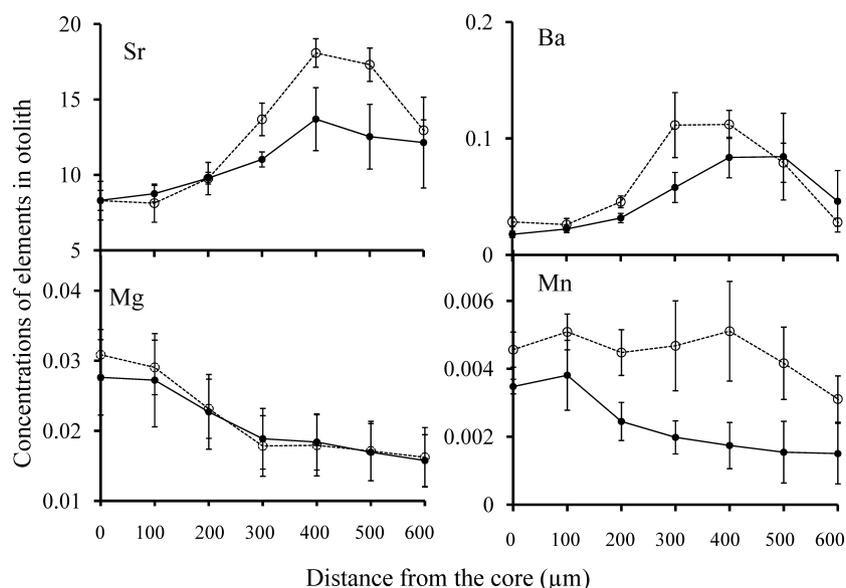


Figure 4. Concentrations of elements estimated by LA-ICPMS analysis along the life history transect in the otoliths of *S. fuscescens* collected at AK (solid line) and AR (dashed line). Measurements on the transverse plane of the sagittal otolith were carried out at 100 μm intervals and a beam size of 50 μm between the core and 600 μm from the core along the longest axis. Circles indicate average values and vertical bars SE, calculated from average values of each analysis day (N=3, Table 1). Concentrations are expressed as peak area ratios of Sr, Ba, Mg and Mn to Ca. The otolith radius at the settlement mark is around 230 μm (Yamada and Shibuno, 2007).

Table 2. Results of two-way ANOVA testing the influence of collection site, ontogenetic change, and interactive effects on the concentrations of elements in otoliths of *Siganus fuscescens* collected at AK and AR.

Element	Treatment	Degrees of freedom	Sum of squares	F-values	P-values
Sr	Site	1	0.1044315	3.0777	0.0903
	Ontogenetic	6	1.8906655	9.2867	<0.0001
	Interaction	6	0.1970710	0.9680	0.4647
	Error	28	0.9500804		
Ba	Site	1	0.00126038	1.8685	0.1825
	Ontogenetic	6	0.03016760	7.4537	<0.0001
	Interaction	6	0.00372395	0.9201	0.4954
	Error	28	0.01888746		
Mg	Site	1	0.00000931	0.1596	0.6925
	Ontogenetic	6	0.00108517	3.0994	0.0187
	Interaction	6	0.00002214	0.0632	0.9988
	Error	28	0.00163390		
Mn	Site	1	0.00004583	21.0649	<0.0001
	Ontogenetic	6	0.00001782	1.3653	0.2628
	Interaction	6	0.00000622	0.4768	0.8197
	Error	28	0.00006092		

それほど低くなく、各元素の濃度も外海性海域に近い結果を示した。さらに、吹通川河口の沖合に位置するアイゴ採集点の吹通川沖は、大規模なサンゴ礁が形成されており (Nakamura et al., 2008), 典型的な外海性海域だといえる。吹通川とその周辺水域の特徴として、河川流量が非常に少

なく (肥後ほか, 1992), 河口周辺は開放的な地理構造を呈していることが挙げられる。このため、河口周辺でも陸水の影響は小さいと考えられる。これに対して、富崎と新川では、塩分は顕著な低下を示さずバリウム濃度も高くなかったものの、マンガンは比較的高濃度であった。マンガ

