

## 寄稿

2005年春期の筑後川河口域高濁度水塊における物理・生物環境に対する  
潮汐および河川流量の影響—スズキ成育場としての評価小路 淳<sup>1†,††</sup>, 鈴木啓太<sup>2</sup>, 田中 克<sup>1,2</sup>Effect of tide and river flow on physical and biological properties in the estuarine  
turbidity maximum of the Chikugo River estuary during spring in 2005:  
evaluation as a nursery for the estuarine-dependent fish,  
Japanese seaperch *Lateolabrax japonicus*Jun SHOJI<sup>1,†</sup>, Keita W SUZUKI<sup>2</sup> and Masaru TANAKA<sup>1,2</sup>

Physical and biological surveys were conducted at 4 to 6-day intervals from early March to mid April 2005 to investigate how variability in tidal amplitude and river-flow fluctuations affect survival of larvae and juveniles of an estuarine-dependent fish, Japanese seaperch *Lateolabrax japonicus*, through altering biotic and abiotic properties of the estuarine turbidity maximum (ETM) region of the Chikugo River estuary, southwestern Japan. Mean daily river flow was near the recent 10-years average during early March and early April but it equaled the 10-years record high during late March. The highest concentration (6.8–15.6 ind. L<sup>-1</sup>) of *Sinocalanus sinensis*, the major prey copepod of the Japanese seaperch larvae and juveniles, was observed in a layer of near-bottom water at 4.4–14.7 km upriver from the river mouth, and near the downriver tip of the ETM. Predation and downriver dispersion may be more important factors than starvation effects on mortality of larval and juvenile Japanese seaperch in the ETM region because the observed concentration of *S. sinensis* was near the maximum observed during spring in a previous study in the same area. The highest turbidity (1239.4 NTU) was observed on the sampling day of the highest tidal amplitude (469 cm) while turbidity was <113.7 NTU on the days of low tidal amplitude (32–158 cm). An anthomedusan jellyfish, *Spirocodon saltator*, a potential predator of the Japanese seaperch, occurred only at the stations in the Ariake Bay. Physical factors such as tidal amplitude and fluctuation in river flow are thought to be important determinants of early-life survival of Japanese seaperch in the Chikugo River estuary through control of mortality from predation under variable turbidities and downriver dispersion to the high-salinity area where jellyfish predators are more abundant.

**Key words:** Ariake Bay, copepoda, *Sinocalanus sinensis*, jellyfish, juvenile fish

## はじめに

河川から供給された懸濁物が海中の塩分による凝集作用

2005年9月5日受付, 2006年1月6日受理

<sup>1</sup> 京都大学フィールド科学教育研究センター 里域生態系部門河口域生態学分野

Laboratory of Estuarine Ecology, Field Science Education and Research Center, Kyoto University, Sakyo, Kyoto 606–8502, Japan

<sup>2</sup> 京都大学農学研究科 応用生物科学専攻海洋生物増殖学分野

Laboratory of Marine Stock-enhancement Biology, Division of Applied Biosciences, Graduate School of Agriculture, Kyoto University, Sakyo, Kyoto 606–8502, Japan

† jshoji@hiroshima-u.ac.jp

†† 現所属 広島大学 瀬戸内圏フィールド科学教育センター 竹原水産実験所

5–8–1 Minato-machi, Takehara, Hiroshima 725–0024, Japan

を通じて形成される浮泥 (resuspended sediment) がもとななる河口域高濁度水塊は, 全世界の平坦な内湾・沿岸域に認められる。濁度が高いことに加え小・中型動物プランクトンが高密度で分布するため, 高濁度水塊は魚類の幼期個体にとって被食シュルターおよび豊富な餌料生物の供給源としての機能を併せ持つ重要な成育場と考えられている (Dodson *et al.*, 1989; Jassby *et al.*, 1995; Sanford *et al.*, 2001)。近年の研究では, 河川流量の変動が, 高濁度水塊の物理環境やプランクトン群集の時空間分布の変動を通じて魚類の初期生残・加入に影響することが示されている (Kimmerer *et al.*, 1998; North and Houde 2003)。

有明海奥部に注ぐ筑後川には, 河口域から上流部にかけての約15 kmの感潮域に高濁度水塊が形成され (代田・田

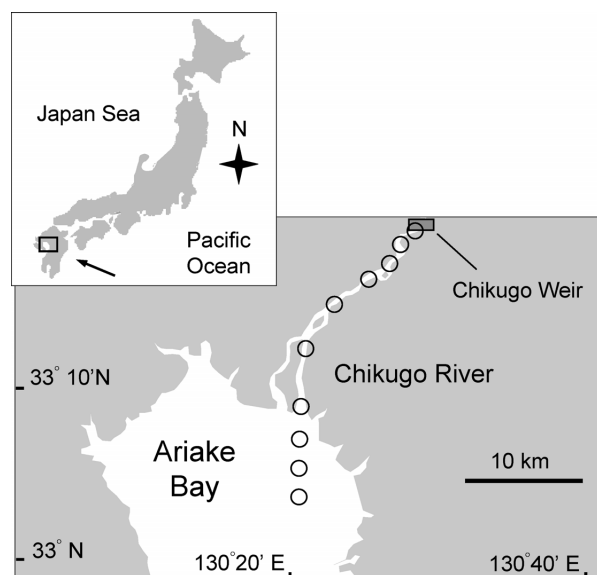
中, 1981), 多くの水産重要魚種の成育場となっている(田北, 2003). 仔稚魚期に筑後川を遡上し高濁度水塊周辺に集中分布するスズキ *Lateolabrax japonicus* の成育場としてとりわけ重要な役割を果たすと考えられている(松宮ほか, 1981; 田中・松宮, 1982). 筑後川の流量は有明海奥部に注ぐ陸水の約70%を占めるため(日本海洋学会, 1985), その変動が河口域の物理環境や生物生産力に大きく影響するものと想定される. また, 潮位差が最大約6mに達する当水域では, 潮汐による水塊の動きが生物生産力に及ぼす影響が強いと考えられる. しかしながら, 筑後川河口域から有明海奥部にかけての水域において河川水の流入や潮汐変動が濁度や植物プランクトン量の変動に影響することは報告されているもの(岡崎ほか, 2005; 田中ほか, 1982, 2004), より高次の生物群集に対する影響に関する知見は乏しい.

