

LAGUNA

汽水域研究

No.12 June 2005



SHIMANE UNIVERSITY



島根大学
汽水域研究センター

Research Center for Coastal Lagoon Environments

編集委員

國井秀伸・瀬戸浩二・堀之内正博
倉田健吾・ヒューホ コープス

Editorial Board

*Hidenobu Kunii, Koji Seto, Masahiro Horinouchi,
Kengo Kurata, Hugo Coops*

LAGUNA (汽水域研究) No.12
2005 年 (平成 17 年) 6 月発行

●編集・発行

島根大学汽水域研究センター
〒690-8504 松江市西川津町 1060
TEL&FAX 0852-32-6099

●印刷

(有)高浜印刷
〒690-0133 松江市東長江町 902-57
TEL 0852-36-9100

■ Original Articles

- Environmental features of mangrove inner part of Funaura Bay in the Iriomote Island, southwest Japan
1–14 *Kensaku Nakamura, Koji Seto*
- Saline water intrusion in to Teshio and Sarobetsu Rivers
15–22 *Kei Anna, Takao Tokuoka, Ayumi Fukita and Kiyokazu Nishimura*
- Observation of Lakes Shinji and Nakaumi using simultaneous visible/infrared and microwave measurements
23–35 *Shingo Nonohara, Toshiaki Koza, Toyoshi Shimomai, Ken'ichi Kurita, Yuji Sakuno, Tuneso Matsunaga and Daisuke Nakayama*
- Monitoring red tide blooms in Lake Nakaumi, using MODIS data 2004
37–44 *Yuji Sakuno, Ryo Ehara and Hidenobu Kunii*
- Fossil benthic foraminifera from Aso-kai Lagoon, central Japan
45–52 *Hiroyuki Takata, Satoshi Tanaka, Shun-suke Murakami, Koji Seto and Katsumi Takayasu*
- Domestic wastewater treatment in the drainage areas of Lakes Shinji and Nakaumi : Treatment efficiency and dissemination for ordinary citizens
53–61 *Yoshiaki Tsuzuki*
- Priorities in seagrass bed selection for the conservation of resident fishes. Sekisei Lagoon, a case study
63–67 *Masahiro Horinouchi, Yohei Nakamura, Mitsuhiro Sano and Takuro Shibuno*
- A comparison of fish assemblages from seagrass beds and the adjacent bare substrata in Lake Hamana, central Japan
69–72 *Masahiro Horinouchi*
- Ostracode assemblages of alluvium sediment cores in the western part of Izumo Plain, Shimane Prefecture.
73–79 *Katsura Ishida and Katsumi Takayasu*

■ Note

- Saline wedge observation by echo-sounding equipment (SC-3) and towing type water quality monitor (TPM CLOROTEC)
81–87 *Takao Tokuoka, Ayumi Fukita, Masaaki Tateishi, Kiyokazu Nishimura, Kei Anna, Shigeo Matsuda, Toshiharu Kawasumi and Tatsuo Seki*

■ Annual Report of Research Center for Coastal Lagoon Environments

89–98

■ Editorials

98

■原 著 論 文

- 西表島船浦湾奥部におけるマングローブ環境の特徴 1-14 中村建作・瀬戸浩二
- 天塩川およびサロベツ川の塩水溯上 15-22 安間 恵・徳岡隆夫・吹田 歩
西村清和
- 可視・赤外およびマイクロ波同時観測による宍道湖・中海環境観測
23-35 野々原伸吾・古津年章・下舞豊志
栗田賢一・作野裕司・松永恒雄
中山大介
- MODIS データを用いた中海の赤潮モニタリングー2004 年
37-44 作野裕司・江原 亮・國井秀伸
- Fossil benthic foraminifera from Aso-kai Lagoon, central Japan
45-52 Hiroyuki Takata, Satoshi Tanaka,
Shun-suke Murakami, Koji Seto and
Katsumi Takayasu
- 宍道湖・中海流域の生活排水：処理効率と一般市民への情報提供
53-61 都筑良明
- 沖縄県石西礁湖における海草藻場保全地域の選定に関する研究：
どの海草藻場を保全すれば魚類の種多様性が維持できるか
63-67 堀之内正博・中村洋平・佐野光彦
澁野拓郎
- A comparison of fish assemblages from seagrass beds and the adjacent bare substrata
in Lake Hamana, central Japan 69-72 Masahiro Horinouchi
- 島根県出雲平野西部における沖積層コアの貝形虫群集
73-79 石田 桂・高安克巳

■ノ　　ー　　ト

□音響探査機 (SC-3) と曳航式水質計 (TPM CLOROTEC) を用いた

塩水くさび・塩分躍層調査

81-87

徳岡隆夫・吹田 歩・立石雅昭
西村清和・安間 恵・松田滋夫
川澄敏治・関 達雄

■島根大学汽水域研究センター活動報告

89-98

研究活動

教育活動

国際交流

社会との連携

■編 集 後 記

98

西表島船浦湾奥部におけるマングローブ環境の特徴

中村建作¹・瀬戸浩二²

Environmental features of mangrove inner part of Funaura Bay in the Iriomote Island, southwest Japan

Kensaku Nakamura¹, Koji Seto²

Abstract: Mangrove forests are high productivity habitats located in estuarine regions in the tropics and subtropics. The mangrove forests on Iriomote Island can be classified as subtropical. The purpose of this study is to document the mangrove environment in inner Funaura Bay, Iriomote Island, Okinawa Prefecture. The inner part of Funaura Bay is enclosed by an embankment, and is connected to the ocean by a small channel of about 160 m width.

A survey of water quality showed that there is a strong halocline in inner Funaura Bay due to the input of freshwater from river. Phytoplankton abundance is high due to the input of nutrients from the mangrove swamp. A survey of the surface sediments in the bay showed that the tidal flats consist of sand and carbonate with low total organic carbon (TOC) and low total sulfur (TS) contents, which indicates an oxic environment. On the other hand, the sediments of the mangrove swamp consist of sand, mud, and carbonate with enriched TOC and TS contents, which indicates an oxygen poor environment.

Key words: Funaura Bay; mangrove forest; productivity; organic carbon; surface sediments

はじめに

亜熱帯に属する西表島には、河口域においてマングローブ林が発達する。マングローブ林は、一般的に熱帯から亜熱帯の河川河口部・潮感域に形成される生産性の高い森林であり、海洋へ供給される陸源有機物の生産の場として重要な地域である。

マングローブの多くは、潮感域に繁茂することから、これまでに海水準変動に伴うマングローブの立地変動について研究されてきた。西表島においても、浦内川河口や船浦湾奥部において、柱状試料を用いた海水準変動に伴うマングローブ形成発達史の研究が行われている(藤本ほか, 1993; 田中, 2002)。

マングローブ形成史を議論する上で、現在のマングローブ環境を理解することは非常に重要である。これまで西表島では、網取湾奥部(ウダラ川河口域)などのマングローブ環境において堆積物の特徴について報告が行われている(瀬戸, 1995)。船浦湾奥部は、人工的な堤防によって閉鎖された湾であり、そこでもマングローブ林は発達している。本研究では、現在の船浦湾奥部から河川におけるマングローブ域の水質・堆積環境の特徴を明らかにし、古環境解析に応用できる基礎資料とすることを目的としている。

¹ 島根大学総合理工学部地球資源環境学科 Department of Geoscience, Shimane University, Matsue 690-8504, Japan

² 島根大学汽水域研究センター Research Center for Coastal Lagoon Environments, Shimane University, Matsue 690-8504, Japan

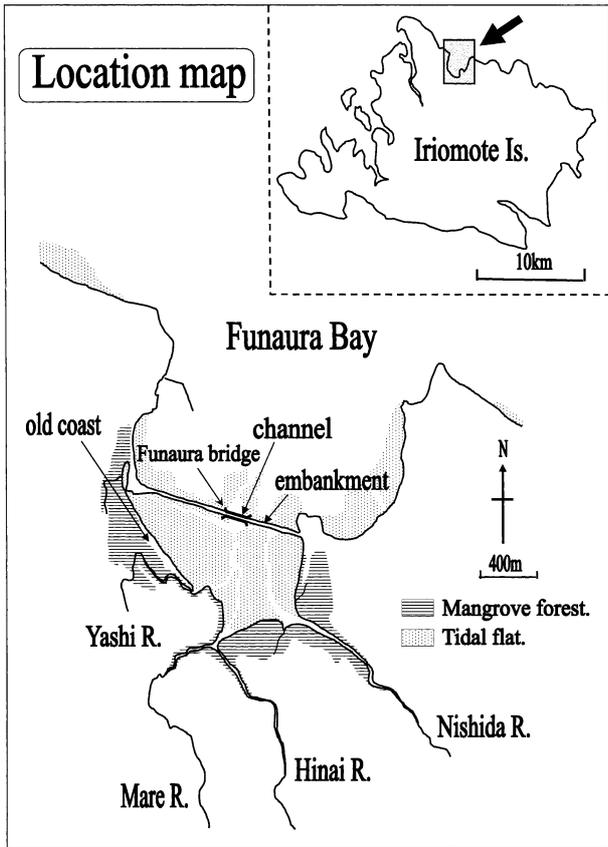


図1. 調査位置図.
Fig. 1. Location map.

調査地概要

西表島は八重山群島に属し、総面積は271 km² (荒木・中川, 1978)で、琉球列島のなかで5番目に大きい島である。調査地の船浦湾は西表島の北部に位置し、湾口が北に大きく開いた湾である(図1)。湾奥部は人工の堤防によって閉じられており、幅2 km, 奥行き1.5 kmである(田中, 2001)。堤防で閉ざされている湾奥部(堤防内湾奥部)は、およそ160 mの水路によって海域と流通している。下げ潮時や上げ潮時にはその水路を通じて流入出し、干潮時には堤防内湾奥部のほとんどが干潟となり、逆に満潮時にはマングローブ林のほとんどが冠水する。船浦湾への流入河川は西田川, ヒナイ川, マーレ川, ヤシ川があり、湾内に淡水を供給している。しかし、通常時では、それら流入河川の流量は非常に少ない。マングローブ林内では幅1~2 mのクリークも多数存在し、主に下げ潮時にそれを通じて水が流出している。湾奥部の西部には400 mにわたって、炭酸塩に富む砂浜が見られる。浜付近のマングローブは地下茎が露出しており、この浜は現在では侵食の

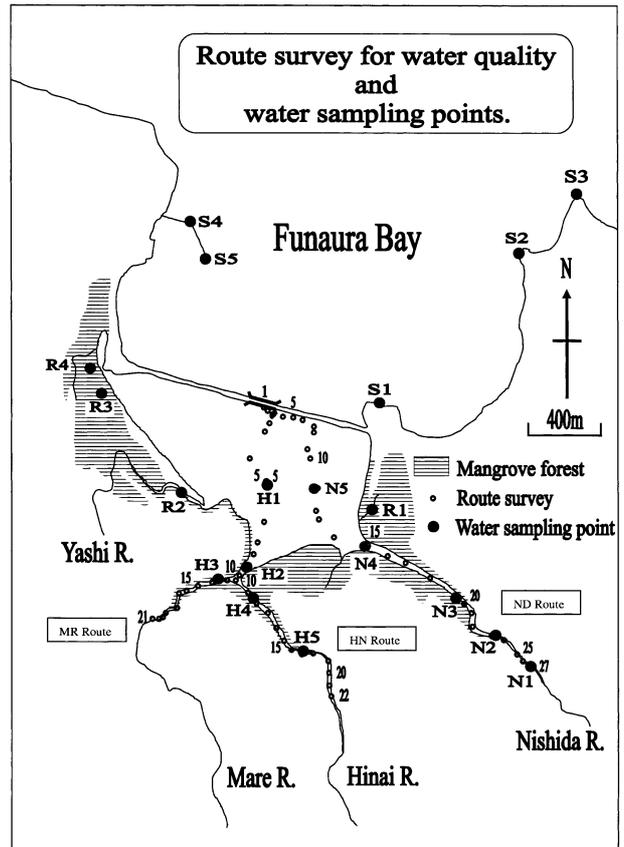


図2. ルート水質調査地点と採水地点.
Fig. 2. Route survey for water quality and water sampling points.

場にある。

マングローブ林を構成する主な樹種は、東部ではオヒルギ (*Bruguiera gymnorhiza*), 西部ではヤエヤマヒルギ (*Rhizophora stylosa*) で、希にマヤブシキ (*Sonneratia alba*) が見られる。またマングローブ林内では、キバウミニナ (*Terebralia palustris*) やシレナシジミ (*Geloina coxans*) などの貝類がみられるところもある。

調査および分析方法

1. 調査および試料

現地調査は、2003年7月16日から24日まで行った。満潮時は主に水質調査を、干潮時は底質調査を行っている。水質調査は、堤防の水路から西田川, ヒナイ川, マーレ川に向けて、カヌーを用いてルート状に行った。水質測定は、水中投下式クロロフィル測定装置(アレックス電子製, ACL 1151-DK)を用いて水温, 塩分, クロロフィルa濃度, および照度などの項目を同時に行った。測定装置は、中山ほか(1999)に従い、手動で鉛直下向きに一定速度で投下

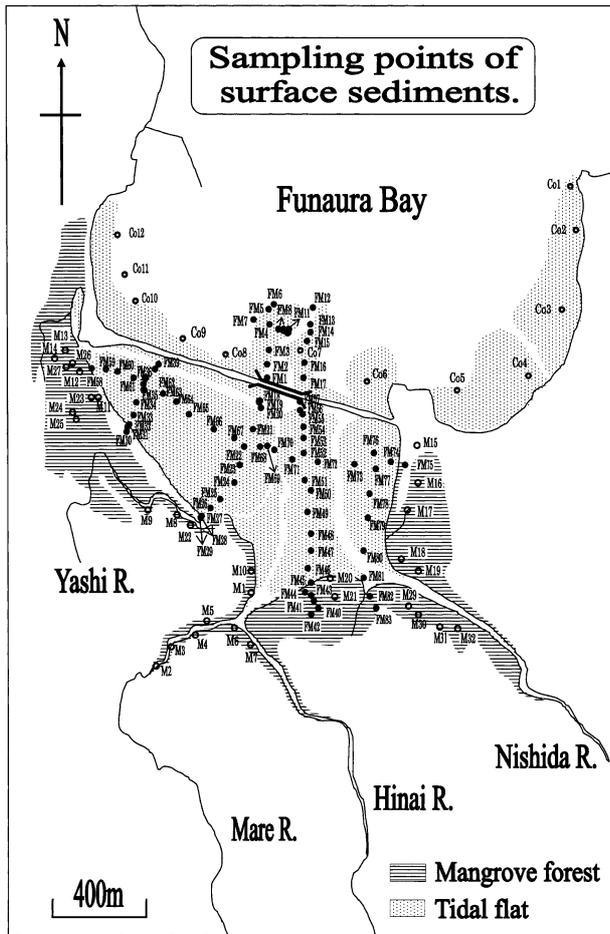


図3. 底質のサンプリング位置.

Fig. 3. Sampling points of surface sediments.

した。測定地点は、西田川ルート(NDR)で27地点、ヒナイ川ルート(HNR)で22地点、マーレ川ルート(MRR)で21地点である(図2)。また、同ルートの地点、干潮時にはマングローブ林内に点在する幅1~2mのクリーク、堤防外の湾沿岸で採水を行った(図2)。採水はポリタンクを用いて表層から約10cmのところで行った。採水後は、ポリタンクに光が入り込まないように暗箱に保管した。採水した水は、現地でWhatman製ガラス繊維フィルター(GF/F)を用いて濾過した。フィルター試料は、後に実験室に持ち帰りCNS元素分析を行った。

底質調査は、満潮時にヒナイ川とマーレ川沿いで、干潮時に湾沿岸部、干潟、マングローブ林内で、それぞれ底質の観察とサンプリングを行った(図3)。底質のサンプリングは、直径5cmのアクリルパイプを用いて、表層から1cmを採取した。試料は実験室に持ち帰った後、80℃で24時間以上、恒温乾燥機で乾燥させた。乾燥試料は、CNS元素分析、粒度分析、炭酸塩量の測定を行った。

2. 分析方法

CNS 元素分析：実験室に持ち帰ったフィルター試料は恒温乾燥器で80℃・24時間以上、乾燥させ、秤量後、瑪瑙乳鉢を用いて粉末にした。粉末にしたフィルター試料は約40mgになるように秤量し、銀製のコンテナに入れた。次に110℃のホットプレート上で銀製コンテナの中の試料に1Nの塩酸を加え、無機炭素と反応させた。十分に反応させた後、4時間ほどホットプレート上で加熱し、試料を蒸発固化させた。次に錫製のコンテナで封入し、CHNS元素分析計(FISONS社製、EA-1108型)によりフィルター試料の全有機炭素(Total organic carbon contents, 以下TOCと呼ぶ)濃度と全窒素(Total nitrogen, 以下TNと呼ぶ)濃度を測定した。さらにフィルター試料の全重量と測定重量の比から懸濁態有機炭素(Particulate organic carbon, 以下POCと呼ぶ)濃度および懸濁態有機窒素(Particulate organic nitrogen, 以下PONと呼ぶ)濃度を算出した。また、フィルター試料のTOC濃度とTN濃度からPOC/PON比を算出した。CNS元素分析は、標準試料としてBBOTを用い、10試料ごとに測定を行っている。

採集した底質試料は80℃で24時間以上、恒温乾燥機で乾燥させ、瑪瑙乳鉢を用いて粉末にした。粉末にした底質の試料が約10mgになるよう秤量し、それを銀製のコンテナに入れた。以下はフィルター試料と同様な手順で行った。底質試料は、TOC、TNおよび全硫黄(Total sulfur, 以下TSと呼ぶ)濃度を測定し、また、TOCとTNから底質のTOC/TN比を算出した。

粒度分析：粒度分析は、レーザー式粒度分析装置(島津製作所製、SALD-3000S)を用いて行った。粒度分析のための試料は、適量の底質乾燥試料を分取し、35%の過酸化水素水で処理したものをを用いた。処理した試料はすべて装置に入れ、超音波分解し、測定を行った。試料測定の最初と最後に標準試料JIS-11を測定し、粒度分析器のチェックを行っている。得られた頻度分布測定値は、Fork and Ward(1957)の式を用いて平均粒径と淘汰度を算出し、底質の粒度の評価を行った。

炭酸塩量：底質の乾燥試料を秤量し、12Nの塩酸を加え炭酸塩と十分に反応させた。反応が終わると試料をWhatman製の濾紙を用いて濾過し、蒸留水で十分に塩酸を洗い流した。その後80℃で24時間以上、恒温乾燥器で乾燥させ、その残渣を秤量し次式により溶解率をもとめた。

溶解率(%) = (試料の乾燥重量 - 残渣重量) / 試料の

乾燥重量×100

本研究では、この溶解率を炭酸塩量とした。

結 果

1. 水質

西田川 (ND) ルート

ND ルートの水質調査結果を図 4 に示す。西田川の感潮域最上流部での水温は 28℃ 前後と ND ルート内では最も低い値を示した。西田川上流から下流にかけての水温は 31~33℃ と大きな変化は見られないが、河川下流から湾奥部にかけては 34℃ から 30℃ 前後へとわずかながら水温の低下が見られた。

西田川の感潮域最上流部での塩分は 10~18 psu と ND ルート内では最も低い値を示している。河川上流から表層 30 cm~50 cm 付近で塩分躍層がみられ、その躍層は下流域まで存在している。湾奥部では塩分躍層はみられず、表層、底層ともに 34 psu と最も高い値を示す。

クロロフィル a 濃度は、河川上流から湾奥部の全域において表層から水深 50 cm の水層で高い値を示した。このクロロフィル a 濃集層の濃度は局所的に 100 $\mu\text{g}/\ell$ と非常に高い値を示す。感潮域最上流部のクロロフィル a 濃度は、比較的低い値を示している。底層は 10~20 $\mu\text{g}/\ell$ 前後と表層水に比べて低いが、上流側から下流方向に低くなる傾向にある。

ヒナイ川 (HN) ルート

HN ルートの水質調査結果を図 4 に示す。ヒナイ川感潮域最上流部での水温は 29℃ 前後と HN ルート内では最も低い値を示した。ヒナイ川の上流から下流にかけて表層は 31~32℃ で、底層は 33℃ 前後と比較的高い傾向が見られる。マーレ川との合流地点の水温は表層で 30℃ 前後と局所的に低くなるが、底層では 34℃ と高くなり、表層と底層とで弱い温度躍層が見られる。マーレ川合流地点では底層部の水温がもっとも高く、そこから下流方向に水温が徐々に低下し、湾奥部の堤防付近では 30℃ 前後まで低くなる。

ヒナイ川感潮域最上流部の塩分は 19 psu 前後と HN ルート内では最も低い。ヒナイ川の感潮域の上流から下流域まで塩分躍層が見られ、下流に向けて塩分勾配は小さくなる。マーレ川との合流地点での塩分は局所的に低くなるが、マーレ川との合流地点から湾奥部の堤防までは表層、底層ともに 34 psu 前後で安定している。

表 1. 船浦湾堤防外沿岸部~河川における POC 濃度, PON 濃度, C/N 比。

Table 1. POC concentration, PON concentration and POC/PON ratio from inner part of Funaura Bay to river.

Sample No.	POC (mg/ℓ)	PON(mg/ℓ)	POC/PON Ratio
N1	0.137	0.014	9.8
N2	0.570	0.074	7.7
N3	0.403	0.047	8.6
N4	0.301	0.039	7.7
N5	0.374	0.050	7.5
H1	0.159	0.025	6.4
H2	0.280	0.040	7.0
H3	0.250	0.033	7.6
H4	0.266	0.036	7.4
H5	0.174	0.017	10.2
S1	0.153	0.023	6.7
S2	0.196	0.026	7.5
S3	0.135	0.020	6.8
S4	0.118	0.018	6.6
S5	0.141	0.024	5.9
R1	0.976	0.092	10.6
R2	0.493	0.048	10.3
R3	1.259	0.103	12.2
R4	1.277	0.106	12.0

クロロフィル a 濃度は、ヒナイ川下流~湾奥部間の表層から水深 50 cm の水層で高い値を示した。最も高い値を示すのはマーレ川との合流地点で、100 $\mu\text{g}/\ell$ に達する。しかし、全体的には西田川より低い傾向にある。底層部では、ヒナイ川の感潮域の上流から堤防内湾奥部にかけてクロロフィル a 濃度が減少する傾向にある。

マーレ川 (MR) ルート

MR ルートの水質調査結果を図 4 に示す。マーレ川の感潮域最上流部の水温は 30℃ 前後で、西田川やヒナイ川の感潮域最上流部の水温と比較して高い。マーレ川上流から下流域までは 32~34℃ と大きな変化はみられないものの、増加する傾向にある。このルートでは、ヒナイ川との合流地点付近の底層がもっとも高い水温を示している。

マーレ川の感潮域最上流部での塩分は 19 psu 前後と MR ルート内では最も低い。マーレ川の感潮域全域において水深 50 cm 付近で塩分躍層が見られる。塩分躍層の下層では、中央部付近の凹地に高塩分の水塊が見られる。

クロロフィル a 濃度は、マーレ川の感潮域ほぼ全域において表層から水深 50 cm の水層で高濃度を示した。感潮域最上流部のクロロフィル a 濃度は、比較的低い値を示している。表層におけるクロロフィル a 濃度は、湾奥部よりもマーレ川の方が高い。それ以深の底層部のクロロフィル a 濃度は、下流方向に減少する傾向がある。

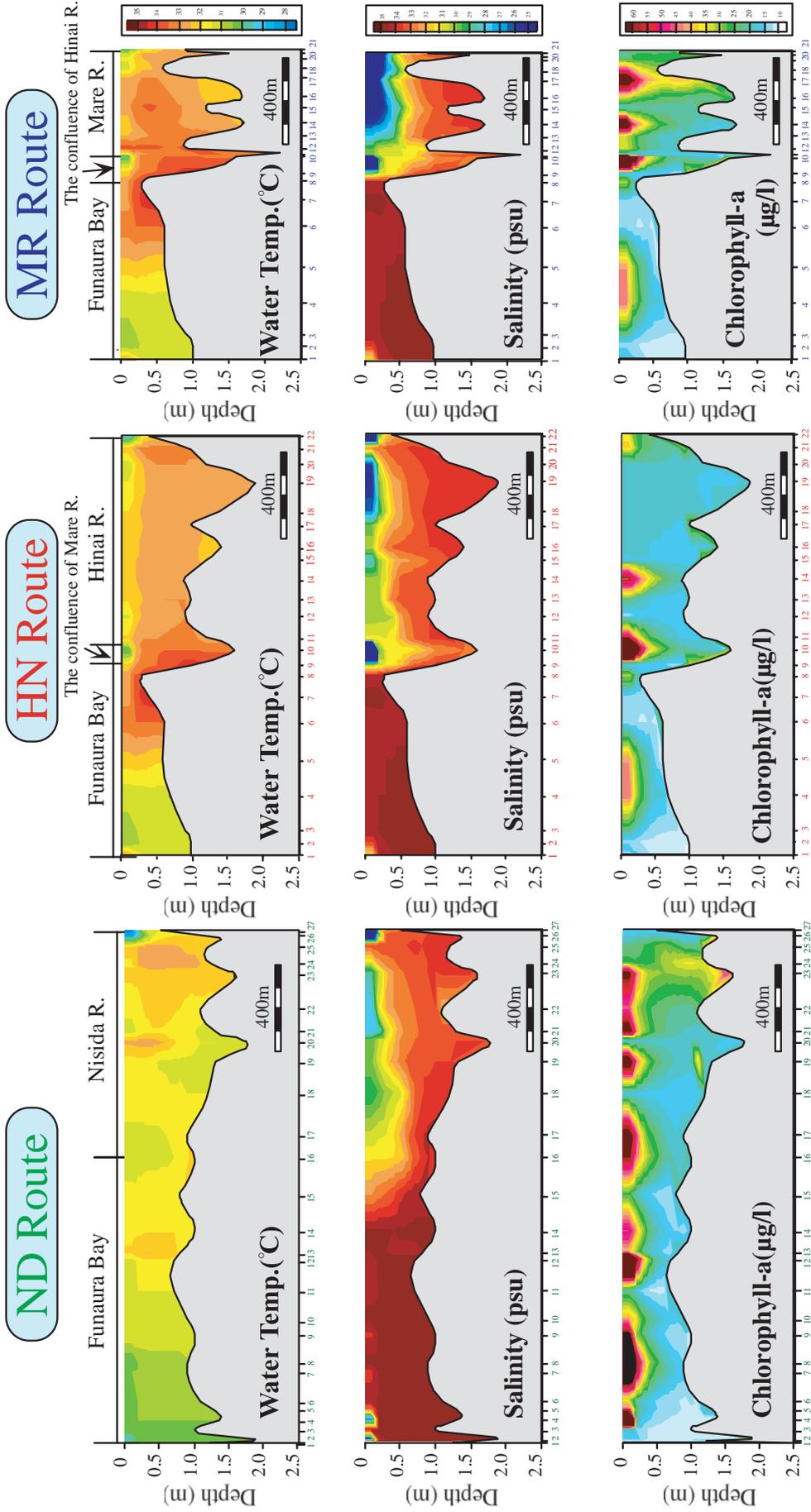


図4. NDルート, HNルート, MRルートの水質調査結果.
 Fig. 4. The result of water quality in ND route, HN route and MR route.

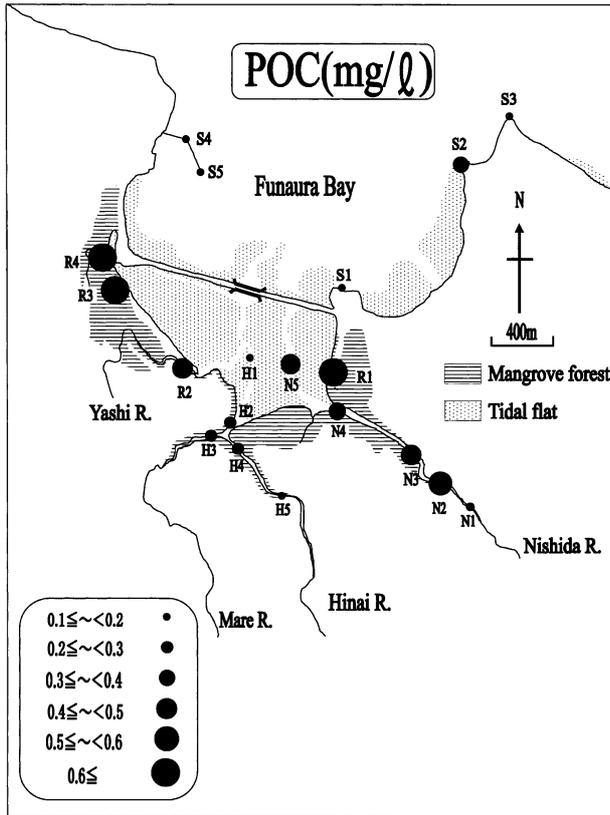


図5. 船浦湾堤防外沿岸部～河川における POC 濃度。
Fig. 5. POC concentration from inner part of Funaura Bay to river.

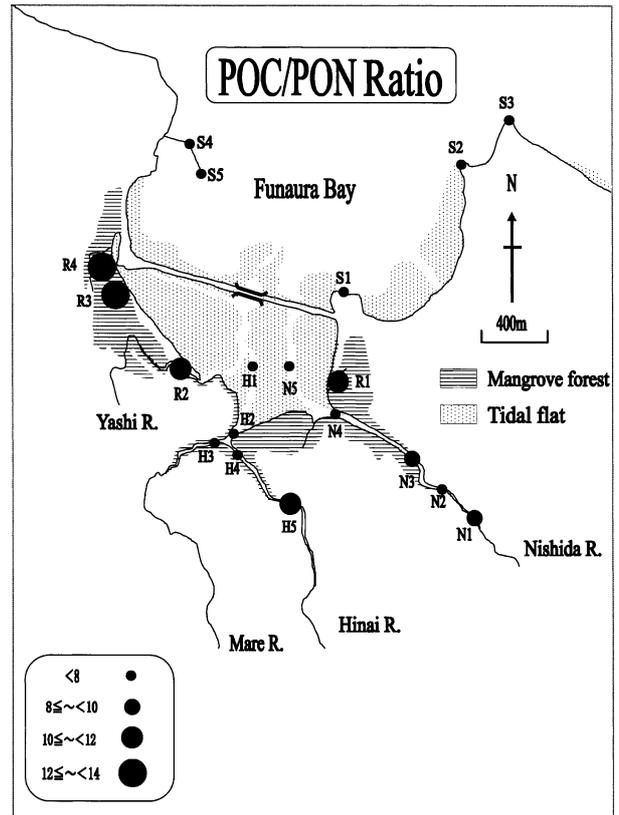


図6. 船浦湾堤防外沿岸部～河川における POC/PON 比。
Fig. 6. POC/PON ratio from inner part of Funaura Bay to river.

2. 懸濁物の有機炭素濃度と POC/PON 比

今回、フィルター試料から得られた POC 濃度、PON 濃度、POC/PON 比は表 1 に示した。また、POC 濃度の分布を図 5 に、POC/PON 比の分布を図 6 に示した。

西田川上流(N1)およびヒナイ川上流(H5)の POC 濃度は、それぞれ 0.14 と 0.17 mg/l であり、低い値を示している。POC/PON 比は逆に 10 前後と高い値を示している。西田川とヒナイ川の上流から下流かけての POC 濃度は、それぞれ 0.30～0.57 mg/l、0.25～0.28 mg/l の値を示し、西田川では下流方向に減少傾向にある。POC/PON 比は、西田川では 7 前後、ヒナイ川では 8 前後の値を示している。それらの河川水が注ぐ湾奥部の POC 濃度は、0.2～0.4 mg/l とやや低く、POC/PON 比も 6.4～7.4 と低い値を示している。堤防外の沿岸部(S1, S3, S4, S5)の POC 濃度は、0.1～0.2 mg/l で今回の試料群の中で最も低い値を示している。また、POC/PON 比も 6～7 で、同様に最も低い値を示している。

干潮時においてマングローブ林内に分布するク

リークのプールから採水した R1～R4 地点での POC 濃度は、0.5～1.3 mg/l で最も高い値を示している。また、POC/PON 比も 10～12 と最も高い値を示している。

3. 底質の粒度分布

全調査地域内における底質の平均粒径の分析結果は図 7 に、地域ごとの代表的な粒度頻度分布は図 8 に示した。

堤防外の船浦湾沿岸部 (FM 1～FM 17, Co 1～Co 12) の底質の平均粒径は、1.5～2.2 ϕ で、淘汰は良い (0.3～0.7)。粒度頻度分布では、1.5～2.0 ϕ が最頻値で、突出した頻度分布を示している。

堤防内の湾奥部 (FM 18～FM 26, FM 31～FM 39, FM 45～FM 74, FM 76～FM 81) での底質の平均粒径は、1.4～2.3 ϕ で、淘汰は 0.4～0.9 とやや良い。粒度頻度分布は、堤防外湾沿岸部と同様な分布を示しているが、4 ϕ の細粒粒子が含まれている。例外的に FM 19 の平均粒径は、6.9 ϕ と細粒の値を示す。FM 19 は、クリーク中の堆積物で干潮時でも約 0.5 m

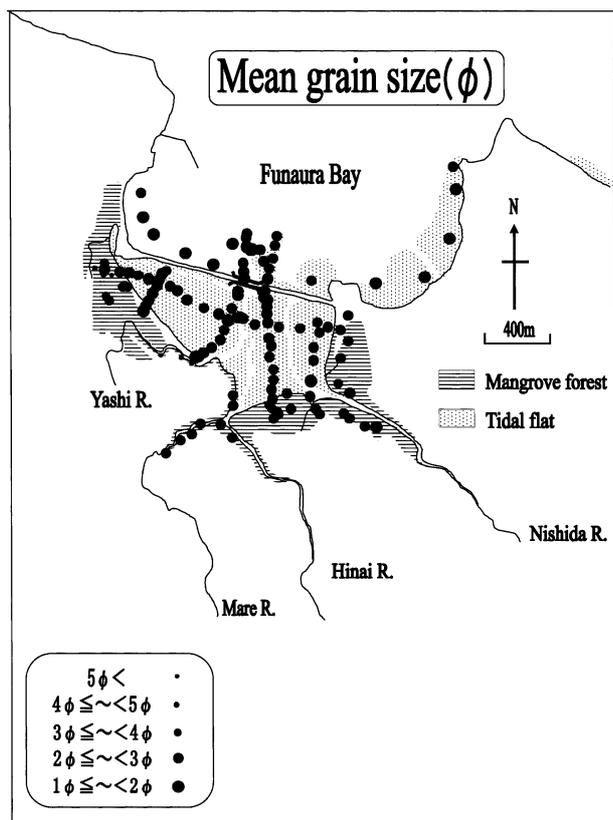


図7. 船浦湾堤防外沿岸部～マングローブ沼における底質の平均粒径。

Fig. 7. Mean grain size of surface sediments from inner Funaura Bay to mangrove swamp.

の水深をもつ地点である。

堤防内湾奥部の浜では、平均粒径が1.1 ϕ で、淘汰は1.0と悪い。粒度頻度分布は堤防外湾沿岸部と類似しているが、-1.0~0.0 ϕ の粗い粒子の占める割合が多く、最頻値の頻度が小さい。

マングローブ林内の底質における平均粒径は、1.0~5.7 ϕ と幅広い粒度を示した。しかし、多くの底質は2.0~2.5 ϕ と4 ϕ 以下の平均粒径に集中している。淘汰も、0.4の良いものから2.5の非常に悪いものまで多様である。粒度頻度分布は、1.5~2.5 ϕ の突出した頻度分布と4 ϕ 以下の扁平した頻度分布を持つバイモーダルを呈する。また、湾奥部東部のマングローブ林(M16~M21, M29~M32)では、粗粒部分の突出した頻度分布が顕著で、細粒部分の扁平した頻度分布の最頻値の頻度が小さい値を示している。一方、西部のマングローブ林(M11~M14, M23~M27)では、粗粒部分の突出した頻度分布の最頻値の頻度が小さく、細粒部分の扁平した頻度分布の頻度が相対的に高い傾向を示している。

4. 底質の炭酸塩量

熱帯域における浅海堆積物の特徴は、サンゴ、大型有孔虫、軟体動物の遺骸など生物性炭酸塩を含むことである。全調査地域内における底質の炭酸塩量の分布は図9に示した。堤防外湾沿岸部における炭酸塩量は3~8%である。堤防内湾奥部における底質の炭酸塩量は8%以内がほとんどであるが、西部に高く、東部に低い傾向がある。湾奥部西部の浜およびマングローブ林の底質の炭酸塩量は50%以上を示し、それに隣接する堤防内湾奥部における底質も高い炭酸塩量を示す。湾奥部東部のマングローブ林の底質、あるいはヒナイ川やマーレ川(M2~M7)の底質の炭酸塩量は4%前後と低い。

4. 底質の全有機炭素濃度・全イオウ濃度・TOC/TN比

全調査地域内における底質のTOC濃度、TS濃度およびTOC/TN比の分布を図10、図11、図12にそれぞれ示す。堤防外湾沿岸部の底質のTOCの濃度は、多くの場合0.3%以下である。堤防の流入流出路付近では、0.4~0.5%の比較的高い値を示した。TOC/TN比は、2~6と低い値を示し、TOC濃度の比較的高いところでは、7~8の値を示す。TS濃度はほとんどが0.1%以下である。堤防内湾奥部の底質のTOC濃度は、ほとんどが0.4%以下を示すが、マングローブ林に隣接するところではやや高い傾向を示す。TOC/TN比は、7以下と低い値を示し、TS濃度は0.2%以下である。FM19は、例外的にTOC濃度が1.8%と高い値を示し、TOC/TN比も12.8と高い値を示した。マングローブ林の底質のTOC濃度は、多くの場合0.5~3.5%の高い値を示した。M12, M24は、それぞれ16.9~13.7%と特に高い値を示している。TOC/TN比は、4~36と多様な値を示すが、TOC濃度が高いものほど、高いTOC/TN比を示す傾向にある。TS濃度は、多くの場合0.4%以下であるが、他の地域の底質よりは高い傾向にある。TOC濃度の高い2試料では、1.4と1.0%の高い値を示した。

考 察

1. 船浦湾奥部～河川における水塊構造と水質環境の特徴

船浦湾湾奥部では、干潮時にほとんどの地域で干潟が形成される。一方、上げ潮時には海水が湾内に侵入し、やがてマングローブ林まで水塊に浸る。このような陸域と海域の接点に位置する船浦湾奥部で

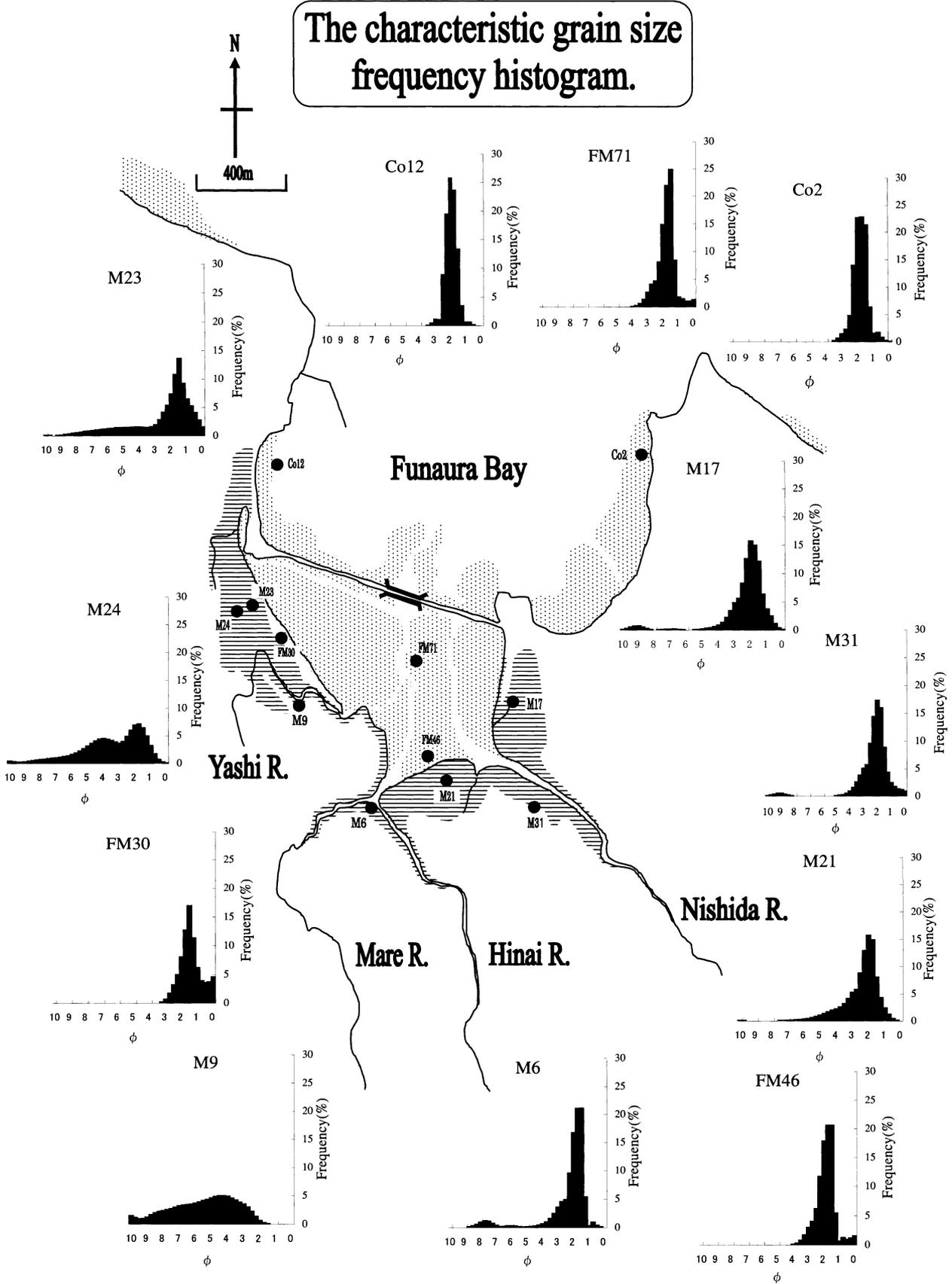


図8. 船浦湾堤防外沿岸部～マングローブ沼における代表的な底質の粒度頻度分布図。

Fig. 8. The characteristic grain size frequency histogram of surface sediments from inner Funaura Bay to mangrove swamp.

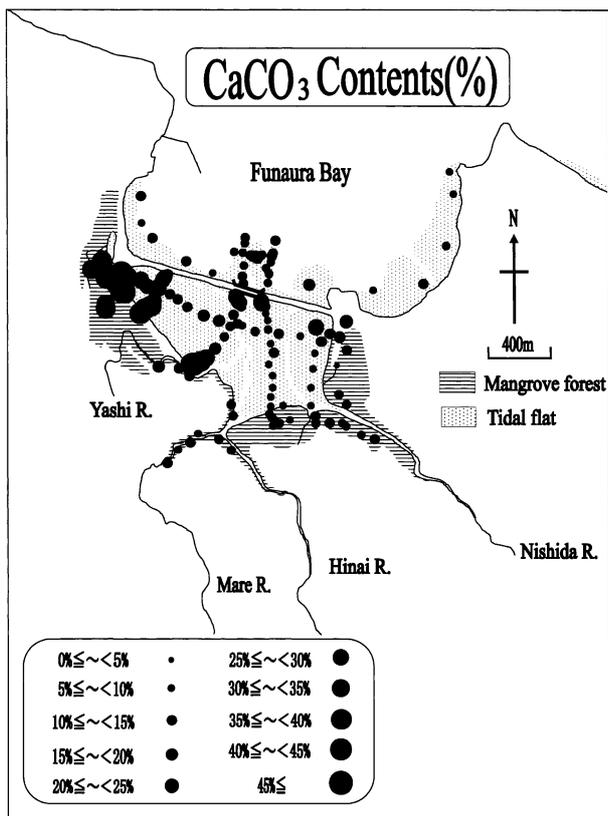


図 9. 船浦湾堤防外沿岸部～マングローブ沼における底質の炭酸塩量。

Fig. 9. Carbonate contents of surface sediments from inner Funaura Bay to mangrove swamp.