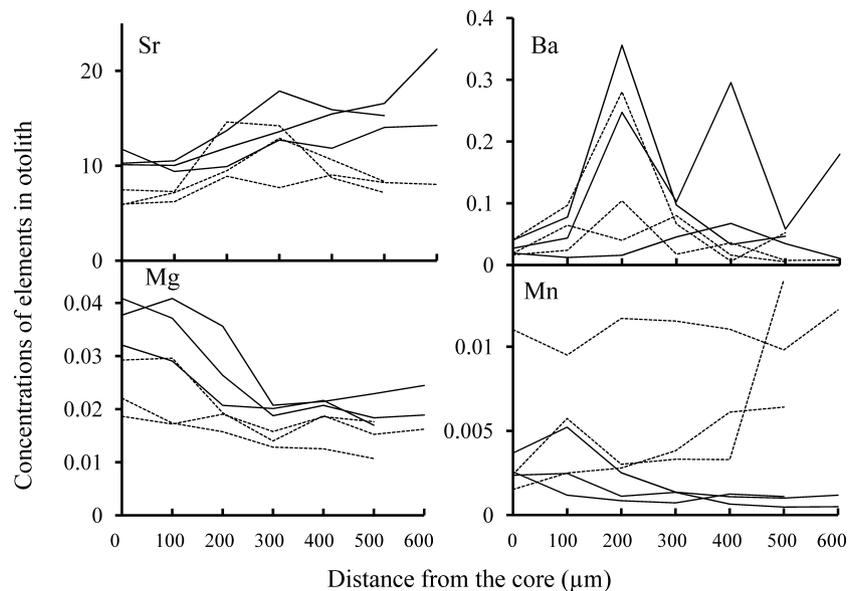


Figure 5. Concentrations of elements estimated by LA-ICPMS analysis along the life history transect in the otoliths of *S. fuscescens* collected at FD (solid line) and NA (dashed line). Data are shown individually. Concentrations are expressed as peak area ratios as described in Fig. 4.

ンは、河川水に溶存した状態で直接海へ運ばれるだけではなく、河口付近で酸化物となって沈降した後、有機物の多い堆積物中で還元されて溶出する過程も顕著である（中山ほか, 1995）。富崎と新川はそれぞれ、石垣島最大の干潟域を有する名蔵湾の南部ならびに新川河口近隣に位置しており、閉鎖的で有機物等が滞留しやすい海域であるため、降雨時以外でもマンガンが高濃度になりやすいと考えられる。また、新川では、2004年8月の採水数日前には、台風に伴う降雨により河川（新川および名蔵川）から濁流が流れ込み塩分が20にまで低下していることから（山田, 未発表）、集中豪雨時にはマンガン濃度が一時的に河口域並に高くなる可能性がある。さらに、採水は表層で行っており、アイゴ稚魚が生息する海底付近では元素濃度の海域差はさらに大きい可能性がある。特に新川の周辺は水深が深く海底堆積物は還元状態を呈しているため、海底直上のマンガン濃度はかなり高いと考えられる。

石垣島全体の地理構造をみると、大規模河川を擁する内湾域は、名蔵川河口、富崎および新川が位置する南東部周辺のほか、新川の東約7kmに位置する宮良湾周辺に限定されている。新川の南東側には、石西礁湖と呼ばれる水深約10m以浅のサンゴ礁域が広がっており、様々な発育段階のアイゴも分布している（山田, 未発表）。一方、明石および吹通川沖の定点が位置する石垣島北部海域には大規模河川を擁する内湾域は存在せず、外海性海域が広がっているといえる。