そこで本研究では, 筑後川における潮位差および河川流量の変動にともなう高濁度水塊周辺の物理・生物環境の変動を調査し, 春季の優占魚類であるスズキの初期生残に及ぼす影響を検討した. 当水域におけるスズキの初期生態については1980年代から継続して調査されているが(松宮ほか, 1981; 太田, 2004; 田中・松宮, 1982), 生物学的データの蓄積は主として大潮時に行われてきた. また, 過去の調査における最上流域の調査定点は河口から約16kmに位置し, 感潮域最上流部の筑後大堰(河口から約23km)までの約7kmの環境特性を把握できていなかった(日比野ほか, 1999; 代田・田中, 1981; 田中ら, 1982). 最上流部の定点から大堰までの間に小型の堰が点在することが調査船の上流域への進入を妨げていた. そこで本研究では, 上流側に3定点を増設するとともに満潮前後の数時間にのみこの堰を越えることのできる小型船舶を併用し, 物理環境の測定と併せて, 稚魚の主要餌料生物であるカイアシ類および潜在的な捕食者であるクラゲ類の分布を併せて調査する目的で様々な潮位差の日にサンプリングを行った.

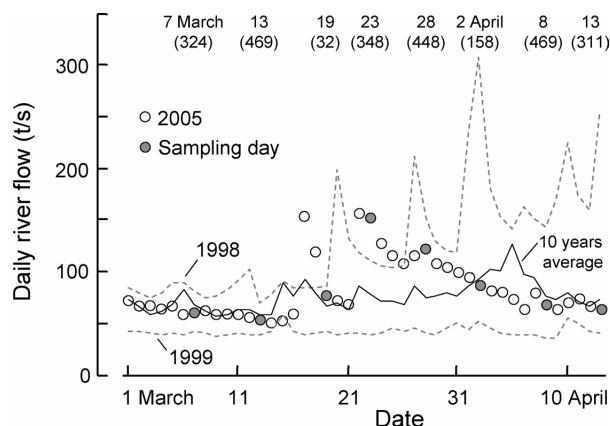
## 材料と方法

### 物理環境調査および生物採集

2005年3月7日から4月13日に4-6日間隔で合計8回の調査を行った. 河口点と, その上流23kmに位置する筑後大堰の直下までの間に設けた6点および河口から沖側8kmまでの間に設けた3点の合計10点を調査定点とした(Figure 1). このうち, 下流側の7定点は過去の調査における定点(日比野ほか, 1999; Matsumiya *et al.*, 1982, 1985)と同じ位置にある. 各定点において物理環境の観測と動物プランクトンおよびスズキ仔稚魚の採集を行った. 各調査日には日中の満潮時の約2時間前に最上流部の定点で調査を開始し, 下流方向に向かって移動し, 満潮の約3時間後までに最も沖側の定点における調査を終了した. 筑後川河口から約15kmに位置する三池港(福岡県大牟田市)における各



**Figure 1.** Sampling stations around the Chikugo river estuary, Kyushu Island, southwestern Japan. Measurements of physical environments and samplings for zooplankton and larval and juvenile fish were conducted from 7 March to 13 April 2005. Data on daily river flow of the Chikugo River was obtained at the Chikugo Weir.



**Figure 2.** Mean daily river flow at the Chikugo Weir during the sampling period from 7 March to 13 April 2005 (circles) and means for 10 years (1996–2005) in addition to years of the highest (1998) and lowest records (1999). Closed circles indicate sampling days in 2005 and numbers in parentheses show difference in tidal level (cm) between the high tide in daytime and low tide prior to the high tide on each sampling date.

調査日日中の満潮とこれに先行する干潮の潮位の差は, 32–469 cmの間で変動した(Figure 2).

各定点において表層から底層までの水温, 塩分および濁度を Environmental Monitoring System (YSI 650 MDS, YSI社製)を用いて行った. 表層に集中的に分布するスズキ仔稚魚(松宮ほか, 1981)を採集するために, 網口に濾水計

を取り付けた口径1.3mの稚魚ネット（側長5m，目合いは前半部3.5mが1.5mm，後半部1.5mが0.33mm）を用いて10分間の表層水平曳を船速約2knotで行った。高濁度環境下においては，魚食性魚類のような視覚的捕食者に比べて，水中のプランクトンを非視覚的かつ無作為に捕食するクラゲ類等が仔稚魚の捕食者としてより重要である (Breitburg, 1988; Sullivan *et al.*, 1994)。そこで，稚魚ネットによる採集物中よりクラゲ類を目合い約8mmのプラスチック製容器を用いて選別し湿重量を測定した。残った採集物を95%エタノールで保存して持ち帰った。動物プランクトンの採集を目的としてバンドーン採水器により表，中および底層より8Lずつ採水し，目合い0.05mmのネットで濾して5%ホルマリン中に保存した。実験室において，稚魚ネットにより得られた採集物からスズキ仔稚魚を選別し，濾水計の値に基づいて1000m<sup>3</sup>あたりの個体数に換算した。船上で測定したクラゲ類の湿重量を1000m<sup>3</sup>あたりに換算した。採水により得られた動物プランクトンのうち，当水域におけるスズキ仔稚魚の主要餌料生物 (日比野ほか, 1999) であるカイアシ類 *Sinocalanus sinensis* のコペポディト期の個体と成体を計数し，その合計を1Lあたりの個体数に換算した。