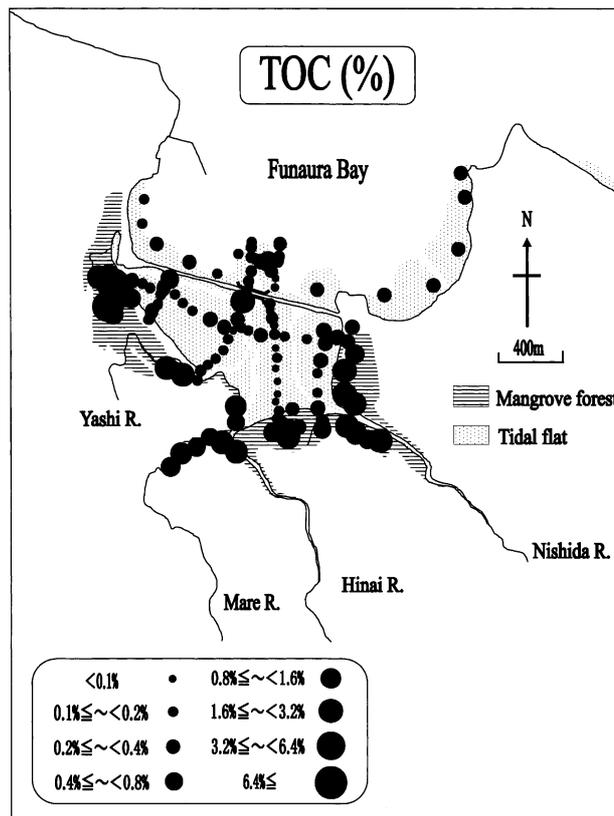


図 10. 船浦湾堤防外沿岸部～マングローブ沼における底質の TOC 濃度。

Fig. 10. TOC contents of surface sediments from inner Funaura Bay to mangrove swamp.

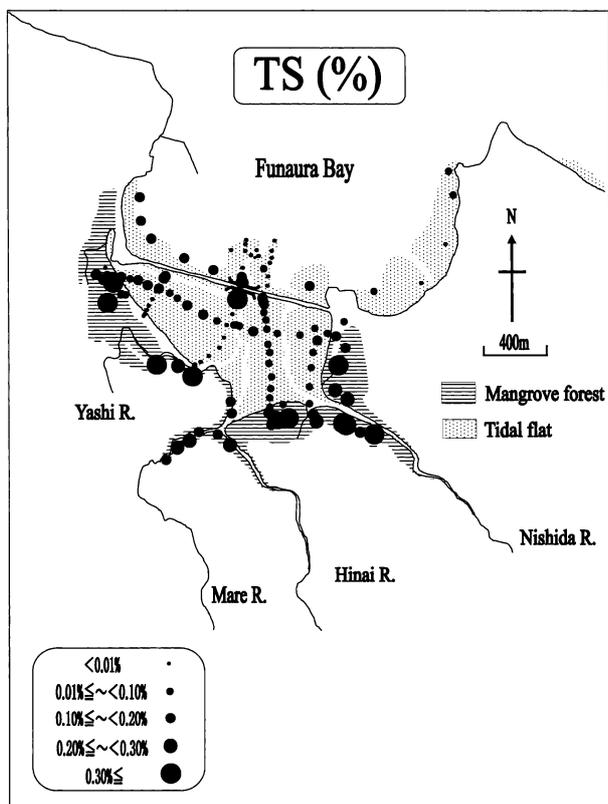


図 11. 船浦湾堤防外沿岸部～マングローブ沼における底質の TS 濃度。

Fig. 11. TS contents of surface sediments from inner Funaura Bay to mangrove swamp.

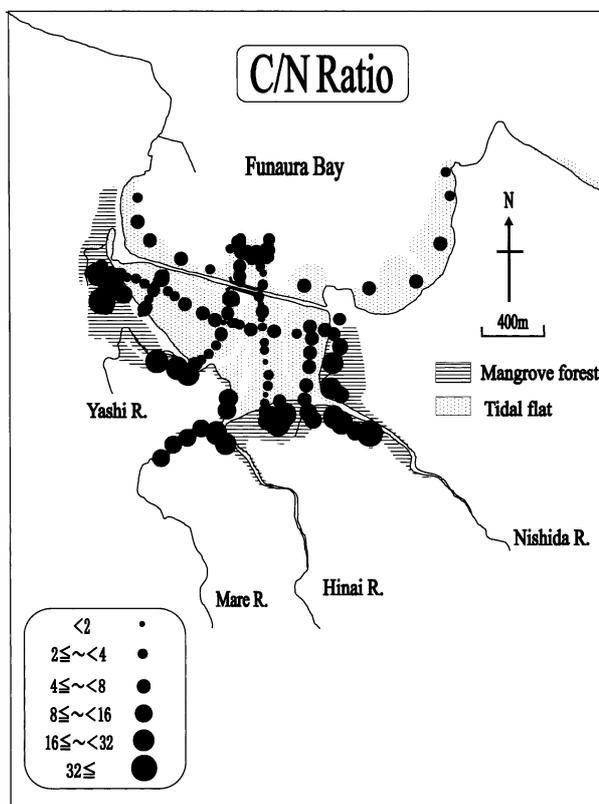


図 12. 船浦湾堤防外沿岸部～マングローブ沼における底質の C/N 比。

Fig. 12. C/N ratio of surface sediments from inner Funaura Bay to mangrove swamp.

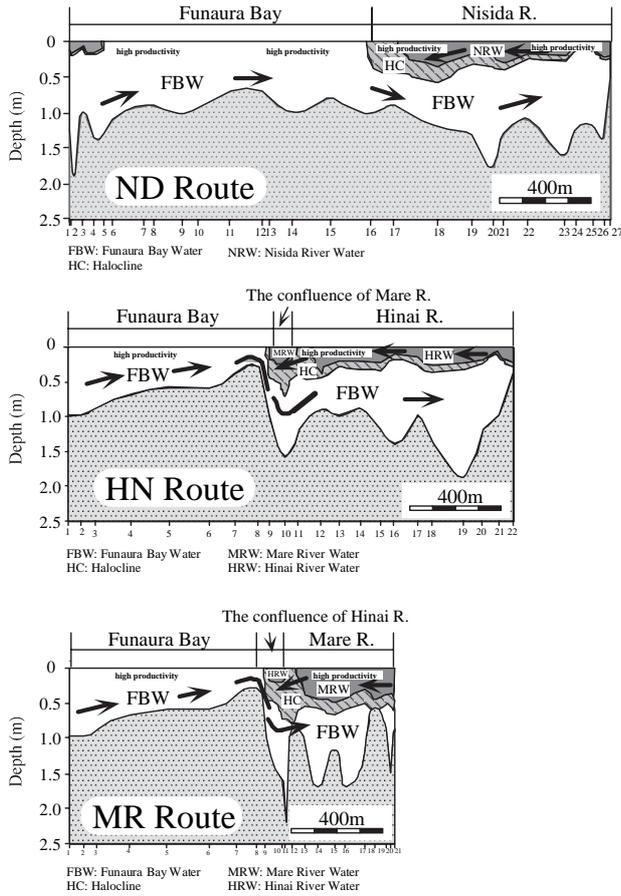


図 13. ND ルート, HN ルート, MR ルートの水塊構造.
Fig. 13. Water mass structure in ND route, HN route and MR route.

は、河川を通して陸域から種々の物質が供給されるとともに、海域からも上げ潮にともない物質が供給されている。海域から流入する海水と陸域から流入する淡水とでは密度が異なるために、感潮域の河川では特殊な水塊構造がみられる。塩分分布から解釈された各感潮域河川から湾奥部の水塊構造は、図 13 に示した。

西田川、ヒナイ川、マーレ川の感潮域の最上流部における表層の水塊は水温と塩分がともに最も低い値を示す。この水塊は、感潮域の最上流部よりさらに上流から比較的低温で淡水の河川水が流れ込んでおり、この河川水が感潮域の高塩分水塊と混合することによって形成されている。これらの水塊は、それぞれ西田川水塊 (NRW)、ヒナイ川水塊 (HRW)、マーレ川水塊 (MRW) と呼ぶことにする。一方、堤防内湾奥部の堤防側では、水温 30℃・塩分 34 psu の水塊が見られる。この水塊は、堤防の水路から船浦湾の水塊が流入したものである。この水塊を、船浦湾奥水塊 (FBW) と呼ぶことにする。FBW は、河川の

河口域で NRW, HRW, MRW と接し、FBW の方の比重が大きいため河川の感潮域において河川水塊の下に潜り込んでいる。そのため、河川の感潮域では塩分躍層を境界として 2 層構造が形成されている。このような水塊構造は、西表島網取湾のウダラ川においても見ることができる (瀬戸, 1995)。

堤防内湾奥部の FBW は、堤防側から河川の河口域にかけての水温は 30℃ から 33℃ 程度まで上昇する傾向が見られる。これは、干潮時あるいは初期の上げ潮時に太陽光によって暖められた高温の水塊をその後さらに流入した船浦湾の低温の水塊が混合しながら湾奥側に押し上げた結果であると思われる。堤防内湾奥部の干潟域で形成された高温水塊は、さらに河川河口域まで押し上げられている。河川の感潮域における FBW は、上流側ほど塩分が高い傾向にあり、水温も河川表層水塊より高い。これは、上げ潮流時に湾奥干潟で温められた高温水塊が感潮域奥部まで流入していることを示している。さらに、MR ルートでみれば、感潮域奥部の底層における塩分の高い水塊ではやや低い水温を示している。これは感潮域の河川の水深が湾奥部の干潟より深いこともあり、上流域にやや古い FBW が残っているためだと思われる。河川の感潮域の FBW は、河口域で河川表層水塊の下に潜り込み、河川表層水塊と混合しつつ上流域にゆっくり遡上していくものと思われる。

干潮時にクリークを除くほとんどの水域が干潟になることから、下げ潮流時は堤防内湾奥部の FBW は、堤防側から堤防外に流出しているものと思われる。感潮域の河川の河床が干潟より約 1.5 m 程度低いいため、感潮域の河川における FBW は一部の水塊が流出するだけで多くの水塊はそのまま残る。それぞれの河川表層水塊とマングローブ林内に進入した水塊は、下げ潮流時に FBW と混合しつつ流出していくようだ。干潮時には河川への海水の流入はないが河川上流域から低塩分河川水が供給され続けるために、クリークを通じて河川表層水塊が流出している。

2. 船浦湾奥部～河川にける水域生産物とマングローブ生産物

クロロフィル a は、植物が光合成を行うのに必要な色素で、その量から植物の現存量や潜在的な生産量を推定することが可能である。特に水域では、現場型蛍光光度計を用いることによって比較的簡便に植物プランクトンのクロロフィル a の濃度を測定す

ることができる。本調査地域の堤防内湾奥部から感潮域河川のほぼ全水域において、水深 50 cm までの表層にクロロフィル a の濃集が見られた。その濃集層は、 $30 \mu\text{g}/\text{l}$ 以上で最大 $100 \mu\text{g}/\text{l}$ に達する。これは富栄養湖である宍道湖の平均的なクロロフィル a の濃度が $14\sim 41 \mu\text{g}/\text{l}$ (作野ほか, 1996) より高い値である。赤潮などの植物性プランクトンの異常発生時のクロロフィル a 濃度は、中海で $50\sim 270 \mu\text{g}/\text{l}$ (清家ほか, 1999), 網走湖で $50\sim 160 \mu\text{g}/\text{l}$ (Mikami et al., 2002) であり、本地域の表層のクロロフィル a 濃度は富栄養湖の植物性プランクトンが異常発生した濃度に匹敵することになる。

堤防の水路から流入する海水はクロロフィル a 濃度が $12 \mu\text{g}/\text{l}$ 前後と低く、その流入により堤防内湾奥部の FBW のクロロフィル a 濃度が低くなっている。感潮域河川の FBW は、堤防内湾奥部の FBW よりも高いクロロフィル a 濃度を示しており、流入した海水の停滞により栄養塩が付加され生産性が高くなっているものと思われる。一方、陸域の淡水が流入する感潮域河川の最上流部は、比較的低いクロロフィル a 濃度を示している。これは陸域の淡水の栄養塩が乏しく、クロロフィル a 濃度が低いことを示唆している。

POC 濃度は、その水域で生産されたプランクトンの現地性有機物量と陸域で生産された異地性有機物量を反映している。POC/PON 比は、それらの有機物の起源に関連して変化し、プランクトン起源の有機物では 6 前後、陸起源有機物では、15 以上を示すといわれている (例えば Müller, 1977; 中井ほか, 1982)。感潮域のマングローブ林で生産された有機物は、マングローブ林の底質の TOC/TN 比が 15 以上を示すことから、異地性陸起源有機物と同様な値を示しており、両者はこの値だけでは区別できない。

堤防外の船浦湾の POC 濃度は、今回測定した試料ではもっとも低い値を示し、POC/PON 比は 6~7 の値を示した。これは、その水域で生産されたプランクトン起源の有機物の POC/PON 比を反映しているものと思われる。一方で陸域の淡水が流入する感潮域河川の最上流部では、同様に POC 濃度が低い、POC/PON 比は比較的高い値 (10 前後) を示している。これは、その水域で生産されたプランクトン起源の有機物とともに陸起源高等植物の有機物を含んでいることを示している。この陸起源有機物は、さらに上流河川域から供給されたと思われるが、POC 濃度と POC/PON 比から考えると供給量はそれ

ほど多くないものと思われる。これらのこととクロロフィル a 濃度の分布から考えると堤防内船浦湾奥部~感潮域河川に供給される異地性の有機物は比較的少ないものと思われる。

西田川及びヒナイ川の感潮域河川では、POC 濃度が比較的高く、低い POC/PON 比に特徴づけられる。POC/PON 比から、ほとんどの POC がその水域で生産されたプランクトン起源の有機物であると考えられる。そのため、POC 濃度の分布とクロロフィル a 濃度の分布に整合性が認められる。西田川とヒナイ川の感潮域河川を比較すると、POC 濃度とクロロフィル a 濃度は、西田川の方が高い傾向にある。これは、西田川の方が生産性が高いことを示唆するものである。西田川は、流域のマングローブ林が大きく、そこで形成された栄養塩を用いて生産性を高めているかもしれない。

干潮時にマングローブ林内に取り残されたプールの水の POC は、非常に高い濃度を示している。これは、マングローブの高い生産性を反映したものと思われる。しかし、POC/PON 比から考えるとマングローブ起源の有機物の割合は比較的少なく、むしろその水域で生産された植物プランクトンの方が多いことを示唆している。これは、マングローブは大型高等植物であるため POC にはなりにくく、林内で分解されることによって水域に栄養塩を供給しているものと思われる。

これらのことから、堤防内船浦湾奥部~感潮域河川では、水域全体に太陽エネルギーを受けるとともに、マングローブ林から供給された豊富な栄養塩を利用して植物プランクトンが盛んに増殖しているものと思われる。

3. 湾沿岸部~マングローブの底質環境の特徴

堤防外湾沿岸部の底質の平均粒径は $1.0\sim 2.0 \phi$ 前後で、 $1.0\sim 3.0 \phi$ をピークとする極めて突出の頻度分布で代表され、淘汰は良い。炭酸塩量は 7% 前後と堤防内湾奥部東部の干潟やマングローブ内の底質に比べ比較的多い。堤防外では、堤防内の干潟やマングローブと比較して波浪の影響を強く受ける。このような地域では、粒径の小さい泥質粒子は堆積しにくく、砂質粒子に突出した頻度分布を示すものと思われる。さらにリーフなどで生産された比重の小さい炭酸塩碎屑物が潮流と波浪によって、選択的に運ばれ堆積していると考えられる。

また、堤防外湾沿岸部の TOC 濃度は 0.2%, TOC/TN 比は 4 前後である。底質が砂の場合は、無機碎

屑物によって希釈されているため、一般的には有機物は少ない。湾沿岸部の底質は、中粒砂で構成されており TOC 濃度は 0.20% 前後と少なく、TOC/TN 比も 4 と低いことから陸域から供給される有機炭素は堆積しにくく、海起源の有機炭素がわずかながら存在しているものと考えられる。TS 濃度を見てみると 0.0~0.1% と非常に小さく、有機炭素と同様に無機碎屑物の希釈によるものと思われる。底質は、溶存酸素濃度によって異なる色を示し、酸化的環境では一般的に赤色~褐色、還元的環境では暗灰色~黒色を呈すとされる。湾沿岸部の底質は、干潮時には褐色を示していたが、上げ潮になるまでに、底質のほとんどが灰色に変化する。これはミナミコメツキガニ (*Mictyris longicarpus*) などの生物擾乱によって底質が攪拌され還元的環境にあった底質が露出していることを示している。このような生物擾乱は、埋積された堆積物が表層に現れることによって酸化され、有機物が分解されやすくなるため、TOC 濃度の低下を促進することになるだろう。

堤防内湾奥部の干潟の底質堆積物は、平均粒径が 1.5~2.5 ϕ 前後で、2.0 ϕ をピークとする非常に突出した頻度分布で代表され、淘汰は良い。炭酸塩量は 8% 以内がほとんどであるが、局所的に炭酸塩量が高くなる地域が見られる。ヤシ川付近の干潟 (FM 25, FM 26)、西部のマングローブに隣接する干潟 (FM 58, FM 59) と旧浜に隣接する干潟 (FM 32, FM 33, FM 34) では炭酸塩量が 20%~50% 前後と高い値を示す。干潟も湾沿岸部同様に潮汐作用の影響を受けているが、冬期の北風あるいは台風による強い波浪でも幅 160 m の水路から大量にサンゴ片などが運搬されることは考えにくい。旧浜や西部のマングローブでは、侵食されオヒルギの膝根の下面が露出している。これは堤防建設前に形成された浜が、建設後に潮汐によって浸食を受けているためであり、現在みられる炭酸塩は過去に堆積した炭酸塩と考えられる。東部のマングローブ林内は炭酸塩量が少ないことから、堤防建設前は船浦湾西部から潮流によって炭酸塩碎屑物が運搬されたものと思われる。

また干潟の底質の TOC 濃度は 0.15% 前後、TS 濃度は 0.00~0.15%、TOC/TN 比は 4 前後である。この値は湾沿岸部と近い値を示しており、同様な堆積環境であったことを示している。マングローブに隣接する干潟において、TOC 濃度及び TOC/TN 比が比較的高い地点がある。底質のサンプリングを行ったのは下げ潮時~干潮時の間であり、マングローブから生産された有機物は、マングローブ林内の水が引

き終わるときにマングローブ林の縁部に運ばれ、一時的に堆積する。さらに水が引き終わるときにマングローブ起源有機物は海域に運搬されているようだ。

東部マングローブ林の底質堆積物は平均粒径が 1.9~2.4 ϕ で、1.0 ϕ をピークとする突出部と細粒の扁平部の頻度分布を持つことで代表される。炭酸塩量は 4% 前後であり、湾沿岸部や干潟と比較して炭酸塩量が少ない。また、湾沿岸部や干潟では見られなかった 9.0 ϕ 前後の泥質物が見られ、TOC 濃度も 0.5~3.0%、TOC/TN 比は 15~20 前後と高い値を示す。また TS 濃度は湾沿岸部や干潟より 0.1~0.4% と高い。これはマングローブ内の底質が有機炭素に富むこと、表層が泥質堆積物で覆われており粒子間の水の移動が小さく、停滞しやすいために酸素供給がおきにくいこと、また局所的に底質を攪拌させるオキナワアナジャコ (*Thalassina anomala*) などの生物はいるものの、小野(1963)でも述べられているように、マングローブ林内には干潟や湾沿岸部に無数に見られたミナミコメツキガニのような底質を広範囲にわたって攪拌させ、底質に酸素供給を促す生物がいないことなどが挙げられる。

一方、西部のマングローブ林の平均粒径は 1.0~5.0 ϕ 前後で、頻度分布も様々で淘汰は非常に悪い。底質の TOC 濃度も 0.5~15.0%、TS 濃度は 0.1~1.4%、TOC/TN 比も 5~35 と地域によって大きくばらつきがある。西部のマングローブ林は、潮汐作用によって侵食されオヒルギの膝根の下面が露出している。前述したように潮汐によって浸食されたためだと考えられ、過去に堆積した炭酸塩が露出することで炭酸塩に富むと考えられる。マングローブの堆積作用では河川水による営力より日常的に起こる潮汐作用による営力が大きく関っており(瀬戸ほか, 1999)、水理過程で最も重要なのはマングローブの地上根による流体抵抗とされている (Wolanski et al., 1992; 松田, 1993)。マングローブによって生産された有機物は、潮汐作用により水とともにマングローブ林内から海域へと流出する際、場所によっては植物の地上根により流体抵抗が大きいため、有機物の流出量が制限され、TOC 濃度が高くなる。また、西部マングローブ内にはオキナワアナジャコの巣が多く見られ、地下深部の堆積物を押し上げて塚を作っているのが見られる。オキナワアナジャコの生物擾乱によって過去の堆積物が現れることで局所的に大きく粒度組成や TOC 濃度が異なる。TOC 濃度、TS 濃度、TOC/TN 比にばらつきがみられるのは、この

ようなマングローブ林特有の水理作用と生物作用によるものと思われる。

ま と め

1. 堤防内船浦湾奥部～感潮域河川においてルート水質調査を行い、主に塩分分布から水塊構造を解釈し、水塊の特徴について議論を行った。
2. 堤防内船浦湾奥部～感潮域河川の表層水は、高い懸濁態有機炭素濃度とクロロフィル a 濃度を示し、水域全体に太陽エネルギーを十分に受けるとともに、マングローブ林から供給された豊富な栄養塩を利用して植物プランクトンが盛んに増殖しているものと思われる。
3. 堤防内湾奥部の干潟の底質堆積物は、局所的に炭酸塩量が高くなる地域が見られる。これは堤防建設前に形成された浜が、建設後に潮汐によって浸食受け、過去に堆積した炭酸塩が運搬されてきたものと考えられる。東部のマングローブ林は炭酸塩量が少ないことから、堤防建設前は船浦湾西部から潮流によって炭酸塩碎屑物が運搬されたものと思われる。
4. 西部のマングローブ林は、平均粒径、TOC 濃度、TS 濃度、TOC/TN 比も 5～35 と地域によって大きくばらつきがある。このばらつきは、マングローブ林特有の水理作用と生物作用によるものと思われる。

今回の研究から、現在の船浦湾奥部～河川の水質環境および底質環境を外観的ながら明らかにすることができた。水質環境は、河川水と海水とがぶつかり合うことによって生じる水塊構造について、底質環境は潮汐作用やマングローブおよび底生生物との関連についてそれぞれ議論された。これらの研究をふまえて、船浦湾におけるマングローブ形成史のさらなる研究が望まれる。

謝 辞

現地調査では、島民の方々には船の手配や宿泊などお世話になった。また研究をすすめるにあたって、島根大学総合理工学部の木村純一教授、三瓶良和教授、入月俊明助教授には有益な助言を頂いた。分析では、島根大学総合理工学部の大学院生や学部生をはじめ多くの方々を手伝っていただき、ここに感謝の意を示し、厚くお礼を申し上げます。

参 考 文 献

- 荒木裕・中川久夫(1978)琉球列島 西表島の地質。琉球列島の地質学研究, 3: 53-60.
- 藤本潔・大貫靖治・宮城豊彦(1993)西表島におけるマングローブ林の立地形成過程と相対的海水準変動。国府田佳弘編:「マングローブを中心とした生態系の解明に関する研究」科学技術庁科学技術振興調整費による生活・地域流動研究成果報告書, 1-9.
- 松田義弘(1993)マングローブ域における物理学的研究の現状。東海大学紀要海洋学部, 35: 169-184.
- Mikami, H., Hino, S., Sakata, K. and Arisue, J.(2002) Variations in environmental factors and their effects on biological characteristics of meromictic Lake Abashiri. *Limnology*, 3: 97-105.
- Müller, P. J.(1977) C/N ratios in Pacific deep-sea sediments ; Effect of inorganic ammonium and organic nitrogen compounds sorbed by clays. *Geochimica et Cosmochimica acta*, 41: 765-776.
- 中井信之・太田友子・藤澤寛・吉田正夫, 1982, 堆積物コアの炭素同位体比, C/N 比および FeS₂ 含有量からみた名古屋港周辺の古気候, 古海水準変動。第四紀研究, 21: 169-177.
- 中山大介・作野裕司・松永恒雄・高安克己・國井秀信(1999)宍道湖・中海の鉛直クロロフィル a 濃度分布特性。LAGUNA (汽水域研究), 6: 217-222.
- 作野裕司・高安克己・松永恒雄・中村幹雄・國井秀信(1996)宍道湖における衛星同期水質調査(その1)。LAGUNA (汽水域研究), 3: 57-72.
- 小野勇一(1963)八重山群島におけるスナガニ類の生態分布。九州大学学術研究会業績 第6号, 49-59.
- 清家泰・奥村稔・藤永薫・大谷修司・千賀有希子・岡宏樹(1999)中海本庄水域の水質特性。LAGUNA (汽水域研究), 6: 1-9.
- 瀬戸浩二(1995)西表島におけるマングローブ沼～内湾の堆積環境とそこに生息する生物群集。「平成7年度深田研究助成」研究報告書, 159-189.
- 瀬戸浩二・川畑幸子・高津和人・高安克己(1999)西表島ウダラ川河口におけるマングローブ沼の堆積環境。LAGUNA (汽水域研究), 6: 273-282.
- 田中秀典(2001)ヤドカリによるキバウミニナの貝殻利用についての野外実験。LAGUNA (汽水域研究), 8: 91-94.
- 田中秀典(2002)マングローブ干潟における地下断面

—西表島の船浦湾を例に。LAGUNA (汽水域研究), 8: 91-94.

Wolanski, E., Mazda, Y. and Ridd, P. (1992)

Mangrove Hydrodynamics. In Tropical Mangrove Ecosystem., (eds.) Robertson, A. I. and Alongi, D. M. pp.46-62. Springer-Verlag, New York.

付表 1. 船浦湾堤防外沿岸部～マングローブ沼における底質の分析データ。

Appendix 1. Analysis data of surface sediments from inner Funaura Bay to mangrove swamp.

Sample No.	Grain size analysis		CNS elemental analysis				CaCO ₃ Contents (%)
	Mean (φ) sorting		TOC(%)	TN (%)	TS (%)	C/N Ratio	
Co1	2.15	0.55	0.209	0.085	0.048	2.5	3.7
Co2	1.95	0.42	0.317	0.084	0.064	3.8	7.7
Co3	1.82	0.67	0.368	0.080	0.000	4.6	6.9
Co4	1.99	0.61	0.376	0.079	0.000	4.8	4.7
Co5	1.93	0.44	0.224	0.044	0.086	5.1	5.3
Co6	2.13	0.47	0.242	0.058	0.123	4.2	24.0
Co7	1.84	0.35	0.116	0.041	0.073	2.9	3.5
Co8	1.83	0.59	0.169	0.043	0.105	3.9	4.5
Co9	1.99	0.45	0.267	0.054	0.176	4.9	5.0
Co10	1.90	0.59	0.298	0.059	0.115	5.0	12.1
Co11	1.90	0.51	0.222	0.051	0.116	4.4	4.8
Co12	2.08	0.37	0.196	0.052	0.134	3.8	5.9
FM1	1.87	0.47	0.088	0.024	0.266	3.6	6.1
FM2	1.96	0.37	0.134	0.025	0.118	5.3	6.2
FM3	1.85	0.60	0.163	0.035	0.000	4.7	4.8
FM4	1.90	0.31	0.108	0.026	0.000	4.1	6.3
FM5	1.97	0.38	0.101	0.024	0.000	4.3	4.4
FM6	1.97	0.37	0.112	0.028	0.000	4.0	5.0
FM7	1.98	0.36	0.042	0.020	0.000	2.1	4.6
FM8	1.56	0.57	0.118	0.029	0.000	4.1	11.1
FM9	1.51	0.52	0.113	0.027	0.000	4.3	15.9
FM10	2.08	0.67	0.367	0.051	0.000	7.2	10.7
FM11	2.29	0.59	0.493	0.060	0.000	8.2	7.1
FM12	1.88	0.43	0.205	0.033	0.000	6.1	7.7
FM13	1.89	0.40	0.168	0.034	0.000	4.9	8.0
FM14	2.22	0.51	0.237	0.038	0.000	6.2	7.4
FM15	1.76	0.62	0.038	0.023	0.000	1.7	4.8
FM16	2.01	0.37	0.028	0.030	0.000	0.9	4.2
FM17	1.84	0.30	0.048	0.023	0.000	2.1	3.5
FM18	1.67	0.56	0.136	0.047	0.469	2.9	34.0
FM19	6.89	1.74	1.806	0.141	0.000	12.8	17.3
FM20	1.90	0.52	0.067	0.028	0.000	2.4	6.0
FM21	1.84	0.44	0.211	0.040	0.000	5.2	7.7
FM22	1.68	0.52	0.054	0.029	0.000	1.9	3.7
FM23	2.00	0.50	0.216	0.041	0.000	5.2	8.5
FM24	1.97	0.60	0.135	0.039	0.000	3.5	10.9
FM25	1.84	0.60	0.172	0.050	0.000	3.4	21.5
FM26	1.75	0.50	0.198	0.059	0.000	3.4	30.7
FM27	1.92	0.80	0.199	0.043	0.000	4.7	52.7
FM28	1.64	0.65	0.057	0.062	0.000	0.9	54.2
FM29	1.58	0.29	0.030	0.038	0.000	0.8	25.0
FM30	1.13	1.03	0.060	0.050	0.000	1.2	56.8
FM31	1.57	0.75	0.037	0.040	0.000	0.9	63.4
FM32	1.53	0.93	0.154	0.038	0.000	4.1	43.4
FM33	1.65	0.78	0.214	0.050	0.000	4.3	34.8
FM34	1.89	0.44	0.160	0.044	0.000	3.7	21.0
FM35	1.87	0.56	0.195	0.038	0.000	5.1	16.4
FM36	1.94	0.44	0.244	0.046	0.123	5.3	14.4
FM37	1.93	0.63	0.210	0.041	0.122	5.2	15.7
FM38	2.05	0.86	0.449	0.064	0.179	7.0	16.2
FM39	2.03	0.52	0.156	0.048	0.193	3.2	13.3
FM40	2.24	0.81	4.294	0.121	0.245	35.5	4.0
FM41	2.39	0.99	2.303	0.122	0.255	18.9	5.3
FM42	2.05	0.63	0.851	0.077	0.157	11.1	3.9
FM43	1.96	0.41	0.230	0.046	0.176	5.0	2.6
FM44	1.90	0.55	0.177	0.048	0.191	3.7	3.1
FM45	2.08	0.46	0.127	0.034	0.150	3.7	3.3
FM46	1.99	0.67	0.048	0.024	0.116	2.0	2.5
FM47	2.07	0.63	0.083	0.032	0.120	2.6	2.7
FM48	2.04	0.44	0.079	0.032	0.132	2.5	2.8
FM49	1.96	0.46	0.055	0.031	0.123	1.8	2.9
FM50	1.89	0.45	0.114	0.037	0.141	3.1	3.6
FM51	1.90	0.42	0.091	0.034	0.129	2.7	3.6
FM52	1.73	0.47	0.114	0.039	0.144	2.9	3.7
FM53	1.83	0.32	0.000	0.028	0.112	0.0	3.1
FM54	1.69	0.36	0.175	0.042	0.121	4.2	10.4
FM55	1.74	0.33	0.045	0.031	0.097	1.5	4.8
FM56	1.69	0.41	0.042	0.026	0.100	1.6	4.0
FM57	1.69	0.63	0.173	0.053	0.110	3.2	31.3
FM58	1.43	0.76	0.386	0.065	0.112	6.0	51.5
FM59	1.44	0.91	0.410	0.107	0.066	3.8	59.0
FM60	2.01	0.48	0.158	0.057	0.124	2.8	21.5
FM61	1.90	0.64	0.102	0.048	0.133	2.1	17.9
FM62	1.95	0.45	0.128	0.042	0.093	3.1	14.6
FM63	1.89	0.50	0.125	0.040	0.095	3.1	13.5
FM64	1.75	0.76	0.120	0.035	0.087	3.5	12.2
FM65	1.96	0.53	0.176	0.039	0.134	4.6	8.8
FM66	2.04	0.44	0.201	0.044	0.121	4.6	15.9
FM67	1.94	0.43	0.210	0.042	0.064	4.9	10.8
FM68	1.84	0.56	0.095	0.036	0.038	2.6	3.6
FM69	1.82	0.56	0.173	0.047	0.068	3.7	6.4
FM70	1.59	0.53	0.129	0.043	0.055	3.0	4.5
FM71	1.91	0.60	0.398	0.054	0.109	7.3	5.3
FM72	1.90	0.48	0.188	0.044	0.056	4.3	2.9
FM73	1.60	0.95	0.162	0.041	0.063	4.0	3.1
FM74	1.98	0.59	0.228	0.045	0.083	5.1	8.3
FM75	2.14	0.54	0.297	0.060	0.106	5.0	15.6
FM76	2.32	0.77	0.287	0.060	0.096	4.8	26.0
FM77	2.08	0.60	0.229	0.045	0.101	5.0	6.8
FM78	1.88	0.64	0.231	0.043	0.082	5.3	3.9
FM79	1.99	0.61	0.186	0.040	0.072	4.7	3.1
FM80	1.82	0.67	0.169	0.039	0.065	4.4	2.9
FM81	1.93	0.43	0.347	0.046	0.077	7.5	8.9
FM82	2.07	0.52	0.776	0.056	0.176	13.8	11.7
FM83	2.56	0.96	1.122	0.083	0.210	13.5	11.5
M1	2.07	0.50	0.722	0.077	0.151	9.4	3.7
M2	2.30	0.84	0.899	0.080	0.179	11.3	5.3
M3	2.40	1.48	1.091	0.086	0.277	12.6	4.0
M4	2.83	1.38	1.313	0.085	0.253	15.5	4.1
M5	2.33	0.78	0.550	0.058	0.113	9.5	2.6
M6	2.20	1.13	2.829	0.112	0.189	25.3	3.9
M7	2.25	0.64	2.154	0.097	0.265	22.1	3.3
M8	5.26	2.13	4.764	0.240	0.279	19.8	12.4
M9	5.68	2.17	3.500	0.201	0.475	17.4	10.6
M10	2.09	0.59	0.760	0.085	0.108	9.0	4.3
M11	2.46	2.38	0.766	0.097	0.093	7.9	57.2
M12	5.18	1.97	16.684	0.469	1.390	35.6	30.8
M13	2.45	2.30	0.486	0.097	0.000	5.0	72.9
M14	4.19	2.62	3.864	0.207	0.195	18.6	51.7
M15	2.22	0.57	0.464	0.070	0.095	6.6	16.6
M16	2.24	0.46	0.713	0.082	0.113	8.7	6.3
M17	2.25	0.86	2.832	0.140	0.367	20.3	5.7
M18	2.44	1.21	2.532	0.109	0.235	23.2	3.9
M19	1.93	0.52	1.487	0.084	0.247	17.8	4.7
M20	2.19	0.51	0.185	0.043	0.089	4.3	2.8
M21	2.54	0.99	3.289	0.146	0.357	22.5	6.7
M22	5.56	2.29	3.198	0.195	0.590	16.4	14.6
M23	2.57	1.89	1.402	0.130	0.076	10.8	52.0
M24	3.53	1.95	13.718	0.425	0.974	32.3	21.7
M25	2.40	2.23	0.506	0.118	0.054	4.3	79.4
M26	1.05	1.04	0.600	0.111	0.073	5.4	69.8
M27	3.77	2.56	2.478	0.156	0.130	15.9	69.2
M29	2.16	0.72	1.740	0.106	0.242	16.4	4.7
M30	2.27	0.66	1.506	0.088	0.310	17.0	5.2
M31	2.27	0.79	1.061	0.072	0.181	14.7	3.0
M32	1.94	0.44	5.187	0.158	0.392	32.9	6.0

天塩川およびサロベツ川の塩水溯上

安間 恵¹・徳岡隆夫²・吹田 歩²・西村清和³

Saline water intrusion into the Teshio and Sarobetsu Rivers

Kei Anma¹, Takao Tokuoka², Ayumi Fukita² and Kiyokazu Nishimura³

Abstract: Saline water intrusion into the Teshio and Sarobetsu Rivers (Japan) was measured on July 6 and 7, 2004, using a SC-3 acoustic profiling system. This system is an improved 200-kHz precision echosounder, that records the distribution of the halocline and the thickness of the salt-water layer as profile records. At the Teshio River, saline intrusion was observed over an area up to 20 km from the rivermouth, while the halocline boundary, located about 4 m below the water surface, was clear. Beyond the salt-invaded area, saline water was found trapped in man-made deep areas to max. 22.5 km upstream of the river mouth. Measured salinities were 33 psu at the head of the wedge, and more than 31 psu in the deep areas. The data suggest that in the Teshio River mixing of saline and fresh water is very weak. In the Sarobetsu River, three watermasses different in salinity (more than 30, 10~16 and 7~0 psu) were demonstrated acoustically. High-salinity water can easily invade the Sarobetsu River from the Teshio River. On the contrary, running freshwater from the Sarobetsu River is interrupted by that of the Teshio River, yielding a watermass of intermediate salinity in the lower Sarobetsu River. At Lake Panke, the intermediate-salinity water invades periodically beyond the barrier at the lake mouth (less than 1 m in depth) at high flow tide.

Key word: Teshio River; Sarobetsu River; saline intrusion; SC-3 acoustic profiling system

1. はじめに

天塩川では塩水が潟水時には最大で河口から 22 km まで溯上することが知られている(建設省土木研究所河川部河川研究室, 1993)。11.7 km のところで合流するサロベツ川は北に広がるサロベツ原野のなかを流れるが, ここにも塩水は溯上していて, これにつながるパンケ沼にも時に塩水が浸入する。汽水域を特徴づけるヤマトシジミは天塩川の両岸の浅場とパンケ沼に生息していて, よい漁場となっている(坂井, 2000)。潮位差の小さい日本海側の大きな河川では塩水の侵入は弱混合型であることが知られて

いて, 天塩川もその代表例である。ここでは弱混合の江の川(徳岡ほか, 1999)や強混合とされる北川および荒川(安間ほか, 2003)の調査と同じく, 音響をもちいた塩水くさび調査の結果について報告する。広大な低平地をなす天塩川下流およびサロベツ川流域では地球温暖化による海面上昇では塩水溯上が進み, 大きな水環境の変化が起こることは明らかで, また地下への塩水の侵入も促進されるものと考えられる。これらへの対応策を考えるためにも, 現在の塩水溯上の状況を把握しておく必要がある。

調査地域を図 1 に示す。今回の調査では塩水楔音響プロファイリングシステム(航走式, SC-3 型, 徳

¹ 川崎地質株式会社 Kawasaki Geological Engineering Co.Ltd., Minato-Ku, Tokyo 108-8337, Japan

² 徳岡汽水環境研究所 Tokuoka Laboratory for Studies of Brackish Water Environments, Hizu-cho 34-1, Matsue 690-0863, Japan

³ 産業技術総合研究所 National Institute of Advanced Industrial Science and Technology (AIST), Tsukuba 305-8567, Japan



写真 1. 調査に使用した天塩漁協の船と儀装状況 (左舷に SC-3, 右舷にサイドスキャンソナーを設置, 背景は天塩川)
 写真 2. サロベツ川を航行



図 1. 調査地域.

Fig. 1. Surveyed area at the Tesho- Sarobetsu River, Hokkaido.

岡ほか, 2001)と水質計(Quanta-G, ハイドロラボ社)を用い, また一部で西村ほか(2004)により開発中のサイドスキャンソナーを併用して, 調査を行った. なお, この調査はヤマトシジミの生息環境と塩水湖上との関係に深い関心を持ち, 独自の調査を行っている北るもい漁業協同組合天塩支所の協力を得て行ったものである. 調査は大潮時の 2004 年 7 月 6~7 日に行った. 天塩川の天塩大橋およびサロベツ川の音類橋における水位データと調査を行った時

間帯をそれぞれ図 2 および図 3 に示す.

2. 天塩川の塩水湖上

サロベツ川との出合い (11.7 km 地点) から天塩大橋 (18.7 km 地点) の上流にかけて 2 回の航走調査を 7 月 7 日に行った. 2 回の観測では約 5 時間の差があるが, 水位差はごくわずかであり, 得られた音響記録もよく似たものであったので, ここでは第 1 回目の記録について述べる. 図 4 に調査測線, 図 5 にサロベツ川出合いから 23 km 地点までの SC-3 (および一部のサイドスキャンソナー) の記録を示す (地点 11~12 間は浚渫工事中で, 速度を落として航走した際のアナログ記録から復元). 図 5 (上段) に示したように, サロベツ川出合い (地点 1) の塩分は水深 2 m までは約 2 psu, 3.5 m 以深では約 34 psu であり, 音響記録と塩分の垂直分布はよく一致している. 音響境界面 (便宜上, 淡塩境界と呼ぶ) は上流に向けてわずかに深くなるが, ほぼ水深 4 m で連続し, その上面では長く尾を引く連行が見られる. 図 5 (下段) は塩水湖上の先端部付近 (18 km~21.5 km) について拡大して示している. 塩水くさびの先端は天塩大橋の深みからその先の高まり (地点 10) を越え, 浚渫工事中 (地点 11 から上流) の 20 km 地点 (地点 13) の凹部に達している. 天塩大橋の深みでは淡塩境界より下位の塩分は 33 psu である (水質測定⑨). これより上流の 21.5 km 地点までの 3 つの凹部にも音響的にみて塩水が存在している. ここでの淡塩境界の深度は, これより下流域と比べると 40 cm ほど浅いことから, 前日 (6 日) の高潮時 (図 2 でみると 7 日より 10 cm 以上高い) にここまで侵入した塩水がトラッ

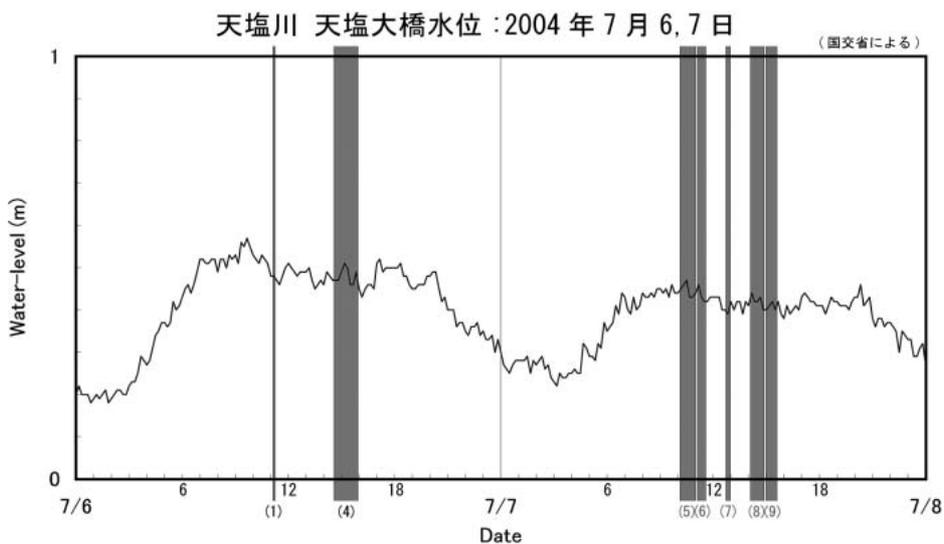


図 2. 天塩川, 天塩大橋での水位変化(国土交通省河川局水文水質データベースによる). (1)~(9)は観測時を示す.
Fig. 2. Water-level changes at the Teshio-ohashi, Teshio River.

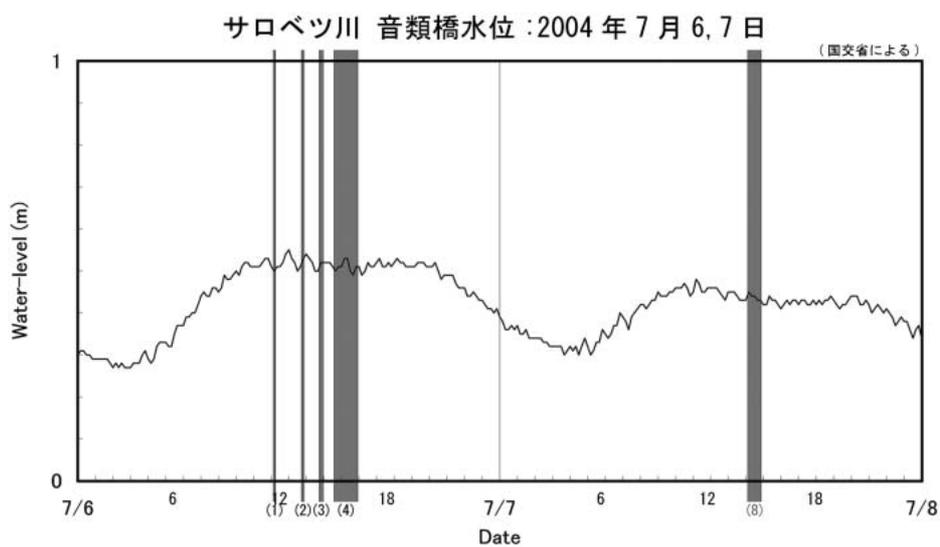


図 3. サロベツ川, 音類橋での水位変化(国土交通省河川局水文水質データベースによる). (1)~(8)は観測時を示す.
Fig. 3. Water-level changes at the Otonrui Bridge, Sarobetsu River.