明石と新川について耳石元素濃度の定量的比較を行ったところ、4元素のうちマンガンにおいてのみ海域差が認め

られた（Fig. 4, Table 2）。4回の海水分析結果を両海域間で比較したところ、マンガンでのみ有意差が認められた（paired *t*-test; $p=0.047$ ）。定性的な分析を行った吹通川沖と名蔵川河口の結果をみても（Fig. 5）、環境中のマンガン濃度が極めて高い名蔵川河口では、耳石マンガン濃度も高かった。このように、アイゴの耳石マンガン濃度は、環境中のマンガン濃度を反映して変動する傾向が認められた。他の魚種を対象とした研究においても、耳石マンガン濃度が回遊履歴の指標として有効であることを示唆する結果がいくつか得られている（Forrester, 2005; Warner et al., 2005; Arai and Hirata, 2006; Miller, 2007）。また、マンガンは溶存した状態よりも餌生物等を経由して魚体内に取り込まれる量が多いとの報告もあることから（Pentreath, 1976; Sanchez-Jerez et al., 2002）、アイゴの場合も食物連鎖を通じてマンガンが耳石に蓄積されることも考えられる。

本研究では、マンガン以外の3元素には耳石中の濃度変化に海域差は認められず、発育に伴う明瞭な変化のみが確認された。耳石中のマグネシウムの濃度は、ふ化直後が最も高く、耳石径100 μm から300 μm にかけて急激に減少した。アイゴは耳石径230 μm 前後に着底マークが形成されることから（山田・洪野, 2007）、耳石マグネシウム濃度は浮遊期中期から着底期にかけて大きく減少することが判った。一方、ストロンチウムおよびバリウムの場合は、耳石径300 μm 前後で最大値に達した（Fig. 4, 5）。この部分は、耳石日周輪分析結果を参照すると（山田ほか, 2006; 山田, 未発表）、着底数ヶ月後の夏季から秋季に相当する。以上3元素の発育に伴う濃度変化は、環境水中の

濃度の時空間的变化 (Fig. 2) から説明することは困難であり, その変動原因は現段階では明らかではない. 他の魚種を対象とした分析結果をみてみると, マンガンやマグネシウムが核周辺に多いという結果が多く種の種で確認されているが (Brophy et al., 2004; Ruttenberg et al., 2005; Stransky et al., 2005), 逆にこれらの元素濃度が成長に伴って増大する種もある (Sandin et al., 2005). ストロニウムやバリウムの場合も, 発育に伴う濃度の変動様式は魚種によって異なる (Sandin et al., 2005; Miller, 2007 など). いずれの場合も, 耳石元素濃度の変動機構に関する情報は極めて乏しい.

本研究で用いたアイゴは, 産卵期と採集時期との関係からみて少なくとも150日齢以上であると考えられる. これらのアイゴが, ふ化してから採集されるまでのいずれかの時期に大規模な移動を行い, 様々な地理的特性を持つ海域から回遊して来たとする, 耳石マンガン濃度の海域差は耳石縁辺部以外では不明瞭になるはずである. 特に, 浮遊仔魚が沖合方向へ大規模な分散をしていた場合, 外洋水中のマンガン濃度はほぼ均一に分布していると考えられるため, 浮遊期の耳石マンガン濃度に海域差がなくなることが予想される. 本研究における0 μ m部の耳石マンガン濃度の測定日別平均値をみると, 有意差はないものの (paired *t*-test, $p=0.079$), いずれの測定日においても外海性海域の方が内湾性海域よりも低い値が得られている. また, 本研究で行った耳石マンガン濃度についての二元配置分散分析を, 浮遊期の部分, すなわち0 μ m~200 μ m部までの部分に限定して行っても, 海域間に有意差がみられた ($p=0.015$). 以上のことから, 石垣島周辺のアイゴは浮遊期も含めて大規模な分散・移動は行わない可能性が示唆された. 今後, 耳石マンガン濃度の環境応答を飼育条件下で調べることにより, アイゴの回遊履歴の詳細が解明されるであろう.

謝 辞

アイゴ標本の収集にご協力頂いた漁業者の皆様にお礼申し上げます. 貴重なご助言を頂いた査読者の方々に深謝する.

引用文献

新井崇臣 (2002) 魚類の回遊履歴: 解析手法の現状と課題. 魚雑, **49**, 1–23.

Arai, T. and T. Hirata (2006) Differences in the trace element deposition in otoliths between marine- and freshwater-resident Japanese eels, *Anguilla japonica*, as determined by laser ablation ICPMS. Environ. Biol. Fish., **75**, 173–182.