#### 河川流量データの解析

春季の筑後川における過去10年間の流量を解析する目的で，1996–2003年については流量年表 (国土交通省河川局, 1998–2005) に公表されている瀬の下流量測候所 (福岡県久留米市：河口から25.9km上流) の日平均流量を用いた。2004および2005年の河川流量として，国土交通省九州地方整備局筑後川河川事務所ホームページ (<http://www.qsr.mlit.go.jp/chikugo/>) に公表された日平均直下流量の速報値を用いた。春季の平均流量が過去10年間最大であった1998年，最低であった1999年および過去10年間の日平均流量を本調査期間と同時期 (3月上旬から4月中旬) について求めグラフ化した。

## 結果

### 河川流量の変動

2005年春季の日平均流量は，3月上旬には過去10年間の平均値に近い値で安定して推移したが，下旬には増加して過去10年間で最大であった1998年同日の日平均流量を上回る日も認められた (Figure 2)。4月上旬には過去10年間のおよそ平均もしくはそれ以下で推移した。本調査期間を初期 (3月上旬)，中期 (3月下旬) および後期 (4月上旬) の3期に区分した場合，それぞれの時期の流量は，初期および後期には過去10年平均とほぼ等しく中期に比較的多かった。

### 物理環境

各調査日の塩分構造は潮位差に対応して異なった (Figure 3)。潮位差が小さかった3月19日 (32cm) と4月2日 (158

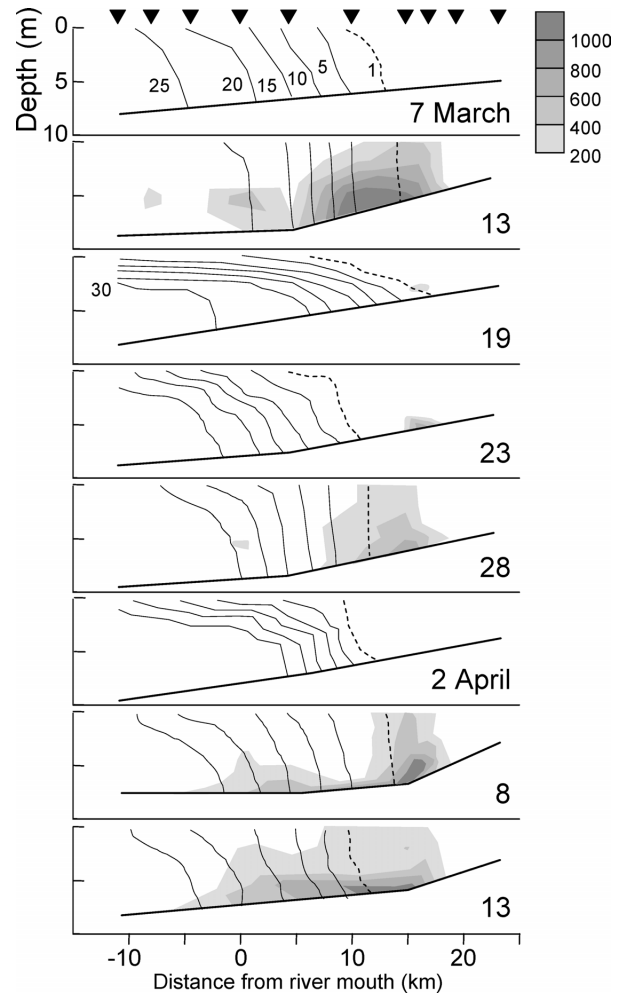
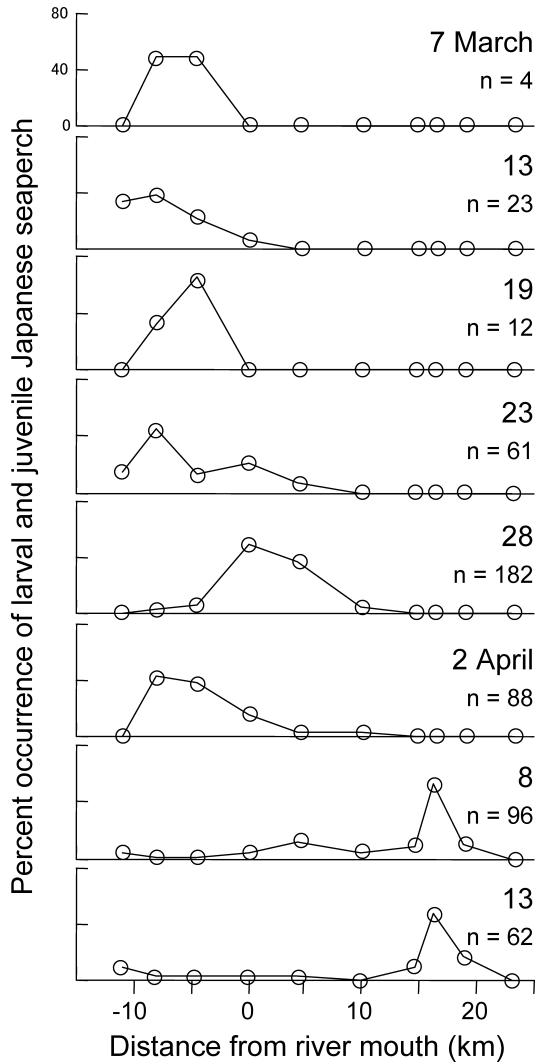