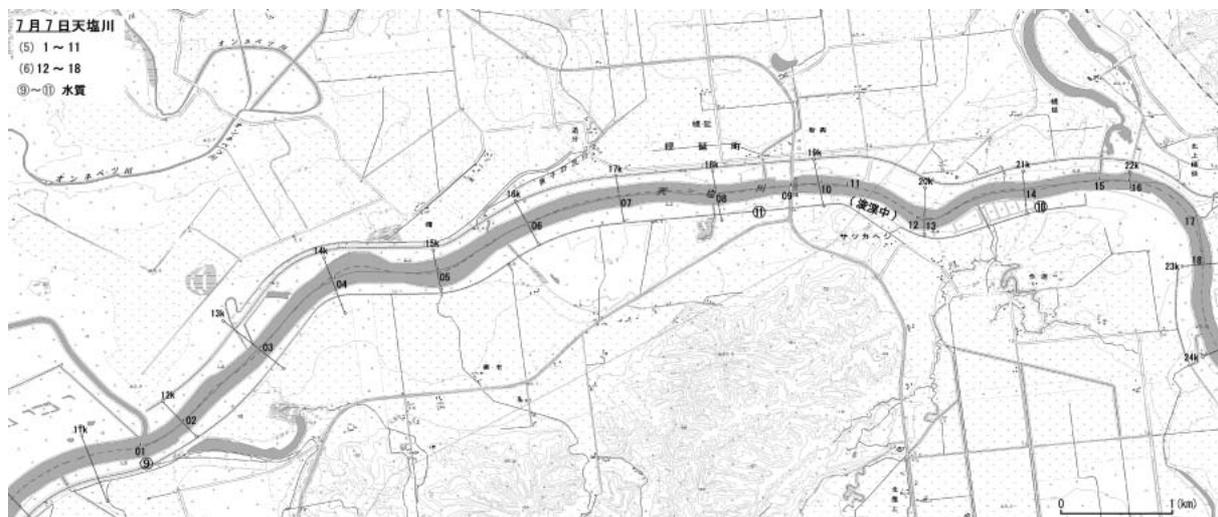


図 4. 天塩川における調査測線(地形図は2万5千分の1「音類」および「振老」による).
Fig. 4. Surveyed routes at the Teshio River.

ブされたものと判断される。このトラップされた塩水は 31.2 psu である(水質測定⑩)。これらの2つの塩分値からみると、海水はあまり混合することなくこの付近にまで溯上し、またトラップされた場合にも容易には混合しないことがわかる。

地点 12 から地点 14 の上流にかけては浚渫工事中で、図 5 下段の SC-3 記録の下には併用したサイドスキャンソナーの記録を示している。片舷 30 m で、浚渫された河床の状況がよくわかる。左端部では浚渫くぼ地に砂漣が形成されている。図 6 では 2 つの特徴的なサイドスキャンソナー画像を SC-3 記録と合わせて示している(位置は図 5 を参照)。図 6 左は河床一面に広がる砂漣で、サロベツとの出会いから 16.5 km までの河床に連続して認められる。図 6 右は天塩大橋の下流右岸側の記録で、左舷側では岸に沿ってはヤマトシジミの漁場として造成された水深 1 m の柵の張り出しが、右舷側では河床に露岩が続いている。

3. サロベツ川の塩水溯上と パンケ沼への塩水の侵入

7月6日および7日のサロベツ川～パンケ沼の調査測線を図 7 に、7月6日のサロベツ川(天塩川との出会い部を含む)からパンケ沼入り口までの記録、およびパンケ沼への分流からパンケ沼中央部までの記録を図 8 に、7月7日のサロベツ川(天塩川との出会い部を含む)から音類橋までの記録を図 9 に示す(音類橋の水位との関係は図 3 を参照)。また、7月6日の記録をもとに天塩川—サロベツ川—パンケ沼にかけての塩水侵入について模式化して図 10 に示す。サロベツ川では天塩川から溯上した高塩分水塊とサロベツ川上流およびパンケ沼から流下する淡水～低塩分水塊、およびその間に形成される中塩分水塊の3つが存在している。

7月6日の記録(図 8)

(1) 天塩川～サロベツ川(地点 5～8)：水深 2 m に境界があり、それより下位には 30 psu 以上の天塩川を溯上してきた海水があまり混合せずに侵入している。表層部についてみると、天塩川(05 地点)では塩分は 6 psu(水質①)であるのに対して、サロベツ川(08 地点)では 10 psu であり、より高い。

(2), (3)：サロベツ川上流およびパンケ沼への分流とパンケ沼(地点 12～18)：サロベツ川上流では低塩分水塊と中塩分水塊が傾斜した境界面で接している。14 地点では表層は淡水であるが(水質④)、12

地点では 2 psu 程度で混合が進んでいる。パンケ沼への分流では上述の中塩分水塊がパンケ沼入り口の水深 1 m の高まり(17 地点)で溯上を阻まれている。いっぽう、パンケ沼では 2 psu 程度の低塩分水塊が拡がっているが、その下位には明瞭な躍層をもって 4 psu を越える水塊が 15 cm ほどの厚さで底にへばりつくように広がっている(地点 15 および水質⑤)。この水塊は前日に侵入した中塩分水塊の一部が残っているものと推定される。パンケ沼に入ったところの水深 1 m までの水域には弧状の模様が一面に認められる(図 8 右下)。この模様は漁船によるしじみ掻き跡と判断される。

(4) サロベツ川～パンケ沼入り口(地点 22～35)：音響記録から 3 つの水塊が存在する。天塩川から溯上する高塩分水塊は 30 psu 以上の海水であるが(地点 35, 水質⑧)、音類橋(地点 28, 水質⑧)では混合が進んで 24 psu 程度である。その上位の中塩分水塊はサロベツ川入口では 4 psu であるが、音類橋では 10 psu と高くなっている。パンケ分流からパンケ沼にかけては(3)で得られた記録とほぼ同じであるが、パンケ入り口の高まりにぶつかる境界面の形は変化している。

7月7日の記録(図 9)

(8) サロベツ川入り口から音類橋(30～37 地点)：前日の(4)の調査時と比べると、水位が約 10 cm 下がっていて(図 3 参照)、得られた音響記録もかなり異なっている。天塩川からサロベツ川へと溯上する高塩分水塊はオンベツとの出会い(31, 33 地点, 水質⑬)より先の深みに存在している。ただし、音響境界面で見ると、上流に向けて段差がついていることから、流下する低塩分水塊によって削られているか、あるいは前日に溯上した高塩分水塊の一部がトラップされている可能性がある。音類橋(地点 30)の水質測定⑭では河床まで低塩分水塊からなるが、音響記録で見ると、そのすぐ下流の深みには高塩分水塊の延長が達しているものと推定される。前日の観測では高塩分水塊と低塩分水塊の間に中塩分水塊が位置していたが、ここでは高塩分水塊と低塩分水塊が接しているものと考えられる。音響記録からみると、地点 34 に向けて下がるくさび状の反射面が中塩分水塊と低塩分水塊の境界であると考えられる。

4. 考察とまとめ

・天塩川の塩水溯上はよく知られているように弱混合型の典型的な例で、SC-3 による音響調査で淡塩境

2004年7月7日 天塩川

(5) サロベツ出合い-天塩大橋上(地点1-11), (6) 天塩大橋上-23km地点(地点12-18) 10:07~11:32(地点11-12はアナログ記録から作成)

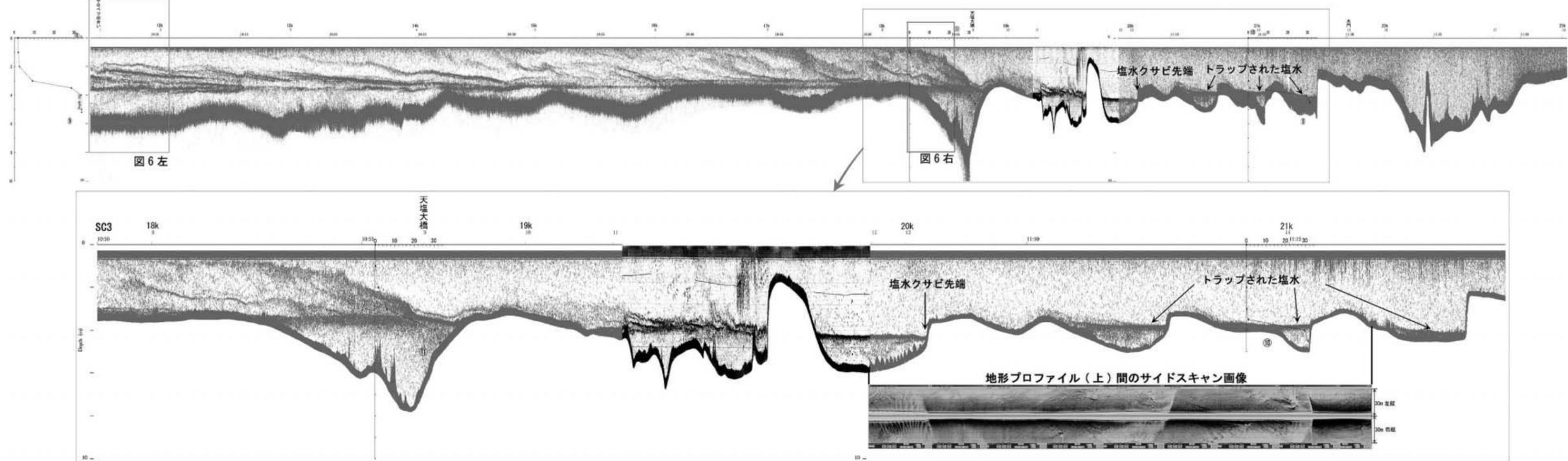
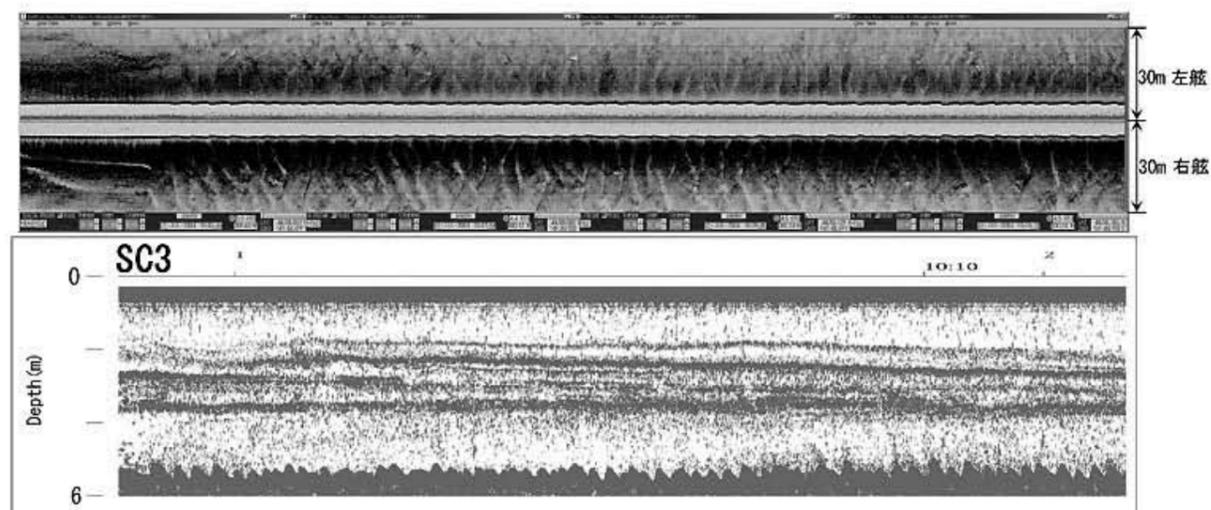


図5. 天塩川におけるSC-3音響調査結果と特徴的なサイドスキャンソーナー記録.
 Fig. 5. The data of the SC-3 acoustic profiling system and side-scan sonar at the Teshio River.

河床地形プロフィール(下)とサイドスキャン画像(上)



縦断プロフィール(左)間のサイドスキャン画像

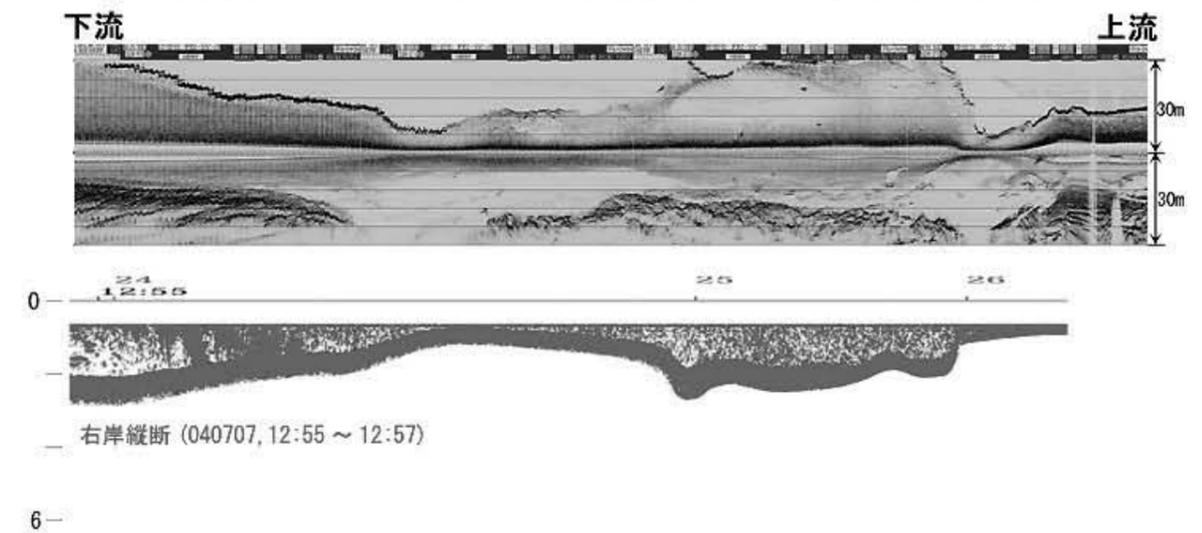


図6. 天塩川におけるサイドスキャンソーナーによる特徴的な河床の表面形態(左:砂漣 右:河岸近くの棚と河床の露岩).
 河床のSC-3による地形断面を合わせて示す. 位置は図5を参照.
 Fig. 6. Two characteristic side-scan sonar images of river bottom.

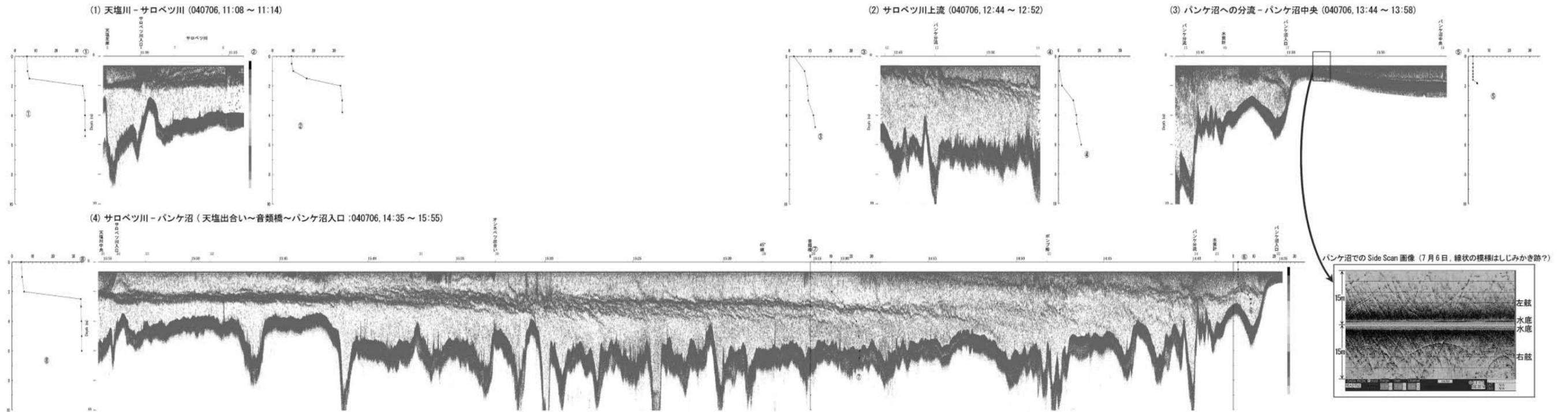


図 8. サロベツ川からパンケ沼にかけての SC-3 音響調査記録とパンケ沼のサイドスキャンソナー画像 (7月6日).
Fig. 8. The data of the SC-3 acoustic profiling system and side-scan sonar at the Sarobetsu River-Lake Panke (July 6, 2004).

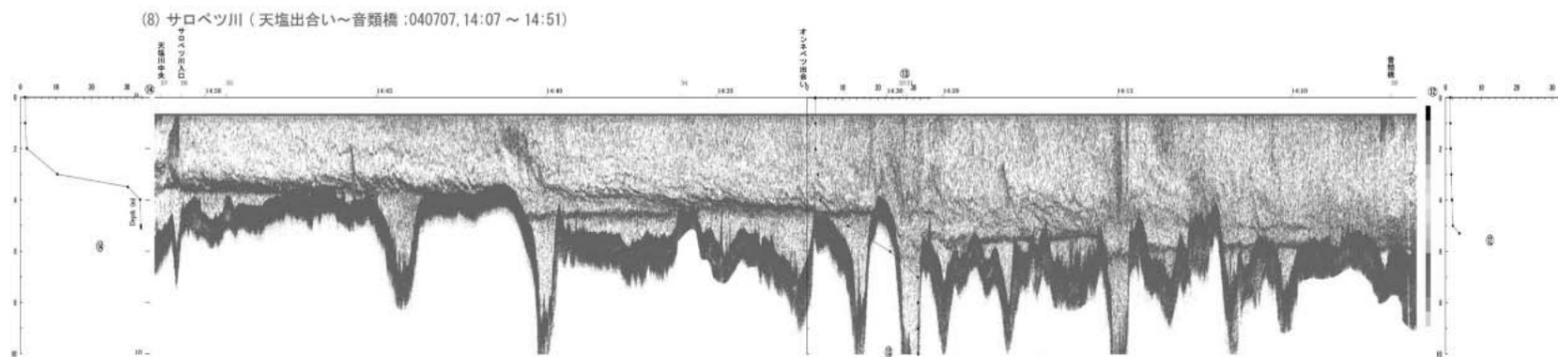


図 9. サロベツ川の SC-3 音響調査記録 (7月7日).
Fig. 9. The data of the SC-3 acoustic profiling system at the Sarobetsu River-Lake Panke (July 6, 2004).

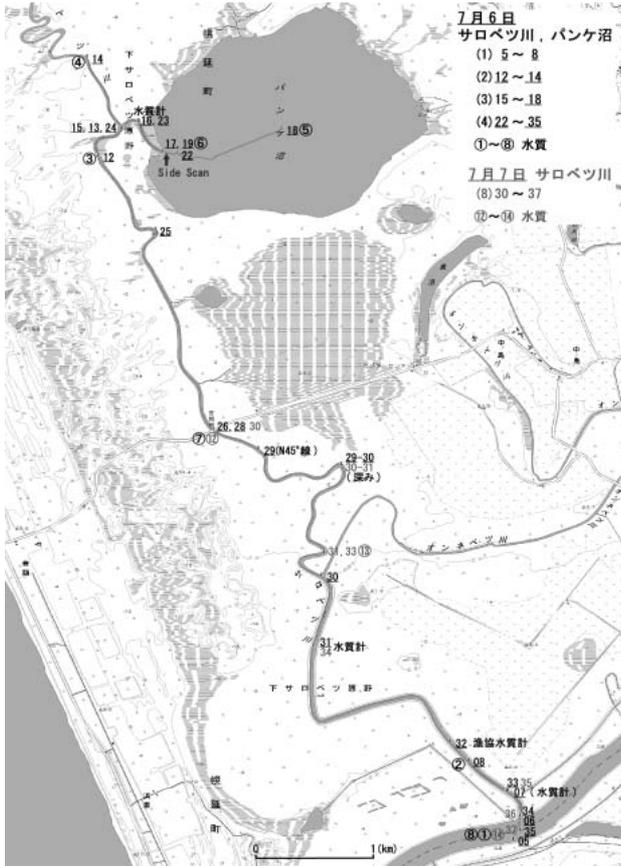


図7. サロベツ川からパンケ沼にかけての調査測線 (地形図は2万5千分の1「音類」および「稚咲内」による)。

Fig. 7. Surveyed routes at the Sarobetsu River-Lake Panke.

界を広域的に捉えることができる。今回の観測では淡塩境界面はほぼ水深4mで、塩水くさびの先端は今回の観測では天塩大橋の上流の20km地点に位置していた。なお、これより上流の21.5km地点までの浚渫跡の深みには前日に溯上したと判断される高塩分水塊がトラップされていた。塩水クサビおよびトラップされた高塩分水塊とも塩分は30psuを超えているので、天塩川を溯上する海水は殆ど混合することなく20km以上に達することがわかる。淡塩境界より上位では表層部でみると、天塩大橋で0.3psu、サロベツ川との出合いで2~4psu、河口近くでは5.8psuであった。

・サロベツ川では図10に示すように3つの塩分を異にする水塊が存在している。高塩分水塊は天塩川から溯上する海水で、低塩分水塊はサロベツ川およびパンケ沼から流下する淡水によるもので、中塩分水塊は両者が混合したものである。7月6日および7日の観測では水位差は約10cmであったが、淡塩境

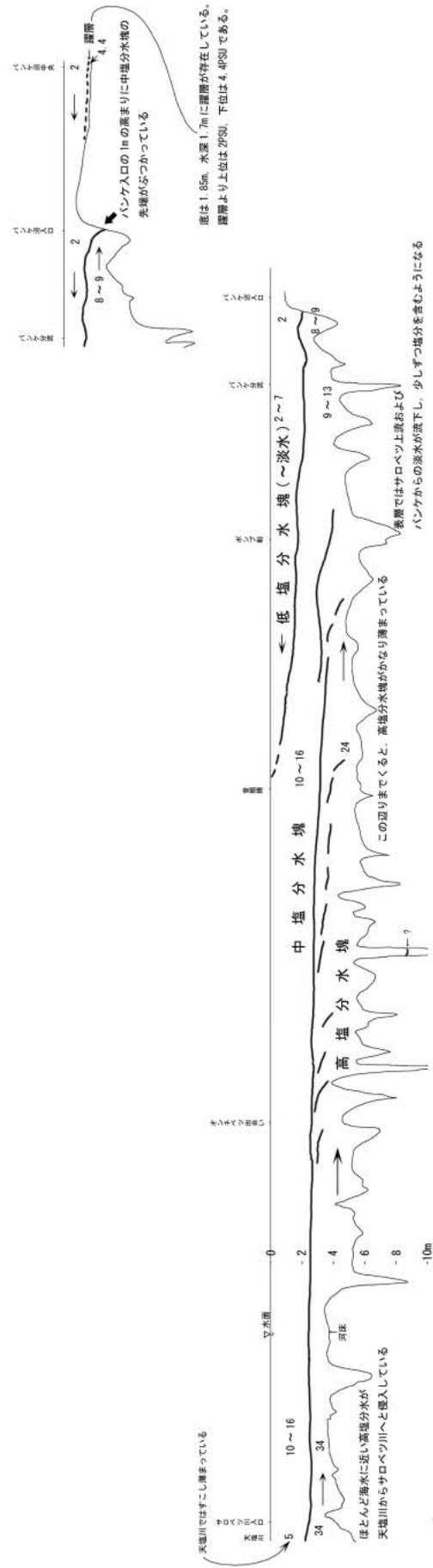


図10. 天塩川—サロベツ川—パンケ沼の塩水湖上 (模式図)。

Fig. 10. A schematic image of saline intrusion at the Teshio R.-Sarobetsu R.-Lake Panke.

界は約1mの差があり、水塊の分布においても大きな違いが認められた。サロベツ川で中塩分水塊が形成されるのは、天塩川の流量のほうが大きいためにサロベツ川からの流れが阻まれることによって、下位の高塩分水塊との混合が進むことによると考えられる。このことは天塩川とサロベツ川の合流部付近の表層塩分を比較すると、前者のほうがより小さいことから支持される。

・サロベツ川からパンケ沼への塩水の流入は高潮時に中塩分水塊がパンケ沼入り口の水深1mの高まりを越えることによって起こる。今回の観測では中塩分水塊の上面はこの高まりまでであったが、パンケ沼の底にはごく薄い中塩分水塊の広がりが認められた。漁協天塩支所の水質データを参考にすると、この水塊は前日に流入した水塊の名残りであると判断される。

・天塩川およびパンケ沼ではヤマトシジミの漁獲が行われている。天塩川では天塩大橋下流右岸の棚などの浅場が好適な漁場となっているが、淡塩境界付近に形成される汽水域がそれに当たっている。いっぽう、パンケ沼ではサロベツ川で広く中塩分水塊が形成され、その一部が高潮時にパンケ沼に流入することによって好適な漁場が形成されている。

・天塩川の塩水溯上は通常は天塩大橋の上流までで、このあたりでは現在も浚渫工事による深みが造られていて、塩水が溯上しやすい状況がつけられている。

謝 辞

調査にご協力いただき、また水質観測資料を利用させていただいた北るもい漁業協同組合天塩支所(支所長吉田 豊氏)にお礼申し上げます。

参 考 文 献

- 安間 恵・徳岡隆夫・上野博芳・須崎 聡・松田滋夫(2003)音響を利用した河口域の塩水くさび観測—宮崎県北川および東京荒川の例—, 海洋調査技術学会, 第15回研究成果発表会要旨, 44-45.
- 建設省土木研究所河川部河川研究室(1993)感潮河川の塩水溯上実態と混合特性, 土木研究所資料, 82 p.
- 西村清和・上嶋正人・徳岡隆夫・上野博芳・吹田歩・武内俱佳(2004), 汽水域調査のためのローコスト・コンパクトな音響調査機器(サイドスキャンソナー)のシステム化, LAGUNA 11, 43-51.
- 坂井伸司(2000)天塩川・パンケ沼, 日本のシジミ漁業(中村幹雄編著, たたら書房), 32-41.
- 徳岡隆夫・三瓶良和・西村清和・須崎 聡・松田滋夫・久保田俊輔・鈴木重教・上野博芳(2001)塩水楔観測システムの開発(テクノオーシャン2000ポスター展示の紹介), LAGUNA, 8, 101-110.
- 徳岡隆夫・三瓶良和・上野博芳・西村清和・須崎聡・松田滋夫・久保田俊輔・鈴木重教(1999)江の川の塩水楔—塩水溯上の長期連続観測システムの開発—(渇水期溯上例, 1998年12月~1999年2月), LAGUNA, 6, 233-245.

可視・赤外およびマイクロ波同時観測による 宍道湖・中海環境観測

野々原伸吾¹・古津年章¹・下舞豊志¹・栗田賢一¹
作野裕司²・松永恒雄³・中山大介⁴

Observation of Lakes Shinji and Nakaumi using simultaneous visible/ infrared and microwave measurements

Shingo Nonohara¹, Toshiaki Kozu¹, Toyoshi Shimomai¹, Ken'ichi Kurita¹,
Yuji Sakuno², Tuneo Matsunaga³ and Daisuke Nakayama⁴

Abstract: It is expected that visible/infrared and microwave remote sensings provide independent information from a target of interest. We have conducted simultaneous visible/infrared and Synthetic Aperture Radar (SAR) observations of a coastal lagoon area, specifically Lakes Shinji and Nakaumi. On September 21, 2000, simultaneous measurements by SPOT/HRV (visible and near-infrared) and ERS-2/AMI (SAR) were conducted. Turbidity distribution is obtained from the SPOT/HRV, and combined with streak-like SAR signatures. Borderline of lake water flow is then clearly identified from the two images. On August 23, 2003, simultaneous measurements by TERRA/ASTER (visible and near-infrared) and Pi-SAR (airborne SAR) were conducted. It is shown that the turbidity distribution from the ASTER and Pi-SAR images appear to correlate with the strong westerly wind field. It is also suggested from the Pi-SAR image that surface wind near the coast line is weaker than the center of the lakes.

Key words: coastal lagoon; remote sensing; SPOT; ASTER; SAR

1. はじめに

日本最大の汽水域である宍道湖・中海は、水産資源の豊かな水域として知られているが、植物プランクトンの異常発生が起りやすく、富栄養化や水質汚濁が問題となっている。宍道湖・中海といった広域な汽水域環境を素早く把握するには、リモートセンシング技術が有効である。

これまで衛星搭載可視・近赤外放射計により、濁

度やクロロフィル a 濃度を比較的精度よく推定できることが示されている(例えば作野ほか, 2004)。しかし、可視・近赤外域を用いたリモートセンシングは、太陽光の散乱を利用するものであり、夜間や悪天候時には観測出来ないことが問題点として挙げられる。それに比べマイクロ波リモートセンシングでは、時間や天候に関係なく観測できるという利点がある。また、外洋に比べ狭い汽水域では高空間分解能を有する観測が必要となるが、合成開口レーダ

¹ 島根大学大学院総合理工学研究科 Interdisciplinary Graduate School of Science and Engineering, Shimane University, Matsue, 690-8504, Japan

² 広島大学大学院工学研究科 Graduate school of Engineering, Hiroshima University, Higashihiroshima, 739-8527, Japan

³ 独立行政法人国立環境研究所 Notional Institute for Environmental Studies, Tsukuba, 305-0053, Japan

⁴ 島根大学汽水域研究センター Research Center for Coastal Lagoon Environments, Shimane University, Matsue, 690-8504, Japan

表 1. Pi-SAR の主な仕様.
Table 1. Major specification of Pi-SAR.

項目	X-band SAR	L-band SAR
周波数	9.55 GHz	1.27 GHz
波長	3.14 cm	23.6 cm
レンジ方向分解能	1.5 m/3 m	3 m/5 m/10 m/20 m (Variable)
アジマス方向分解能	1.5 m (4-look Processing)	3 m (4-look Processing)
雑音レベル等価 NRCS	-40 dB 以下	-40 dB 以下
SN 比	10 dB 以上	10 dB 以上
Polarimetry	HH/HV/VH/VV	HH/HV/VH/VV
位相精度	5 deg.以下	5 deg.以下
入射角	10-75 deg.	20-60 deg.
NRCS 測定精度	0.5 dB 以下	0.5 dB 以下
アンテナサイズ	105 cm (L) × 19 cm (W)	155 cm (L) × 65 cm (W)
アンテナタイプ	Slotted Waveguide Array	Microstrip Patch Array
送信電力	8.3 kW	3.5 kW
送信パルス長	10 microsec.	10 microsec.

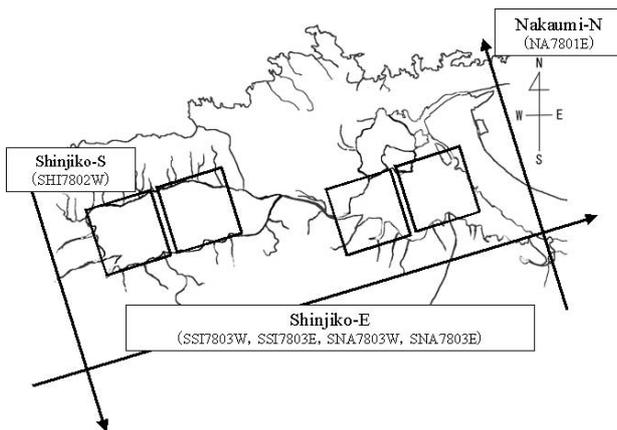


図 1. Pi-SAR フライトコースと映像領域.
Fig. 1. Pi-SAR flight course and imaged areas.

(SAR)によりそれが可能となる。SARは仮想的に巨大アンテナを構築することで高分解能を得るレーダである(岡本, 1999)。これまで汽水域を対象としたSARによる研究では、衛星SARを用いた風速分布推定の可能性や、航空機SARによる周波数特性や風速特性が明らかにされている(Ichikawa et al., 2002; 市川ほか, 2002; 古津ほか, 2003; 栗田ほか, 2004)。

また、我々は2001年から2004年にかけて計4回、独立行政法人情報通信研究機構(NICT)および宇宙航空研究開発機構(JAXA)により開発された多偏波・干渉計型合成開口レーダ(Pi-SAR)による汽水域観測を行った(市川ほか, 2002; 古津ほか, 2003; 栗田ほか, 2004)。

本論文では、2004年に行ったPi-SAR観測実験の

概要・結果及び、これまで行われていない光学センサ(可視・近赤外線)とSARの同時観測データを組み合わせた汽水域観測についてまとめる。

2. 宍道湖・中海 Pi-SAR 観測実験概要

2.1 Pi-SAR 観測実験概要

Pi-SARは2周波(L-band; 1.27 GHz, X-band; 9.55 GHz), また水平偏波(H)および垂直偏波(V)の送信が相互に行え、受信は水平・垂直偏波同時に行える多偏波のSARである。さらに空間分解能は、衛星搭載SAR(10~20 m)に比べ極めて高く(L-band; 3 m, X-band; 1.5 m), 狭い汽水域では詳細な観測が行えるため有効である。表1にPi-SARの主な仕様を示す。

これまで2001年11月10日, 2002年9月12日, 2003年8月23日の計3回, Pi-SARを用いた汽水域観測実験が行われてきた。そして新たなデータを得るため2004年8月2日に観測実験を行った。2004年度のPi-SARフライトコースと映像領域を図1に示す。Pi-SAR観測は, Nakaumi-N, Shinjiko-S, Shinjiko-Eの順で観測された。表2に観測時のフライトパラメータを示す。また, 付録1には各観測シーンの詳細を示す。

2.2 現場観測

Pi-SARが観測を行う時刻(午前11時前後)に合わせて、湖岸では風速計を用いて風向・風速を宍道湖4地点, 中海6地点で測定した。また, 2隻の小型船

表 2. Pi-SAR フライトパラメータ (2004 年 8 月 2 日).
Table 2. Pi-SAR flight parameters (23 August 2003).

観測パス名	データ取得		飛行方向 (真方位)	アンテナ中心 オフナディア角	航空機高度 (Km)
	時刻 (JST)	航空機位置 (deg:min)			
Nakaumi-N	10:48 10:52	133:25.96/35:05.53_ 133:17.95/35:42.61	350.0 deg	50 deg	12.19
Shinjiko-S	11:02 11:06	132:42.51/35:44.05_ 132:50.53/35:06.97	170.0 deg	50 deg	12.19
Shinjiko-E	11:28 11:34	132:26.60/35:14.31_ 133:32.24/35:23.78	80.0 deg	50 deg	12.19

船を用いて水質および気象データを宍道湖・中海合わせて 15 地点で観測した。2004 年 8 月 2 日午前 11 時前後での風向・風速は、宍道湖でほぼ無風、中海で概ね南東の風 2~4 m/s であった。これらの観測データに宍道湖・中海湖心タワー (国土交通省) の風データを加え作成した風向・風速 (風ベクトル) マップを図 2 に示す。また、湖岸及び湖上で観測した風データを付録 2 にまとめる。

3. 同時観測データおよび濁度推定

3.1 同時観測データ

2000 年 9 月 21 日は SPOT 1/HRV と ERS 2/AMI によって、また 2003 年 8 月 23 日は ASTER/VNIR と Pi-SAR によって汽水域が観測されている。HRV はフランスの衛星 SPOT シリーズに搭載されている光学センサで、可視・近赤外域 3 バンドのマルチスペクトルモード (空間分解能 20 m) と可視域 1 バンドのパンクロマチックモード (空間分解能 15 m) の観測が行える。AMI はヨーロッパ宇宙機構が打ち上げた地球観測衛星 ERS 2 に搭載されている合成開口レーダであり、周波数帯は C バンド (5.3 GHz) である。また ASTER は、日本とアメリカが共同開発した衛星 Terra に搭載された可視~熱赤外域までの 14 スペクトラムチャンネルを有する高性能光学センサである。今回の研究には、可視・近赤外域の VNIR (空間分解能 15 m) を用いた。SPOT 1/HRV, ERS 2/AMI, ASTER/VNIR の諸元を表 3 に示す。

3.2 濁度推定

一般に可視・近赤外域において濁度が増加すれば、バンドに関係なく反射率も増加することが知られている。よって、現場の濁度データと衛星データに格納されているデジタル値 (Digital Number: DN) の相関を調べることにより濁度を推定することが可

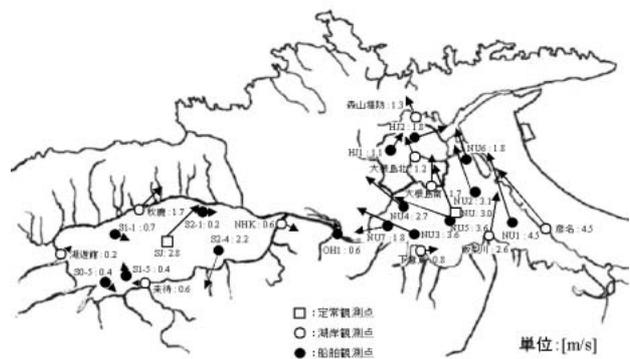


図 2. 風ベクトルマップ (2004 年 8 月 2 日).
Fig. 2. Wind vectors map (2 August 2004).

能である。

1) SPOT 1/HRV による濁度推定

SPOT 1/HRV による濁度推定は DN と現場濁度の単回帰分析により行う。以下にモデル式を示す。

$$T_{SPOT1} = \alpha B_i + \beta \quad (1)$$

ここでは T_{SPOT1} は SPOT 1 のデータから推定した濁度、 α 、 β は定数であり、 i はバンドの番号を示す。 B_i は各バンドの DN である。

推定式作成に使用した現場データは、国土交通省が宍道湖湖心タワー (N 35° 26' 50", E 132° 57' 45"), 中海湖心タワー (N 35° 27' 48", E 133° 11' 38"), 米子湾タワー (N 35° 25' 51", E 133° 18' 12") で観測している表層の濁度データを用いた。午前 11 時に観測された濁度データを表 4 に示す。また衛星データは、Ground Control Point (GCP) による精密幾何補正処理により現場観測点と対応付けた画素の DN を使用した。なお、DN はセンサノイズなどの誤差を軽減するため 3×3 ピクセルの平均 DN を用いた (作野, 2000)。図 3 に SPOT 1 各バンドの DN と濁度の関係を示す。求めた推定式はいずれも相関がよかったが、分布図作成には最も相関のよかったバンド 1 の推定式を用いた。

表 3. 各センサ諸元.
(a) SPOT 1, (b) ERS 2, (c) ASTER
Table 3. Sensor parameters.
(a) SPOT 1, (b) ERS 2, (c) ASTER

(a)

軌道要素	センサ名	バンド	波長帯 (μm)	空間分解能	観測幅
太陽同期軌道 高度：約 822 km 傾斜角：約 99° 回帰日数：26 日	HRV-XS	1 緑	0.50~0.59	20 m	60×60 km
		2 赤	0.61~0.68	20 m	
		3 近赤外	0.79~0.89	20 m	
	HRV-P	P 緑, 赤	0.51~0.73	10 m	

*HRV: High Resolution Visible

(b)

軌道要素	センサ名	バンド	偏波	周波数	空間分解能	観測幅
太陽同期準回帰軌道 高度：約 777 km 傾斜角：約 98.5° 回帰日数：35 日	AMI SAR Mode	—	VV	5.3 GHz	30 m×30 m	99 km

*AMI: Active Microwave Instrumentation

(c)

軌道要素	センサ名/ センサ構成	バンド	波長帯 (μm)	空間分解能	観測幅
太陽同期軌道 高度：約 750 km 傾斜角：約 98.2° 回帰日数：16 日	ASTER/VNIR	1 緑	0.52~0.60	15 m	60 km
		2 赤	0.63~0.69	15 m	
		3 N 近赤外	0.78~0.86	15 m	
		3 B 近赤外	0.78~0.86	15 m	

*ASTER: Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection radiometer

*VNIR: Visible and Near-infrared Radiometer

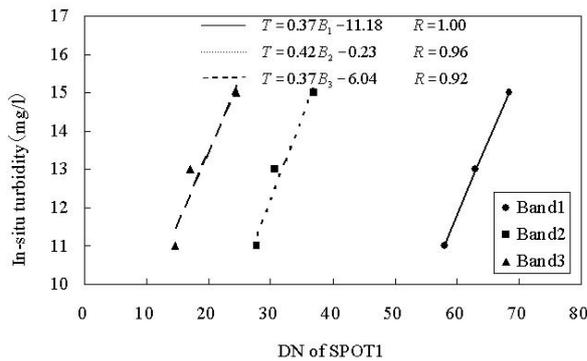


図 3. SPOT 1 各バンドの DN と濁度の関係.

Fig. 3. Relationship between DN of SPOT and in-situ turbidity.

$$T_{\text{SPOT1}} = 0.37 B_1 - 11.18 \quad (2)$$

2) ASTER による濁度推定

ASTER による濁度推定には作野ほか (2004) の重回帰分析により求められた濁度推定式を用いた。以下に濁度推定式を示す。

表 4. 表層濁度データ (2000 年 9 月 21 日).

Table 4. Surface turbidity data obtained at operational stations (21 September 2000).

2004 年 8 月 2 日 (11 時 JST)	
観測点	濁度 (mg/l)
宍道湖湖心	11
中海湖心	13
米子湾	15

$$T_{\text{ASTER}} = 1.98 + 1.00 B_1 - 1.24 B_2 + 0.2513 B_3 \quad (3)$$

ここで T_{ASTER} は ASTER データから推定した濁度, B_1, B_2, B_3 は各バンドの DN である。(3)式が2003年8月23日 ASTER データを用いた濁度推定に妥当であるか検証を行った。(3)式は国土交通省のタワーデータを用いて作成された推定式である。詳しくは作野ほか(2004)を参照されたい。推定式検証には小型船舶によって得られた濁度データを用いた。図4に船舶観測ポイントを示し、表5に船舶観測濁

表 5. 船舶濁度データ (2003 年 8 月 23 日).

Table 5. In-situ turbidity data obtained from ship measurements (23 August 2003).

観測点	観測時刻 (JST)	濁度 (mg/l)
HJ 2	9:53	45.5
HJ 1	10:21	4.2
NU 4	10:55	5.6
NU 3	11:16	4.9
NU 5	11:47	6.3
NU 2	12:10	7.0
NU 6	12:37	5.6
OH 1	9:05	1.4
S 2-3	10:14	2.1

度データを示す。(3)式により推定された濁度と船舶観測濁度の関係を図5に示す。図5より大きく外れている2点を除けば、比較的精度よく推定されており、濁度推定に妥当と判断した。

4. 同時観測から得られる汽水域環境情報

4.1 2000 年 9 月 21 日 (SPOT 1/HRV・ERS 2/AMI)

SPOT 1 のバンド 1 を用いて作成した濁度分布図を図 6 (a: 宍道湖, b: 中海) に風ベクトルと合わせて示す。この風ベクトルは、出雲空港出張所 (N 35° 24' 38", E 132° 53' 33") および松江地方气象台 (N 35° 27.4', E 133° 3.9') で午前 11 時に観測されたデータを用いた。

図 6(a) より、宍道湖では河川や北部で濁度が高いことがわかる。河川で濁度が高い原因として上流地域での降雨が考えられるが、2000 年 9 月 15 日から 21 日までは松江・出雲・大東で降雨はなく、その他に原因があると思われる。さらに斐伊川から流入する濁度の高い水は、宍道湖北部に流れていることがわかる。そして宍道湖湖心東部では、濁度の高い北部の水が南部に向かって流れている様子が見える。これより宍道湖内の水は時計回りに流れていることが推測できる。また、図 6(b) より、中海では本庄工区や湖心西部で濁度が低く、東部では全体的に高いことがわかる。

ERS 2 の NRCS*1 画像を図 7(a: 宍道湖, b: 中海) に風ベクトルと合わせて示す。図 7(a) に示した風ベクトルより宍道湖では概ね東の風 3~5 m/s が吹い

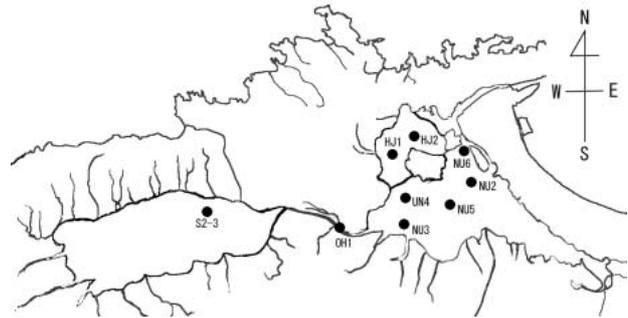


図 4. 船舶観測データ (2003 年 8 月 23 日).