Atema, J., M. J. Kingsford and G. Gerlach (2002) Larval reef fish could use odour for detection, retention and orientation to reefs. Mar. Ecol. Prog. Ser., **241**, 151–160.

Brophy, D., T. E. Jeffries and B. S. Danilowicz (2004) Elevated manganese concentrations at the cores of clupeid otoliths: possible environmental, physiological, or structural origins. Mar. Biol., **144**, 779–786.

Buckel, J. A., B. L. Sharack and V. S. Zdanowicz (2004) Effect of diet on otolith composition in *Pomatomus saltatrix*, an estuarine piscivore. J. Fish. Biol., **64**, 1469–1484.

Elsdon, T. S. and B. M. Gillanders (2002) Interactive effects of temperature and salinity on otolith chemistry: challenges for determining environmental histories of fish. Can. J. Fish. Aquat. Sci., **59**, 1796–1808.

Elsdon, T. S. and B. M. Gillanders (2003) Relationship between water and otolith elemental concentrations in juvenile black bream *Acanthopagrus butcheri*. Mar. Ecol. Prog. Ser., **260**, 263–272.

Fisher, R., D. R. Bellwood and S. D. Job (2000) Development of swimming abilities in reef fish larvae. Mar. Ecol. Prog. Ser., **202**, 163–173.

Forrester, G. E. (2005) A field experiment testing for correspondence between trace elements in otoliths and the environment and for evidence of adaptation to prior habitats. Estuaries, **28**, 974–981.

長谷川雅俊・小泉康二・小長谷輝夫・野田幹雄 (2003) 静岡県榛南海域における磯焼けの持続要因としての魚類の食害. 静岡県水試研報, **38**, 19–25.

肥後竹彦・高杉由夫・谷本照己 (1992) マングローブ水域の水理環境特性—石垣島吹通川における観測—. 中工試報告, **39**, 19–36.

Jones, G. P., M. J. Milicich, M. J. Emslie and C. Lunow (1999) Self-recruitment in a coral reef fish population. Nature, **402**, 802–804.

金城清昭・本永文彦・木村基文 (1999) 沖縄島におけるシモフリアイゴの着底. 日本誌, **65**, 19–25.

川俣 茂・長谷川雅俊 (2006) アイゴの海藻摂食に及ぼす振動流の影響. 日本誌, **72**, 717–724.

Kingsford, M. J., J. M. Leis, A. Shanks, K. C. Lindeman, S. G. Morgan and J. Pineda (2002) Sensory environments, larval abilities and local self-recruitment. Bull. Mar. Sci., **70**, 309–340.

桐山隆哉・野田幹雄・藤井明彦 (2001) 藻食性魚類数種によるクロメの摂食と摂食痕. 水産増殖, **49**, 431–438.

Lala, M. R. (2008) Development of the nasal olfactory organs in the larvae, settlement-stages and some adults of 14 species of Caribbean reef fishes (Labridae, Scaridae, Pomacentridae). Mar. Biol., **154**, 51–64.

Leis, J. M. (2002) Pacific coral-reef fishes: the implications of behaviour and ecology of larvae for biodiversity and conservation, and a reassessment of the open population paradigm. Environ. Biol. Fish., **65**, 199–208.

Martin, G. B. and S. R. Thorrold (2005) Temperature and salinity effects on magnesium, manganese, and barium incorporation in otoliths of larval and early juvenile spot *Leiostomus xanthurus*. Mar. Ecol. Prog. Ser., **293**, 223–232.

Miller, J. A. (2007) Scales of variation in otolith elemental chemistry of juvenile staghorn sculpin (*Leptocottus armatus*) in three Pacific Northwest estuaries. Mar. Biol., **151**, 483–494.

Nakamura, Y., M. Horinouchi, T. Shibuno, Y. Tanaka, T. Miyajima, I. Koike, H. Kurokura and M. Sano (2008) Evidence of ontogenetic migration from mangroves to coral reefs by black-tail snapper *Lutjanus fulvus*: stable isotope approach. Mar. Ecol. Prog. Ser., **355**, 257–266.