Figure 3. Salinity contour lines (psu) and contour shading of turbidity (NTU) in the Chikugo River estuary from 7 March to 13 April 2005. The location of each sampling station is marked by a triangle on the top. The sampling date is indicated in each panel.

cm) には等塩分線の間隔が比較的密で塩水くさび状構造が発達したのに対し，他の調査日には等塩分線の間隔が比較的大きく鉛直混合が進んでいた。塩分1の等塩分線は河口から約10km上流に位置し，最上流部の定点ではいずれの調査日も塩分は0であった。

濁度にも潮位差と対応した変動が認められた。最高濁度 (1239.4 NTU) は3月13日に観測された (Figure 3)。潮位差が400cmを上回った大潮時の3調査日 (3月13日，3月28日，4月8日) には高濁度水塊が比較的広範囲に拡がり，その中心が河口から約10–15km上流に認められた。潮位差が小さかった2調査日の濁度は低く，3月19日 (32cm) に307 NTU以下，4月2日 (158cm) に63.6 NTU以下であった。潮位差が324–348cmの範囲であった3調査日の最高濁度は日によって異なり，3月7日，3月23日，4月13日に



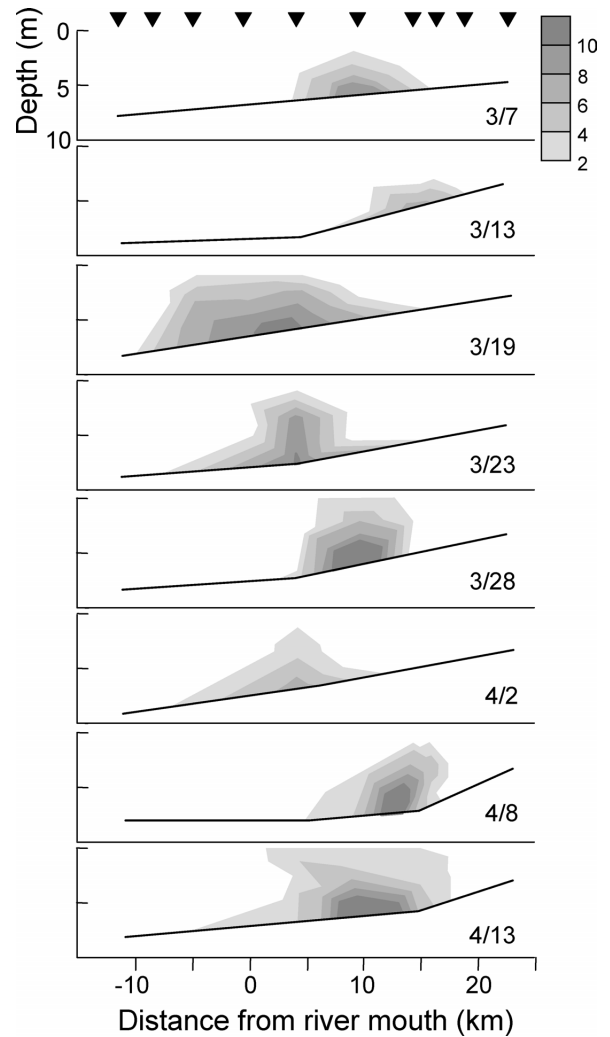
**Figure 4.** Distribution in percentage of occurrence of larval and juvenile Japanese seaperch around the Chikugo River estuary from 7 March to 13 April 2005. Number of fish collected is indicated in each panel.

それぞれ, 90.0, 819.5, 956.6 NTU であった. 河川流量が  $100\text{ t}\cdot\text{s}^{-1}$  を上回った3月17日以降の4調査日には, これらの前後の時期に比べて高濁度水塊の発達がより不明瞭であり, これらの調査日のうち潮位差が全調査日中の最高値に匹敵した3月28日 (448 cm) においてもその最高濁度は800 NTU未満と低かった.

#### スズキ仔稚魚とカイアシ類 *S. sinensis* の分布

スズキ仔稚魚は3月7日から4月2日の間は河口もしくはそれよりも沖側の定点, 4月8日以降は河口から16.2 km上流のほぼ淡水域の定点においてそれぞれ最も多く採集された (Figure 4). 4月2日と4月8日の間に, 分布の中心が約25 km上流へ移動した.

*Sinocalanus sinensis* の分布密度はいずれの調査日にも河



**Figure 5.** Concentration contours ( $\text{no. L}^{-1}$ ) of *Sinocalanus sinensis* in the Chikugo River estuary from 7 March to 13 April 2005. The location of each sampling station is marked by triangle on the top. The lower right corner of each panel contains the date of the sampling.

口の定点から上流15 kmの定点の間で高かった (Figure 5). 高密度域の塩分はおよそ1–25 psuの範囲であった. 調査期間中の最高密度は3月28日の  $15.6\text{ 個体 L}^{-1}$  で, いずれの調査日においても最高密度は底層で認められた.

#### クラゲ類の分布

稚魚ネットにより採集されたクラゲ類はすべてカミクラゲ *Spirocodon saltator* であった. 河口およびそれよりも上流側の定点では全く採集されず, 沖側の3定点でのみ採集された. 採集された調査日には, 沖側の定点ほど分布密度が高かった (Figure 6).