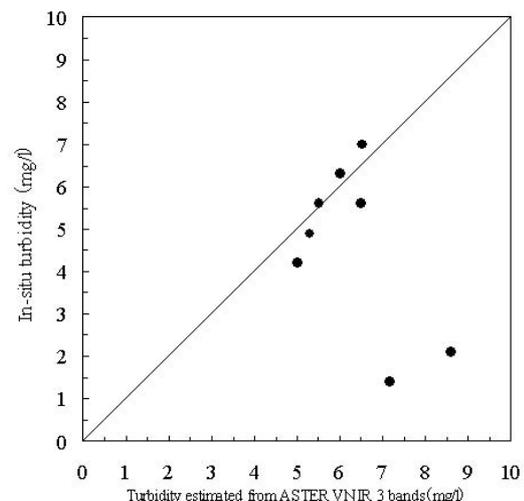
Fig. 4. In-situ turbidity data (23 August 2003).

図 5. (3) 式により推定された濁度と船舶観測濁度の関係。

Fig. 5. Relationship between turbidity estimated from equation (3), and in-situ turbidity.

ており、宍道湖全体で風波が励起されていたことが考えられる。そして、油などによる水面汚染によって風波の発達を抑えられる (古津ほか, 1996) ことから、河川から延びる筋状シグナチャ*2 は、汚濁物質と思われるものが流出しているために生成されたと推測できる。図 7 (b) では、風速は中海湖心で西風 1.3 m/s と弱く、中海ではほとんど風波は励起されていなかったと考えられる。また、中海南西部や東部には筋状シグナチャが現れており、航跡や汚濁物質などによるものと推測されるが、今のところその成因は解明できていない。

図 8 に SPOT 1 の濁度分布図 (図 6 (a)) と ERS 2 の NRCS 画像 (図 7(a)) を合成したイメージを示す。図 6 (a) より推測した宍道湖内の水が時計回りに流

*1 Normalized Radar Cross-Section (単位面積当たりの後方散乱断面積)

*2 本論文ではシグナチャを「画像中に見られる比較的一様な NRCS 値とは異なる特異な NRCS 低下領域」と定義する (栗田ほか, 2004)。

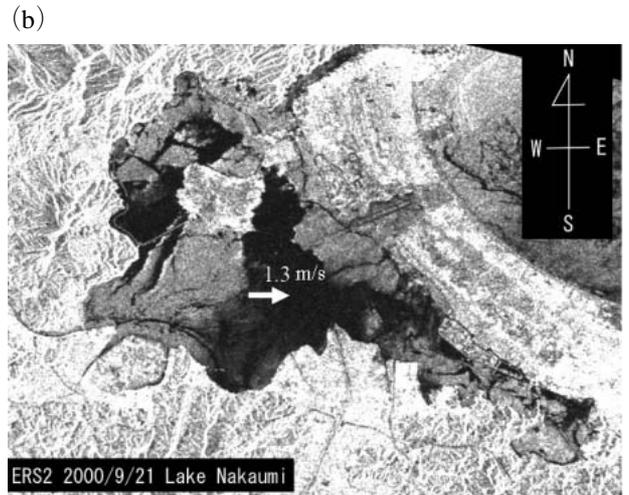
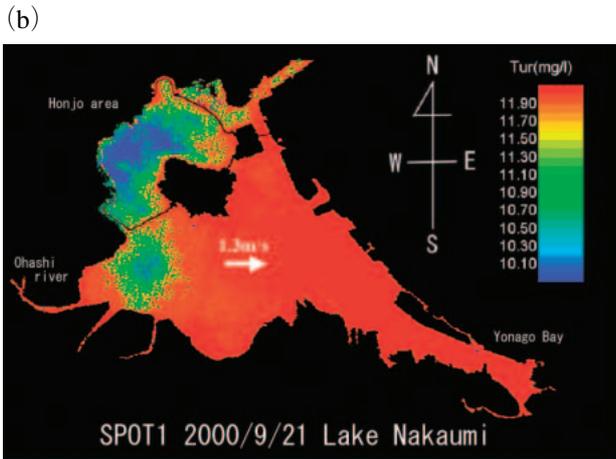
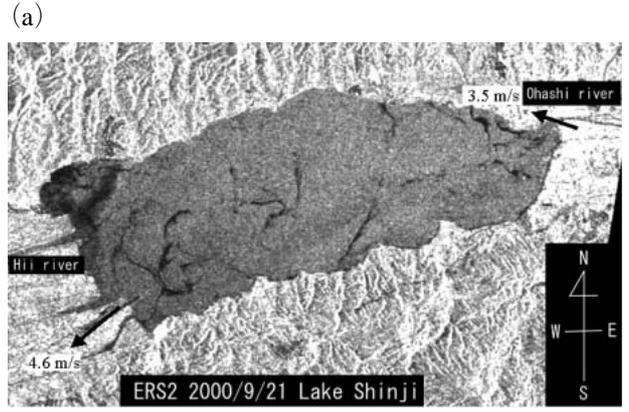
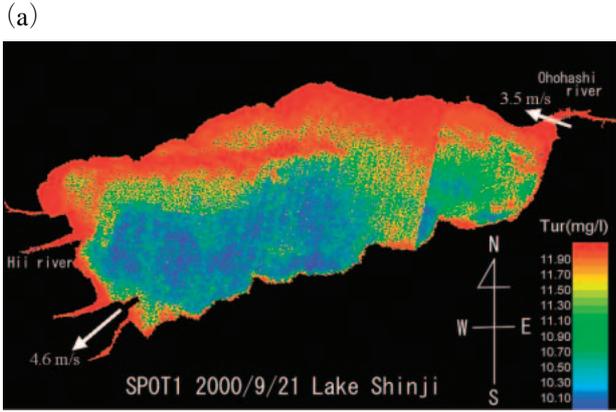


図 6. SPOT 1 濁度分布図 (2000 年 9 月 21 日).

(a) 宍道湖, (b) 中海

Fig. 6. Turbidity map obtained from SPOT 1 (21 September 2000). (a) Lake Shinji (b) Lake Nakaumi

図 7. ERS 2 の NRCS 画像 (2000 年 9 月 21 日).

(a) 宍道湖, (b) 中海

Fig. 7. NRCS image obtained from ERS 2 (21 September 2000). (a) Lake Shinji (b) Lake Nakaumi

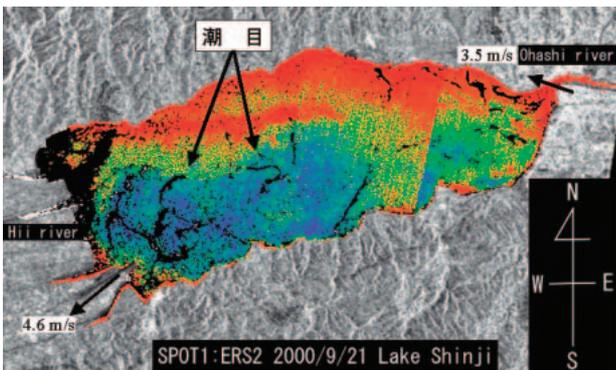


図 8. 可視・近赤外とマイクロ波合成イメージ (2000 年 9 月 21 日).

Fig. 8. Synthesi Visible/infrared and microwave image (21 September 2000).

れるという情報から、宍道湖内の水の流れは北部と南部で逆となっており、さらに図 8 の宍道湖中央部に見える曲がったスリックは水の流れに沿ったものと考えられる。これらの情報より宍道湖中央部では、流れの違いにより潮目が形成されていると推測

できる。

4.2 2003 年 8 月 23 日 (ASTER・Pi-SAR)

ASTER データより作成した濁度分布図を図 9(a: 宍道湖, b: 中海) に風ベクトルと合わせて示す。2003 年 8 月 23 日は概ね西風 7 m/s 以上であった。また、宍道湖・中海付近では 21 日から 23 日まで降雨は観測されなかった。よって宍道湖・中海とも水深の浅い湖岸で濁度が高いが、これは風波によって生じる湖底泥の攪乱の影響を受けやすいからと考えられる。また中海では、2000 年 9 月 21 日と同様に本庄工区や中海湖心西部で濁度が低く、東部で高いという結果が得られた。

次に Pi-SAR による NRCS 画像を図 10(a: 宍道湖 X-band, b: 宍道湖 L-band, c: 中海 X-band, d: 中海: L-band) に示す。なお、2003 年 Pi-SAR 観測についての詳細は栗田ほか(2004)を参照されたい。得られた NRCS 画像より、X-band では風向・風速に対応

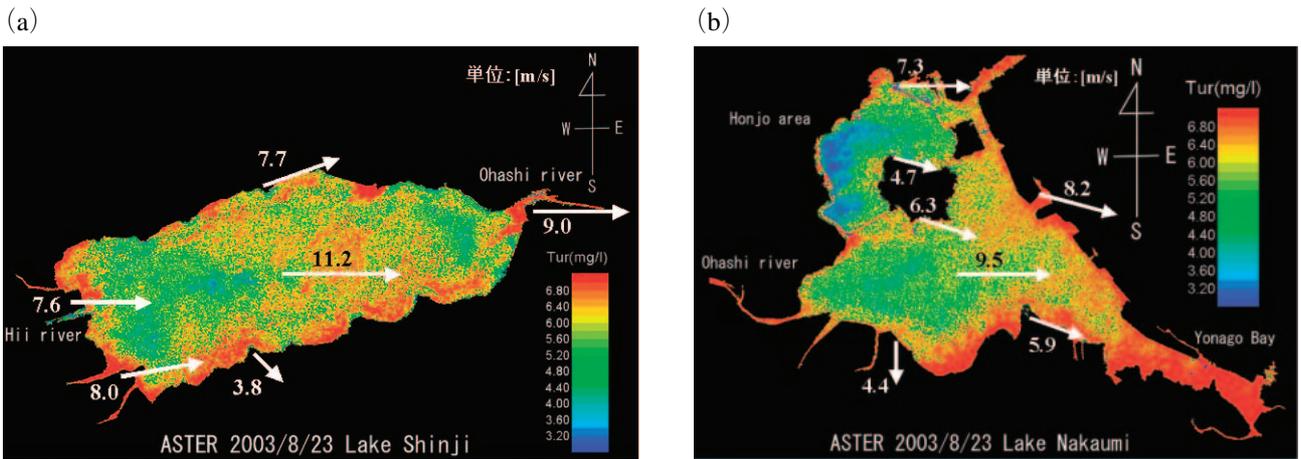


図 9. ASTER 濁度分布図 (2003 年 8 月 23 日).

(a) 宍道湖, (b) 中海

Fig. 9. Turbidity map obtained from ASTER (23 August 2003).

(a) Lake Shinji (b) Lake Nakaumi

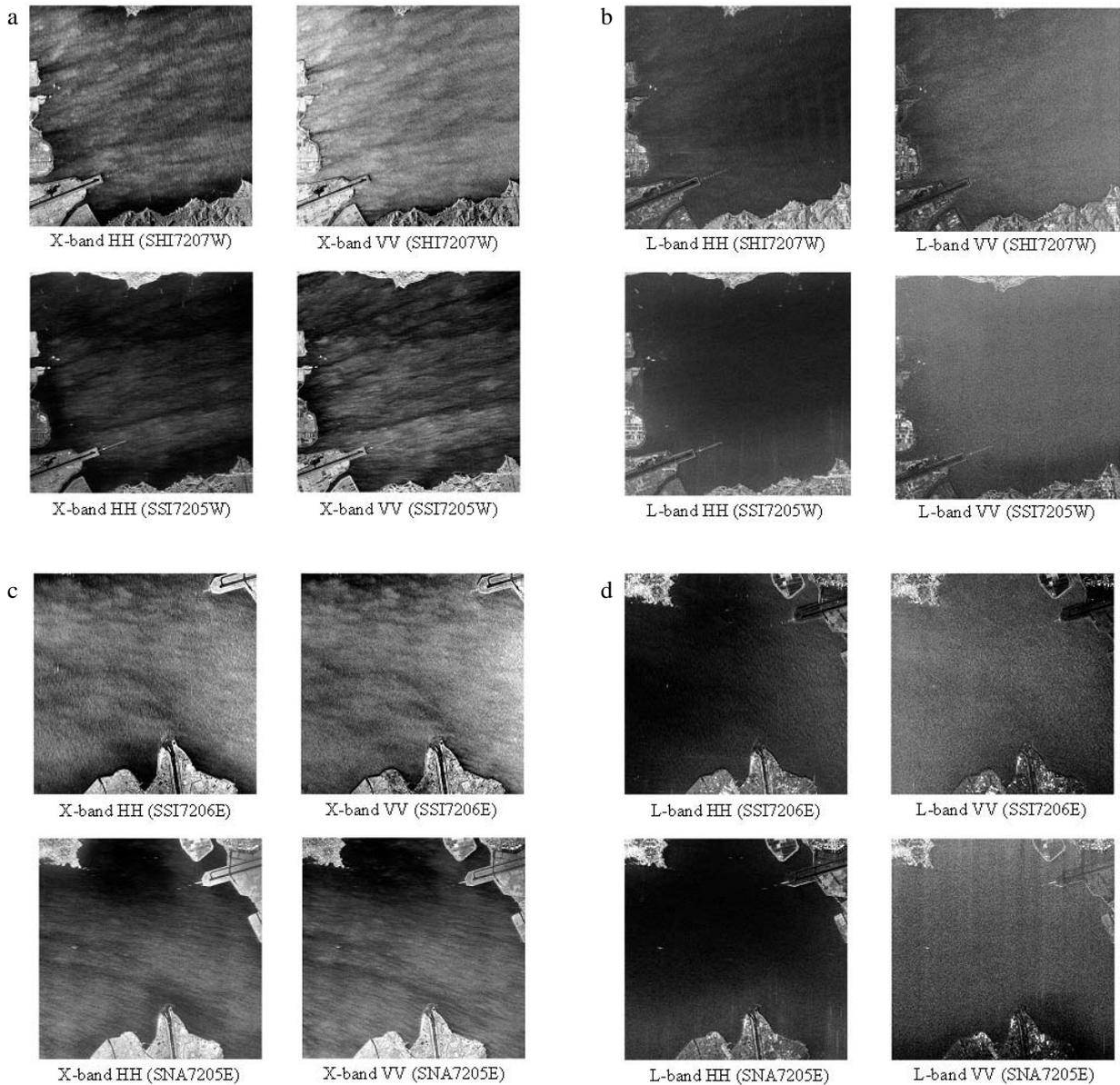


図 10. Pi-SAR の NRCS 画像.

Fig. 10. NRCS image of Pi-SAR (23 August 2003).

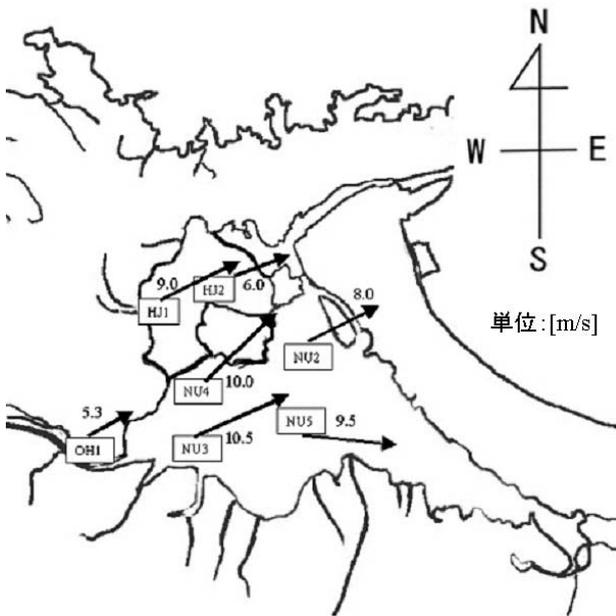


図 11 船舶風データ (2003 年 8 月 23 日)
Fig.11. In-situ wind data (23 August 2003).

した筋が見られるが、L-band では見られなかった。また、X-band の画像では湖岸で NRCS が小さくなっている様子がうかがえる。ここで、2003 年 8 月 23 日に船舶観測によって得られた湖上の風ベクトルを図 11 に示す。これより、中海での風速は湖岸より湖上で強いことがわかる。単純に陸地の影響とは言えないが、その風速の差が図 10 (c) に示した X-band SAR 映像の湖心部と湖岸の NRCS 値の差に表れているものと考えられる。

5. ま と め

2004 年度に行った宍道湖・中海 Pi-SAR 観測実験の概要および現場観測データを報告した。また、2000 年および 2003 年の光とマイクロ波同時観測データを用いて汽水域環境情報を調べた。

2000 年では、光学センサ(可視・近赤外域)を用いて濁度推定を行い、分布図を作成することにより汽水湖全体の濁度分布状況を把握した。さらにその濁度分布図と、光学センサでは得られないシグナチャや風の情報が得られる SAR 画像を組み合わせることにより、宍道湖では潮目の情報が得られた。

2003 年は、濁度分布と風向・風速に対応がうかがえた。宍道湖では約 7 m/s の西風が吹いており、湖岸や宍道湖東部で濁度が高かった。中海では約 6 m/s の西風が吹いており、東部の湖岸や米子湾で濁度

が高かった。また濁度分布図では湖岸で濁度が高かったのに対し、Pi-SAR の X-band 画像では湖岸で NRCS 値が小さくなる傾向があった。これは湖岸および湖上の風観測データから、陸地の影響により風が弱まったためだと思われる。本論文で述べた結果は、異なった情報の得られる光とマイクロ波を用いることで、より詳しい汽水域の環境情報を得られることを示唆している。今後、同時観測されたデータを組み合わせることで、更に有用な情報を抽出するための検討が必要である。

謝 辞

本研究で使用した Pi-SAR データは宇宙航空研究開発機構 (JAXA) および独立行政法人情報通信研究機構 (NICT) から提供された。ERS 2/AMI データはヨーロッパ宇宙機構 (ESA) 所有し、宇宙航空研究開発機構 (JAXA) から提供された。SPOT 1 データはフランス国立宇宙研究センター (CNES) が所有し、宇宙航空研究開発機構 (JAXA) から提供された。ASTER データは「ASTER データ利用に関する共同研究」により提供された。また、気象および水質データは国土交通省中国地方整備局出雲河川事務所、気象庁出雲空港主張所ならびに美保空港主張所から提供された。これら関係機関に深謝する。

参 考 文 献

- Ichikawa, K., Kozu, T., Shimomai, T., Sakuno, Y., Matsunaga, T., Takayasu, K. (2002) Feasibility of spaceborne SAR monitoring of coastal lagoon environments, 23rd International Symp. on Space Technology and Science, Matsue, May 26-June 2.
- 市川啓祐・古津年章・下舞豊志・高安克己・作野祐司・松永恒雄 (2002) 衛星搭載合成開口レーダによる汽水域の環境観測：湖上風速分布推定可能性の予備検討, LAGUNA, 9, 63-75.
- 古津年章・浦塚清峰・中村健治・尾嶋武之 (1996) 改良型航空機搭載映像レーダによる海洋油汚染観測, 日本リモートセンシング学会誌, 16, 23-35.
- 古津年章・池内伸行・市川啓祐・下舞豊志・作野祐司・中山大介・高安克己 (2003) 高分解能航空機搭載合成開口レーダによる汽水域観測：初期解析結果, LAGUNA, 10, 73-86.
- 栗田賢一・古津年章・下舞豊志・作野祐司・松永恒雄・中山大介・高安克己 (2004) 航空機搭載合成開

口レーダによる宍道湖・中海観測：散乱係数の風速依存性とシグナチャ解析, LAGUNA, 11, 155–169.

岡本謙一(編)(1999)地球環境計測, オーム社, 東京, 324 pp.

作野裕司(2000)衛星リモートセンシングによる宍道湖のクロロフィル a 濃度及び一次生産量のモニタ

リングに関する研究, 博士(工)論文, 東京大学, 190 pp.

作野祐司・山本正智・吉田武史・松永恒雄・古津年章・下舞豊志・高安克己(2004)多時期 ASTER データを用いた宍道湖・中海の濁度・クロロフィル a 濃度推定, LAGUNA, 11, 147–153.

付録1. Pi-SAR 映像データ X-band(2004) (CRL 提供データの“info ファイル”抜粋. L-band では, IMAGE_SIZE が2400 となる以外ほぼ同じ.)

2004 年 8 月 2 日

SNA7801E		SNA7803E	
SCENE_START_TIME	= 2004/08/02/01:50:39	SCENE_START_TIME	= 2004/08/02/02:32:11
SCENE_END_TIME	= 2004/08/02/01:51:11	SCENE_END_TIME	= 2004/08/02/02:32:45
LATE_NEAR_LAT	= +035:29:44.367	LATE_NEAR_LAT	= +035:26:35.806
LATE_NEAR_LONG	= +133:14:32.213	LATE_NEAR_LONG	= +133:15:07.445
LATE_FAR_LAT	= +035:29:18.627	LATE_FAR_LAT	= +035:29:47.589
LATE_FAR_LONG	= +133:10:36.311	LATE_FAR_LONG	= +133:14:26.691
EARLY_NEAR_LAT	= +035:26:31.373	EARLY_NEAR_LAT	= +035:26:02.411
EARLY_NEAR_LONG	= +133:15:03.689	EARLY_NEAR_LONG	= +133:11:13.309
EARLY_FAR_LAT	= +035:26:05.633	EARLY_FAR_LAT	= +035:29:14.194
EARLY_FAR_LONG	= +133:11:07.787	EARLY_FAR_LONG	= +133:10:32.555
GROUND_RG_NEAR	= 9.2485603E+03	GROUND_RG_NEAR	= 9.9984880E+03
GROUND_RG_CENTER	= 1.2247935E+04	GROUND_RG_CENTER	= 1.2997863E+04
GROUND_RG_FAR	= 1.5247310E+04	GROUND_RG_FAR	= 1.5997238E+04
INC_ANGLE_NEAR	= 3.5906479E+01	INC_ANGLE_NEAR	= 3.7999723E+01
INC_ANGLE_CENTER	= 4.3797054E+01	INC_ANGLE_CENTER	= 4.5444787E+01
INC_ANGLE_FAR	= 5.0045608E+01	INC_ANGLE_FAR	= 5.1340589E+01
SCENE_SIZE_AZ	= 6.0000000E+03	SCENE_SIZE_AZ	= 6.0000000E+03
SCENE_SIZE_GR	= 6.0000000E+03	SCENE_SIZE_GR	= 6.0000000E+03
IMAGE_SIZE_AZ	= 4800	IMAGE_SIZE_AZ	= 4800
IMAGE_SIZE_GR	= 4800	IMAGE_SIZE_GR	= 4800

2004 年 8 月 2 日

SHI7802W		SSI7803W	
SCENE_START_TIME	= 2004/08/02/02:03:44	SCENE_START_TIME	= 2004/08/02/02:29:57
SCENE_END_TIME	= 2004/08/02/02:04:18	SCENE_END_TIME	= 2004/08/02/02:30:31
LATE_NEAR_LAT	= +035:24:06.879	LATE_NEAR_LAT	= +035:24:40.992
LATE_NEAR_LONG	= +132:53:04.166	LATE_NEAR_LONG	= +132:56:57.531
LATE_FAR_LAT	= +035:24:41.522	LATE_FAR_LAT	= +035:27:52.721
LATE_FAR_LONG	= +132:56:58.160	LATE_FAR_LONG	= +132:56:16.413
EARLY_NEAR_LAT	= +035:27:18.478	EARLY_NEAR_LAT	= +035:24:07.279
EARLY_NEAR_LONG	= +132:52:21.840	EARLY_NEAR_LONG	= +132:53:03.587
EARLY_FAR_LAT	= +035:27:53.121	EARLY_FAR_LAT	= +035:27:19.008
EARLY_FAR_LONG	= +132:56:15.834	EARLY_FAR_LONG	= +132:52:22.469
GROUND_RG_NEAR	= 9.27E+03	GROUND_RG_NEAR	= 1.12E+04
GROUND_RG_CENTER	= 1.23E+04	GROUND_RG_CENTER	= 1.42E+04
GROUND_RG_FAR	= 1.53E+04	GROUND_RG_FAR	= 1.72E+04
INC_ANGLE_NEAR	= 3.60E+01	INC_ANGLE_NEAR	= 4.13E+01
INC_ANGLE_CENTER	= 4.38E+01	INC_ANGLE_CENTER	= 4.81E+01
INC_ANGLE_FAR	= 5.01E+01	INC_ANGLE_FAR	= 5.34E+01
SCENE_SIZE_AZ	= 6.00E+03	SCENE_SIZE_AZ	= 6.00E+03
SCENE_SIZE_GR	= 6.00E+03	SCENE_SIZE_GR	= 6.00E+03
IMAGE_SIZE_AZ	= 4800	IMAGE_SIZE_AZ	= 4800
IMAGE_SIZE_GR	= 4800	IMAGE_SIZE_GR	= 4800

2004年8月2日

SSI7803E		SNA7803W	
SCENE_START_TIME	= 2004/08/02/02:30:21	SCENE_START_TIME	= 2004/08/02/02:32:11
SCENE_END_TIME	= 2004/08/02/02:30:56	SCENE_END_TIME	= 2004/08/02/02:32:45
LATE_NEAR_LAT	= +035:25:36.041	LATE_NEAR_LAT	= +035:26:35.806
LATE_NEAR_LONG	= +133:00:07.586	LATE_NEAR_LONG	= +133:15:07.445
LATE_FAR_LAT	= +035:28:47.755	LATE_FAR_LAT	= +035:29:47.589
LATE_FAR_LONG	= +132:59:26.363	LATE_FAR_LONG	= +133:14:26.691
EARLY_NEAR_LAT	= +035:25:02.245	EARLY_NEAR_LAT	= +035:26:02.411
EARLY_NEAR_LONG	= +132:56:13.637	EARLY_NEAR_LONG	= +133:11:13.309
EARLY_FAR_LAT	= +035:28:13.959	EARLY_FAR_LAT	= +035:29:14.194
EARLY_FAR_LONG	= +132:55:32.414	EARLY_FAR_LONG	= +133:10:32.555
GROUND_RG_NEAR	= 1.21E+04	GROUND_RG_NEAR	= 1.00E+04
GROUND_RG_CENTER	= 1.51E+04	GROUND_RG_CENTER	= 1.30E+04
GROUND_RG_FAR	= 1.81E+04	GROUND_RG_FAR	= 1.60E+04
INC_ANGLE_NEAR	= 4.34E+01	INC_ANGLE_NEAR	= 3.80E+01
INC_ANGLE_CENTER	= 4.97E+01	INC_ANGLE_CENTER	= 4.54E+01
INC_ANGLE_FAR	= 5.47E+01	INC_ANGLE_FAR	= 5.13E+01
SCENE_SIZE_AZ	= 6.00E+03	SCENE_SIZE_AZ	= 6.00E+03
SCENE_SIZE_GR	= 6.00E+03	SCENE_SIZE_GR	= 6.00E+03
IMAGE_SIZE_AZ	= 4800	IMAGE_SIZE_AZ	= 4800
IMAGE_SIZE_GR	= 4800	IMAGE_SIZE_GR	= 4800

付録2. 風観測データ

(a) 宍道湖・中海湖上風観測データ

2004年8月2日 宍道湖

時刻 (JST)	観測点	北緯	東経	気温 [°C]	風向 [deg]	風速 [m/s]
10:42	S2-4	35°26'30"	132°59'58"	27	20	2.2
11:13	S0-5	35°24'59"	132°53'50"	27	318	0.4
11:30	S1-5	35°25'23"	132°55'18"	27	170	0.4
11:45	S1-1	35°27'20"	132°54'57"	27	292	0.7
12:05	S2-1	35°28'00"	132°59'38"	27	270	0.2
12:38	OH 1	35°27'10"	133°06'10"	29	162	0.6
12:53	NU 7	35°27'03"	133°08'21"	29	80	1.8

2004年8月2日 中海

時刻 (JST)	観測点	北緯	東経	気温 [°C]	風向 [deg]	風速 [m/s]
8:49	HJ 2	35°30'30"	133°10'28"	25	250	1.8
9:03	HJ 1	35°30'20"	133°09'01"	25	214	1.1
9:28	NU 4	35°28'22"	133°09'09"	25	130	2.7
9:42	NU 3	35°27'32"	133°09'28"	25	114	3.6
9:58	NU 5	35°27'48"	133°11'37"	25	110	3.6
11:09	NU 1	35°27'30"	133°14'01"	26	162	4.5
11:26	NU 2	35°29'20"	133°12'22"	26	160	3.1
11:35	NU 6	35°30'21"	133°12'31"	27	160	1.8

(b) 定常観測点の風観測データ (2004年8月2日)

	(a) 美保空港出張所			(b) 出雲空港出張所		
時刻 [hour:min]	10:00	11:00	12:00	10:00	11:00	12:00
風向 [deg]	160	170	190	290	Variable	180
風速 [m/s]	3.6	4.1	2.6	2.0	1.0	2.0
気温 [°C]	25.0	26.0	27.0	25.5	26.9	27.3
湿度 [%]	94	94	89	86	79	81
気圧 [hPa]	1007.0	1006.0	1006.0	1007.2	1007.0	1007.0
	(c) 中海湖心			(d) 宍道湖湖心		
時刻 [hour:min]	10:00	11:00	12:00	10:00	11:00	12:00
風向 [deg]	135	158	158	293	225	203
風速 [m/s]	4.9	3.0	2.7	2.4	2.8	1.1

(c) 湖岸の風観測データ (2004年8月2日)

時刻 (JST)	(a)森山堤防		(b)大根島北		(c)大根島南		(d)彦名		(e)飯梨川河口	
	風向	風速	風向	風速	風向	風速	風向	風速	風向	風速
10:40	SSE	3.7	ESE	2.1	SE	2.2	SSE	5.9	SSE	2.6
10:42	SSE	3.8	SE	2.8	SSE	3.1	S	4.6	S	2.5
10:44	SSE	4.1	SSE	3.0	SSE	3.5	SSE	4.9	SSW	3.2
10:46	SSW	4.1	SSE	2.9	SSE	3.1	S	5.1	SSW	2.4
10:48	SW	3.8	ESE	1.5	SSE	3.0	SSE	5.4	S	2.7
10:50	SSW	3.7	SE	2.1	SSE	1.5	SSE	4.9	SSE	3.1
10:52	S	3.2	SE	1.1	SSE	2.5	SSE	4.7	S	3.5
10:54	S	3.3	SSE	2.0	SSE	1.9	SSE	4.8	S	2.6
10:56	SW	3.0	SSE	0.8	ESE	1.0	SSE	5.2	S	1.9
10:58	S	2.8	SSE	1.0	S	2.1	SE	5.2	SSW	2.2
11:00	S	2.0	SE	1.1	S	1.5	SE	5.0	S	2.6
11:02	S	2.0	S	1.2	S	2.3	SSE	4.4	S	2.1
11:04	SW	2.1	SSE	2.3	S	1.4	SSE	4.5	SSW	1.9
11:06	S	1.1	S	0.9	S	1.1	SSE	4.4	S	3.0
11:08	SSE	0.5	SSE	0.1	S	1.9	SE	4.4	SSW	2.9
11:10	SSE	0.1	SSW	1.5	S	2.1	SSE	4.1	S	2.8
11:12	S	1.4	SSW	1.2	S	2.0	SE	4.3	SSW	2.8
11:14	SSW	1.2	SSW	0.8	SSE	1.2	SSE	4.7	S	2.4
11:16	SSW	0.4	-	0.0	SSE	1.1	-	-	SSW	1.4
11:18	S	1.3	-	0.0	SSE	1.9	-	-	S	2.0
11:20	S	0.1	SE	0.9	S	2.0	SE	4.0	SSW	2.1
11:22	SSW	0.9	S	0.1	SSE	2.2	SSE	3.8	SW	1.0
11:24	SSW	0.1	SSW	0.2	SE	2.7	SE	3.5	SSW	1.0
11:26	-	0.0	SSW	1.1	SE	2.5	SSE	3.9	SSW	1.0
	(高さ 1.5m)		(高さ 2.0m)		(高さ 1.8m)		(高さ 3.5m)		(高さ 4.0m)	
時刻 (JST)	(f)下意東		(g)秋鹿		(h)来待		(i)NHK 松江放送所		(j)湖遊館	
	風向	風速	風向	風速	風向	風速	風向	風速	風向	風速
10:40	WSW	1.5	W	2.0	-	0.0	NW	1.0	E	1.2
10:42	SSE	0.2	WNW	1.2	-	0.0	-	0.0	ENE	0.9
10:44	SSW	0.6	WSW	1.8	-	0.0	N	0.6	NE	0.6
10:46	SE	1.5	WSW	1.6	-	0.0	NW	0.5	-	0.0
10:48	SE	0.7	WSW	1.6	ENE	0.1	ESE	1.0	NE	0.1
10:50	WSW	1.4	W	1.8	-	0.0	NNW	0.9	ENE	0.3
10:52	WNW	1.0	W	1.7	-	0.0	N	0.1	E	0.3
10:54	SW	1.2	WSW	1.4	-	0.0	N	1.2	-	0.0
10:56	SW	0.5	WSW	2.1	-	0.0	-	0.0	-	0.0
10:58	SW	0.1	SW	2.0	-	0.0	NW	1.9	-	0.0
11:00	WNW	1.0	SW	1.8	-	0.0	NW	2.0	S	0.1
11:02	WNW	0.8	SW	2.1	-	0.0	NW	0.5	S	0.3
11:04	WNW	1.6	SW	1.8	-	0.0	NW	1.0	-	0.0
11:06	SW	1.0	SW	1.6	-	0.0	WNW	0.4	-	0.0
11:08	W	0.1	SW	1.8	E	1.2	WNW	0.8	WSW	0.2
11:10	SW	0.4	SW	1.1	E	2.2	WNW	0.6	W	0.5
11:12	SW	0.4	SW	0.1	E	0.3	NW	0.5	W	0.1
11:14	ESE	0.1	WSW	0.9	-	0.0	NW	0.4	WNW	0.3
11:16	SSE	1.5	WSW	2.3	E	0.3	-	0.0	-	0.0
11:18	SSE	2.5	WSW	1.8	-	0.0	NW	0.5	WNW	0.1
11:20	S	2.0	WSW	1.7	-	0.0	NW	0.8	NW	0.2
11:22	SE	2.2	W	2.0	-	0.0	-	-	WNW	0.1
11:24	SSE	3.0	WNW	1.8	-	0.0	-	-	WNW	0.2
11:26	SSE	1.5	W	1.1	-	0.0	-	-	-	0.0
	(高さ 3.0m)		(高さ 1.8m)		(高さ 3.0m)		(高さ 4.0m)		(高さ 3.0m)	

※風速の単位は m/s

MODIS データを用いた中海の赤潮モニタリング—2004 年

作野裕司¹・江原 亮²・國井秀伸²

Monitoring red tide blooms in Lake Nakaumi, using MODIS data 2004

Yuji Sakuno¹, Ryo Ehara² and Hidenobu Kunii²

Abstract: The MODIS satellite ocean-color sensor, launched in 1999 and again in 2002, has observed the ocean color twice a day. Originally designed to examine plankton and terrestrial vegetation, this sensor is highly sensitive (Quantization: 12 bits). In addition, the sensor has a maximum resolution of 250 m, exceeding the resolution of other, conventional, ocean-color sensors. For Lake Nakaumi, it was assumed that outlines of a red tide would be discernable with a maximum resolution of 250 m. The research incorporated daily MODIS data from April to June 2004, mainly acquired from the Institute of Industrial Science, the University of Tokyo. The red-tide distribution within the lake was determined by comparing the image data with *in-situ* data. As a result, the radiance of MODIS Band 1 (620-670 nm) and surface concentration of chlorophyll-a (Chl-a) during the red tide in the lake were strongly correlated ($r^2=0.84$). Moreover, the area of water where MODIS Chl-a was very high (more than $40 \mu\text{g/l}$), overlapped the area of red tide as observed from a research vessel. We suggest that MODIS data (250 m resolution mode) are effective to investigate the distribution of future red tides in the lake.

Key words: Red tide bloom; Lake Nakaumi; MODIS

はじめに

中海は島根県東部に位置する汽水湖である。2002 年 12 月に中海北部の本庄工区の干拓中止が決定され、現在今後の同水域のあり方について様々な議論がなされている。このような状況にある中海だが、近年赤潮の発生が頻繁となり、富栄養化の進行が懸念されている。赤潮の対策には赤潮分布の把握が重要であることはいうまでもないが、中海の赤潮把握には岸から又は調査船からの目視に頼っているのが現状である。このような広域的・瞬時的な現象の把握は一般にリモートセンシング手法が有効である。筆者らは、これまで SPOT, Landsat, Terra 等の衛星

可視センサデータを用いて宍道湖・中海の水質モニタリング手法を検討してきた(作野ほか, 1996; 作野ほか, 1999; 作野ほか, 2004)。しかし、このような高解像度衛星データはコストがかかり、観測周期が2週間程度で、雲や大気の影響を受けやすく、赤潮の即時把握は現実的ではない等問題があった。従って行政などが赤潮の対策を練るためには赤潮分布をより素早く、広域的に、かつ正確に把握する方法が求められている。そこで、我々は毎日の観測データが無料で入手でき、かつ解像度が比較的高い衛星 Terra 又は Aqua に搭載される MODIS センサの 250 m 解像度データと実測のクロロフィル a 濃度(以下 Chl-a と略す)データを用いて中海の赤潮分布推定

¹ 広島大学大学院工学研究科 Graduate school of Engineering, Hiroshima University, Higashihiroshima, 739-8527, Japan

² 島根大学汽水域研究センター Research Center for Coastal Lagoon Environments, Shimane University, Matsue, 690-0823, Japan

表 1. MODIS の性能.

Table 1. MODIS technical specifications.

Band	Bandwidth (nm)	Spatial resolution
1	620 - 670	250 m
2	841 - 876	
3	459 - 479	500 m
4	545 - 565	
5	1230 - 1250	
6	1628 - 1652	
7	2105 - 2155	
8	405 - 420	
9	438 - 448	1000 m
10	483 - 493	
11	526 - 536	
12	546 - 556	
13	662 - 672	
14	673 - 683	
15	743 - 753	
16	862 - 877	

を試みた。

方 法

1. MODIS センサについて

MODIS は Terra 及び Aqua (1999 年 12 月 と 2002 年 5 月にそれぞれ打ち上げ) と呼ばれる衛星に搭載された中分解能分光放射計である。このセンサは 2330 km の観測幅を持ち、観測周期は 1 日に 1~2 回程度 (Terra/Aqua を合わせて 2~4 回程度) で午前 11 時頃 (Terra) と午後 1 時頃 (Aqua) に観測する。MODIS の観測波長は、解像度の異なる 36 バンドにより構成されている。このうち、海色の指標であるクロロフィル a 濃度 (以下「Chl-a」と略す) の推定に使用されるのは 1 km 解像度のデータである。しかし中海のような狭い水域において 1 km 解像度のデータでは水域内の Chl-a 分布を把握することは困難である。そこで本研究では MODIS センサで最も解像度の良い 250 m 解像度の MODIS データを対象とする。同センサの観測バンドと量子化レベルは表 1 に示すとおりである。

2. MODIS データの大気補正法

海色センサデータを使って Chl-a 推定を行う場合の最近の大気補正法については、岸野ほか(2002)の方法を参考とする。一般に可視・近赤外域では、海

色センサに入射した全放射輝度の 90% 以上が大気散乱光で占められている。センサが受光した放射輝度、 L_T は一般に以下の式で表される。

$$L_T(\lambda) = L_M(\lambda) + L_{AS}(\lambda) + tL_w(\lambda) \quad (1)$$

ここで、 L_M は分子散乱光成分、 L_{AS} はエアロゾル散乱光成分である。 t は「海面-センサ間の大気の拡散透過率」であり、さらに以下の式で求められる。

$$\begin{aligned} t(\lambda) &= t_M(\lambda)t_{oz}(\lambda)t_A(\lambda) \\ &= \exp \left[- \left(\frac{\tau_M(\lambda)}{2} + \tau_{oz}(\lambda) \right) \left(\frac{1}{\cos \theta} \right) \right] \end{aligned} \quad (2)$$

ここで、 t_M はレーリー散乱による透過率、 t_{oz} は大気上層(高度 20 km 付近)のオゾン層の吸収を考慮した透過率、 t_A はエアロゾルの透過率、 τ_M 、 τ_{oz} はそれぞれ大気分子及びオゾンの光学的厚さ、 θ は衛星天頂角である。実際の大気補正を行う場合、 τ_M は経験式等による比較的簡単な計算で、 τ_{oz} は観測値等の参照テーブル等で与えられる。

また式(1)のうち、Chl-a 等の水質と関係がある L_w について解くと、以下の式となる。

$$L_w(\lambda) = \frac{L_T(\lambda) - [L_{AS}(\lambda) + L_M(\lambda)]}{t(\lambda)} \quad (1')$$

海色センサにおける式(1')中の $[L_{AS}(\lambda) + L_M(\lambda)]$ は、通常「 L_M は放射伝達計算により算出し、 L_{AS} は近赤外の L_w を 0 と仮定して、他の波長の L_{AS} を次々に求める」という方法が用いられている。また、簡便な方法としては「1 シーン内の大気状態を一様」と仮定して、清浄な水域の輝度値を差し引く暗画素法 (MacFarlane, 1984) がある。

式(1')で計算される L_w は、水中の情報だけではなく太陽高度や大気の状態によっても変化するので、海色センサの水質推定アルゴリズムには、以下のような正規化海水射出輝度 (normalized water-leaving radiance) nL_w が使われる。

$$nL_w(\lambda) = \frac{L_w(\lambda)}{t_0(\lambda) \cos \theta_0} \quad (3)$$

ここで、 t_0 は「太陽-海面間の透過率」、 θ_0 は「太陽天頂角」である。このうち、 t_0 は式(2)の θ を θ_0 に置き換えれば求めることができる。

式(3)で示した海水射出輝度は、外洋では主に植物プランクトンの持つ Chl-a や懸濁物濃度によって

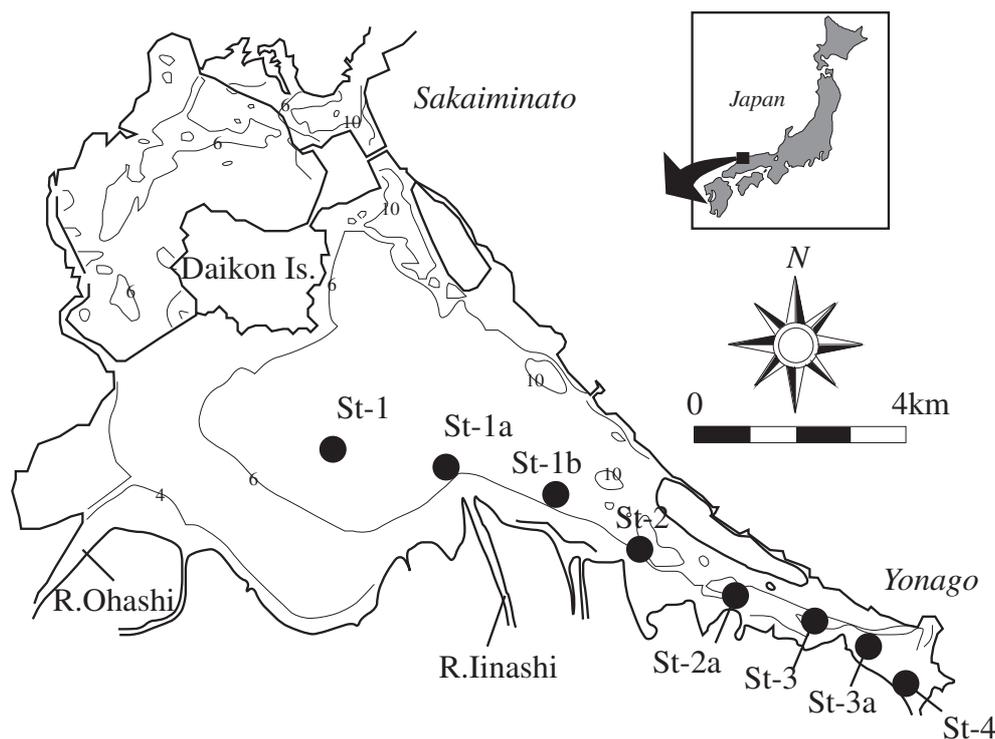


図 1. 中海における実測調査測点.