中村智己・副島広道・加藤義久 (2006) 半閉鎖性水域における溶存バリウムおよびケイ酸塩の分布の特徴. 東海大紀要海洋学部, **4**, 117–132.

中山英一郎・小畑 元・岡村 慶 (1995) 海水中の鉄, マンガン, アルミニウムについて. 月刊海洋, 号外**8**, 37–47.

Pentreath, R. J. (1976) Some further studies on the accumulation and retention of ⁶⁵Zn and ⁵⁴Mn by the plaice, *Pleuronectes platessa* L. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., **21**, 179–189.

Ruttenberg, B. I., S. L. Hamilton, M. J. H. Hichford, G. L. Paradis, M. S. Sheehy, J. D. Standish, O. Ben-Tzvi and R. R. Warner (2005) Elevated levels of trace elements in cores of otoliths and their potential for use as natural tags. Mar. Ecol. Prog. Ser., **297**, 273–281.

坂元秀之・山本和子・白崎俊浩・井上嘉則 (2006) ポリアミノポリカルボン酸型キレート樹脂固相抽出カラムを用いる海水中微

- 量金属分析の前処理方法. 分析化学, **55**, 133–139.
- Sanchez-Jerez, P., B. M. Gillanders and M. J. Kingsford (2002) Spatial variability of trace elements in fish otoliths: comparison with dietary items and habitat constitutes in seagrass meadows. *J. Fish. Biol.*, **61**, 801–821.
- Sandin, S. A., J. Regetz and S. L. Hamilton (2005) Testing larval fish dispersal hypotheses using maximum likelihood analysis of otolith chemistry data. *Mar. Fresh. Res.*, **56**, 725–734.
- Severin, K. P., J. Carroll and B. L. Norcross (1995) Electron microprobe analysis of juvenile walleye pollock, *Theragra chalcogramma*, otoliths from Alaska: a pilot stock separation study. *Environ. Biol. Fish.*, **43**, 269–283.
- Stobutzki, I. C. and D. R. Bellwood (1997) Sustained swimming abilities of the late pelagic stages of coral reef fishes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **149**, 35–41.
- Stransky, C., C. D. Garbe-Schönberg and D. Günther (2005) Geographic variation and juvenile migration in Atlantic redfish inferred from otolith microchemistry. *Mar. Freshw. Res.*, **56**, 677–691.
- 杉山昭博・友利昭之助 (1990) 石垣島におけるアイゴ類成魚の漁獲変動と稚魚の季節的来遊. 水産増殖, **38**, 67–74.
- Swearer, S. E., J. E. Caselle, D. W. Lea and R. R. Warner (1999) Larval retention and recruitment in an island population of a coral-reef fish. *Nature*, **402**, 799–802.
- Thorrold, S. R., C. Latkoczy, P. K. Swart and C. M. Jones (2001) Natal homing in a marine fish metapopulation. *Science*, **291**, 297–299.
- 坪田博行 (1995) 海水の主成分と塩分. 月刊海洋, 号外**8**, 14–19.
- Warner, R. R. and R. K. Cowen (2002) Local retention of production in marine populations: evidence, mechanisms, and consequences. *Bull. Mar. Sci.*, **70**, 245–249.
- Warner, R. R., S. E. Swearer, J. E. Caselle, M. Sheehy and G. Paradis (2005) Natal trace-elemental signatures in the otoliths of an open-coast fish. *Limnol. Oceanogr.*, **50**, 1529–1542.
- 山田秀秋・桐山隆哉・吉村 拓 (2006) アイゴの初期生態の南北差. 水産工学, **43**, 35–39.
- 山田秀秋・渋谷拓郎 (2007) アイゴ科魚類2種の耳石微細構造ならびに耳石元素組成の着底に伴う変化. 日本誌, **73**, 859–866.
- 山口敦子・井上慶一・吉満啓介・桐山隆哉・吉村 拓・小井土隆・中田英昭 (2006) バイオテレメトリー手法によるアイゴとノトリスズミの行動解析. 日本誌, **72**, 1046–1056.