#### 考察

河口域高濁度水塊とその周辺には, 1) 高い濁度により視覚

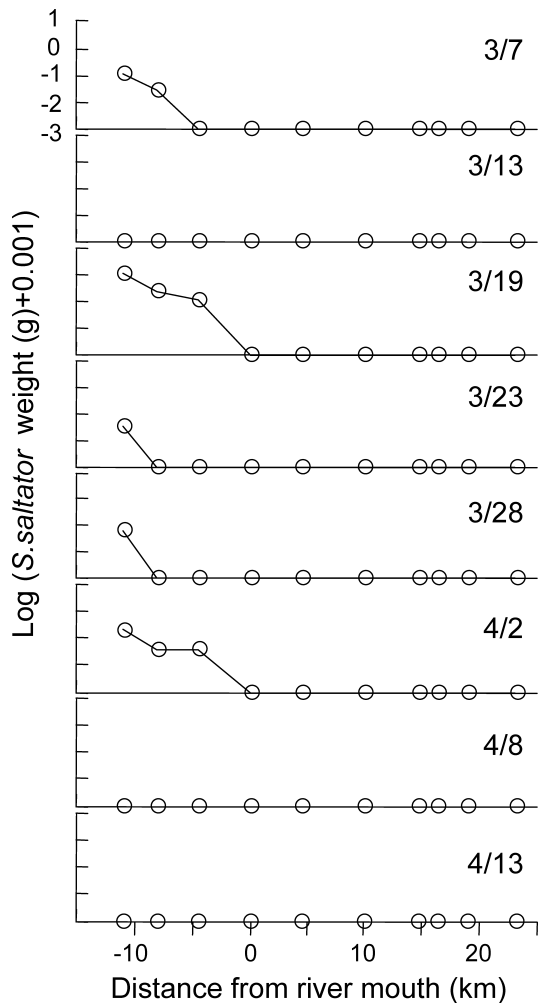


Figure 6. Distribution of *Spirocodon saltator* in the Chikugo River estuary from 7 March to 13 April 2005. The upper right corner of each panel contains the date of the sampling.

的捕食者による被食を受けにくい、2) 動物プランクトンが高密度で分布するため仔稚魚が好適な餌料生物環境に遭遇しやすい、3) 塩水くさび状構造が発達した場合、エスチュアリー循環により底層では下流方向へ移送分散される危険が少ない等の物理・生物的環境特性が備わっている。これらの特性は魚類の初期減耗の主要因と考えられる「飢餓」、「被食」および「輸送」による死亡 (Houde, 1987) の危険を低減させるため、河口域高濁度水塊は魚類の重要な成育場として注目されている (Chesney, 1989; Kimmeler *et al.*, 1998; North and Houde, 2001; Sirois and Dodson, 2000)。高濁度水塊の物理・生物環境特性と魚類の初期生残・加入の関連が詳しく調査されてきたチェサピーク湾奥部では、春季の河川流量の増大が高濁度水塊の発達を促し、沿岸性魚類の加入を強める作用を持つことが明らかにされている (North and Houde, 2003)。河川流量の増大は、陸域からの栄養物質の供給を通じて河口域の低次生産を上昇させ、仔

稚魚の餌料生物環境をより好適にする (North and Houde, 2003; Shoji *et al.*, 2005b)。また、表層への低塩分水の流入により塩水くさび状構造が発達するため、底層に集中分布するカイアシ類 *Eurytemora affinis* とこれを主要餌料生物とする striped bass *Morone saxatilis* および white perch *M. americana* 仔魚が下流へと移送されるのを防ぐ物理的トラップ作用が強まると考えられている (North and Houde, 2003)。

これに対し、勾配が比較的急峻であり、最大6mに達する潮位差の影響を受ける筑後川河口域では、春季における高濁度水塊の物理環境が潮汐や河川流量の影響を受けて変動しやすい特性を備えることが明らかとなった。本研究で得られた観測データをもとに、筑後川河口域高濁度水塊の環境変動が、魚類の初期減耗の主要因とされている「飢餓」「被食」、および「輸送」(Houde, 1987) の変動を通してスズキ仔稚魚の生残に及ぼす影響について以下に考察する。

#### 「飢餓」を左右する餌料生物密度の変動

春季の筑後川河口域の高濁度水塊周辺においてスズキ仔稚魚は環境中に優占するカイアシ類 *S. sinensis* を専食する (日比野ほか, 1999; 田中・松宮, 1982)。筑後川の高濁度水塊におけるスズキ仔稚魚の摂餌量が他水域のそれに比べて多いことから、当水域では仔稚魚にとってより好適な餌料生物環境が形成されるものと考えられている (日比野ほか, 1999)。過去の調査では、日平均流量が  $1614.3 \text{ t} \cdot \text{s}^{-1}$  に達した2001年7月6日に河川内における *S. sinensis* の集中分布が消滅したことが確認されており (Ueda *et al.*, 2004)、流量の極端な急増により河川内におけるスズキ仔稚魚の餌料生物環境が悪化する可能性が想定される。しかしながら、本調査期間中に観測された  $150 \text{ t} \cdot \text{s}^{-1}$  程度以下の範囲の流量変動のもとでは *S. sinensis* の集中分布が消滅することはなかった。さらに、2005年の調査日ごとの *S. sinensis* の最高密度 (6–15 個体  $\text{L}^{-1}$ ) は1997年3–4月に行われた当水域での調査を通じて観測された最高密度 (約8 個体  $\text{L}^{-1}$ ) に匹敵し (日比野ほか, 1999)、 $150 \text{ t} \cdot \text{s}^{-1}$  程度以下の範囲の流量変動のもとではスズキ仔稚魚の餌料生物環境は良好なレベルで維持されていた。したがって、春季の筑後川において観測される夏季の10分の1程度の流量変動のもとでは、流量の急増にともない餌料生物環境の悪化が生じて「飢餓」がスズキ仔稚魚の減耗の主要因となっていたとは考え難い。