Fig. 1. Field survey points in Lake Nakaumi, Shimane Prefecture, Japan.

分光反射率特性が大きく変る. この分光反射率特性を利用して, Chl-a や懸濁物の濃度を推定する.

3. Chl-a 推定アルゴリズム

一般に外洋において海色センサによる Chl-a 推定を行う場合には, Chl-a の強い吸収帯である可視の青バンド (443 nm 付近) と植物プランクトン体の反射が大きい緑バンド (560 nm 付近) の放射輝度比又は反射率比が有効であることが知られている (岡見ほか, 1982).

一方, 沿岸水のように植物プランクトンだけでなく無機懸濁物質や溶存有機物によっても海色が大きく変えられる場合は, Chl-a の推定が難しいと言われ, 以下のような形の経験的な Chl-a 推定式が作成される場合が多い.

$$Chl-a = \alpha [d_i] + \beta \quad (4)$$

ここで α , β は定数である. また d_i には式 (3) で定義される単バンドの「 nLw 」の他, 複数バンドによる加算, 減算, 比演算, 植生指数等が用いられる場合が多い (岡見ほか, 1982; 沖・安岡, 1996; 牧ほか, 2004). 本研究でも式 (4) のモデルを適用し, $[d_i]$ には, MODIS 各バンドの「 nLw 」値を使用する. また式 (4) の定数の決定には, 衛星/実測データセットによ

る回帰分析法を適用する. ただし, $[Chl-a]$ は外洋で一般的に用いられる対数型も試した.

使用データ

筆者らは 2004 年 4 月～6 月にかけて中海で赤潮が発生する時期に船舶による水質調査 (Chl-a の鉛直分布) を図 1 に示す測点で行った. 鉛直 Chl-a の測定には, 水中投下式クロロフィル測定装置 (アレック電子製, 島根大学汽水域センター所有) を用いて, 水深 0.1 m 毎の Chl-a を測定した. ただし, Chl-a 測定装置により観測された N 値 (Chl-a の値に比例する) から Chl-a の値への変換は中山ほか (1999) の方法に従った. また, 本研究で衛星データとの比較として用いる表層 Chl-a は, 本来透明度相当とされているが, 今回は透明度の値が得られなかったので便宜的に水深 0.1 m の値と定義した. 現地観測は計 7 回行われ, そのうち比較的良好な MODIS データが得られた 2004 年 4 月 29 日, 5 月 8 日, 6 月 3 日における, 衛星/実測データセット 21 点 (7 点×3 日) を使って相関解析が行われた.

研究に使用した MODIS データは東京大学生産技術研究所が提供しているレベル 1 b の Radiance データである. データが取得された期間は 2004 年 4 月 1

表 2. 相関解析に使用した MODIS/実測 Chl-a データセットの概要.

Table 2. Satellite/Chl-a data set in Lake Nakaumi.

Date	2004/4/29			2004/5/8			2004/6/3		
Stations	B 1	B 2	Chl.a ($\mu\text{g/l}$)	B 1	B 2	Chl.a ($\mu\text{g/l}$)	B 1	B 2	Chl.a ($\mu\text{g/l}$)
St 1	3833	1737	14.5	4316	2364	14.5	2134	710	24.4
St 1 a	3946	1808	22.3	4237	2275	17.4	2238	673	44.6
St 1 b	3952	1932	24.4	4168	2250	13.0	2219	708	39.7
St 2	4047	2144	24.0	4518	2657	64.3	2222	775	44.4
St 2 a	4086	2355	33.5	4139	2304	13.8	2259	846	65.1
St 3	4332	3106	342.8	4221	2372	26.8	2384	1352	94.6
St 3 a	4400	5075	209.3	4256	2494	49.4	2408	1079	97.3

表 3. 大気補正入出力パラメータ.

Table 3. I/O parameters of atmospheric correction.

	2004/4/29		2004/5/8		2004/6/3	
Input	645 nm	859 nm	645 nm	859 nm	645 nm	859 nm
τ_m	0.057	0.018	0.056	0.018	0.056	0.018
τ_{oz}	0.014	0.000	0.014	0.000	0.014	0.000
θ	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
θ_0 ($^\circ$)	33.214	33.214	18.873	18.873	22.689	22.689
Output	645 nm	859 nm	645 nm	859 nm	645 nm	859 nm
$1/\cos \theta$	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000
$1/\cos \theta_0$	1.195	1.195	1.057	1.057	1.084	1.084
t	0.958	0.991	0.959	0.991	0.959	0.991
t_0	0.950	0.989	0.957	0.991	0.955	0.990

日～6月30日である。MODIS データの大気補正は、まず「620 nm 以上の長波長における清浄な海域の L_w (水中放射輝度)は 0」と仮定して、島根半島北部の日本海の最暗値を各バンドの放射輝度値から差し引く、前述した「暗画素法」で行った。これにより式(1')の $[L_{AS}(\lambda) + L_M(\lambda)]$ を求めた。次に式(2)より、観測日当日の t 及び t_0 を算出した。そしてこれらの値を式(3)に入力することにより、バンド1、バンド2の $[nL_w]$ を求めた。相関解析に使用した MODIS/実測 Chl-a データセットの概要を表2に示す。

結果及び考察

1. 中海の赤潮発生状況と赤潮種

現地調査中における中海の赤潮発生状況は採水による顕微鏡観察と目視観察から判断して以下のものであったと考えられる。即ち4月18日に中海南東部の安来港において高濃度で発生し、St-2付近(図1参照)まで発生した。それ以降は、St-3付近で非常に

高濃度($3.6 \times 10^8 \text{ Cell/L}$)の赤潮が発生し、1週間後には赤潮が消失した。さらに6月1日に再び赤潮がSt-2付近で発生し、6月7日に湖心まで拡大したが、1週間後には消失した。このように今回発生した中海の赤潮は1週間程度のサイクルで消沈を繰り返した。赤潮発生時の優占種は図2に示すような渦鞭毛藻 *Prorocentrum minimum* であった。4～5月は、ほぼ *P. minimum* 単一種による赤潮であり、6月のSt-3、4に関しては珪藻 *Cylindrotheca closterium* との混合赤潮であった。

2. MODIS データと実測 Chl-a の関係

表3は、今回の大気補正(大気透過率の推定)に使った入出力パラメータの例である。いずれの日・バンドとも大気透過率は0.95以上と非常に高かった。また、表4は、大気補正前後(大気透過率、パズラジアンズ両方の補正前後)のMODIS データとChl-aの相関係数を表している。これより、大気補正前に比べて、大気補正後の各バンドと実測Chl-aの相



図 2. 地中海の赤潮優占種 *Prorocentrum minimum* の顕微鏡写真.

Fig. 2. Photomicrograph of the red tide dominant species *Prorocentrum minimum* in Lake Nakaumi.

関が高くなることがわかった。さらに、バンド 2 よりもバンド 1 の方が、実測 Ch-a との相関が良かった。これは、赤潮発生により「赤潮プランクトン自身の散乱やそれに付随するデトリタスの散乱の効果」(小林ほか, 1999) がバンド 1 (620~670 nm) の放射輝度に反映されたためと考えられる。だが、岡見ほか(1982)は、霞ヶ浦において MODIS バンド 1 の波長帯に近い 626 nm, 656 nm, 672 nm の水面直上上向き分光反射率と Chl-a の関係を調べ、いずれも弱い正方向のトレンドはあるものの、有意な相関は得られなかったとしている。このような MODIS データと現場実測データとの結果の違いは、250 m 解像度の MODIS のバンド幅が 50 nm と、数 nm 範囲で計測可能な現場型の分光計とは波長幅が異なること、大気補正が簡易的なものである(画素ごとの補正をし

表 4. 大気補正前後の MODIS データと Chl-a の相関係数.

Table 4. Correlation coefficients between MODIS [nL_w] at 250 m resolution data before and after atmospheric correction, and measured Chl-a data

	Before correction		After correction	
	L _w B 1	L _w B 2	nL _w B 1	nL _w B 2
Chl-a	0.11	0.47	0.75	0.71
LOG ₁₀ Chl-a	-0.15	0.28	0.84	0.64

n=21

ていない) こと等が原因として考えられる。ただし、今回は検証データが不足しており、原因の特定には至らなかった。

図 3 に大気補正前後の [MODIS バンド 1] と [Log₁₀ Chl-a] の関係を示す。これより、大気補正前は各時期のデータの値が大きくずれていたのに対し、大気補正後の 3 時期のデータはほぼ一直線上にプロットされた。これは前述した大気補正の効果があったためと思われるが、大気補正過程で実測 Chl-a との相関向上に最も寄与したパラメータは [L_{AS}(λ)+L_M(λ)] 成分であり、大気透過率の影響はほとんどなかった。これより地中海の赤潮分布が特にパスラジアン成分の大気補正を行った後の MODIS バンド 1 で常時マッピングできる可能性が高いことが示唆された。

3. MODIS Chl-a から見た地中海の赤潮分布特性

図 4 は図 3 で得られた回帰式を使って推定した 250 m 解像度 MODIS の Chl-a 分布図と目視データを比較したものである。これより MODIS の Chl-a 分布

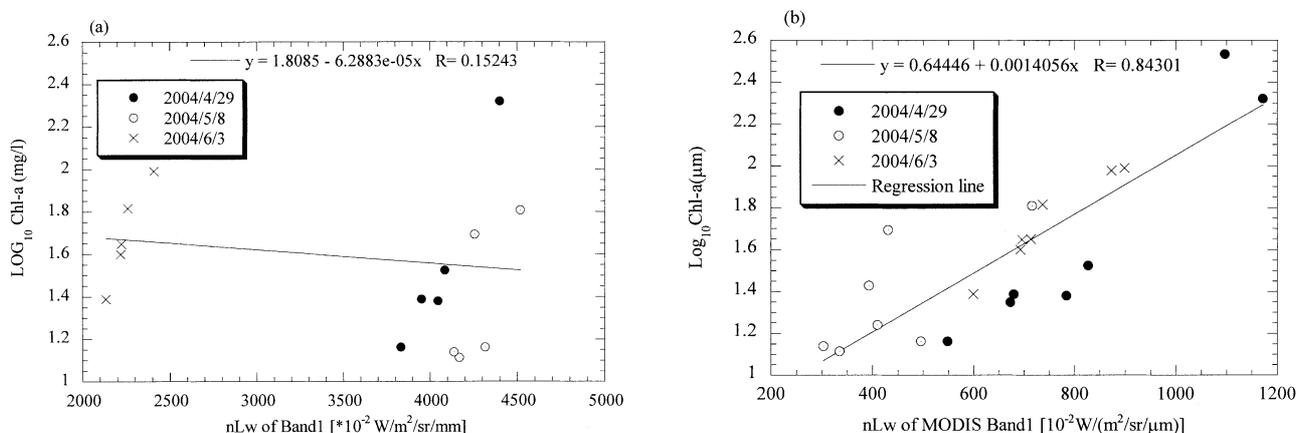


図 3. 大気補正前後の MODIS Band 1 nLw と実測 Chl-a の関係。(a) 補正前, (b) 補正後.

Fig. 3. Relationships between MODIS [nL_w] at 250 m resolution data before (a) and after (b) atmospheric correction, and measured Chl-a data.

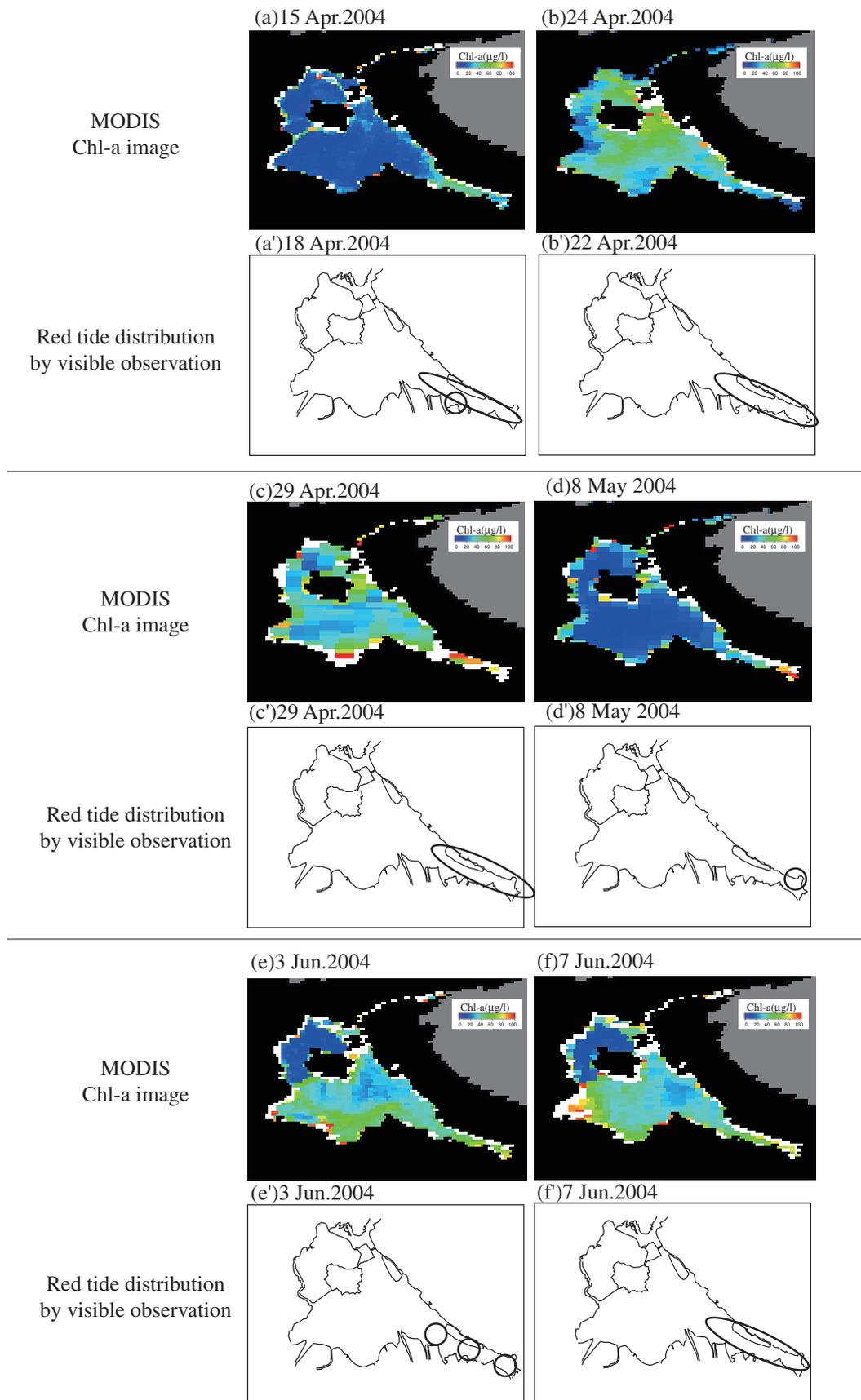


図 4. 中海において MODIS データから推定された Chl-a 分布と目視で観察された赤潮分布の関係。

Fig. 4. Maps of surface chlorophyll.a concentration estimated from MODIS at 250 m resolution and red tide bloom distribution observed by the naked eye from ship in Lake Nakaumi.

図から今回地中海で発生した赤潮の多くは、中海南東部の米子湾から中海南岸に沿って帯状に分布していることがわかり、船舶からの目視による赤潮推定分布水域と非常によく一致していた。6月3日や6月7日のデータは特にその分布パターンをよく表している。地中海の赤潮発生海域としては、古くは岸岡(1975)が「意東鼻(中海南岸)から大根島西端を結んだ線の東側の海域に発生し、最も多発するのは錦海湾(米子湾奥部)である」と、また最近では大谷(1997)が「中海主湖盆、境水道域に珪藻の赤潮が大量発生することが多い」等とそれぞれ報告している。さらに、島根県内水面水産試験場は2003年4月に「中海西部や本庄工区」において *P. minimum* の赤潮が発生したとホームページ上 (http://www2.pref.shimane.jp/naisuisi/topic/030415_akasio.html) で発表している。これらの過去の報告と今回の MODIS Chl-a 分布図から、地中海の赤潮分布域は、水域全体で大規模に変化し、その分布域の変化周期も早い(少なくとも今回の調査時では1週間以内で変化していた)ことがわかった。

ま と め

2004年の地中海の赤潮発生時(4月から6月)に観測された、250 m 解像度の MODIS データと実測水質データを使って、地中海の赤潮モニタリングを試みた。その結果、以下の事項が明らかになった。

- 1) 現地調査の結果、今回発生した地中海の赤潮の優先種は *Prorosentrum minimum* で、1週間程度のサイクルで消沈を繰り返した。
- 2) 暗画素法による大気補正後の MODIS バンド1の nLw と実測 Chl-a (対数型) は高い相関があった。
- 3) MODIS データから推定した高 Chl-a 分布域と目視観測による赤潮分布域の位置はほぼ一致していた。
- 4) MODIS データから推定した Chl-a 分布から、2004年4月から6月に発生した赤潮の多くは、中海南東部の米子湾から中海南岸に沿って帯状に分布していた。

謝 辞

本研究で使用した MODIS データは東京大学生産技術研究所安岡研究室から提供されたものである。関係機関に深く感謝する。

引用文献

- 1) Clark, D.K. (1997) MODIS algorithm theoretical basis document bio-optical algorithms-case 1 waters, NOAA.
- 2) 岸野元彰・福島甫・虎谷充浩・陳文忠・田中昭彦 (2002) 連載講義 海洋リモートセンシング, 第3回海色リモートセンシング, 日本リモートセンシング学会誌, 22 (3): 336–354.
- 3) 岸岡務(1975) 瀉湖の汚濁—地中海の生態学的長期研究—, 技研出版, 237.
- 4) 小林 拓・太田幸雄・村尾直人・橋治国(1999) 衛星リモートセンシングによる沿岸海域汚濁解析のための放射伝達モデルの開発, 日本リモートセンシング学会第26回学術講演会論文集, 697–700.
- 5) MacFarlane, N. and Robinson, I. S. (1984) Atmospheric correction of LANDSAT MSS data for a multirate suspended sediment algorithm. *International Journal of Remote Sensing*, 5: 561–576.
- 6) 牧雅康・沖一雄・椿広計・安岡善文(2004) 潜在要因の影響を考慮した水質計測の因果モデリング, 日本リモートセンシング学会誌, 24(2): 153–162.
- 7) 中山大介・作野裕司・松永恒雄・高安克己・國井秀伸 (1999) 宍道湖・中海の鉛直クロロフィル a 濃度分布特性, *LAGUNA (汽水域研究)*, 6: 217–222.
- 8) 岡見登・岸野元彰・宮崎忠国(1982) 霞ヶ浦湖水の分光反射率と水質, 日本リモートセンシング学会誌, 2 (1): 21–31.
- 9) 大谷修司(1997) 宍道湖・中海水系の植物プランクトンの種類組成と経年変化, *沿岸海洋研究*, 35 (1): 35–47.
- 10) 沖一雄・安岡善文 (1996) 高濃度水域における近赤外を含む二波長によるクロロフィル a 推定モデルの作成, 日本リモートセンシング学会誌, 16 (4): 1–9.
- 11) 作野裕司・松永恒雄・中山大介・六川修一・高安克己・國井秀伸・中村幹雄・山室真澄 (1999) SPOT/HRV データによるアオコ発生時の宍道湖表層クロロフィル a 濃度分布の推定. 日本リモートセンシング学会誌, 19: 20–36.
- 12) 作野裕司・吉田武史・松永恒雄・中山大介・高安克己 (2003) 多時期 Landsat/TM データを用いた宍道湖・中海のクロロフィル a 濃度分布推定, *海岸工学論文集*, 50: 1011–1015.
- 13) 作野裕司・山本正智・吉田武史・松永恒雄・高

- 安克己・古津年章・下舞豊志(2004)多時期 ASTER データを用いた宍道湖・中海の濁度・クロロフィル a 濃度推定, LAGUNA (汽水域研究), 11: 147-153.
- 14) Thiemann, S. and Kaufmann, H. (2002) Lake water quality monitoring using hyperspectral airborne data - a semiempirical multisensor and multitemporal approach for the Mecklenburg Lake District, Germany, Remote Sensing of Environment, 81: 228-237.

Fossil benthic foraminifera from Aso-kai Lagoon, central Japan

Hiroyuki Takata¹, Satoshi Tanaka², Shun-suke Murakami³,
Koji Seto¹ and Katsumi Takayasu⁴

Abstract: Fossil benthic foraminifera were investigated in the 4 m length core ASC 2 taken from Aso-kai Lagoon, central Japan, to understand paleoenvironmental changes that occurred in the lagoon during the last 1200 years. Based on the presence of foraminiferal taxa, an alternation between relatively oxic (221-241 cm and 301-381 cm sediment core intervals) and seasonally oxygen-poor (281-301 and 161-201 cm intervals) conditions repeated twice in the lower part of the core. Year-round anoxia was established in the upper part of the core (1-121 cm interval) with occasional periods of improved oxygen level (71-81 cm interval). The changes in the oxygen concentration at the lagoonal bottom probably correspond to the opening /closure of the channel between the lagoon and Miyazu Bay.

Key words: Aso-kai Lagoon; benthic foraminifera; paleoenvironment

Introduction

Aso-kai Lagoon is an isolated lagoon separated from Miyazu Bay (Japan Sea coast) by a sand-bar (named Amano-hashidate) (Fig. 1). The lagoon is connected to the bay by a narrow channel at its southeastern corner only and the hypolimnion is in an oxygen-poor condition almost year-round (Nakanishi et al., 1979; Takata et al., in press). During the last millennium, the sand-bar has occasionally been damaged due to extreme storms and the conditions within the lagoon have changed dramatically, according to the historical archive of this lagoon (Naito, pers. comm.). However, the paleo-environment of Aso-kai lagoon is still poorly understood since there is a limited sedimentological study.

A sediment-core ASC 2 was collected from the centre of Aso-kai Lagoon to improve the understanding of its paleoenvironment, in particular because it was expected that a paleoenvironmental analysis of this core could provide useful insight in the environmental changes of the lagoon and the Amano-hashidate sand-bar. In this

paper, we report the occurrence of fossil foraminifera in core ASC 2. Detail discussion about environmental change of the lagoon will be presented in another paper (Takata et al., in prep.).

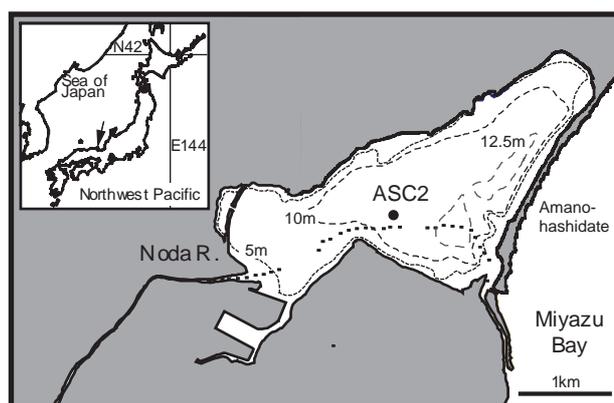


Fig. 1. Map of Aso-kai Lagoon, showing the coring site of core ASC 2 as a fixed circle.

¹ Research Center for Coastal Lagoon Environments, Shimane University, 1060 Nishikawatsu, Matsue 690-8504, Japan

² Kyoto University of Education, 1 Fujinomori, Fukakusa, Kyoto 612-8522, Japan

³ Department of Geoscience, Faculty of Science and Engineering disciplinary, Shimane University, 1060 Nishikawatsu, Matsue 690-8504, Japan

⁴ Shimane University, 1060 Nishikawatsu, Matsue 690-8504, Japan

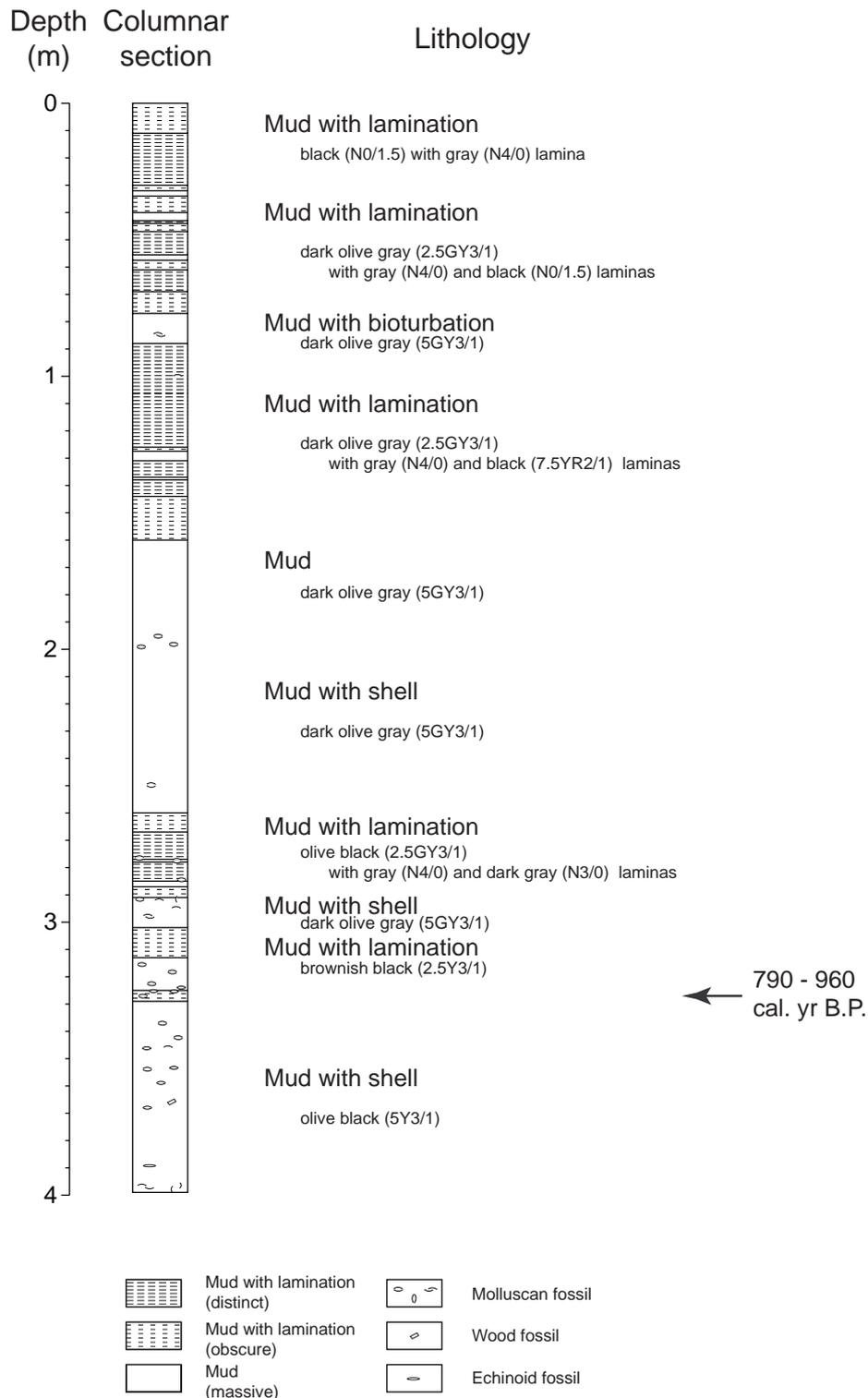


Fig. 2. Columnar section of core ASC 2.

Materials and Method

Core ASC 2 was collected from the central part of Aso -kai Lagoon (N 35° 33.785', E 135° 10.557', 11.4 m water depth) on July 25, 2002 (Fig. 1). Total length of the core was 399 cm. The lithologies of the core consist

of black- to dark gray-colored mud with parallel laminations at 0–75 cm, 90–125 cm, 130–160 cm, 260–290 cm and 302–313 cm (Fig. 2). AMS ¹⁴C date (1350 ± 40 yrB.P.) was measured using molluscan fossil found at 327 cm (Laboratory number: Beta-198725) by Geoscience Laboratory Inc., Japan. After conversion of

radiocarbon age to calendar age, using age calibration curve INTCAL 98 (Stuiver et al., 1998), 910 (790–960) cal. yrB.P. was obtained for this horizon. Given that 0 and 327 cm imply present time and 910 cal. yrB.P., respectively, the average sedimentation rate of the core was estimated at 3.4 mm/yr. Hence, core ASC 2 has recorded the past 1200 years of paleoenvironmental changes in the central part of Aso-kai Lagoon.

The core was sampled for further analysis at each 1 cm. The samples were subdivided into separate parts for sedimentological and foraminiferal analyses, respectively. Weight of these subsamples was measured immediately after separation. Water content of each horizon was calculated by the difference in weight before and after drying at 70°C of the subsamples for sedimentological analysis. Dry weights of subsamples for foraminiferal analysis were calculated based on its wet weight and water content of the other subsample.

Subsamples for foraminiferal analysis were washed on a 74 µm-mesh sieve immediately after collection. The residues were dried at 70°C. Approximately 200 benthic foraminiferal specimens were picked from each of 39 samples corresponding to each ten centimeter stratigraphic interval. These foraminiferal specimens were identified and counted.

Results and Discussion

The occurrence of benthic foraminifera as observed in core ASC 2 is shown in Table 1. Benthic foraminifera show a continuous occurrence, although they are rare at 91, 141 and 241 cm depth. *Trochammina cf. japonica*, *Virgulinitella fragilis* and *Elphidium somaense* are common, and *Eggerelloides advena*, *Quinqueloculina* sp. A, *Miliolinella* sp. A, *Ammonia japonica*, *Ammonia* sp. A, *Elphidium excavatum* forma *excavata* and *E. excavatum* forma *selseyensis* subordinate. Stratigraphic distributions of the major species are shown in Fig. 3. *E. somaense* is common in the 221–241 cm and 301–381 cm intervals. *Ammonia japonica* and *Ammonia* sp. A show similar downcore distributions. On the other hand, *T. cf. japonica* dominates three horizons (281–301 cm, 161–201 cm and 71–81 cm intervals). *V. fragilis* dominates the 1–121 cm interval, with the exception of the 71–81 cm interval. *Quinqueloculina* sp. A occurs abundantly in the 131–231 cm interval, and is particularly abundant at 131 cm and 151 cm depth in combination with *Miliolinella* sp. A.

Based on the knowledge of modern benthic foraminiferal distribution in Aso-kai Lagoon (Takata et al., in press) and previous literature on other brackish regions (Kosugi et al., 1991; Matsushita and Kitazato, 1990), the paleoenvironmental changes inferred from core ASC 2 may be as follows. The oxygen level of the

lagoonal bottom in the lower sediment core interval (161–381 cm interval) has fluctuated between relatively oxygen-rich and seasonally oxygen-poor conditions several times, as indicated by the alternating dominance of *Elphidium* spp., a common taxon in littoral or outer bay environments (e.g., Kosugi et al., 1991), and *T. cf. japonica*, which tolerates seasonal oxygen deficiency (Matsushita and Kitazato, 1990). In the upper sediment core interval (0–161 cm interval), an almost year-round oxygen deficiency in the bottom environment was indicated by *V. fragilis*, which is characteristic in anoxic or near-anoxic conditions (Bernhard, 2004; Takata et al., in press). Seasonally oxygen-poor conditions were apparent in the 71–81 cm interval, based on a high abundance of *T. cf. japonica*. It is suggested that the oxygen-level at the bottom in the central part of the Aso-kai Lagoon has changed dramatically during the last 1200 years. A detail discussion about paleoenvironmental change will be presented in another paper (Takata et al., in prep.).

Archives dealing with Aso-kai Lagoon (Naitou, *pers. com.*) show the opening/closure of the channel between the lagoon and the Miyazu Bay, which is closely related to exchange of lagoonal water, has changed during the last millennium. A wider channel at the southeastern part of the lagoon than in the present time is shown in a picture “Amano-hashidate zu” (AD 1501?–AD 1506?) drawn by Sessyu during Muromachi-era. Such wider opening of the channel is likely to correspond to relatively oxic or seasonally oxygen-depleted bottom condition below 130 cm depth in core ASC 2 (before approx. 390 cal. yrB.P.). Additionally, the sand-bar Amano-hashidate was damaged by extreme storms during the Ten-wa period (AD 1681 to AD 1684), the Ten-meiji period (AD 1781 to AD 1788) and AD 1871 and the environment of this lagoon changed dramatically due to new channels that emerged due to these storms, based on the archive of Mizoshiri fishery, Kyoto Prefecture, Japan (Naitou, *pers. comm.*). One of these events probably corresponds to the sudden appearance of foraminifera reflecting seasonally oxygen-poor conditions between the 71 cm and the 81 cm interval (approx. 210–240 cal. yrB.P.). In conclusion, the oxygen-level of lagoonal bottom was probably affected by opening/closure events of the channel between the lagoon and the bay.

Acknowledgements

We thank Dr. Kazuyoshi Yamada (Shimane University) for providing an opportunity of radiocarbon dating. Thanks are due to Dr. Hugo Coops (Institute of Inland Water Management and Waste Treatment, Netherlands / Shimane University) for improving the

Table 1. Benthic foraminifera present per sample (counted numbers of each sample) from core ASC 2 (sample dry weight is shown below)

Interval (cm)	0	10	20	30	40	50	61	70	80	90	101	110	120	130	140	150	160	170	180	190
	1	11	22	32	43	52	63	72	81	92	103	111	122	131	141	151	161	171	181	191
Agglutinated Foraminifera																				
<i>Cibicides lobatulus</i> sp. A				1													107	16	13	10
<i>Eggerelloides advena</i>							1													
<i>Tiphrocha kelettae</i>							7	21	26	2	2			1	2					
<i>Trochammina cf. japonica</i>				3	8	1										6	255	145	111	52
<i>Trochammina pacifica</i>		1																	1	
Agg. Foram. gen. et sp. indet.										1										
Calcareous Porcelaneous Foraminifera																				
<i>Massilina inaequaris</i>																				
<i>Massilina secans</i>																				
<i>Miliolinella sidebottomi</i>																3	29	5		1
<i>Miliolinella</i> sp. indet.			1																	
<i>Miliolinella</i> sp. A					1			1						13		25	22	7	7	
<i>Quinqueloculina elongata</i>																1				
<i>Quinqueloculina</i> sp. A		1						1	1		1				20	1	69	110	39	61
<i>Quinqueloculina</i> sp. B																11	1	1		1
<i>Quinqueloculina</i> sp. C																				
<i>Quinqueloculina</i> sp. D		1																		
<i>Quinqueloculina</i> sp. indet.																	5			
<i>Triloculina</i> sp.															1					
Calc. Porcelaneous Foram. gen. et sp. indet.	2			1		1	1	1	2					2	10		29	22	10	17
Calcareous Hyaline Foraminifera																				
<i>Ammonia beccarii</i> forma 1	3																			
<i>Ammonia beccarii</i> forma 2																				
<i>Ammonia japonica</i>															1					
<i>Ammonia</i> sp. A (compact type)	1																	2	10	2
<i>Ammonia</i> sp. A (inflated type)																	1	1		1
<i>Ammonia</i> sp. B																				1
<i>Bolivina</i> sp. A			1				1			1										
<i>Bolivina</i> sp. B																				
<i>Bolivina</i> sp. C																				
<i>Bolivina</i> sp. D																				
<i>Bolivina</i> sp. E																				
<i>Bolivina</i> sp. F																				
<i>Bolivina</i> sp. indet.										1										
<i>Buccella frigida</i>																		6	2	
<i>Buccella</i> sp. indet.																				
<i>Buccella tenerrima</i>																				
<i>Bulimina</i> sp. A																				1
<i>Bulimina</i> sp. B																				
<i>Bulimina</i> sp. C																				
<i>Buliminella elegantissima</i>									1									6	9	4
<i>Cymbaloporeta</i> sp.																				
<i>Elphidium advenum</i>																				1
<i>Elphidium excavatum</i> forma excavata																				9
<i>Elphidium excavatum</i> forma selseyensis											1									11
<i>Elphidium jenseni</i>											1									9
<i>Elphidium kushiroense</i>																				1
<i>Elphidium reticulosum</i>					1															6
<i>Elphidium somaense</i>	1																			4
<i>Elphidium</i> sp. A				1																7
<i>Elphidium</i> sp. B																				5
<i>Elphidium</i> sp. C																				
<i>Elphidium</i> sp. D																				
<i>Elphidium</i> sp. indet.				2	1	3				1		1								
<i>Glabratella</i> sp. A																				
<i>Glabratella</i> sp. B			1	1	1															
<i>Guttulina</i> spp.																				
<i>Gyrogonoides</i> sp.																				
<i>Neonorbina stachi</i>																				
<i>Nonionella stella</i>																		1	4	1
<i>Planograbatella subopercularis</i>																				
<i>Pseudonion japonicum</i>																				
<i>Pseudoparrella naraensis</i>																				
<i>Pseudoparrella tamana</i>																				
<i>Reussella pacifica</i>																				
<i>Rosalina bulloides</i>											1									
<i>Rosalina</i> sp. A		1																		
<i>Rosalina</i> sp. B					1	2	1													
<i>Rosalina</i> sp. C				1																
<i>Rosalina</i> sp. indet.		2																		
<i>Stainforthia</i> sp.																				
<i>Uvigerinella glabra</i>																				
<i>Valvulineria hamanakoensis</i>																				
<i>Virgulineria fragilis</i>	33	56	74	19	28	30	48	17	2	1										
Calc. Hyaline Foram. gen. et sp. indet.						1														
Total	40	63	77	29	41	38	59	41	33	6	25	27	39	59	4	191	605	297	257	115
Dry sample weight (g)	0.41	0.62	1.10	1.54	2.79	1.95	1.47	1.31	1.09	2.23	3.85	2.54	2.42	1.26	1.31	1.48	1.25	0.94	1.53	1.28
Split	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

English of this manuscript. We also thank Dr. Saburo Sakai (Institute for Frontier Research on Earth Evolution, Japan Agency for Marine-Earth Science and Technology) and Mr. Dai Kadota (Shimane University) for the help during field survey. We are indebted to Associated Professor Toshiaki Irizuki (Shimane University) for kind assistance with electron micrographs. We appreciate the help by Mr. Ju-zou Naitou (Miyazu Fishery Cooperative) during fieldwork

and suggestions about the history of Aso-kai Lagoon.

References

- Bernhard, J. M. (2003) Potential Symbionts in Bathyal Foraminifera. *Science*, 299: 861.
- Kosugi, M., Kataoka, H. and Hasegawa, S. (1991) Classification of foraminifer communities as indicators of environments in an inner bay and its application to

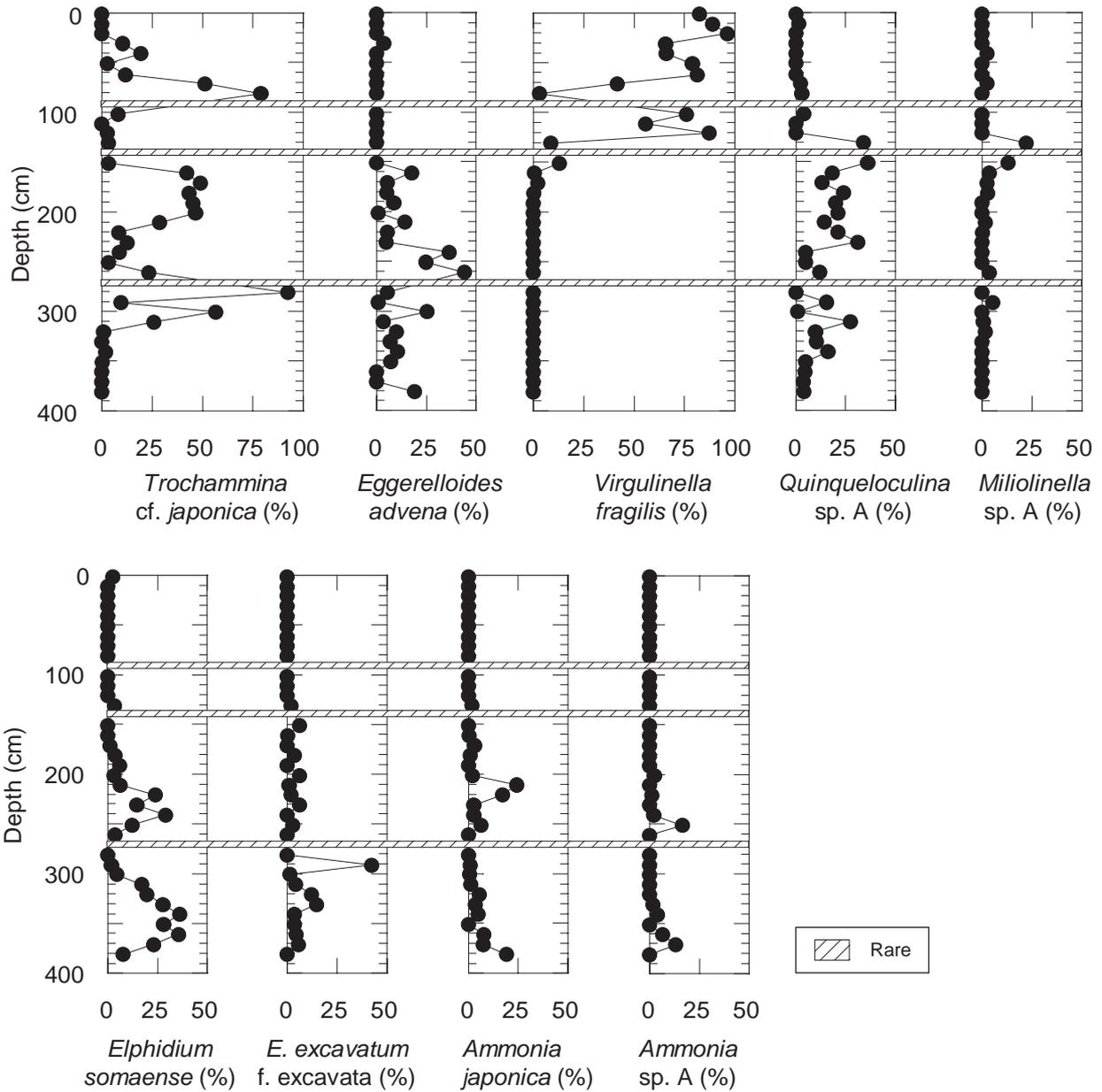


Fig. 3. Stratigraphic changes of major species of benthic foraminifera in core ASC 2. Shaded symbol shows rare (< twenty) foraminiferal presence.

98 radiocarbon age calibration, 24000-0 cal BP. Radiocarbon, 40 (3): 1041-1083.

Takata, H., Seto, K., Sakai, S., Tanaka, S. and Takayasu, K. Correlation of *Virgulinitella fragilis* Grindell &

Collen (benthic foraminiferid) with near-anoxia in Aso-kai Lagoon, central Japan. Journal of Micropalaeontology: in press.



Plate 1. Scanning electron micrographs of foraminiferal fossil from core ASC 2. Scale bar = 100 μ m.