#### 「被食」を左右する濁度の変動

高い濁度と照度低下により視覚的捕食者の視界が狭まる高濁度環境では、非視覚的捕食者が仔稚魚にとってより重要な捕食者となりうる (Breitburg, 1988; Miner and Stein, 1993; Vinyard and O'Brien, 1976)。しかしながら、当水域で潜在的な捕食者と想定したクラゲ類は筑後川の定点では採集されなかった。一方、魚食性魚類を中心とする視覚的捕食者によるスズキ仔稚魚の被食実態については知見が無いものの、周辺に分布する1歳以上のスズキ等の広塩性魚類が潜

在的な捕食者として重要であると考えられている (鈴木・田中, 未発表). しかしながら, 本研究で多くの調査日に観察された濁度200 NTU以上の水塊は, 一般的に魚食性魚類の餌生物に対する反応距離や摂餌量を低下させる濁度範囲と考えられるため (Breitburg, 1988; Miner and Stein, 1993; Vinyard and O'Brien, 1976), 高濁度水塊周辺でのスズキ仔稚魚に対する捕食圧は低いと想定される.

また, 当水域では潮位差に対応した濁度変動が観察され, 潮位差が4m以上の調査日には濁度が200 NTUを上回る水塊が数km以上広がった. これらの調査日には底層のみではなく, スズキ仔稚魚が多く分布する表層 (松宮ほか, 1981) においても濁度が200 NTUを上回っていた. これに対し, 潮位差が2m以下の日には最高濁度が63.6 NTU以下であり高濁度水塊の拡がりも小さかった. 以上のことから, 潮汐は当河口域における濁度変動の重要な要因であり, 潮位差が大きく高濁度水塊がよく発達する場合には視覚的捕食者に対する被食シエーターという点からみた筑後川河口域の成育場としての機能は高まり, 逆に潮位差が小さい場合にはこの機能が低下すると想定される.

流量の変動が筑後川河口域の濁度環境に影響を及ぼすことも明らかとなった. 日平均流量が100–150 t·s<sup>-1</sup>程度で推移した2005年3月下旬には, 潮位差が大きい調査日であっても高濁度水塊の発達は不明瞭であった. これに対し, 過去の研究では, 2001年7月6日に筑後川の日平均流量が1614.3 t·s<sup>-1</sup>に急増した際に, 河口からその約16km上流にかけての水域一帯において濁度が800 NTUを上回ったことが報告されている (Ueda *et al.*, 2004). これらの結果は, 2001年に観測されたような高い流量は河口域の広範囲にわたり濁度を上昇させるものの, 過去10年間の3月下旬に観測された150 t·s<sup>-1</sup>程度までの流量の増加は, 濁度を急増させるほどの影響力はなく, 逆に透明度の高い淡水の供給と上げ潮時における潮汐エネルギーの低下を通じて, 高濁度水塊の発達を抑制することを示す. すなわち, スズキが筑後川に遡上する3月の流量変動の範囲内では, 流量の増加が濁度の低下をもたらす, 視覚的捕食者によりスズキ仔稚魚が捕食される可能性を高めうると考えられる.

#### 下流への「移送」を左右する流量の変動

豊富な餌料生物の存在により仔稚魚が「飢餓」に直面する可能性が低く, 高い濁度により「被食」の危険が低下する河口域高濁度水塊では, 魚類の主要な減耗要因として, 下流への「移送」とこれが引き金となる「飢餓」や「被食」の重要性が高いと考えられている (North and Houde, 2001; Secor *et al.*, 1995; Sirois and Dodson, 2000). 鉛直混合が比較的弱い河口域では, 河川流量の増大にともない発達したエスチュアリー循環により, 躍層の下層側に集中分布する仔稚魚が下流へと「移送」される可能性が低下すると考えられている (North and Houde, 2003; Sanford *et al.*, 2001). これに対し, 筑後川を遡上するスズキ仔稚魚は表層に集中分布

する傾向があり (松宮ほか, 1981), 河川遡上の際には上げ潮にともなう上流方向への表層水の移動を利用した選択的潮汐輸送を行う (太田, 2004). したがって, 筑後川河口域におけるスズキ仔稚魚の分布には表層水塊の動きが重要な役割を果たすと考えられる. 当水域では流量の増加に伴い, 鉛直混合が進んだ状態から塩水くさび状構造へと水塊構造が変化し, 底層に比べて表層の水塊がより速く下流へと流される (Ueda *et al.*, 2004). 流量の増大は表層に集中分布するスズキ仔稚魚の河川遡上を阻害すると同時に, 下流への「移送」を促進する作用を持つものと推察される. 1990–2000年の当水域におけるスズキ仔稚魚分布密度と春季の流量の間には負の相関関係が認められている (Shoji *et al.* 未発表) ことは, この推察を支持する.

当水域ではこれまで多くの年においてスズキ仔稚魚の河川内への遡上が3月下旬までに確認されている (日比野ほか, 1999; Matsumiya *et al.*, 1982; 太田, 2004). しかしながら, 2005年には4月2日以前は河口もしくはそれよりも沖側の定点が主分布域となっており, 河川内が主分布域となったのは4月8日以降であった. 2005年春季において, スズキ仔稚魚の遡上が明瞭に認められた時期 (4月2日–8日) は, 流量が過去10年間の最高レベルからおおよそ平均へと低下した時期 (4月上旬) に一致する. この結果は, 3月下旬を通して流量が多かったことが本年のスズキの遡上を遅らせる要因となっていたことを示唆する.

上げ潮を利用した選択的潮汐輸送により仔稚魚が河川を遡上する場合, 短時間で長距離の移動を達成できる大潮時を選ぶのが最も効率的であると考えられる. 本調査でスズキの明瞭な遡上が起きたと考えられる4月2日から4月8日にかけての時期は, 潮位差が158 cmから469 cmへと増加した時期に相当する. 当水域における過去の調査では潮位差の大きい大潮時を中心に調査が行われていたが, 本研究では4–6日間隔で様々な潮位差の日に調査を行った結果, 潮位差が大きくなる時期の6日以内にスズキの河川遡上が達成される可能性が示された. 今後より短い時間間隔での水平分布調査を行うことにより, スズキ仔稚魚の遡上タイミングと所要日数が明らかになるものと期待される.

仔稚魚が「被食」にさらされる危険は, 河川に比べて河口域から海域において高いと考えられる. チェサピーク湾奥部の河口域において耳石標識を施した striped bass 仔魚の放流実験を行った Secor *et al.* (1995) は, 塩分フロントよりも上流側で放流した場合に比べて下流側で放流した場合の仔魚の生残率ははるかに低いことにもとづき, 下流側には海産捕食者が高密度で分布するものと仮定した. 本研究では, 筑後川河口域におけるスズキ仔稚魚の潜在的な非視覚的捕食者として想定したクラゲ類が河川内には分布せず, 河口よりも沖側の定点のみで採集された. 春季の当水域で優占したカミクラゲの摂食量については不明であるが, ミズクラゲ等の他のクラゲ類と同様に生息環境中の仔

稚魚を活発に捕食するのであれば (Baily and Batty, 1984; Sullivan *et al.*, 1994; Shoji *et al.*, 2005a), 河口よりも沖側におけるスズキ仔稚魚の捕食者として重要な存在となりうる。以上のことから、スズキ仔稚魚が筑後川河口域から河川へと早期に遡上することは、海域における被食減耗にさらされる期間の短縮をもたらす、逆に、河川遡上が遅れ海域での滞在が長期化することや、河川へ進入したのち出水により下流側へ移送されることは、海域における「被食」の危険を増大させると考えられる。

## 要約

2005年春季の筑後川河口域において、潮位差と河川流量の変動が高濁度水塊の物理・生物環境の変動を通じてスズキ仔稚魚の生残に及ぼす影響を評価した。3月上旬から4月上旬に4-6日間隔で合計8回の物理・生物環境調査を行った。日平均流量は3月上旬と4月上旬には過去10年間の平均値に近く、3月下旬には過去10年間の最高値に近い値で推移した。高濁度水塊の中心は河口から約10-15km上流に認められた。濁度は潮位差および河川流量に影響されて変動し、低潮位差および大流量の時期に低かった。スズキ仔稚魚の主要餌料生物であるカイアシ類 *Sinocalanus sinensis* は高濁度水塊周辺に高密度に分布した。潜在的な捕食者と想定されるクラゲ類は河川内には分布せず、河口よりも海側の定点のみで採集された。高濁度水塊周辺においては、スズキの初期減耗要因として「飢餓」の重要性は低く、「被食」および下流への「移送」がより重要であると推察された。潮位差の低下および流量の増加は濁度低下を通じて河川内における仔稚魚の「被食」の危険を増大させ、さらに流量の増加は、餌料生物が低密度でクラゲ類が高密度な海域への「移送」の機会を増加させることを通じて、スズキ仔稚魚の減耗を高めるものと考えられる。

## 謝辞

京都大学農学研究科海洋生物環境学分野助教授の笠井亮秀先生には本稿を御校閲いただき、米国メリーランド大チェサピーク生物学研究所教授のEdward D Houde博士には英文要約を校閲頂くとともに貴重なコメントを頂いた。海洋生物増殖学分野助手の中山耕至先生、大学院生の和田敏裕氏、兼松陽太氏、一色寛之氏、飯野浩太郎氏、同分野の学生諸氏には調査を手伝って頂いた。独立行政法人水資源機構筑後大堰管理所の諸石耕一氏には筑後川の流量と環境に関する情報をご提供頂いた。福岡県水産海洋研究センター有明海研究所職員の皆様、福岡県柳川市の古賀真義氏、塚本辰巳氏には調査期間を通じて様々な御支援をいただいた。各氏に心より御礼申し上げる。