- 1 a-c. *Trochammina* cf. *japonica*
- 2. *Virgulinea fragilis*
- 3 a-c. *Ammonia* sp. A (compact type)
- 4 a, b. *Eggerelloides advena*
- 5 a, b. *Uvigerinella glabra*
- 6 a-c. *Ammonia* sp. A (inflated type)
- 7 a-c. *Ammonia* sp. B
- 8 a, b. *Buliminella elegantissima*
- 9. *Bulimina* sp. A

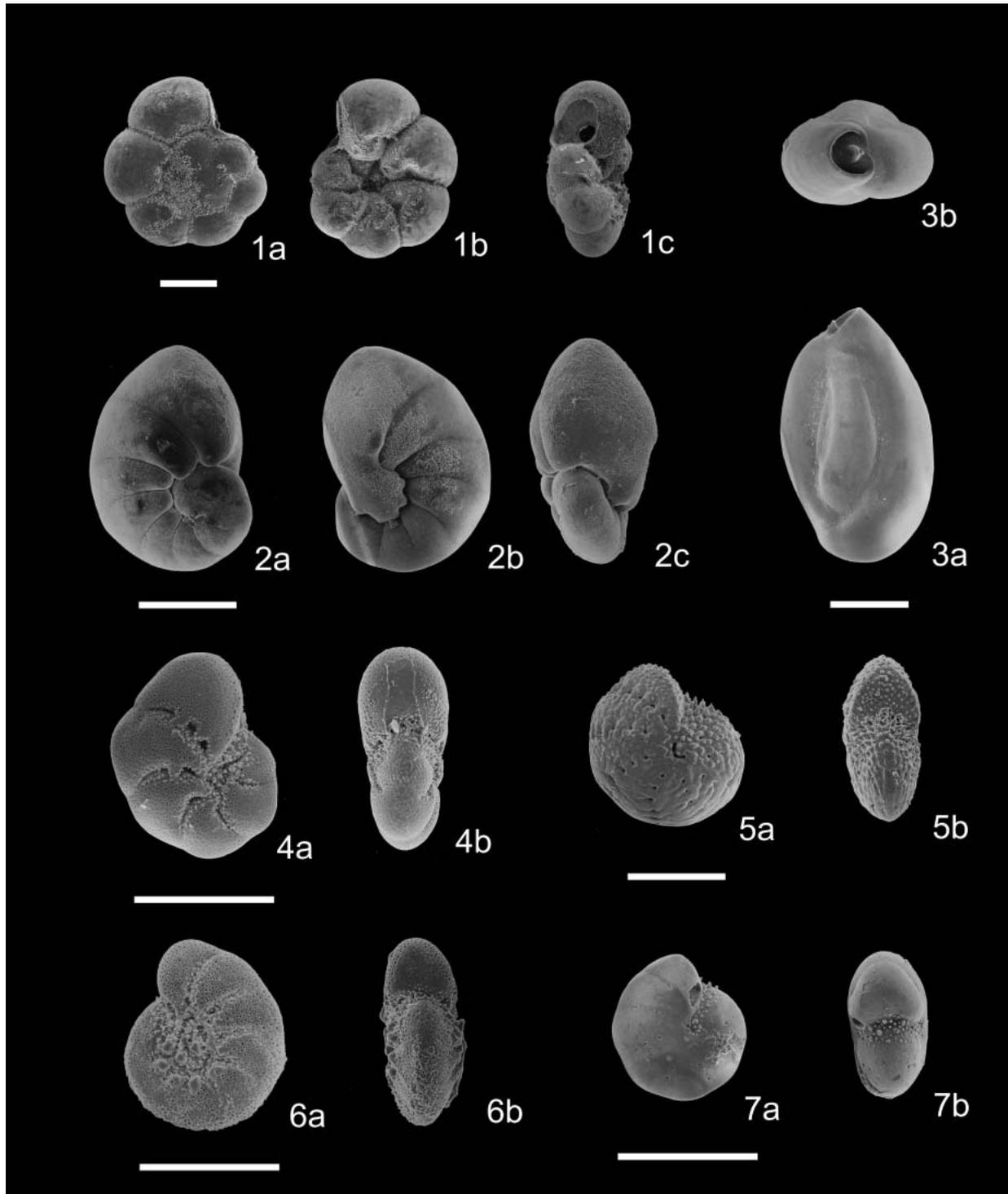


Plate 2. Scanning electron micrographs of foraminiferal fossil from core ASC 2. Scale bar = 100 μ m.

- 1 a-c. *Ammonia japonica*
 2 a-c. *Nonionella stella*
 3 a, b. *Quinqueloculina* sp. A
 4 a, b. *Elphidium excavatum* forma *excavata*
 5 a, b. *Elphidium reticulosum*
 6 a, b. *Elphidium excavatum* forma *selseyensis*
 7 a, b. *Elphidium somaense*

宍道湖・中海流域の生活排水： 処理効率と一般市民への情報提供

都筑良明¹

Domestic wastewater treatment in the drainage areas of Lakes Shinji and Nakaumi: Treatment efficiency and dissemination for ordinary citizens

Yoshiaki Tsuzuki¹

Abstract: Pollutant loads per capita flowing into public water body were calculated for drainage areas of inner city rivers in the drainage areas of Lakes Shinji and Nakaumi in order to prepare environmental accounting housekeeping (EAH) books of domestic wastewater. Study areas of this research are four drainage areas of inner city rivers in Matsue City. Pollutant loads per capita flowing into public water body were calculated as 0.08~2.32 g-BOD person⁻¹ day⁻¹, 0.21~1.76 g-COD person⁻¹ day⁻¹, 0.19~1.85 g-TN person⁻¹ day⁻¹, 0.02~0.08 g-TP person⁻¹ day⁻¹, respectively. The reasons for smaller values comparing to those calculated for drainage areas of inner city rivers in urban districts of Chiba Prefecture were considered as larger natural purification might effect in the study area of this paper ; pollutant loads estimation errors at the river mouths; high performance of treatment facilities in the study area ; and underestimation of business sector contribution to pollutant loads in the previous results of Chiba Prefecture. Quantitative dissemination including environmental accounting housekeeping (EAH) books would be desirable for improvement of water quality and quantity management in the study area.

Key words: pollutant load per capita flowing into public water body; Lakes Shinji and Nakaumi; environmental accounting housekeeping (EAH) book, domestic wastewater

1 はじめに

国際国際海域の水質汚濁分野のプログラムとして、Global Programme of Action (GPA), Global International Waters Assessment (GIWA) 等があり、これらのプログラムでは陸域からの汚濁負荷が海域の水質汚濁の原因の1つとして指摘されている (UNEP/GPA, 2002; UNEP/GIWA, 2004)。東京湾を含む先進国の特に都市域沿岸においては、生活排水が陸域からの汚濁負荷量のうちの大きな割合を占めている

(例えば環境省, 2002)。

生活排水由来の汚濁負荷量の削減対策として、下水道、農業集落排水処理施設、合併浄化槽等の生活排水処理施設の整備と並行して、家庭での生活排水由来の汚濁負荷量の削減対策についての情報提供が行われている (例えば松江市, 2002)。

著者は、海老川(千葉県船橋市)流域の生活排水由来の汚濁負荷量について検討し、生活排水処理種別、流域別の1人あたり汚濁負荷量の算定結果を元に、生活排水の環境家計簿を作成することを提案し

¹ 島根大学汽水域研究センター Research Center for Coastal Lagoon Environments, Shimane University, Matsue 690-8504, Japan

表 1. 本研究で用いた主なデータおよび情報源.

Table 1. Information and data sources for the analyses in this paper.

Targeted items	Data and Information Sources (in Japanese)
Pollutant loads through the rivers	- Matsue City (2002) - Shimane Pref. (2003)
Population by wastewater treatment methods	- Shimane Pref. and Office for Shiji Lake Drainage Area Wastewater Treatment (2003) - Matsue City Environmental Department (1999) - Matsue City Environmental Department Environmental Preservation Section (2001)
Pollutant removal rates at a Wastewater Treatment Plant and an Agriculture Village Wastewater Treatment Facility	- Shimane Pref. and Office for Shiji Lake Drainage Area Wastewater Treatment (2003) - Shimane Pref. and Office for Shiji Lake Drainage Area Wastewater Treatment (2002) - Shimane Pref. and Western Shinji Lake Wastewater Treatment Center (2002) - Matsue City Economic Department Agriculture Village Development Section (1992)
Water pollution reduction dissemination	- Matsue City (2000a) - Matsue City (2000b) - Matsue City (2002)

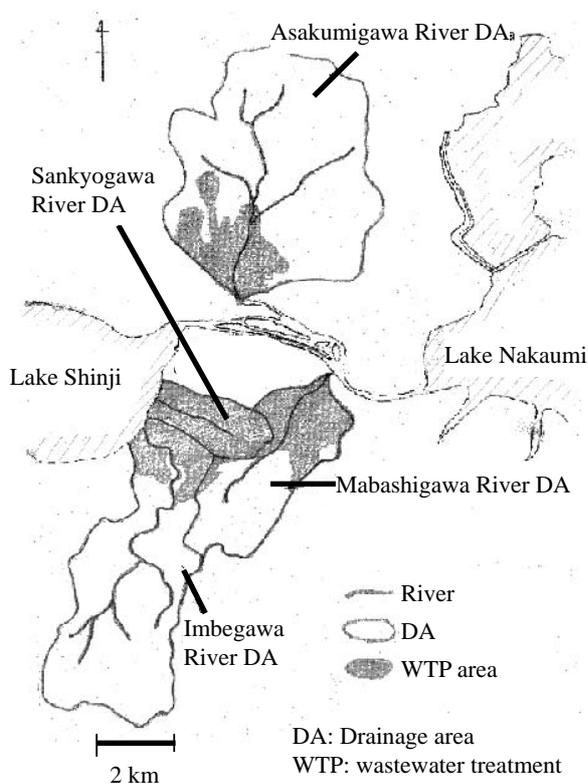


図 1. 本研究の対象流域. 朝酌川, 馬橋川, 山居川, 忌部川 (いずれも鳥根県松江市).

Fig. 1. Subjected drainage areas in this study: Asakumigawa River DA (drainage area), Mabashigawa River DA, Sankyogawa River DA and Imbegawa River DA, which are all in Matsue City, Shimane Pref.

た (都筑, 2005a).

本報では, 宍道湖・中海流域のいくつかの都市内河川等を中心に, 同様の検討を行った結果を報告する.

宍道湖・中海流域においては, 例えば, 相崎ら (1999) が本庄工区へ流入する汚濁負荷量の算定を行っている. 今回の対象地域は, 宍道湖および大橋川に面した都市内中小河川流域を選定した.

2 方 法

宍道湖・中海流域の中小河川のうち, 松江市内を流域とする朝酌川, 馬橋川, 山居川, 忌部川の 4 河川の流域を検討対象とした. 本研究においては, 図 1 に示すように河川の汚濁負荷量を算定地点の最も河口部に近い水質測定地点から上流のみを対象とし, 河口部の水質測定地点から下流の地域は対象としなかった. 生活排水処理種類は, 下水道, 農業集落排水処理施設, コミュニティプラント, 合併処理浄化槽, 単独処理浄化槽, し尿処理の 6 種類とした. 農業集落排水処理施設については処理水の負荷量を流域の負荷量に加算して, 河口部での流達率の算定を行った. コミュニティプラントの処理効率については合併処理浄化槽と同様とした.

山居川流域の松江市総合運動公園内に, 生活排水流入汚濁水路浄化施設が平成 5 年 3 月に設置されている. 今回の解析ではこの水路浄化施設の効果は考慮しなかった.

1 人あたり汚濁負荷量の算定方法および解析の全体フローを図 2 に示す.

流域ごとの生活排水処理種類別人口は, 各河川流域の町丁別人口を, 下水道供用開始区域図, 松江市全体の生活排水処理種類別人口, 流域内の農業集落排水処理施設の処理対象地域と処理対象人口から算定した. 算定に用いたデータ, 資料等を表 1 に示す.

表 2. 生活排水の汚濁負荷原単位と排水処理種類別の 1 人あたりの排出負荷量 (藤村・中島 (1998), 藤本 (1988), 藤村 (1996) を元に筆者が作成).

Table 2. Pollutant emissions of pollutant loads per capita by domestic wastewater treatment methods. (Prepared by author based on Fujimura and Nakajima, 1998, Fujimoto, 1988 and Fujimura, 1996).

Pollutant Emissions of domestic wastewater (g person ⁻¹ day ⁻¹)	BOD	COD	TN	TP
Basic units of domestic wastewater	45	23	8.5	1.0
Night soil	16	10	7.0	0.70
Kitchen, bath, washing clothes etc.	29	13	1.5	0.30
Pollutant emission of wastewater treatment plant population	45	23	8.5	1.0
Pollutant emission of combined <i>jokaso</i> population	3.2	4.6	7.0	0.88
Pollutant emission of simple <i>jokaso</i> population	32.2	16.5	7.5	0.97
Pollutant emission of simple <i>jokaso</i> population derived from night soil	3.2	3.5	6.0	0.67
Pollutant emission of night soil treatment population	29	13	1.5	0.30

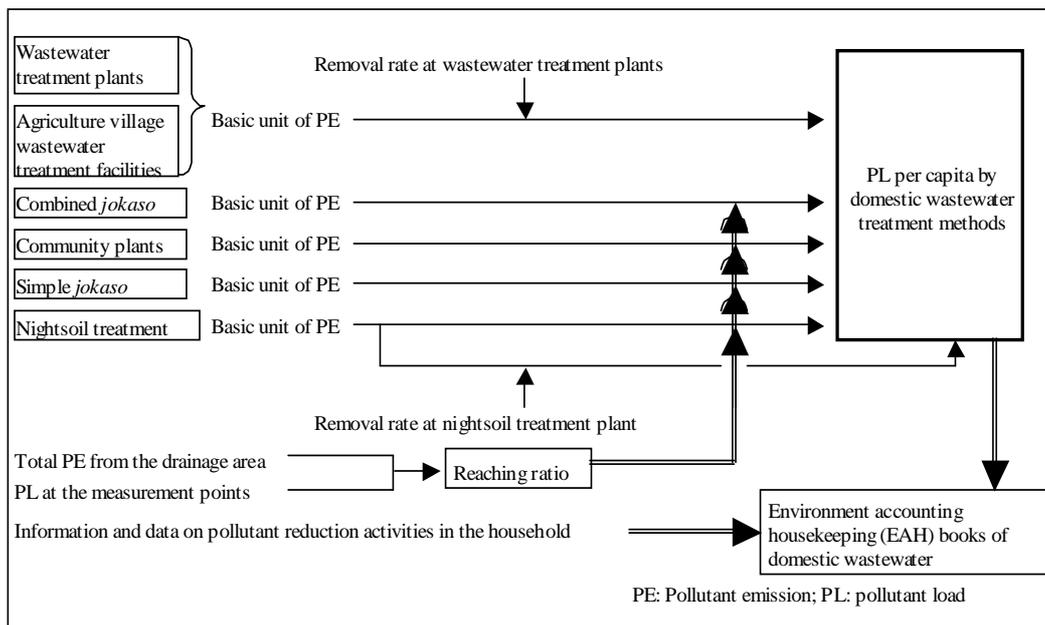


図 2. 公共用水域に流入する 1 人あたり汚濁負荷量解析のフロー図 (都筑, 2005a から改変). ①生活排水処理種類に農業集落排水処理施設, コミュニティプラントを追加した. ②到達率は生活排水以外を含む汚濁負荷排出量の既存の集計値と公共用水域流入部付近での河川汚濁負荷量を用いて算定した. ③公共用水域に流入する 1 人あたり汚濁負荷量の算定フロー図と生活排水の環境家計簿作成のフロー図を 1 枚のフロー図にまとめた.)

Fig. 2. Flow chart of pollutant loads per capita analysis. (Modified from Tsuzuki, 2005 a. 1) Agriculture village wastewater treatment facilities and community plants have been added to domestic wastewater treatment methods, 2) Reaching ratios have been calculated using existed values of total pollutant emissions from the drainage area and pollutant loads at the measurement points near the concurrent points with the public water bodies and 3) flow chart of pollutant loads per capita flowing into public water bodies and that of environmental accounting housekeeping (EAH) books have been combined to a flow chart).

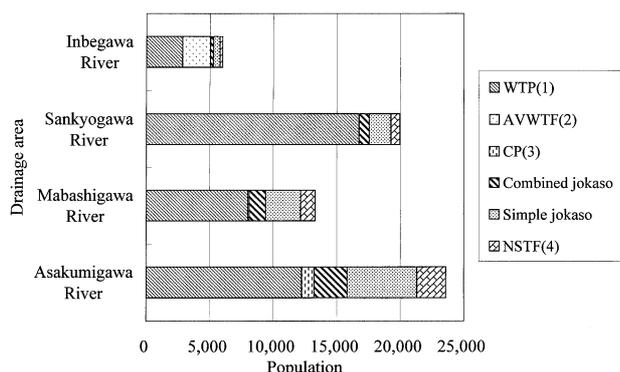
対象とした 4 河川の河口部での汚濁負荷量については、公共用水域水質調査結果等を検討したが河川流量の値が得られなかったため、本研究では次のような算定を行った。初めに、水文水質データベース (国土交通省, 2005) を用いて斐伊川の天津における 1993~96 年および 1998 年の合計 5 年間の日流量の平均値を求め、この値と流域面積 (建設省中国地方

建設局出雲工事事務所, 1995) から比流量を算定した。次に、この比流量の値と流域面積から各流域のベースとなる流量を算定し、この値に 1 人 1 日あたり水使用量 $0.3 \text{ m}^3 \text{ 人}^{-1} \text{ 日}^{-1}$ を用いて流域の人口を乗じた水量を生活用水量として加え、各流域の河口部における流量の値とした。さらに、この流量の値と公共用水域水質調査結果の平均的な水質濃度とを用い

表 3. 河口部における平均的な水質と流量の計算値から算定した河口部における汚濁負荷量.

Table 3. Pollutant loads at the mouth of rivers calculated from representative water quality and calculated flow rate.

Drainage area	Flow rate $\text{m}^3 \text{d}^{-1}$	Average water quality				Pollutant load			
		BOD	COD	TN	TP	BOD	COD	TN	TP
		mg l^{-1}	mg l^{-1}	mg l^{-1}	mg l^{-1}	kg d^{-1}	kg d^{-1}	kg d^{-1}	kg d^{-1}
Asakumigawa River	103,994	4.5	6.1	1.3	0.092	46.8	63.4	13.5	1.0
Mabashigawa River	38,606	4.6	6.7	3.9	0.36	17.8	25.9	15.1	1.4
Yamaigawa River	19,995	5.9	8.3	5.7	0.47	11.8	16.6	11.4	0.9
Inbegawa River	72,405	1.8	3.3	0.86	0.076	13.0	23.9	6.2	0.6



(1) wastewater treatment plants; (2) agriculture village wastewater treatment facilities; (3) community plants; (4) night soil treatment facilities.

図 3. 各流域の生活排水処理種類別人口の算定結果.

Fig. 3. Populations by domestic wastewater treatment methods in each drainage area (calculated by author).

て、各流域の汚濁負荷量を算定した.

排水処理種類別の公共用水域に流入する 1 人あたり汚濁負荷量は、次のように算定した.

排出汚濁負荷量の原単位は表 2 に示す藤村ら (1998) の値を用いた.

下水道人口については、処理水が公共用水域に直接放流されているため、排出汚濁負荷量の原単位 (表 2) と下水処理場の処理率から算定した. なお、下水道人口についての公共用水域とは、東部浄化センターの放流水放流先である中海を、下水道人口以外については朝酌川流域および馬橋川流域は大橋川、山居川流域および忌部川流域は宍道湖を、それぞれ想定している.

忌部川流域中流に設置されている忌部地区農業集落排水処理施設は、処理人口 2,160 人、日平均汚水処理量 $584 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ (いずれも計画値) で、処理水は忌部川に放流されている. 汚濁負荷原単位と除去率 (計画値) から忌部川への放流地点における汚濁負荷量を算定した. 別途、忌部川流域における生活排水以

外のノンポイントソース等を含む汚濁負荷量の合計値 (松江市, 2002) と宍道湖合流地点における流入汚濁負荷量の算定値から流達率を算定した. 宍道湖へ流入する地点での生活排水由来の 1 人あたり汚濁負荷量をこれらの算定結果を用いて算定した.

コミュニティプラント人口については、処理率等のデータを入手できなかったため、農業集落排水処理施設と同様の処理率を用いた.

合併処理浄化槽人口については、藤本 (1988)、藤村 (1996) の排出負荷原単位の値を用いた. 各流域について、他の汚濁負荷量と合わせて算定した流達率を用いて、河口部で公共用水域に流入する 1 人あたり汚濁負荷量を算定した.

し尿処理処理場は中海沿岸の川向クリーンセンターがあり、この処理水は下水処理場 (宍道湖東部浄化センター) の流入水と混合されている. したがって、し尿処理人口の汚濁負荷量のし尿部分については、し尿の汚濁負荷原単位と川向クリーンセンターおよび宍道湖東部浄化センターでの除去率を用いて、公共用水域に流入する 1 人あたり汚濁負荷量を算定した. し尿処理人口の汚濁負荷量の雑排水部分については、雑排水の汚濁負荷原単位と各流域の流達率から公共用水域に流入する 1 人あたり汚濁負荷量を算定した.

3 結 果

3.1 流達率

各流域ごとの生活排水処理種類別人口の算定結果を図 3 に示す. 生活排水処理種類のうち、農業集落排水処理施設、コミュニティプラント、合併処理浄化槽は下水道レベルの処理効果があると考えられる. これらの処理方法および下水道を第 1 グループ、その他の単独浄化槽、し尿処理施設を第 2 グループとすると、第 1 グループの人口の割合は、山居川、忌部川流域では約 88%、馬橋川流域では約 71%、朝酌川流域では約 67% であった.

表 4. 各流域の生活排水以外を含む汚濁負荷排出量（松江市，2002）と流達率.
Table 4. Pollutant emissions of each drainage area (Matsue City, 2002) and reaching ratios.

Drainage area	Total Pollutant emissions from the drainage area ¹⁾				Reaching ratios			
	BOD	COD	TN	TP	BOD	COD	TN	TP
	kg d ⁻¹	kg d ⁻¹	kg d ⁻¹	kg d ⁻¹	%	%	%	%
Asakumigawa River	617.9	841.0	264.7	24.3	7.6	7.5	5.1	3.9
Mabashigawa River	553.9	466.5	190.0	20.3	3.2	5.5	7.9	6.8
Yamaigawa River	346.0	259.6	125.2	12.3	3.4	6.4	9.1	7.7
Inbegawa River	176.2	307.0	82.5	6.5	7.4	7.8	7.5	8.4
Ebigawa River	-	-	-	-	-	32	52	45
Chiba City ²⁾	6,992	4,639	-	-	-387~166	-393~226	-	-
Chiba City ³⁾	6,992	4,639	-	-	36~66	25~80	-	-

Note 1) Matsue City (2002);

2) Inner city rivers in Chiba City, All drainage area; and

3) Inner city rivers in Chiba City, only the drainage area of which the calculation of the pollutant load per capita flowing into public water bodies could be conducted.

表 5. 下水処理場人口の 1 人あたり排出負荷量，下水処理場の除去率，公共用水域に流入する 1 人あたり汚濁負荷量.

Table 5. Pollutant load per capita and other parameters for WTP population.

Parameters for WTP population	Water quality	BOD	COD	TN	TP
Pollutant emission per capita (g person ⁻¹ day ⁻¹)		45	23	8.5	1.0
Removal rate at WTP (%)		99.5	92.3	78.2	95.2
PL ¹⁾ per capita flowing into public water body (g person ⁻¹ day ⁻¹)		0.23	1.76	1.85	0.048

Note: 1) PL: pollutant load

斐伊川(大津)の流量の 5 年間の観測値から日平均流量 39.1 m³ s⁻¹，流域面積 911 km² から比流量を 0.0428 m³ s⁻¹ km⁻² と算定した。この比流量の値と 4 河川の流域面積から，各河川の河口部における流量を算定し，これらの流量と各河口部における平均的な水質から河川部における汚濁負荷量を算定した(表 4)。

松江市生活排水対策推進計画(松江市，2002)における各流域の汚濁負荷排出量(表 4)と表 3 に示す河口部における汚濁負荷量から，各河川流域の流達率を算定した(表 5)。対象とした 4 河川の流達率は，表 5 に示す船橋市，千葉市(以上，千葉県)の海老川，都川等の都市内中小河川において算定した値よりも小さな値であった。

3.2 公共用水域に流入する排水処理種類別の 1 人あたり汚濁負荷量

下水道人口の公共用水域に流入する 1 人あたり汚濁負荷量は，0.23 g-BOD person⁻¹ day⁻¹，1.76 g-COD person⁻¹ day⁻¹，1.85 g-TN person⁻¹ day⁻¹，0.048 g-TP person⁻¹ day⁻¹ と算定された(表 5)。

その他の生活排水の処理種類を含めた算定結果を

図 4-1~4 に示す。例えば，朝酌川流域の BOD 汚濁負荷量は，処理種類別に，コミュニティプラント 0.34 g-BOD person⁻¹ day⁻¹，合併処理浄化槽 0.24 g-BOD person⁻¹ day⁻¹，単独処理浄化槽 2.44 g-BOD person⁻¹ day⁻¹，し尿処理施設 2.28 g-BOD person⁻¹ day⁻¹ と算定された。

4 河川流域をまとめてみると，BOD 負荷量は，下水道，農業集落排水処理施設，コミュニティプラント，合併処理浄化槽の第 1 グループで 0.4 g person⁻¹ day⁻¹ 未満，単独処理浄化槽，し尿処理施設の第 2 グループで 1.0 g person⁻¹ day⁻¹ 以上となった。

4 河川流域の COD 負荷量は，農業集落排水処理施設，コミュニティプラント，合併処理浄化槽で 0.4 g person⁻¹ day⁻¹ 未満，下水道，単独処理浄化槽，し尿処理施設で 0.9 g person⁻¹ day⁻¹ 以上となった。

同じく TN 負荷量は，農業集落排水処理施設，コミュニティプラント，合併処理浄化槽，単独処理浄化槽で 0.7 g person⁻¹ day⁻¹ 未満，下水道，し尿処理施設で 1.6 g person⁻¹ day⁻¹ 以上となった。

同じく TP 負荷量は，流域による傾向の違いが見られ，朝酌川流域では，農業集落排水処理施設，コミュニティプラント，合併処理浄化槽，単独処理浄

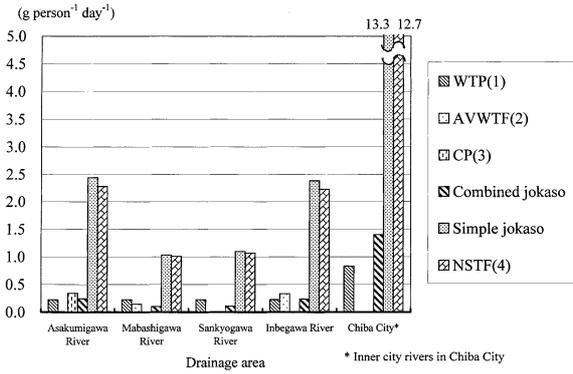


図 4-1. 流域別，排水処理種類別の公共用水域に流入する 1 人あたり汚濁負荷量：BOD.

Fig. 4-1. Pollutant loads per capita flowing into public water bodies by drainage area and domestic wastewater treatment methods; BOD.

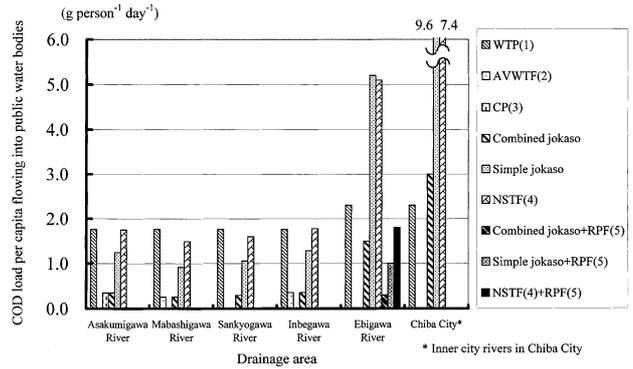


図 4-2. 流域別，排水処理種類別の公共用水域に流入する 1 人あたり汚濁負荷量：COD.

Fig. 4-2. Pollutant loads per capita flowing into public water bodies by drainage area and domestic wastewater treatment methods; COD.

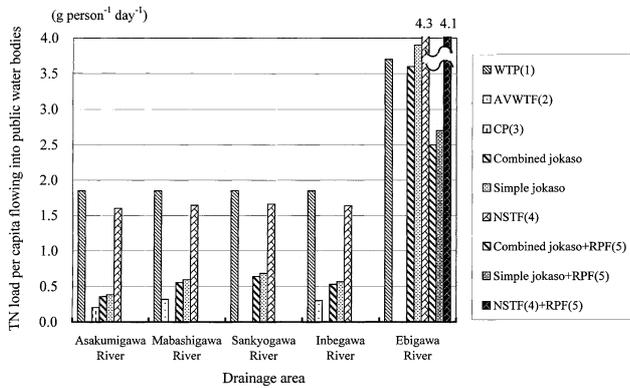


図 4-3. 流域別，排水処理種類別の公共用水域に流入する 1 人あたり汚濁負荷量：TN.

Fig. 4-3. Pollutant loads per capita flowing into public water bodies by drainage area and domestic wastewater treatment methods; TN.

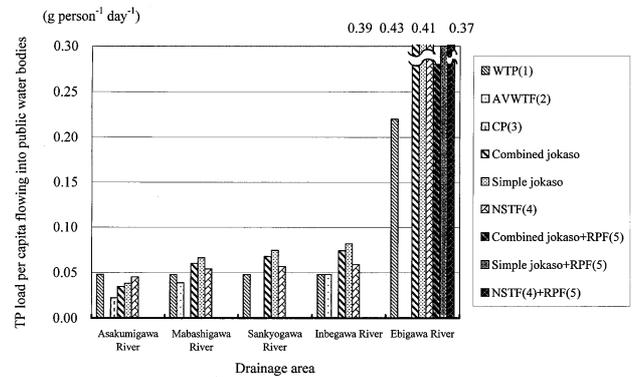


図 4-4. 流域別，排水処理種類別の公共用水域に流入する 1 人あたり汚濁負荷量：TP.

Fig. 4-4. Pollutant loads per capita flowing into public water bodies by drainage area and domestic wastewater treatment methods; TP.

化槽で，馬橋川流域では農業集落排水処理施設，コミュニティプラントで $0.04 \text{ g person}^{-1} \text{ day}^{-1}$ 未満となった。すべての流域および処理種類で， $0.022 \sim 0.082 \text{ g person}^{-1} \text{ day}^{-1}$ の範囲にあった。

図 4-1～4 には，海老川および千葉市都市内中小河川流域の公共用水域に流入する 1 人あたり汚濁負荷量の算定結果を併せて示してある。本研究の対象流域の公共用水域に流入する 1 人あたり汚濁負荷量は，海老川および千葉市都市内中小河川流域の値と比較した場合に，おおむね小さい値となっていることが分かった。

3.3 生活排水の環境家計簿

生活排水の環境家計簿の一例として，朝酌川流域

の単独処理浄化槽人口を対象としたものを示す(表 6)。この表を用いることにより，自治体，NGO 等で提唱されているような風呂での洗剤の量を少なくする，台所で紙を使う等の行動について，流域および生活排水処理種類別に 1 日あるいは 1 か月の 1 人あたり，さらには 4 人家族等の BOD, COD, TN, TP の公共用水域流入部における汚濁負荷削減量を算定することが可能となる(都筑, 2005a)。

4 考 察

4.1 宍道湖・中海流域の都市用水

宍道湖・中海流域における森林域，田畑を含む流域の流出解析は，既に多くの研究が行われている

表 6. 生活排水の環境家計簿：朝酌川流域，単独処理浄化槽人口.¹⁾

Table 6. Environmental accounting housekeeping (EAH) books of domestic wastewater: Asakumigawa River drainage area, simple *jokaso* population.¹⁾

Simple <i>jokaso</i>	Pollutant loads flowing into coastal zone				Today's decrease				Decrease in this month				Estimation for calculation	
	BOD	COD	T-N	T-P	BOD	COD	T-N	T-P	BOD	COD	T-N	T-P		
	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	g	g	g	g		
Nightsoil	380	300	160	17.4										
Bath	380	130	60	2.3	114	39	0	0.7	3.4	1.2	0.0	0.02		
Decrease shampoo and soap	114	39	0	0.7	114	39	0	0.7	3.4	1.2	0.0	0.02	The decrease effect to be 30%	
Kitchen	1130	600	100	6.8	79	42	21	0.3	2.4	1.3	0.6	0.01		
No use of detergent	180	43	1	0.0									The previous used amount to be 5ml person ⁻¹ day ⁻¹ (2g-COD person ⁻¹ day ⁻¹)	
Decrease detergent	90	22	1	0.0									Decrease to half	
Do not drain rice washing water	240	170	0	0.0									Pollutant loads of rice washing water to be 2g-COD person ⁻¹ day ⁻¹ , 24mg-TN person ⁻¹ day ⁻¹ and 2mg-TP person ⁻¹ day ⁻¹	
Use paper filter for kitchen	79	42	21	0.3	79	42	21	0.3	2.4	1.3	0.6	0.01	The removal rate to be 7(COD), 21(TN), 4(TP)%	
Use net for kitchen	34	18	15	0.1									The removal rate to be 3(COD), 15(TN), 2(TP)%	
Treatment during and after cooking	565	300	50	3.4									The removal rate to be 50%	
Do not drain residual liquid														
Dressing 5ml	390	280	6	8.0										
Chinese noodle soup 50ml	150	110	2	3.0										
Used edible oil 10ml	2000	1400	28	0.0										
Washing clothes	380	130	40	13.6										
Decrease detergent	150	110	0	0.0									The decrease to be 5g person ⁻¹ day ⁻¹ (1.3g-COD person ⁻¹ day ⁻¹)	
Total of pollutant load per capita	2270	1160	360	40.0	2077	1079	339	39.0	62.3	32.4	10.2	1.17		
Decrease of pollutant load per capita	-	-	-	-	193	81	21	1.0	5.8	2.4	0.6	0.03		
Decrease of pollutant load for a family of four	-	-	-	-	-	-	-	-	23.2	9.7	2.5	0.12		

Note: 1) Source of pollutant loads (PL) ratio is derived from Chiba Prefectural Water Preservation Institute (1980).

(例えば、福島ら(1993)；福島ら(2000))。ここでは、都市用水について若干の考察を行う。

松江市の上水道は、市内南部の千本貯水池を水源として、忌部浄水場から市内各地に配水されている。一方、市内中心部の生活排水および事業系排水は主に宍道湖流域下水道により東部浄化センターに送られ、その処理水は中海に放流されている。宍道湖沿岸西部地区においては、宍道湖流域下水道の西部地区幹線が設置されており、西部地区の排水は日本海沿岸の西部浄化センターに送られ、処理水は日本海に放流されている。平成14年度の日平均処理量は、東部浄化センターで41,300 m³ d⁻¹、西部浄化センターで15,600 m³ d⁻¹であった。本研究で用いた斐伊川の流量は3,377,000 m³ d⁻¹に相当し、対象4河川流域の流量の合計は216,000 m³ d⁻¹と算定した。宍道湖流域下水道は東部地区は宍道湖流域から中海へ、西部地区は宍道湖流域から日本海へ排水を排出しているため、洪水緩和の機能も持つと考えられる。その大きさは、斐伊川の流量の約2%、本研究の対象とした4河川の流量合計の約26%に相当する。

4.2 流域別、生活排水処理種類別の1人あたり汚濁負荷量

松江市内の4河川について、流域別、生活排水処理種類別の1人あたり汚濁負荷量を算定したところ、Tsuzuki(2005b)が千葉市の都市内中小河川流域で明らかにしたように、生活排水の処理方法が同じでも、公共用水域に流入する1人あたり汚濁負荷量

は、流域によって異なることが再確認された。

また、農業集落排水処理施設、コミュニティプラント、合併処理浄化槽は下水道レベルの処理効果があると考えられたため、これらの処理方法および下水道を第1グループ、その他の単独浄化槽、し尿処理施設を第2グループとして公共用水域に流入する1人あたり汚濁負荷量を比較検討することを試みたところ、本研究の対象流域の場合には、必ずしも仮定した2つのグループには区分されずに、水質項目ごとに異なる結果となった。特に、COD、TN、TPで下水道人口の公共用水域に流入する1人あたり汚濁負荷量が大きくなる傾向が見られた。この原因の1つとして、流達率が小さいことが考えられる。流達率の算定には、河口部における汚濁負荷量の算定が必要であり、この値の精度が増すことにより、計算の全体の精度を向上させることが可能である。

海老川および千葉市都市内中小河川流域で算定した公共用水域に流入する1人あたり汚濁負荷量の値を本研究の値と比較すると、下水道、下水道以外にも、全体的に本研究の対象流域とした宍道湖・中海流域の方が小さい値となっていることが分かる。この原因としては、下水道については、①設計上の処理性能が優れている、②維持管理が安定している、等が考えられる。他の活排水処理種類については、①検討対象とした河川の自浄作用が実際に大きいまたは過大に算定された、②宍道湖・中海流域の個々の処理施設の設計上の性能が優れている、③海老川および千葉市都市内河川流域において事業系等の生

活排水以外の負荷量を過小評価したために、公共用水域に流入する1人あたり汚濁負荷量の値が実際の値よりも過大に算定された、等が考えられる。

ここで、①については、先述の流達率と関連するものである。②については、農業集落排水処理施設、コミュニティプラントが対象となり、本研究においては忌部地区農業集落排水処理施設の値を用いた。

本研究においては、公共用水域の水質データに関して、河川流量のデータの入手が困難であった。宍道湖・中海流域では、流量と汚濁負荷量について、 L (河川流量) - Q (汚濁負荷量)式、原単位による積み上げ方式の比較検討が行なわれている(相崎(編), 2005)。これらの点については今後の検討課題としたい。

4.3 一般市民への情報提供：生活排水の環境家計簿の活用等

水質汚濁に関する一般市民への啓発活動としては、下水道、農業集落排水処理施設への接続を啓発する水洗化に関するパンフレット(松江市, 2000a, b)があり、接続後の注意事項として、野菜くずや残飯を流さない、天ぷら油などの廃油を流さない、洗剤の使用を自粛する等が示されている。また、松江市生活排水対策推進計画(松江市, 2002)によると、10年程前から生活排水対策普及啓発活動を行うための研修会、市民参加による水質浄化実践活動、生活排水対策推進事業補助金(平成7年度で廃止)、小学生を対象とする水辺の教室、環境にやさしい料理教室、廃油からの粉石けんづくりの支援と肥料作りの実施、生活排水処理施設未整備地区を対象とする細目ストレーナーの配布等を行っている。

本研究で提案している環境家計簿は、日々の汚濁負荷削減を目的とする活動を記載、入力することにより、流域別、排水処理種類の公共用水域への1人あたり汚濁負荷量の算定を行うことができる。松江市でも行われている身近な水辺環境の体験活動等に加えて、排水処理の環境家計簿を用いることにより、自分たちの生活と宍道湖・中海の水質汚濁との関係が以前よりも明確になり、市民の水質への関心も増すであろう。

また、河川を中心とする水質関連データの入手に際して、千葉県の高老川、千葉市内の河川の水質関連データの入手の際には、HPから詳細データを入手することができるようになっていたり、CD-R等の電子媒体によるデータの提供が制度化されていたりした。これに対して、宍道湖・中海流域の水質関

連データはほとんどが印刷媒体によるものであった。水質等のデータの提供について、両湖の湖沼水質保全計画(島根県, 2005; 島根県・鳥取県, 2005)においても環境データの整備を進めることが方針とされており、行政区や流域の人口規模等の差も考慮する必要があるだろうが、今後のデータ公開の整備の進展を望みたい。

5 結 論

松江市内4河川の流域の流域別、処理種類の公共用水域に流入する1人あたり汚濁負荷量を算定した結果、全体的に、千葉県都市部の中小河川で算定した値よりも小さい値となった。この原因としては、下水道人口以外については、①河川の自浄作用が実際に大きいあるいは過大に算定された、②本研究の対象流域の個々の処理施設の設計上の性能が優れているか維持管理が安定している、③海老川および千葉市都市内河川において、その算定条件よりも事業系等の負荷量の影響が実際には大きく、これらの流域における公共用水域に流入する1人あたり汚濁負荷量が実際の値よりも過大に算定された、等が考えられ、これらの点については今後の検討課題としたい。

宍道湖・中海流域の都市用水について検討した結果、宍道湖流域下水道は、斐伊川の流量の約2%、松江市内4河川の流量の約26%に相当する洪水緩和機能があると考えられた。

公共用水域の水質データを含めて、水質汚濁削減のための定量的なデータの提供が、今回のような解析を行うには不足しており、これまで検討を行った千葉県のいくつかの都市に比べても少ないと考えられた。水質等のデータの提供については、今後の整備の進展に期待したい。

参考文献・資料

- 相崎守弘(編)(2005)湖沼水質保全総合レビュー報告書2002-2004年度宍道湖・中海の水質保全, 222 pp.
- 相崎守弘・今吉篤子(1999)本庄工区への負荷量の算定と水質浄化能の評価, *Laguna*, 6: 49-55.
- 藤本千鶴(1988)印旛沼・手賀沼流入河川の汚濁負荷量に関する調査研究(Ⅱ)―生活排水発生負荷原単位について―, 昭和62年度千葉県水質保全研究所年報, 89-98.

- 藤村葉子(1996)生活排水の汚濁負荷発生原単位と浄化槽による排出率, 平成7年度千葉県水質保全研究所年報, 33-38.
- 藤村葉子・中島敦(1998)生活排水の汚濁負荷と合併処理浄化槽, 印旛沼-自然と文化, (5):27-34.
- 福島晟, 武田育郎(1993)長短期流出両用モデルの分布型流域モデルへの適用, 島根大学農学部紀要, 27: 39-46.
- 福島晟・武田育郎・森也寸志(2000)流域内の降雨分布特性を組み込んだ洪水流出解析法, 島根大学生物資源科学部紀要, 5: 27-35.
- 建設省中国地方建設局出雲工事事務所(1995)斐伊川誌, p.31.
- 国土交通省(2005)水文水質データベース, <http://www.1.river.go.jp/>, (accessed on Mar.29, 2005)
- 松江市(2000a)水洗化のおすすめ・平成12年版, 14 pp.
- 松江市(2000b)松江市農業集落排水事業水洗化のしおり, 10 pp.
- 松江市(2002)松江市生活排水対策推進計画, <http://www.city.matsue.shimane.jp/kan-ho/haisui/index.htm> (accessed on Feb. 25, 2005)
- 松江市環境保全部(1999)清掃事業概要・平成11年度, 107 pp.
- 松江市環境保全部環境保全課(2001)松江市の環境・平成13年版, 121 pp.
- 松江市役所経済部農村整備課(1992)忌部地区集落排水処理施設, 6 pp.
- 島根県(2003)平成14年度公共用水域・地下水水質測定結果報告書, 338 pp.
- 島根県(2005)宍道湖に係る湖沼水質保全計画, 8 pp.
- 島根県・鳥取県(2005)中海に係る湖沼水質保全計画, 11 pp.
- 島根県・宍道湖流域下水道管理事務所(2002)宍道湖流域下水道維持管理年報(東部処理区)平成14年版, 54 pp.
- 島根県・宍道湖流域下水道管理事務所(2003)宍道湖流域下水道維持管理年報(東部処理区)平成15年版, 54 pp.
- 島根県・宍道湖西部浄化センター(2002)宍道湖流域下水道(西部処理区)維持管理年報, 平成14年度, 108 pp.
- Tsuzuki, Y.(2004) Proposal of Environmental Accounting Housekeeping (EAH) Books of Domestic Wastewater Based on Water Pollutant Loads per Capita: a Case Study of Sanbanze Tidal Coastal Zone, Tokyo Bay, *Journal of Global Environment Engineering*, 10, 187-196.
- 都筑良明(2005a)三番瀬(東京湾)へ流入する排水種類別1人あたり水質汚濁負荷量と生活排水の環境家計簿, *水環境学会誌*, 28(1):49-54.
- Tsuzuki, Y.(2005b) Environmental Accounting Housekeeping (EAH) Books of Domestic Wastewater: A Case Study of Chiba City, Chiba Prefecture, Japan, *AMS Forum: Living with a Limited Water Supply in 85th American Meteorological Society Annual Meeting - Building the Earth Information System ? CD-ROM, San Diego, U.S.A.*
- 都筑良明(2005c)海域等の水域に流入する生活排水由来の1人あたり汚濁負荷量, *日本水環境学会年会講演集*, 1-C-11-4.
- UNEP/GIWA(2004) Global International Water Assessment (GIWA) homepage, <http://www.giwa.net/> (accessed on Oct.13, 2004).
- UNEP/GPA Coordination Office(2002) Water Supply & Sanitation Coverage in UNEP Regional Seas Need for Regional Wastewater Emissions Targets?, 1st DRAFT, 60 pp.

沖縄県石西礁湖における海草藻場保全地域の 選定に関する研究： どの海草藻場を保全すれば魚類の種多様性が維持できるか

堀之内正博¹・中村洋平²・佐野光彦³・澁野拓郎⁴

Priorities in seagrass bed selection for the conservation of resident fishes. Sekisei Lagoon, a case study

Masahiro Horinouchi¹, Yohei Nakamura², Mitsuhiro Sano³ and Takuro Shibuno⁴

Abstract: Seagrass habitats on coral reefs support unique fish assemblages. Accordingly, preservation of both coral areas and associated seagrass habitats is essential for maintaining high levels of biodiversity of coral reefs. This study aimed to clarify the fish assemblage structures in six extensive seagrass beds in the Sekisei Lagoon, viz. east of Iriomote Island, north of Kuro Island, east and west of Kohama Island and east and west of Taketomi Island, and determine which beds were most suitable for preservation, thereby conserving the resident fish species. Six combinations of the seagrass beds covered all of the seagrass-specific species, with the partial exception of *Halichoeres melanurus*. However, preservation of coral areas, where both juveniles and adults of that species are abundant, should suffice, thereby making each of the combinations tenable. However, the combinations including the seagrass bed north of Kuro Island supported relatively fewer fish individuals, therefore being less cost effective than the other combinations. In conclusion, in the case that not all of the seagrass beds are able to be preserved for some reason, a combination of those east of Iriomote Island, east and west of Kohama Island and west of Taketomi Island, or the alternative combination of those beds plus that east of Taketomi Island, should be preserved, in order to provide permanent habitats for the overall seagrass fish community.