## 引用文献

Bailey, K. M. and R. S. Batty (1984) Laboratory study of predation by *Au-*

- relia aurita* on larvae of cod, flounder, plaice and herring: development and vulnerability to capture. *Mar. Biol.*, **83**, 287-291.
- Breitbart, D. L. (1988) Effects of turbidity on prey consumption by striped bass larvae. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **117**, 72-77.
- Chesney, Jr. E. J. (1989) Estimating the food requirements of striped bass larvae *Morone saxatilis*: effects of light, turbidity and turbulence. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **53**, 191-200.
- Dodson, J. J., R. G. Ingram and B. D'Anglejan (1989) Abundance of larval rainbow smelt (*Osmerus mordax*) in relation to the maximum turbidity zone and associated microplanktonic fauna of the middle St Lawrence Estuary, *Estuaries*, **12**, 66-81.
- 日比野 学・上田拓史・田中 克 (1999) 筑後川河口域におけるカイアシ類群集とスズキ仔稚魚の摂餌. *日本誌*, **65**, 1062-1068.
- Houde, E. D. (1987) Fish early life dynamics and recruitment variability. *Am. Fish. Soc. Symp.*, **2**, 17-29.
- Jassby, A. D., W. J. Kimmerer, S. G. Monismith, C. A. Armor, J. E. Cloern, T. M. Powell, J. R. Schubel and T. J. Vendlinski (1995) Isohaline position as a habitat indicator for estuarine populations. *Ecol. Appl.*, **5**, 272-289.
- Kimmerer, W. J., J. R. Burau, W. A. Bennett (1998) Tidally oriented vertical migration and position maintenance of zooplankton in a temperate estuary. *Limnol. Oceanogr.*, **43**, 1697-1709.
- 国土交通省河川局 (1998-2005) 流量年表, 国土交通省河川局, 東京.
- 松宮義晴・上之園修一・田中 克・代田昭彦・山下輝昌 (1981) 有明海筑後川河口域におけるスズキ稚魚に関する研究-I-河川域における分布と現存量-. *水産海洋研究会報*, **38**, 6-13.
- Matsumiya, Y., T. Mitani, M. Tanaka (1982) Changes in distribution pattern and condition coefficient of the juvenile Japanese sea bass with the Chikugo River Ascending. *Nippon Suisan Gakkaishi*, **48**, 129-138.
- Matsumiya, Y., H. Masumoto, M. Tanaka (1985) Ecology of ascending larval and early juvenile Japanese sea bass in the Chikugo River Estuary. *Nippon Suisan Gakkaishi*, **51**, 1955-1961.
- Miner, J. G. and R. A. Stein (1993) Interactive influence of turbidity and light on larval bluegill (*Lepomis macrochirus*) foraging. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **50**, 781-788.
- 日本海洋学会 (1985) 有明海. *日本全国沿岸海洋誌*. 日本海洋学会編, 東海学会出版会, 東京, 815-878.
- North, E. W. and E. D. Houde (2001) Retention of white perch and striped bass larvae: biological-physical interactions in Chesapeake Bay Estuarine Turbidity Maximum. *Estuaries*, **24**, 756-769.
- North, E. W. and E. D. Houde (2003) Linking ETM physics, zooplankton prey, and fish early-life histories to striped bass *Morone saxatilis* and white perch *M. americana* recruitment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **260**, 219-236.
- 太田太郎 (2004) 耳石情報による有明海産スズキの淡水遡上生態に関する研究. 京都大学博士論文, 京都, 126 pp.
- 岡崎雄二・細江祐子・野中裕子・中田英昭 (2005) 有明海におけるカイアシ類ノープリウスの分布・変動特性. *水産海洋研究*, **69**, 10-17.
- Sanford, L., S. E. P. Suttles and J. P. Halka (2001) Reconsidering the physics of the Chesapeake Bay estuarine turbidity maximum. *Estuaries*, **24**, 655-669.
- Secor, D. H., E. D. Houde and D. M. Monteleone (1995) A mark-release experiment on larval striped bass *Morone saxatilis* in a Chesapeake Bay tributary. *ICES J. Mar. Sci.*, **52**, 87-101.
- 代田昭彦・田中勝久 (1981) 有明海における懸濁物質の研究-I. 筑後川懸濁粘土粒子の河口域への輸送. *西水研報*, **56**, 27-38.
- Shoji, J., R. Masuda, Y. Yamashita, M. Tanaka (2005a) Effect of low dissolved oxygen concentrations on behavior and predation rates on fish

- larvae by moon jellyfish *Aurelia aurita* and by a juvenile piscivore, Spanish mackerel *Scomberomorus niphonius*. *Mar. Biol.*, **147**, 863–868.
- Shoji, J., E. W. North and E. D. Houde (2005b) The feeding ecology of white perch *Morone americana* (Pisces) larvae in the Chesapeake Bay estuarine turbidity maximum: the influence of physical conditions and prey concentrations. *J. Fish Biol.*, **66**, 1328–1341.
- Sirois, P. and J. J. Dodson (2000) Influence of turbidity, food density and parasites on the ingestion and growth of larval rainbow smelt *Osmereus mordax* in an estuarine turbidity maximum. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **193**, 167–179.
- Sullivan B. K., J. R. Garcia and G. Klein-MacPhee (1994) Prey selection by the scyphomedusan predator *Aurelia aurita*. *Mar. Biol.*, **121**, 335–341.
- 田北 徹 (2003) 有明海の魚類生産における河口域の意義について. *月刊海洋*, **35**, 216–221.
- 田中勝久・浜田七郎・代田昭彦 (1982) 有明海における懸濁物質の研究—II. 筑後川河口域における植物プランクトンとデトライタスの分布と挙動. *西水研報*, **57**, 19–30.
- 田中勝久・児玉真史・熊谷 香・藤本尚伸 (2004) 有明海筑後川河口域における冬季のクロロフィル蛍光と濁度変動. *海の研究*, **13**, 163–172.
- 田中 克・松宮義晴 (1982) スズキの初期生活史—稚魚への移行過程を中心に—栽培技研, **11**, 49–65.
- Ueda, H., A. Terao, M. Tanaka, M. Hibino and M. S. Islam (2004) How can river-estuarine planktonic copepods survive river floods? *Ecol. Res.*, **19**, 625–632.
- Vinyard, G. L. and W. J. O'Brien (1976) Effects of light and turbidity on the reactive distance of bluegill (*Lepomis macrochirus*). *J. Fish. Res. Board. Can.*, **33**, 2845–2849.