Key words: fish-species diversity; reservation; seagrass bed; Sekisei Lagoon

¹ 島根大学汽水域研究センター Research Center for Coastal Lagoon Environments, Shimane University, 1060 Nishikawatsu-cho, Matsue, Shimane 690-8504, Japan (e-mail address: hori@soc.shimane-u.ac.jp)

² 琉球大学大学院理工学研究科 Department of Marine and Environmental Sciences, Graduate School of Engineering and Science, University of the Ryukyus, 1 Senbaru, Nishihara, Okinawa 903-0213, Japan

³ 東京大学大学院農学生命科学研究科 Department of Global Agricultural Sciences, Graduate School of Agricultural and Life Sciences, The University of Tokyo, 1-1-1 Yayoi, Bunkyo-ku, Tokyo 113-8657, Japan

⁴ 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, 148-446 Fukai-Ohta, Ishigaki, Okinawa 907-0451, Japan

はじめに

沖縄県八重山諸島の石垣島と西表島の間には石西礁湖と呼ばれるわが国最大規模のサンゴ礁地帯がある。この海域では360種以上のサンゴが確認されており(西平・Veron, 1995), 世界的にも貴重なサンゴ礁の一つといえる。しかし, 1970年代以降, 八重山諸島のサンゴ礁は陸域からの赤土の流入やオニヒトデによる食害, さらにサンゴの白化現象などにより大きな被害を受けてきた。さらに近年, 石西礁湖でオニヒトデが再度大発生することを示唆する調査結果も報告されており(例えば上野, 2004; 與, 2004), この海域のサンゴ礁の保全対策をたてることは緊急の課題となっている。

八重山諸島などの熱帯域では, サンゴ礁の内側の砂泥地などに, 被子植物のアマモ類が形成する大規模な群落, すなわち海草藻場がしばしばみられる。サンゴ礁域に存在する海草藻場には, サンゴ域(造礁サンゴが繁茂している場所)ではみられない魚類がかなり生息しており, また, サンゴ域を主な生息場所とする魚類の一部が, このような海草藻場を索餌場所や稚魚期の成育場などとして利用していることがわかっている(例えば Nagelkerken et al., 2000; 澁野, 2004; Nakamura et al., in press)。したがって, 海草藻場はサンゴ礁の高い生物多様性の維持に大きく貢献しており, 石西礁湖の生物多様性を保全しようという際には, 保全の対象に海草藻場も含める必要があると考えられる。しかし, この海域内には, 海草藻場が散在しており, それらすべてを保全することは現実的に難しいことも考えられる。そのような場合, 保全すべき海草藻場を選ぶ必要がある。その際, すべての魚種をとりこぼすことなく保全するように場所を選ぶのか, それとも, 種数の多い場所を選ぶのか, という大きな二つの選択肢がある(辻・椿, 2004)。そこで, 本研究では, 前者の立場をとった場合, 石西礁湖の海草藻場の魚類を保全するには, どのように海草藻場を選べばよいのか, 一つの実例を示すことを目的とした。すなわち, 石西礁湖に存在する主要な6つの海草藻場を対象に魚類群集構造調査を行い, これら6つの海草藻場の中からいくつかを選んで保全しなければならない場合, どの海草藻場を選べば実質的に海草藻場の魚類をすべて保全することができるのか, 明らかにすることを目的とした。

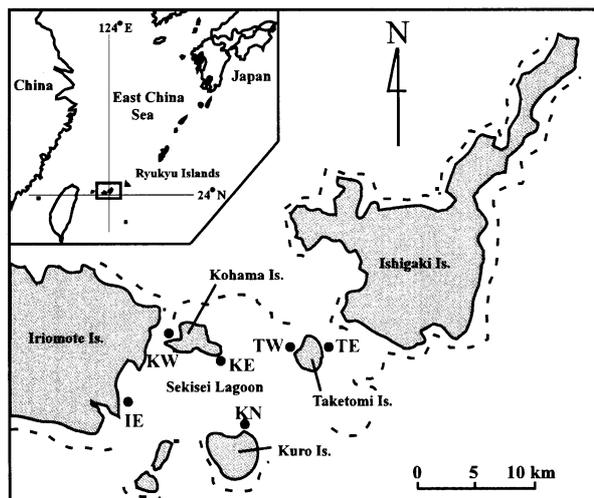


図1. 調査を行った海草藻場の位置(●)。破線は礁縁を示す。IE, 西表東; KN, 黒島北; KW, 小浜西; KE, 小浜東; TW, 竹富西; TE, 竹富東。

Fig. 1. Location of Sekisei Lagoon and studied seagrass beds (●). Dotted line, reef margin. IE, bed east of Iriomote Island; KN, bed north of Kuro Island; KW, bed west of Kohama Island; KE, bed east of Kohama Island; TW, bed west of Taketomi Island; TE, bed east of Taketomi Island.

方法

調査は, 2004年7月に沖縄県八重山諸島の石西礁湖内に点在する6つの海草藻場(西表島東岸, 黒島北岸, 小浜島の西岸と東岸, および, 竹富島の西岸と東岸。以下, これらの海草藻場をそれぞれ, 西表東, 黒島北, 小浜西, 小浜東, 竹富西, 竹富東と呼ぶことにする)で行った(図1)。各海草藻場において, 1m×20mのトランセクトを5本設置し, トランセクト内に出現した各魚種の個体数をSCUBA潜水で目視計数することによって, 各海草藻場における魚類群集の構造を明らかにした。なお, 本論文では, この調査によって記録された種のみを便宜的に石西礁湖の海草藻場の魚類とみなし, 以降の解析を行った。

まず, 各海草藻場に出現した魚種の種組成をもとに, これら6地点の海草藻場をさまざまに組み合わせることによって表現される種の集合を求めた。各組み合わせにおいて出現しなかった種があった場合には, その種が海草藻場にのみ生息する魚類なのか, それともサンゴ域でもみられるものなのかを調べた。なお, サンゴ域に出現する魚種の種組成については, 澁野ほか(2002)と2003年の9月にそれぞれ石垣島宮良湾と石西礁湖シモビシのサンゴ域において行った目視観察調査の結果(澁野ほか, 未発

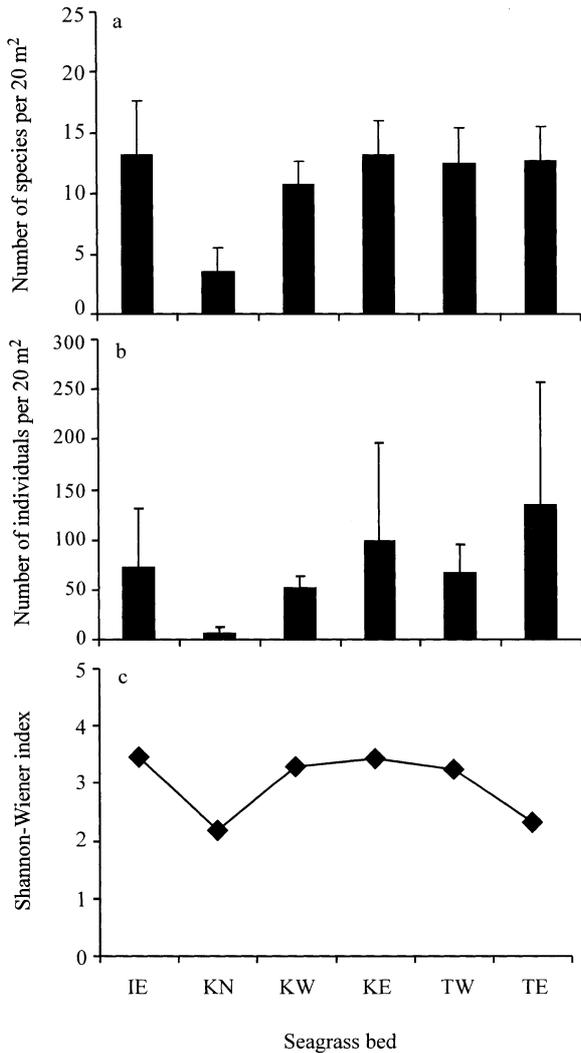


図2. 各海草藻場におけるトランセクトあたりの種数(a)と個体数(b)および多様度指数(c). 縦線は標準偏差.

Fig. 2. Mean numbers of species (a) and individuals (b), and species diversity (c) of the fish assemblage in each seagrass bed. Bars indicate standard deviation. Abbreviations given in Fig. 1.

表データ)を用いた。さらに、各組み合わせにおける各種の密度の相対的な割合をもとに多様度指数(Shannon-Wiener index)も算出し(Krebs,1998),海草藻場の魚類を実質的にすべて網羅して、かつ多様性も高く維持するには、どのように海草藻場を組み合わせればよいのか、検討した。

結 果

調査を行った6つの海草藻場には合わせて15科46種の魚類が出現した(表1)。このうち、シロクラベラ(*Choerodon shoenleinii*)やクサギンポ

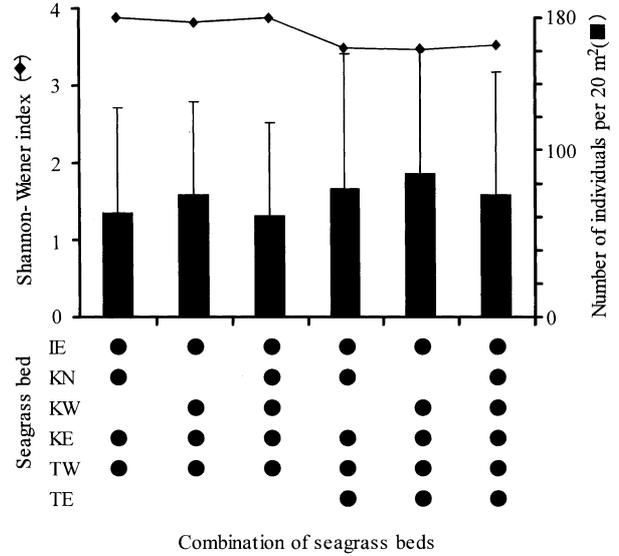


図3. 海草藻場特有の種をすべて表現する海草藻場の組み合わせにおける多様度指数およびトランセクトあたりの個体数. 縦線は標準偏差.

Fig. 3. Shannon-Wiener index values and mean number of individuals obtained from each combination of seagrass beds covering all seagrass-specific fish species. Bars indicate standard deviation. Abbreviations given in Fig. 1.

(*Enneapterygius minutus*)などの30種は、調査地のサンゴ域にはまったく出現しないか、あるいは出現した場合でも個体密度は相対的に低い、いわば海草藻場特有の種であった。

トランセクトあたりの種数や個体数には、海草藻場間で有意な差がみられた(一元配置分散分析,種数, $F_{5,24}=8.3$, $P<0.001$, 個体数, $F_{5,24}=12.5$, $P<0.001$) (図2)。すなわち、黒島北以外の海草藻場の間では種数や個体数に違いはみられなかったが(Tukey-Kramer test, いずれの組み合わせにおいても $P>0.47$)、黒島北の海草藻場では他の海草藻場と比べて有意に少なくなっていた(Tukey-Kramer test, いずれの組み合わせにおいても $P<0.01$)。同様の傾向は総種数にもみられ(表1), また多様度指数についても黒島北で顕著に低くなっていた(図2)。

これらの海草藻場を様々に組み合わせるところ、西表東—黒島北—小浜東—竹富西や、西表東—小浜西—小浜東—竹富西など、6つの組み合わせで、海草藻場特有の種をすべて網羅することができた(表2)。これらの各組み合わせにおける多様度指数は3.48から3.89の値をとった(図3)。海草藻場の数が同数の組み合わせの間で個体数を比べたところ、統計的には有意でないものの、いずれも黒島北を含まない組み合わせで多くなっていた(図3)。

表 1. 各海草藻場に出現した魚種とそれらの観察個体数. *, 石垣島宮良湾と石西礁湖シモビシのサンゴ域に 10 本ずつ設定したトランセクト内 (一本あたり 40 m²) には出現しなかった種^a. IE, 西表東; KN, 黒島北; KW, 小浜西; KE, 小浜東; TW, 竹富西; TE, 竹富東.

Table 1. Numbers of individuals recorded of each fish species observed in the seagrass beds in Sekisei Lagoon. *, species not observed in coral area transects^a. Abbreviations given in Fig. 1.

Family	Species	Seagrass bed					
		IE	KN	KW	KE	TW	TE
Apogonidae	<i>Apogon ishigakiensis</i> *	4				6	
Lutjanidae	<i>Lutjanus gibbus</i>	18			14	5	4
Lethrinidae	<i>Lethrinus harak</i> *	9	2	3	1	12	19
	<i>Lethrinus genivittatus</i> *				1		
	<i>Lethrinus atkinsoni</i> *	13	1	25	40	6	32
	<i>Lethrinus nebulosus</i> *	6			36		
	<i>Lethrinus ornatus</i> *		1	3			
	<i>Lethrinus obsoletus</i> *	5		14	10	4	16
	<i>Lethrinus spp.</i> *		2		1	1	
Mullidae	<i>Parupeneus barberinoides</i> *	16		5	14	9	5
	<i>Parupeneus multifasciatus</i>	10		1	2		1
	<i>Parupeneus barberinus</i> *	2			7		18
	<i>Parupeneus indicus</i> *		1	1	1	1	3
	<i>Parupeneus pleurostigma</i> *	2			2		
	<i>Parupeneus ciliatus</i> *					1	
Pomacentridae	<i>Dischistodus prosopotaenia</i>	3				12	1
	<i>Pomacentrus chrysurus</i>	2		3			3
Labridae	<i>Choerodon anchorago</i>					7	
	<i>Choerodon shoeneinii</i> *					9	
	<i>Cheilio inermis</i> *	1	1	11	21	8	9
	<i>Stethojulis strigiventer</i>	42		48	51	159	119
	<i>Halichoeres trimaculatus</i>	4	1			6	1
	<i>Halichoeres argus</i> *			1		13	1
	<i>Halichoeres melanurus</i>						1
	<i>Coris batuensis</i>			2	1	5	
	<i>Cheilinus chlorourus</i>				1		
	<i>Oxycheilinus bimaculatus</i> *				2		
Scaridae	<i>Novaculichthys macrolepidotus</i> *			2	1		
	<i>Leptoscarus vaigiensis</i> *	6		4	9	8	6
	<i>Calotomus spinidens</i> *	11		18	21	2	2
Pinguipedidae	<i>Parapercis cylindrica</i>	12	1	11	5	22	6
Tripterygiidae	<i>Enneapterygius minutus</i> *	1					
Blenniidae	<i>Petroscirtes mitratus</i> *	4				3	
Callionymidae	<i>Anaora tentaculata</i> *	1				1	
Gobiidae	<i>Cryptocentrus caeruleomaculatus</i> *	61	6	3	34		6
	<i>Cryptocentrus albidorsus</i> *				1		
	<i>Ctenogobiops pomastictus</i> *				2		
	<i>Vanderhorstia ornatissima</i> *	1	21	2	7		
	<i>Amblygobius phalaena</i>	4				2	
	<i>Asterropteryx semipunctata</i>	4				1	1
	<i>Siganus argenteus</i> *				5		
Siganidae	<i>Siganus spinus</i>	2		30	20		7
	<i>Siganus fuscescens</i> *	122		74	182	25	394
	<i>Siganus virgatus</i>	2		1		13	12
	<i>Siganus argenteus</i> *					1	
Acanthuridae	<i>Acanthurus dussumieri</i>					1	
Sphyrnaenidae	<i>Sphyrnaena flavicauda</i> *				7		10
	Total species number (46)	28	10	21	29	27	24

a, including species observed outside coral area transects.

表2. 海草藻場のみ出現する種をすべて表現できる海草藻場の組み合わせと、それらの各組み合わせにおいて表現できなかった種数.

Table 2. Combinations of seagrass beds covering all seagrass-specific fish species, and numbers of species missed by these combinations. Abbreviations given in Fig.1.

Seagrass bed	Combination of seagrass beds					
IE	●	●	●	●	●	●
KN	●		●	●		●
KW		●	●		●	●
KE	●	●	●	●	●	●
TW	●	●	●	●	●	●
TE				●	●	●
The number of species missed	1*	1*	1*	0	0	0

*, *Halichoeres melanurus*

考 察

石西礁湖において、海草藻場特有の種をすべて網羅するには、調査を行った6つの海草藻場のなかから少なくとも4つを選んで組み合わせることが必要であり、そのような組み合わせは6通りあることがわかった。ただし、これらの組み合わせでは、バラ科のカザリキュウセン (*Halichoeres melanurus*) を表現できない場合があった。しかし、この種はサンゴ域に稚魚から成魚まで様々な個体が多数出現するため(澁野ら, 未発表データ)、サンゴ域が保全されるのであれば、海草藻場保全の際には考慮に入れなくてもほとんど問題にはならないと思われた。さらに、多様性指数の値にあまり違いがなかったことから、海草藻場保全に際して、これらの組み合わせのいずれを選んでも、実質的に海草藻場魚類をすべて網羅し、かつ魚類の多様性を高く維持することは基本的に可能であると考えられた。ただし、黒島北岸の海草藻場における魚類の種数と個体数は非常に少ないので、保全する海草藻場が同数の場合、この場所を含めない組み合わせのほうが、相対的により多くの海草藻場魚類を保全できることがわかった。すなわち、何らかの制約によって海草藻場をすべて保全することができない場合には、次善の策として、西表東一小浜西一小浜東一竹富西、あるいは西表東一小浜西一小浜東一竹富西一竹富東の組み合わせで海草藻場を保全すれば、効率的に海草藻場の魚類をすべて保全し、かつ魚類の多様性を高く維持するこ

とができることが明らかになった。

謝 辞

本研究は環境省地球環境研究総合推進費 (F-5 サンゴ礁生物多様性保全地域選定に関する研究) により行われたものである。また研究を行うにあたって甚大なご協力をいただいた、本プロジェクトのメンバーおよび水産総合研究センター西海区水産研究所石垣支所亜熱帯生態系研究室および自然環境研究センターの皆様、グラハム・ハーディー博士に深謝する。

参 考 文 献

- Krebs, C.J. (1998) *Ecological Methodology*. 2nd ed. Addison Wesley Longman, Menlo Park, California, 620 pp.
- Nagelkerken, I., van der Velde, G., Gorissen, M.W., Meijer, G.J., van't Hof, T. and den Hartog, C. (2000) Importance of mangroves, seagrass beds and the shallow coral reef as a nursery for important coral reef fishes, using a visual census technique. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 51: 31–44.
- Nakamura, Y., Horinouchi, M., Shibuno, T., Kawasaki, H. and Sano, M. (in press) A comparison of seagrass-fish assemblage structures in open oceanic and coastal bay areas in the Ryukyu Islands, Japan. *Proc. 10th Int. Coral Reef Symp.*, Okinawa.
- 西平孝孝・Veron, J.E.N. (1995) 日本の造礁サンゴ類。海遊舎, 東京, 439 pp.
- 澁野拓郎 (2004) 保全すべきサンゴ礁生物多様性の探索。環境省地球環境研究総合推進費平成15年度研究成果—中間成果報告集—サンゴ礁生物多様性保全地域の選定に関する研究, pp. 243–261.
- 辻宣行・椿宜高 (2004) 種数による保全の優先度。日本生態学会関東地区会報, 52:10–16.
- 上野光弘 (2004) 八重山地域でのオニヒトデの調査・駆除の現状報告 (平成16年3月)。第4回八重山地区オニヒトデ対策連絡会議 (平成16年3月12日) 資料, 環境省国際サンゴ礁研究・モニタリングセンター, 6 pp.
- 與儀正 (2004) 八重山漁業協同組合によるオニヒトデモニタリング調査・駆除活動報告 (平成16年3月)。第4回八重山地区オニヒトデ対策連絡会議 (平成16年3月12日) 資料, 環境省国際サンゴ礁研究・モニタリングセンター, 2 pp.

A comparison of fish assemblages from seagrass beds and the adjacent bare substrata in Lake Hamana, central Japan

Masahiro Horinouchi¹

Abstract: The fish species richness and abundances were compared between the seagrass beds and the neighboring bare sand substrata at two sites i.e. Megaura and Yokoyama in Lake Hamana, central Japan from March to May each year in 1998, 1999 and 2000. The species richness in seagrass beds were higher than those in the bare substrata and the species composition and the relative abundance of each species differed between them. The mean numbers of individuals and the species diversity, however, did not differ between the two habitat types. Such phenomena may be due to the seasonal changes in habitat structure of the studied seagrass beds.

Key words: Seagrass bed; sand flat; species richness; fish abundance

Introduction

It is widely accepted that seagrass beds support large numbers of fish species and individuals, and provide nursery habitat for juveniles of many species, compared to adjacent unvegetated areas which have different fish assemblages, usually characterized by fewer species and fewer individuals (e.g., Kikuchi, 1974; Adams, 1976; Weinstein and Heck, 1979; Beckley, 1983; Pollard, 1984; ; Sogard, 1989; Connolly, 1994; Edgar and Shaw, 1995). The structural complexity composed by seagrass leaves is considered one of the major factors responsible for such differences in habitat use, because it provides varied microhabitats and protection from predators, and enables food to be supplied in ways not available in the absence of seagrass. Some workers have shown, however, that seagrass may not necessarily support a larger number of fish individuals than adjacent bare substrata (e.g., Heck and Thoman, 1984; Howard et al., 1989; Ferrell and Bell, 1991). To date, there have been few studies which have compared the relative importance for fishes of seagrass and adjacent sand habitats in Japanese coastal systems.

In this study, the hypothesis that seagrass beds in Lake Hamana, Japan, supported a relatively larger number of

fish species and individuals than adjacent unvegetated areas, was examined.

Materials and Methods

The study was carried out over seagrass beds (*Zostera marina*) and adjacent shallow sand substrata at Megaura and Yokoyama bordering Lake Hamana in the western part of Shizuoka Prefecture (Fig. 1). The study period was from March to May each year in 1998, 1999 and 2000. At the study sites, the seagrass which constituted the beds was annual, growing heavily during March through May, but dying back in other months. The areas of seagrass beds at Megaura and Yokoyama were ca. 1.5 ha and 16 ha, respectively, being in 2–5 m depth. The adjacent sand flats studied were 0.5–2 m depth.

Visual censuses using SCUBA were made monthly between 10:00 and 16:00. At each site, five transects 10 m long and 1 m wide were randomly established in both the seagrass bed and adjacent sand flat, using a scaled tape. The transect width was estimated visually, these transects being at least 10 m apart from each other. All fish individuals within each transect were counted and, if possible, the total length (TL) of each individual estimated to the nearest 5 mm with a transparent ruler.

¹ Research Center for Coastal Lagoon Environments, Shimane University 1060 Nishikawatsu, Matsue, Shimane 690-8504, Japan
(e-mail address: hori@soc.shimane-u.ac.jp)

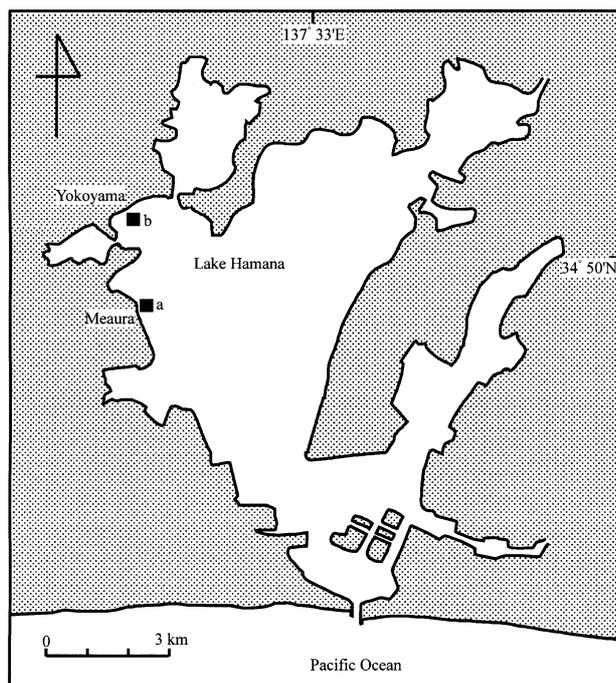


Fig. 1. Map of the study sites. a: census area at Meaura; b: census area at Yokoyama.

To evaluate the species diversity of fish assemblages, the Shannon-Wiener diversity index (H') was calculated using the relative abundance of each species in each assemblage.

A four-way ANOVA was employed to test whether or not fish species richness and total fish abundance differed between the seagrass habitat and adjacent sand flat, with habitat type, site, month and year as fixed factors. All data were log-transformed. Such transformation, however, did not produce homogeneous variances. Therefore, in order to compensate for the increased likelihood of Type 1 error, the significance level was set at $\alpha = 0.01$ (Underwood, 1981).

To examine the overall patterns in similarities of species composition in these habitats, the Bray-Curtis similarities were calculated based on the mean density data of each species, and were applied to a cluster analysis with group-average linking. As a basis for grouping the assemblages, a level of similarity value of 60 (relatively high overlap value) was arbitrarily adopted, so as to avoid grouping assemblages by chance.

In these analyses, *Chaenogobius* spp. or *Gymnogobius* spp. were regarded as single species, because they often occurred as mixed species schools.

All of these analyses were carried out on SPSS for Windows, Release 12.0 J.

Results

Fish species richness and abundance. A total of

Table 1. List of fish species occurring over *Zostera* beds and adjacent sand flats at Megaura and Yokoyama study sites and size ranges (mm TL) of individuals of each month. Data were pooled for sites and years because of the lack of any significant differences in size ranges of individuals of each species.

-, no individuals observed; + size not measured.

Species	Seagrass beds			Sand flats		
	March	April	May	March	April	May
<i>Anguilla japonica</i>	+	-	-	-	-	-
<i>Plecoglossus altivelis altivelis</i>	-	-	-	66-70	-	-
<i>Hippocampus coronatus</i>	-	66-70	-	-	-	-
<i>Mugil cephalus cephalus</i>	-	46-50	-	-	-	-
<i>Sebastes inermis</i>	-	-	36-40	-	-	-
<i>Gerres equulus</i>	-	+	-	-	-	-
<i>Pseudoblennius cottoides</i>	36-40	36-40	46-50	-	-	-
<i>Pholis nebulosa</i>	36-50	46-50	66-100	36-40	-	-
<i>Petroscirtes breviceps</i>	<10	-	-	-	-	-
<i>Gymnogobius macrognathos</i>	-	-	16-20	36-40	+	46-50
<i>Acanthogobius flavimamus</i>	171-180	-	16-30	-	-	16-30
<i>Favonigobius gymnauchen</i>	-	36-40	36-60	26-50	26-60	51-60
<i>Chaenogobius</i> spp.	<10	11-30	+	<10	11-30	-
<i>Gymnogobius</i> spp.	<10	6-20	-	-	11-30	-
<i>Acentrogobius pflaumi</i>	-	66-70	-	-	-	-
<i>Sphyræna</i> sp.	<10	-	-	-	-	-
<i>Kareius bicoloratus</i>	-	-	+	-	16-30	-
<i>Pleuronectes yokohamae</i>	21-35	21-45	31-70	<20	16-35	36-75
<i>Rudarius ercodes</i>	16-20	-	-	-	-	-

nineteen species were recorded, most of the individuals being juveniles of relatively small body size (Table 1). Eighteen species occurred in the seagrass habitat, and 9 in the bare habitat. Ten species were restricted to the seagrass beds, and 1 species to the sand flats, the remainder occurring in both habitats.

Four-way ANOVA revealed that the mean number of fish species in the seagrass beds was significantly higher than that in a bare habitat overall ($P < 0.01$) (Fig. 2a). Interactions among fixed factors, in all cases except the pair of months and sites, were significant (all $P < 0.01$).

Four-way ANOVA detected no significant difference in the mean number of fish individuals between the seagrass and bare habitats overall ($P > 0.8$), but found significant interactions between habitat type and other fixed factors (all $P < 0.001$) (Fig. 2b).

Species diversity of fish assemblages. H' value ranged from 0 to 1.93 for seagrass fish assemblages, and from 0 to 1.50 for sand-flat fish assemblages, the mean values not differing between the two habitat types (0.88 ± 0.64 S. D. for seagrass fish assemblages and 0.51 ± 0.44 S. D. for sand-flat fish assemblages; t-test, $P > 0.07$) (Fig. 3).

Similarities among assemblages. At the similarity value of 60, fish assemblages were divided into 21 groups (Fig. 3). Of them, only five groups contained plural members. The rests were grouped separately from each other.

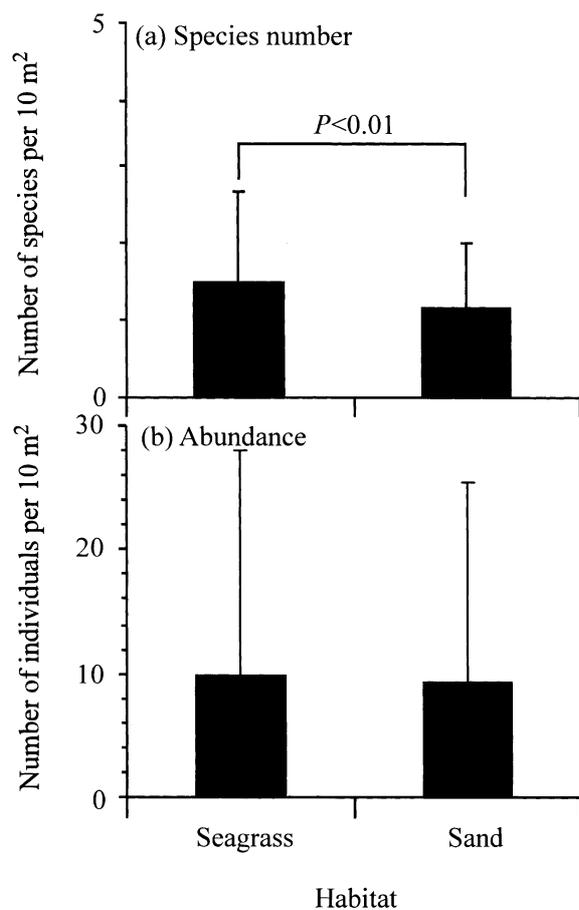


Fig. 2. Mean numbers of fish species (a) and individuals (b) per 10 m² in the seagrass and sand habitats. Data were pooled for months, sites and years, because the main purpose of the present study was a comparison of fish species richness and abundance between the two habitat types. Bars indicate standard deviation.

Discussion

The results of the present study afforded no evidence for the hypothesis that the seagrass beds support larger number of fish individuals compared to the adjacent unvegetated areas.

While the three-years total and the mean fish species numbers in the seagrass beds were surely higher than those in the sand flats, the mean numbers of individuals and the species diversity index values did not differ between the two habitats overall. The strong interactions suggested that fluctuation patterns of fish species richness and abundance of the assemblages were highly variable among habitat types, sites, months and years. In addition, few groups containing plural members in the dendrogram indicated the assemblage structures were highly variable in both habitat types at the present study sites. These may have been partly due to seasonal

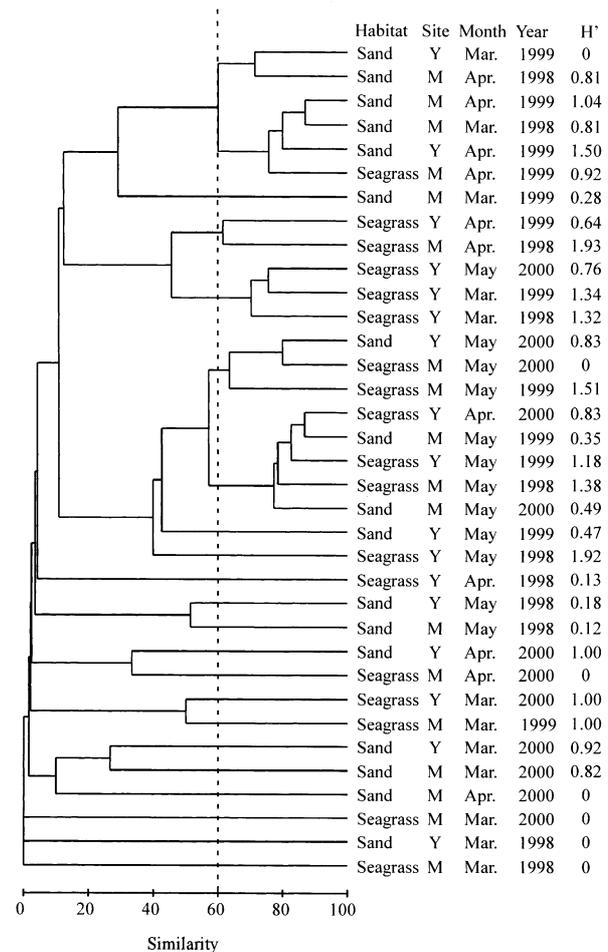


Fig. 3. Dendrogram showing the clustering of the species composition obtained from each habitat at each site in each month of each year based on density data. M, Megaura; Y, Yokoyama. H', Shannon-Wiener index.

changes in habitat complexity of the studied seagrass beds. At the present study sites, seagrass flourishes almost entirely during March through May each year dying back in other months (M. Horinouchi, per. obs.). Seagrass fish which newly-recruited to the beds, may have to leave them as the seagrass died back. If, on the other hand, the above-ground seagrass biomass maintained a consistent level all year round, such fishes may be able to complete the remainder of their life cycle in such beds. As a result, individuals belonging to various year classes could become permanent residents, contributing to a relatively rich seagrass fish fauna compared to adjacent bare substrata. Such a phenomenon was observed in a *Zostera marina* bed at Aburatsubo, Kanagawa Prefecture, central Japan, where seagrass flourishes all year round (M. Horinouchi, unpubl. data). On the contrary, most individuals seen in the present seagrass beds were new recruits, resulting in a relatively poor fish fauna overall.

The general conclusion provided by the present study

was that seagrass beds do not always support larger numbers of fish individuals, or be characterized by greater fish species diversity, compared to the adjacent unvegetated areas.

Acknowledgements

I am grateful to Akinori Hino, Yuzuru Suzuki, Ken Okamoto, Shigeru Aoki, Naoki Mizuno, Takuhiko Takase, Masuo Iida and the staff of the Fisheries Laboratory, University of Tokyo, for their generous assistance in the field work. Constructive comments on the manuscript from Mitsuhiko Sano and Graham Hardy were much appreciated. I thank the fishermen's Unions in Lake Hamana for their permission to dive using SCUBA. This paper was supported by Mikimoto Fund for Marine Ecology and Grants-in Aid for Young Scientist (B) from the Ministry of Education, Science, Sports and Culture of Japan (No 15780134), and is a contribution from the Fisheries Laboratory.

References

- Adams, S.M. (1976) Feeding ecology of eelgrass fish communities. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 105: 514–519.
- Beckley, L.E. (1983) The ichthyofauna associated with *Zostera capensis* Setchell in the Swartkops estuary, South Africa. *S. Afr. J. Zool.*, 18: 15–24.
- Connolly, R.M. (1994) A comparison of fish assemblages from seagrass and unvegetated area of a southern Australian estuary. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, 45: 1033–1044.
- Edgar, G.J. and Shaw, C. (1995) The production and trophic ecology of shallow-water fish assemblages in southern Australia I. Species richness, size-structure and production of fishes in Western Port Victoria. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 194: 53–81.
- Ferrell, D.J. and Bell, J.D. (1991) Differences among assemblages of fish associated with *Zostera capricorni* and bare sand over a large spatial scale. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 72: 15–24.
- Heck Jr., K.L. and Thoman, T.A. (1984) The nursery role of seagrass meadows in the upper and lower reaches of the Chesapeake Bay. *Estuaries*, 7: 70–92.
- Howard, R.K., Edgar, G. J. and Hutching, P. A. (1989) Faunal assemblages of seagrass beds. In: *Biology of seagrasses*. (eds.) Larkum, A. W. D., McComb A. J., and Shepherd, S. A. pp. 536–564. Elsevier, Amsterdam.
- Kikuchi, T. (1974) Japanese contributions on consumer ecology in eelgrass (*Zostera marina* L.) beds, with special reference to trophic relationships and resources in inshore fisheries. *Aquaculture* 4: 145–160.
- Pollard, D.A. (1984) A review of ecological studies on seagrass fish communities, with particular reference to recent studies in Australia. *Aquat. Bot.*, 18: 3–42.
- Sogard, S.M. (1989) Utilization by fishes of shallow, seagrass-covered banks in Florida Bay: 1. Species composition and spatial heterogeneity. *Env. Biol. Fish.*, 24: 53–65.
- Underwood, A.J. (1981) Techniques of analysis of variance in experimental marine biology and ecology. *Ann. Rev. Ocean. Mar. Biol.*, 19: 513–605.
- Weinstein, M.P. and Heck Jr., K.L. (1979) Ichthyofauna of seagrass meadows along the Caribbean coast of Panama and in the Gulf of Mexico: comparison, structure and community ecology. *Mar. Biol.*, 50 : 97–107.

島根県出雲平野西部における沖積層コアの貝形虫群集

石田 桂¹・高安克巳²

Ostracode assemblages of alluvium sediment cores in the western part of Izumo Plain, Shimane Prefecture.

Katsura Ishida¹ and Katsumi Takayasu²

Abstract: Fossil ostracode assemblages of alluvium sediments are investigated in the western part of Izumo Plain to discuss detailed paleoenvironments of the “paleo Shinji Bay”. Four samples from core in Lake Jinzai and seven samples from core in Hishine-Ike were selected for this study. Thirty-four genera and 71 species fossil ostracodes are recognized. Fossil ostracode assemblages in this study are close to those of the recent Lake Nakaumi. Two ostracode species, *Bicornucythere bisanensis* and *Spinileberis quadriaculeata*, are mostly dominated in both core. It indicates that Lake Jinzai and Hishine-Ike were located in central part of the “paleo Shinji Bay” in 2-9 water depth between 9500-8000 yr. BP. The bay mouth ostracode fauna in mud bottom in the recent Nakaumi occurred in the middle part of the core from Hishine-ike. It shows that the reduction of the “paleo Shinji Bay” occurred at least one time. *Spinileberis quadriaculeata* shows very low percentage in core from Hishine-Ike, though it represents relatively high in core from Lake Jinzai. This suggests that southwestern part of the “paleo Shinji Bay” was more oxic conditions compared with northwestern part.

Key words: fossil ostracode; Izumo Plain; Lake Jinzai; the Holocene

はじめに

出雲平野西部地域は、縄文海進時には現在の宍道湖東岸を含めた大きな古宍道湾(徳岡ほか, 1990)を形成していたと考えられ、出雲平野の形成史を解明するだけでなく、歴史的にも非常に興味深い地域である。近年、これまで報告が少なかった出雲平野西部において数本の柱状試料が掘削され、堆積相および堆積物の化学分析などを複合した古環境の復元が行われた(山田ほか, 2003; 山田ほか, 投稿中)。これらの柱状試料のうち、神西湖湖心部および菱根池で採取された2本(JZ-01, HS-02)については、詳細な堆積年代が決定されほぼ連続した試料であること

が分かっている(山田ほか, 2003)。また、有孔虫化石を用いた生物学的検討も行われており、暖水塊や外洋水の影響などが議論されている(高田・高安, 2003; 山田ほか, 投稿中)。本研究では、これら2本のコアに含まれる貝形虫化石を検討し、古宍道湾のより詳細な古環境を議論する。

試料および処理方法

出雲平野西部に位置する神西湖中央部(JZ-01)および菱根池(HS-02)において掘削された柱状試料を用いて、貝形虫化石の検討を行った(図1)。

1. JZ-01 コア

¹ 信州大学理学部地質科学科 Department of Geology, Faculty of Science, Shinshu University, 3-1-1, Asahi, Matsumoto 390-8621, Japan

² 島根大学 Shimane University 1060, Nishikawatsu, Matsue 690-8504, Japan

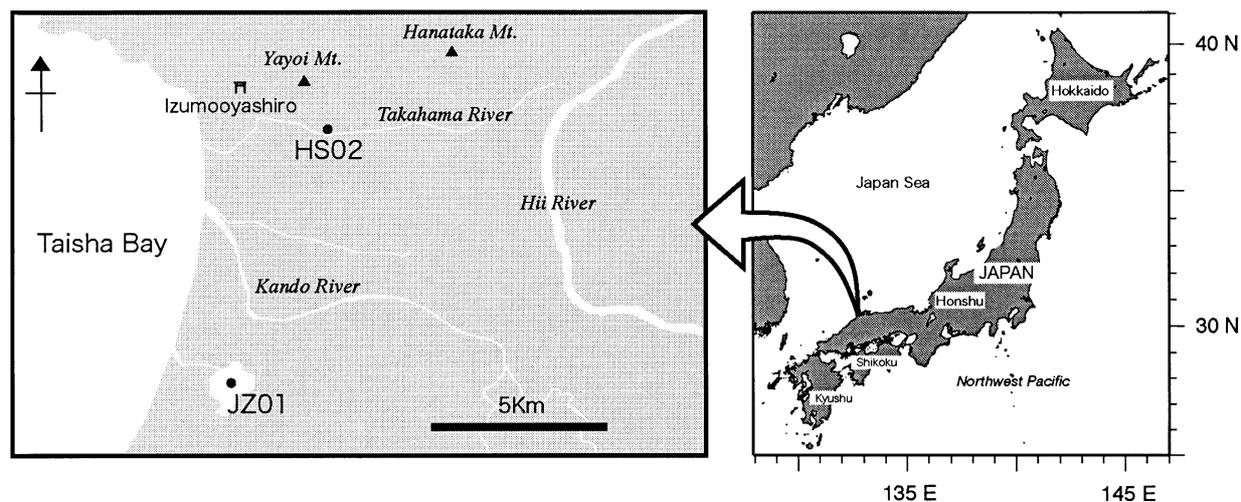


図1. 島根県出雲平野西部およびJZ-01,HS-02 両コアの採取位置。

Fig. 1. Maps showing western part of Izumo Plain and sampling site of JZ-01 and HS-02 cores.

神西湖は面積 1.35 km²、平均水深 1.1 m の小さな湖であり、本コアは神西湖中央部の水深 1.55 m の地点でシンウォールコアサンプラーによって採取された。全長は 24.3 m で、下位より暗灰色砂礫砂、有機質粘土層を含む暗灰色シルト層、灰色シルト～細砂層、下位を削り混んだ細～中砂層、平行葉理が顕著な黒灰色泥層、シルト～粘土層が重なる(山田ほか, 2003)。採取した柱状試料は約 1 cm の層厚に区分し、高田・高安(2003)に示される手順で処理された。本コアは常温で保管されていたため大部分の石灰質が溶解していると推定される(高田・高安, 2003)ことから、計 73 試料のうち、泥質石灰質砂からなり有孔虫化石が産出した 4 試料(JZ-01 23-27, 22-88, 22-49, 22-20)について検討を行った。

2. HS-02 コア

島根県簸川郡大社町遥堪地区、高浜川右岸の地点(北緯 35°23′, 東経 132°43′, 標高 1.56 m)において、シンウォールコアサンプラーを用いて採取された。全長は約 40.0 m で、11 試料について¹⁴C年代測定が行われた(山田ほか, 投稿中)。本コアの岩相は 7 つのユニットに区分され、下位より中～細粒砂層、貝化石が散在する暗灰色粘土および砂泥互層、平行葉理の発達する暗灰色シルト～泥層、生物擾乱が認められる塊状灰色泥層、暗灰色泥層、逆級化を示す砂質シルト～礫層、植物片を含む灰褐色泥層が重なる。10 cm ごとに分割された柱状コア試料について、堆積物の全硫黄量の層位分布から塩水の影響下で堆積したと推定される層準から約 10–40 cm の層位間隔になるように 53 試料を採取し、山田ほか(投稿中)に示す方法で処理を行った。そのうち、貝化石

が散在する暗灰色粘土および砂泥互層の有孔虫化石が産出した 7 試料(HS-02 41-35, 39-13, 38-61, 38-42, 38-23, 38-02, 36-03)について(山田ほか, 投稿中)、貝形虫化石を検討した。

両コア試料の残差は貝形虫化石が 200 個体程度になるように適宜分割し。そこから 115 μm 以上の大きさのすべての個体を実体顕微鏡下で拾い出し、同定した。個体数については左右片殻をそれぞれ 1 個体と数え、合弁については合わせて 1 個体とした。

結 果

検討した 11 試料すべてから、34 属 71 種の貝形虫化石が産出した(表 1, 図 2)。得られた貝形虫化石の結果から、Shannon-Weaver 関数により種多様度および均衡度を、また、各試料の種数、1 g あたりの個体数を求めた。種多様度・均衡度については、25 個体以上産出した試料を対象とした。両地域の 11 試料については、*Bicornucythere bisanensis* および *Spinileberis quadriaculeata* が全産出個体の 41.7% と 15.17% をそれぞれ示し、大部分がこの 2 種で占められる(表 1)。これらの種は現在の内湾泥底に優占する(例えば池谷・塩野, 1993)。

神西湖の全 4 試料は 70% 以上が先述の 2 種で占められている。中部層準の 2 試料は *Loxoconcha tosaensis* や *Loxoconcha uranouchiensis* に代表される湾沿岸浅海域を示す *Loxoconcha* 属、湾中央部泥底に生息する *Pistocythereis bradyi* が割合は低いが生産する。種数は貝形虫化石が産出した層準の最上部及び最下部で低く、中部の 2 試料で 8-13 種と高くなる傾

表 1. 神西湖 (JZ-01) および菱根池 (HS-02) のコアから産出した貝形虫化石のリスト.

Table 1. List of fossil ostracodes from the JZ-01 and HS-02 cores.

species	samples	HS02 36-03	HS02 38-02	HS02 38-23	HS02 38-42	HS02 38-61	HS02 39-13	HS02 41-35	JZ01 (A) 22-20	JZ01 (A) 22-49	JZ01 (A) 22-88	JZ01 (A) 23-27
<i>Amphileberis nipponica</i>					3	13						
<i>Aurila cymba</i>		1			1	4		2				
<i>Aurila hataii</i>		1				1		1				
<i>Aurila miii</i>											1	
<i>Aurila munekikai</i>		1										
<i>Aurila tosaensis</i>					1							
<i>Aurila</i> sp.								2		1	1	
<i>Australimoosella tomokoae</i>		2		2	6	3						
<i>Bicornucythere bisanensis</i>		88	3	13	25	206	2	78	21	106	109	80
<i>Bythoceratina hanaii</i>				2	3							
<i>Callistocythere alata</i>				1						2		
<i>Callistocythere pumila</i>						1						
<i>Callistocythere undata</i>				1								
<i>Callistocythere unduratifacialis</i>						4		2				
<i>Callistocythere</i> sp.								1				
<i>Coquimba ishizakii</i>								2				
<i>Cornucoquimba tosaensis</i>		1				2		1				
<i>Cythere hanaii</i>					1							
<i>Cythere japonica</i>		1										
<i>Cythere nishinipponica</i>					13			15				
<i>Cythere omotenipponica</i>				3								
<i>Cythere uranipponica</i>				6	1	2						
<i>Cythere</i> sp.		18				24	1			1	2	
<i>Cythereois tosaensis</i>				2								
<i>Cythereois uranouchiensis</i>		1						1		2		
<i>Cytheroma</i> ? sp.						4						
<i>Cytheromorpha acupunctata</i>		2			1	3						
<i>Cytheropteron miurense</i>						1		1				
<i>Dolerocypris mukaishimense</i>				2			1					
<i>Hemicythere</i> sp.		8				2						
<i>Hemicytherura cuneata</i>						5						
<i>Hemicytherura tricarinata</i>										1		
<i>Hemicytherura</i> sp.		1		1								
<i>Loxoconcha japonica</i>		3		3	1	22		6				
<i>Loxoconcha kattoi</i>					1							
<i>Loxoconcha optima</i>				5		12						
<i>Loxoconcha tosaensis</i>						24				2	35	1
<i>Loxoconcha uranouchiensis</i>		6		5	4	13	1	6		24		
<i>Loxoconcha viva</i>						29				1		
<i>Lococoncha</i> sp. 1			2				4	1				
<i>Loxoconcha</i> sp.						1				1		
<i>Munseyella japonica</i>						3						
<i>Munseyella</i> sp.							2	1				
<i>Neonesidea oligodentata</i>				4	12	24	1	4				
<i>Nipponocythere bicarinata</i>						75	2	1				
<i>Paracytheridea neolongicaudata</i>						1						
<i>Paracytherois tosaensis</i>		1						1				
<i>Paradoxostoma</i> sp.						3						
<i>Parakritihella pseudadonta</i>						3						
<i>Pistocythereis bradyi</i>					1	6		2		6	20	
<i>Pontocythere miurenensis</i>		19			1	16		2		1	3	
<i>Pontocythere sekiguchii</i>				2			1					
<i>Pontocythere subjaponica</i>			1		1							
<i>Pontocythere</i> sp.				1								
<i>Propontocypris</i> sp.						2						
<i>Robustaurilla ishizakii</i>				2		8	1	1				
<i>Sclerochilus</i> sp.						1		1				
<i>Schizocythere kishinouyei</i>			2	1								
<i>Semicytherura henryhowei</i>						11						
<i>Semicytherura miurenensis</i>						7						
<i>Semicytherura wakamurasaki</i>				1								
<i>Semicytherura</i> sp. 1				3		9	1					
<i>Semicytherura</i> sp. 2		1				1						
<i>Spinileberis quadriaculeata</i>		1	2		7	44	3	17	22	59	78	37
<i>Trachyleberis niitsumai</i>		4		4	1	5		1				
<i>Trachyleberis</i> sp.						3						
<i>Xestoleberis hanaii</i>		3		4		45	3	12				
<i>Xestoleberis iturupica</i>				1								
<i>Xestoleberis</i> sp. 1					1							
<i>Xestoleberis</i> spp.						1	1					
Gen et sp. Indet				1								
others		1				3	1					
Total number of specimens		164	10	70	85	647	25	162	43	207	249	118
Total number of species		20	5	24	20	41	14	25	2	13	8	3
sample weight (g)		0.5	0.5	0.25	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.175	0.5
number of specimens/ 1g		328	20	280	170	1294	50	324	86	414	1423	236

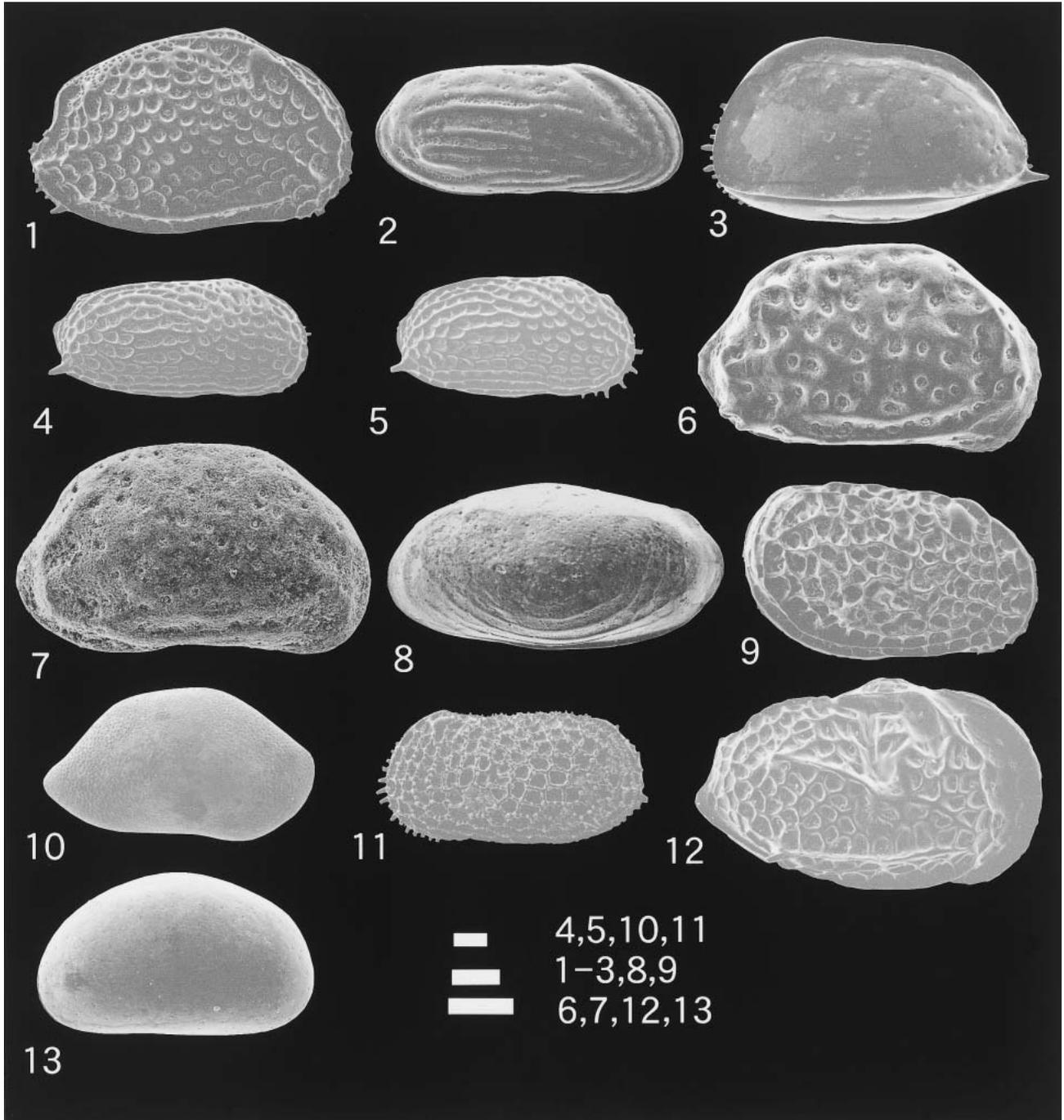


図2. 神西湖 (JZ-01) および菱根池 (HS-02) コアから得られた貝形虫化石の電子顕微鏡写真。スケールバーは $100\mu\text{m}$ 。

Fig. 2. Scanning electron micrographs of fossil ostracodes from Cores JZ-01 and HS-02. Scale bar = $100\mu\text{m}$.

1. *Aurila cymba* (Brady), adult, right valve, HS-02 38-42.
2. *Australimoosella tomokoae* (Ishizaki), adult, right valve, HS-02 38-42.
3. *Amphileberis nipponica* (Yajima), adult, left valve, HS-02 38-42.
4. *Bicornucythere bisanensis* (Okubo), adult, male, right valve, JZ-01 23-27.
5. *Bicornucythere bisanensis* (Okubo), adult, female, right valve, HS-02 38-61.
6. *Cythere omotenipponica* Hanai, adult, right valve, HS-02 38-23.
7. *Cythere nishinipponica* Okubo, adult, right valve, HS-02 38-42.
8. *Loxococoncha optima* Ishizaki, adult, left valve, HS-02 38-42.
9. *Loxococoncha tosaensis* Ishizaki, adult, right valve, JZ-01 22-88.
10. *Neonesidea oligodentata* (Kajiyama), adult, right valve, HS-02 38-61.
11. *Pistocythereis bradyi* (Ishizaki), adult, left valve, JZ-01 22-88.
12. *Spinileberis quadriaculeata* (Brady), adult, right valve, JZ-01 22-88.
13. *Xestoleberis hanaii* Ishizaki, adult, left valve, HS-02 38-41.

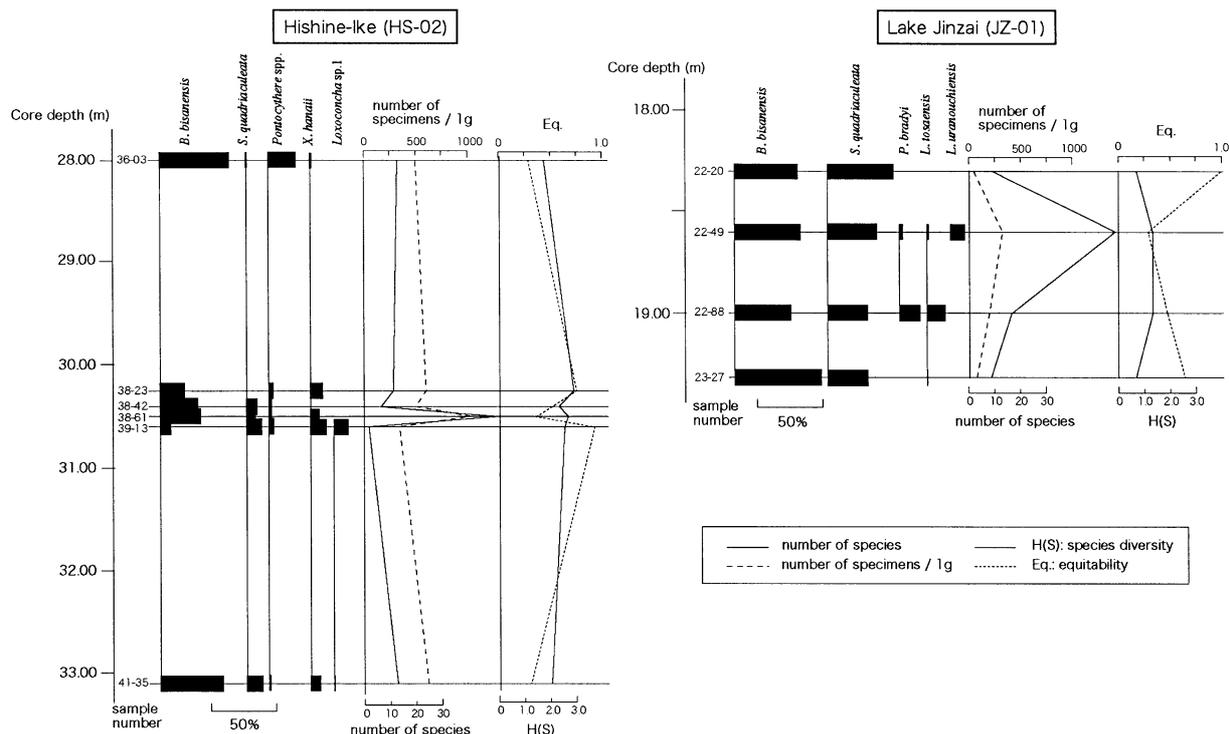


図3. 神西湖 (JZ-01) および菱根池 (HS-02) のコアから得られた試料における貝形虫優占種の産出頻度, 1 g あたりの個体数, 種数, 種多様度および均衡度.

Fig. 3. Diagram showing relative abundance of dominant ostracode taxa, number of specimens per 1 g of sediment sample, number of species, diversity and equitability in each samples from cores JZ-01 and HS-02.

向にある(図3). 種多様度は1.0前後と極めて低く, 最上部および最下部の試料は0.67-0.70, 中部の2試料は約1.34である. 均衡度は試料によって0.2-0.9と異なる. 一方, 菱根池の試料では, 優占する内湾泥底種の2種が占める割合は, 18.6-58.6%と変化し, 最上部および最下部の試料では *B. bisanensis* が約50%を占めるのに対し, 中部の4試料は30%程度とやや低い. 試料39-13は *Loxoconcha* 属が最も高い割合を示し, ついで *S. quadriculeata*, *X. hanaii*, *B. bisanensis*, *Munseyella* sp., *Nipponocythere bicarinata* が高い割合を占める. 試料38-61は, *B. bisanensis* が全体の約30%を占め, *N. bicarinata* (11.6%), *X. hanaii* (7.0%) が続いて産出する. 試料38-42は *B. bisanensis* が全体の30%を占め, ついで *Cythere nishinipponica* (15.3%), *Neonesidea oligodentata* (14.1%), *S. quadriculeata* (8.2%) が高い割合を占める. 試料38-23では, *B. bisanensis* の割合は18.6%になり, *Loxoconcha* 属や *Cythere uranipponica*, *N. oligodentata*, *Trachyleberis nitsumai* などの沿岸種が比較的高い割合で産出する. 種数は中部の1試料(38-61)で最大で41を示し, 他は20-25である. 種多様度は約2.0前後で変動し, 中部層準で比較的高く

2.89を示し, 最上部および最下部の試料では1.78である. 均衡度は0.3-0.93の範囲で変動する.

考 察

1. 堆積環境

現在の日本周辺の内湾は *B. bisanensis*, *S. quadriculeata* および *Cytheromorpha acupunctata* の3種が優占し, 種多様性の低い貝形虫群集によって特徴づけられる(池谷・塩野, 1993). また, これらの3種は水深と底質によって生息場所が異なり, *B. bisanensis* は主に水深5-9mの泥底, *S. quadriculeata* は2-7mの泥底, *C. acupunctata* は水深2m前後の砂底に優占して生息している(池谷・塩野, 1993). 神西湖のJZ-01コアから得られた貝形虫化石群集は, 各試料の約70%以上が *B. bisanensis* と *S. quadriculeata* によって占められており, その堆積環境はおおむね水深2-9m前後の内湾中央部泥底であったと推察される. 同コアの堆積物(山田ほか, 2004)および有孔虫化石(高田・高安, 2004)によると, これらの試料が堆積した時期は内湾的環境であったと結論づけており, 貝形虫化石に基づく解釈

と調和的である。しかしながら、中部層準の2試料は種多様度もやや高く種数も増加する。これらの層準では沿岸浅海域に生息する種が産出することから、その堆積場はおおむね湾中央部であるが、やや陸に近い沿岸の影響を受ける場であったと推察される。高田・高安(2004)は貝形虫化石が産出した最も下位の試料(JZ-01 23-27)は、底生有孔虫の *Ammonia beccarii* forma 1 が他層準よりも高い割合を占めることから、より閉鎖的であった可能性を指摘している。*B. bisanensis* は現在の地中海で貧酸素水塊が発達するような低酸素の環境下でも生息できるが、一方 *S. quadriculeata* は低酸素環境に弱いと言われている(入月ほか, 2004)。本試料の貝形虫は *B. bisanensis* の割合が他層準と比べて高いものの、*S. quadriculeata* が20%を占める。また試料1g中の産出個体数も236個でありそれほど低くはないことから、貧酸素水塊が発達した証拠は認められなかった。

神西湖に比べ、菱根池の群集は大きく変化する(図3)。先述のように、最下部および最上部は *B. bisanensis* が高い割合を示し、その堆積場は内湾中央部泥底の水深約5-7mであると推定される。しかし、中部層準の4試料は *B. bisanensis* と *S. quadriculeata* に加えて、*Loxoconcha* 属や *Pontocythere* 属など沿岸浅海種が比較的高い割合で産出し、種多様度も高い。現在の地中海ではこれらの特徴を持つ群集は、中海湖口部泥底に認められる(入月ほか, 2003)。従って、菱根池の堆積環境は少なくとも、下位より水深5-7m程度の湾中央部、湖口部泥底になり、最後に水深5-7m程度の湾中央部泥底に変化したと推察される。

山田ほか(投稿中)は菱根池で掘削された同コアの底生有孔虫化石を検討し、最上部の試料は貧酸素環境を好む *A. beccarii* forma 1 で特徴づけられることから、沿岸潟湖深部の酸素に乏しい環境であったと指摘している。貝形虫化石によると湾中央部を示唆する *B. bisanensis* が多産するものの、他の試料では5%以上を占める *S. quadriculeata* はわずか0.6%しか産出しなかった。先述のようにこれら2種の生息水深は類似するものの、*S. quadriculeata* は低い溶存酸素の環境下では生息できない。従って、*S. quadriculeata* が低い産出割合を示すことは、無酸素環境に至ったことに起因している可能性がある。

2. 古宍道湾の復元

両地域のコアは¹⁴C年代によって堆積曲線が求め

られている(山田ほか, 2003; 山田ほか, 投稿中)。それらに基づくと、本研究で用いた試料はいずれも約9500-8000年前に堆積し、両地域の最上部の試料はほぼ同時代を示すと考えられる。両コアの堆積相および化学組成分析に基づくと、貝形虫化石を検討した約9500-8000年前はエスチュアリーから内湾環境が推定されており、本研究はこれらの結果と一致する。また今回新たに湾の水深は約2-9m程度であり、現在の中海の中央部と類似した水深であったと推定される。当時の古宍道湾は現在の宍道湖東岸までつながった一つの大きな湖を形成しており、その湾口部は現在の神戸川河口付近に存在したと考えられている(徳岡ほか, 1990; 高安編, 2001)。これらの古地理図では、調査地域は当時の湾口部近くに位置し、特に菱根池の掘削地点は開いた湾口部から流入する水の影響を強く受けるような場所である。しかしながら今回検討した貝形虫化石はいずれも湾中央部泥底あるいはより浅い沿岸域、湖口部泥底の群集が推定され、外洋水が流入し、泥を運び去るような湾口部砂底に特徴的な群集はどちらにも認められなかった。加えて、堆積物も泥であった。これらのことは当時の古宍道湾が非常に閉鎖的であり、現在の中海に認められるような湾口部は浅い、あるいは外海と通じる水路が狭いなど外洋水との交換が容易に行われない環境であったと推察される。また、菱根池の中部層準の試料で湖口部泥底を示す群集が観察されたことは、少なくとも1度古宍道湾が縮小し、湖口部が東に移動した可能性を示唆する。

今回得られた貝形虫群集のうち、神西湖の試料に認められた群集は、*B. bisanensis* と *S. quadriculeata* が優占し、干拓事業が開始される以前の1963年および1967年に調査を行った際に、中海中央部泥底において特徴的な群集であった(Ishizaki, 1969)。一方、菱根池の試料に認められた *Pontocythere* 属や *Loxoconcha* 属を伴う多様性の高い群集および *B. bisanensis* のみが高い割合を占める群集は、現在の中海湖口部および湖中央部泥底に認められる。これら菱根池の群集は1968年ごろから開始された中海の干拓事業以前には見られず、より閉鎖的環境になってから現れた群集である(入月ほか, 2003)。従って、最上部の試料はほぼ同時期に堆積したと推定されることから、当時の古宍道湾は北西沿岸(菱根池)より南西沿岸(神西湖)の方が酸素に富む環境であったと推察される。

結 論

島根県出雲半島西部の神西湖 (JZ-01) および菱根池 (HS-02) で掘削されたコア中の貝形虫化石を検討した結果、以下の結論が導かれた。

1. 34 属 71 種の貝形虫化石が産出した。
2. 神西湖および菱根池において掘削した地点は、約 9500–8000 年前には水深 2–9 m の湾中央部であったと考えられる。また、一部沿岸浅海域や湖口部泥底の環境に至ったと推定される。
3. 菱根池のコアから得られた最上部の試料は、他に比べ *Bicornucythere bisanensis* の割合は変わらないものの、*Spinileberis quadriaculeata* の割合が低いことから、貧酸素環境下で堆積した可能性がある。
4. 約 9500–8000 年前の古宍道湾は非常に閉鎖的で、容易には外洋水が流入しなかったと推定される。加えてこの時期に少なくとも一度、古宍道湾が縮小した可能性がある。また当時、南西沿岸より北西沿岸の方が貧酸素の環境であったと推察される。

謝 辞

島根大学汽水域研究センターの山田和芳さん、高田裕行さんには試料採取および処理を行って頂き、未公表データを提供して頂いた。この場を借りて感謝の意を示す。

引 用 文 献

- 池谷仙之・塩野正道(1993)日本沿岸内湾性介形虫の特性—古環境解析の指標として—。地質論, 39: 15–32.
- 入月俊明・中村雄三・高安克己・坂井三郎(2003)中海における過去約 40 年間の貝形虫(甲殻類)の群集変化。島根大学地球資源環境学研究報告, 22: 149–160.
- Ishizaki, K.(1969) Ostracodes from Shinjiko and Nakanoumi, Shimane Prefecture, western Honshu, Japan. Sci. Rep. Tohoku Univ., 2nd Ser.(Geol.), 41: 197–224.
- 高田裕行・高安克己(2004)神西湖より採取された柱状試料 JZ-01 より産出した有孔虫化石(予報)。LAGUNA (汽水域研究), 11: 131–134.
- 高安克己(2001 編)汽水域の科学 中海・宍道湖を例として。たたら書房, 183 pp.
- 田中源吾・瀬戸浩二・高安克己(1998)美保湾・中海・宍道湖に至る環境と介形虫群集との関係。LAGUNA (汽水域研究), 5: 81–91.
- 徳岡隆夫・大西郁夫・高安克己・三梨 昂(1990)中海・宍道湖の地史と環境変化。地質論, 36: 15–34.
- 山田和芳・高田裕行・高安克己(2004)島根県神西湖堆積物の層序と完新世環境変遷。LAGUNA (汽水域研究), 11: 135–145.
- 山田和芳・高田裕行・高安克己(投稿中)島根県出雲平野西部における完新世の古環境変遷。第四紀研究。

ノート

音響探査機 (SC-3) と曳航式水質計 (TPM CLOROTEC) を用いた塩水くさび・塩分躍層調査

徳岡隆夫¹・吹田 歩¹・立石雅昭²・西村清和³
安間 恵⁴・松田滋夫⁵・川澄敏治⁶・関 達雄⁶

Saline wedge observation by echo-sounding equipment (SC-3) and towing type water quality monitor (TPM CLOROTEC)

Takao Tokuoka¹, Ayumi Fukita¹, Masaaki Tateishi², Kiyokazu Nishimura³,
Kei Anma⁴, Shigeo Matsuda⁵, Toshiharu Kawasumi⁵ and Tatsuo Seki⁶

Key words: SC-3 acoustic profiling system; towing type water quality monitor; saline wedge observation

1. はじめに

河口域の塩水くさびや汽水湖の塩分躍層の調査では躍層面の動きとその上下の水質の変化を時空的に捉える必要がある。前者については塩水くさび音響プロファイリングシステム (航走式, SC-3 型) が開発され, これまでに中海や江の川において調査が行われ, 塩水くさび・塩分躍層の時空的な変化を可視化して捉えられるようになった (例えば徳岡ほか, 2001)。しかしながら, 音響探査では水中の音響インピーダンス (密度と音速の積) の異なる境界を捉えるので, 塩分の違いが大きく効いてくることになるが (西村ほか, 1994), 塩分などの水質については別途測定する必要がある, これまでは停船して測定するなどの方法に拠っていたために, 調査に機動性を欠いていた。今回, アレック電子株式会社の TPM CLOROTEC を上記の音響探査機とともに曳航して調査を行い, 効率的な調査を行うことができたの

で, その結果について報告する。なお, 船上でのナビゲーションはフリーソフトの Kashmir 3D を用いて行った。

使用した機器は以下のとおりである。

・塩水くさび音響プロファイリングシステム SC-3 型 (千本電機株式会社製) (写真 1)

航走しながら 200 kHz の超音波を水面から水底に向かって発信し, 塩分躍層で生じる反射波を受信し, 塩分躍層の分布, 形状を記録断面として捉えることができる。また, 反射信号はデジタル化されデータ収録器に記録される (徳岡ほか, 2001)。本システムは, 受信部を改良した水中音響探査機本体とデジタル収録装置から構成される。音響探査機本体は発信部, 受信部および感熱式記録部から構成され, 従来の装置に比べ, 小型軽量化, 低消費電力化が図られている。一方デジタル収録装置は, A/D 変換器, シングルボードマイクロコンピュータ, 液

¹ 徳岡汽水環境研究所 Tokuoka Laboratory for Studies of Brackish Water Environments, Hizu-cho 34-1, Matsue 690-0863, Japan

² 新潟大学理学部地質科学教室 Department of Geoscience, Faculty of Science, Niigata Univ. Igarashi, Niigata City, 950-2181, Japan

³ 産業技術総合研究所 National Institute of Advanced Industrial Science and Technology (AIST), Tsukuba 305-8567, Japan

⁴ 川崎地質株式会社 Kawasaki Geological Engineering Co.Ltd., Minato-Ku, Tokyo 108-8337, Japan

⁵ クローバテック株式会社 Clovertech Inc.

⁶ アレック電子株式会社 Alec-electronics, Co. Ltd., Nishi-Ku, Kobe City, 651-2242, Japan



写真

1. 船上に設置した塩水楔音響プロファイリングシステム SC-3 (右：デジタル記録器，中央：アナログ記録器； 送受波器は舷側に固定している．阿賀野川での調査)
2. 曳航する TPM CLOROTEC (翼の中央先端から出ているケーブルは船上でのリアルタイム観測用ケーブルで，パソコンに接続；阿賀野川での調査)
3. 舷側に固定した塩水楔音響プロファイリングシステム SC-3 と曳航する TPM CLOROTEC による中海での観測状況
4. 船上で音響，水質記録をリアルタイムでチェック，ウインチで TPM CLOROTEC の深度を調節する．阿賀野川での調査)

晶ディスプレイ等から構成されており，音響探査機で得たアナログの反射信号をデジタル化しハードディスク等に収録する．同時に液晶ディスプレイに記録をカラー表示し，モニタすることができる．また，GPS 受信機を備えていて，測位データが同時に記録される．

塩水くさび音響プロファイリング
システム SC-3 の仕様概要

水中音響探査機本体

送受波器 周波数 200 kHz 電歪式，指向角 半減全角 6 度
 発信回数 5 回/1 秒
 レンジ幅 10 m または 20 m

可測深度 送受波器下 0.4 m-125 m

記録方式 感熱記録方式

アナログ出力 ±5 V オペアンプ出力，5 V 正論理トリガ出力

デジタル収録装置

12 bit A/D 変換器，シングルボードコンピュータ，カラー液晶モニタ
 外部データストレージ (1 GB フラッシュメモリ)

・TPM CLOROTEC (アレック電子株式会社製) (写真 2)

温度・塩分・クロロフィル a・濁度・深度の各センサを搭載していて，水平分布を求める曳航観測，鉛直分布を求めるプロファイル観測，時系列変化を

求める定点連続観測が変更を加えることなく実施できる。データは本体内蔵のメモリーに記録されるが、曳航用強力ケーブルを使用して、船上のパソコンに収録できる。この場合はGPS位置データの同時記録も可能である。

センサ	タイプ	測定レンジ	分解能	精度	時定数
水温	白金抵抗体	-5~40℃	0.001℃	±0.05℃	0.1秒
電気伝導度	電磁誘導セル	0~60 mS/cm	0.001 mS/cm	±0.05 mS	0.1秒
クロロフィル	蛍光散乱光	0~200 μ g/l	0.005 μ g/l	±2% FS	0.2秒
濁度	後方散乱光	0~200 ppm	0.005 ppm	±2%	0.2秒
深度	半導体水圧	0~200 m	0.3 cm	±0.3% FS	0.1秒

2. 阿賀野川での調査例

2004年11月19~20日にSC-3とTPM CLOROTECを用いた観測を行った(写真1, 2, 4; なお, 全体の結果については立石ほかにより別途報告される)。船速は3~4ノット, 後者の測定インターバルは1秒とした。11月20日の調査例について紹介する。測線を図1に示す。SC-3による観測結果にTPM CLOROTECによる深度および塩分のデータを重ねて図2に, またTPM CLOROTECによる深度・温度・塩分・濁度・クロロフィルaを図3に示す。なお, 阿賀野川では塩水遡上は最大で河口から14km上流に至るとされているが, 観測時には流量が大きかったために, 河口から2kmまでであった。この観測は阿賀野川大橋の少し下流から河口までで, 舷側に固定したSC-3および船先でTPM CLOROTECを深度調節しながら曳航して行われた。塩水くさびの先端を越えた位置から下流に向けて航走したためにまずTPM CLOROTECを水深1.5mで曳航し, くさび先端

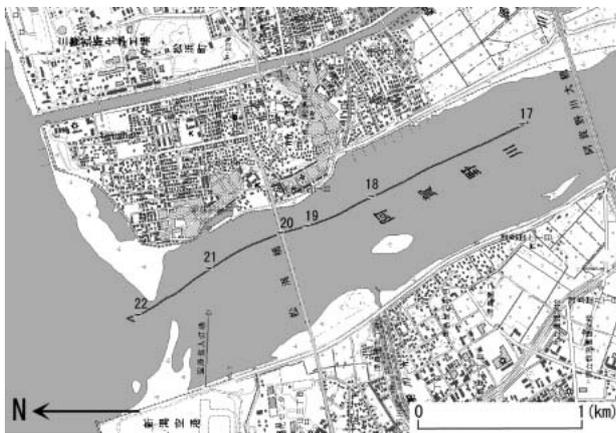


図1. 阿賀野川での調査測線(地形図は2.5万分の1「松浜」による)。

Fig. 1. Test route at R. Aganogawa, Niigata Pref.

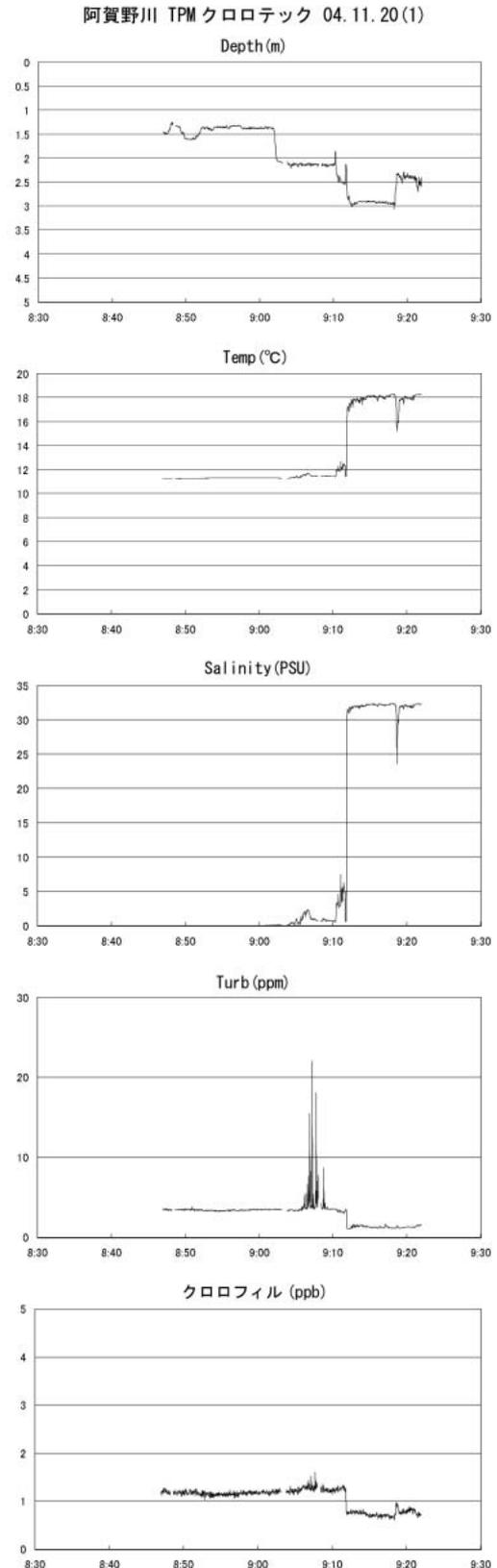


図3. 阿賀野川調査におけるTPM CLOROTECによる深度・温度・塩分・濁度・クロロフィルaの時系列変化(測定は1秒ごと)。

Fig. 3. Time-series data of Depth, Temperature, Salinity, Turbidity and Chlorophyll-a by TPM CLOROTEC at R. Aganogawa.

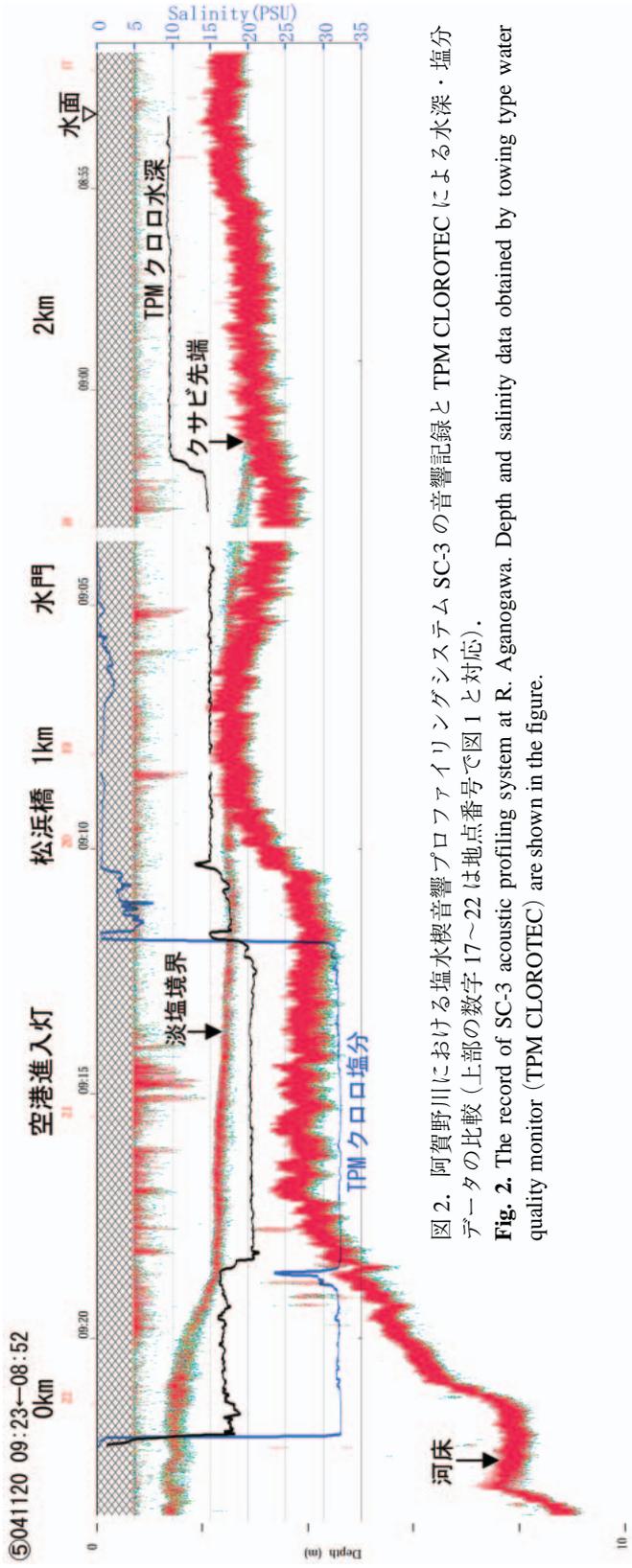


図2. 阿賀野川における塩水楔音響プロファイリングシステムSC-3の音響記録とTPM CLOROTECによる水深・塩分データの比較（上部の数字17~22は地点番号で図1と対応）。

Fig. 2. The record of SC-3 acoustic profiling system at R. Aganogawa. Depth and salinity data obtained by towing type water quality monitor (TPM CLOROTEC) are shown in the figure.

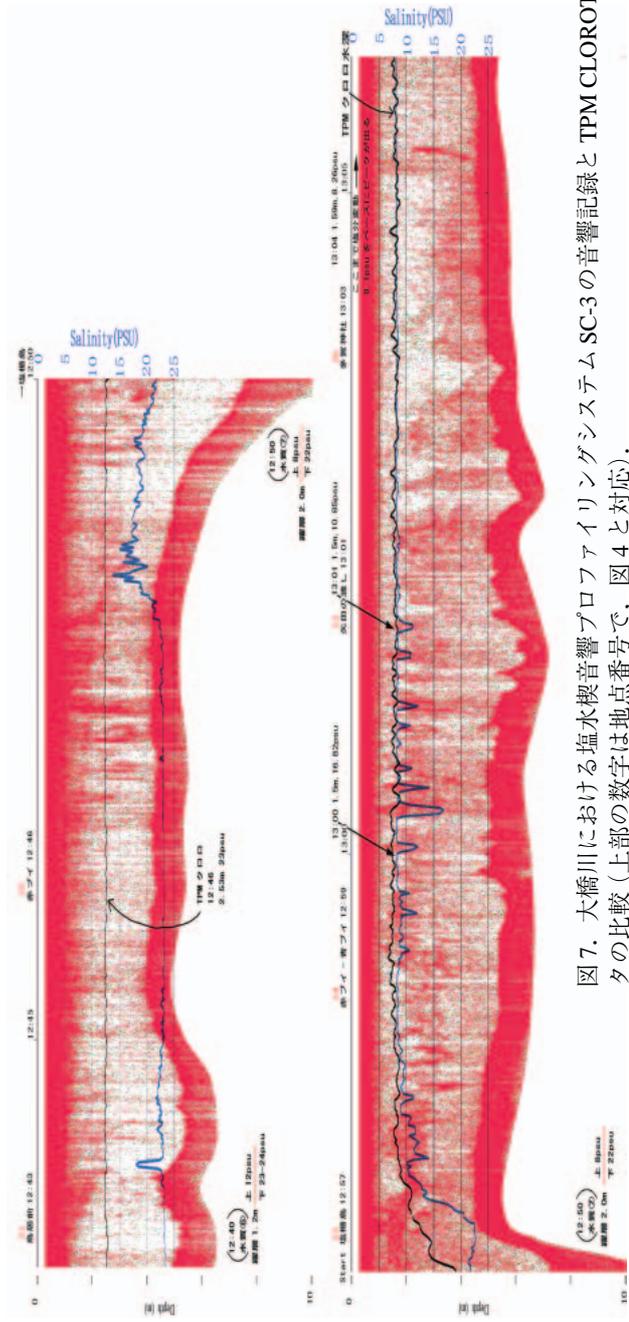


図7. 大橋川における塩水楔音響プロファイリングシステムSC-3の音響記録とTPM CLOROTECによる水深・塩分データの比較（上部の数字は地点番号で、図4と対応）。

Fig. 7. The record of SC-3 acoustic profiling system at R. Oohasi. Depth and salinity data obtained by towing type water quality monitor (TPM CLOROTEC) are shown in the figure.

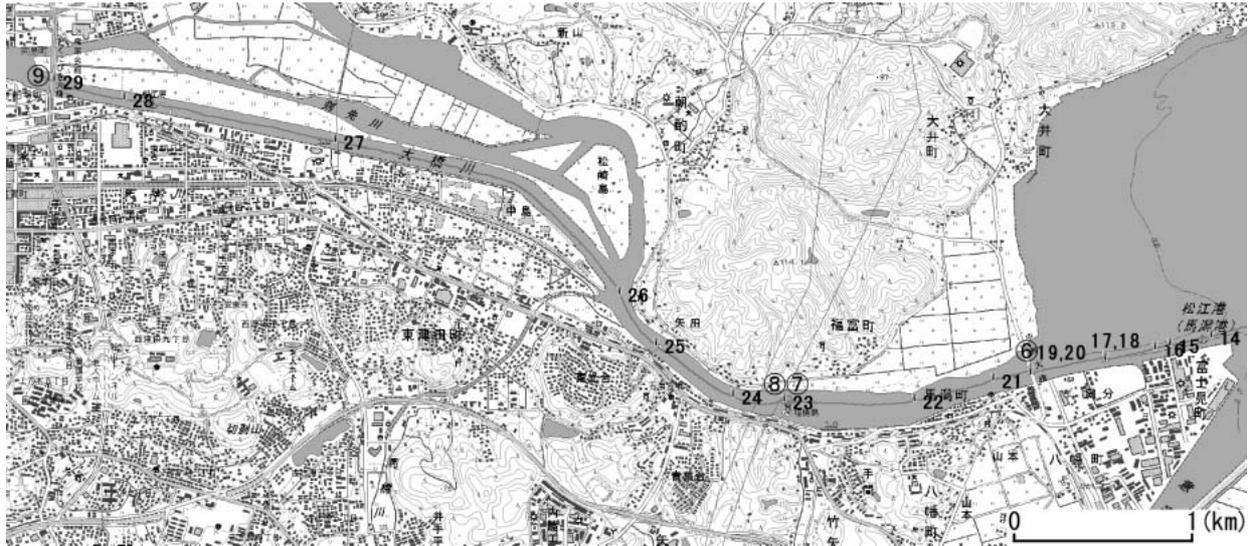


図4. 中海—大橋川での調査測線(大橋川の部分のみを示す. 数字は地点番号, 丸数字は COMPACT-CTDによる水質測定地点. 地形図は2.5万分の1「揖屋」および「松江」による.)

Fig. 4. Test route at Lake Nakaumi-R. Oohasi, Shimane Pref.

が確認されたところで水深2 mとし, 松浜橋より下流で淡塩境界よりも深い2.4 mとした. 図2に示すように, 淡塩境界面より上に TPM CLOROTEC のセンサ部がある場合には塩分はゼロ, 境界面より下にある場合には塩分は32 psu 程度であるが, 境界面付近にセンサが位置すると, 塩分値が変化することがよくわかる. なお, 図3には TPM CLOROTEC による全測定項目を示しているが, 温度・濁度・クロロフィル a についても塩分同様に淡塩境界面の上下で変化していることがわかる. TPM CLOROTEC による測定項目は船上においてリアルタイムで数値およびグラフで見ることができるので(写真4, ただし塩分については電気伝導度で示される), 音響データを参考にしながら上げ下げの操作を行うことによって船上で水塊の分布状況と水質を知ることができる.

3. 大橋川での調査例

2004年8月31日に中海の中浦水門—湖心観測塔—馬潟—大橋川(くにびき大橋まで)にかけて SC-3 と TPM CLOROTEC を用いた観測を行った. 馬潟沖から大橋川くにびき大橋までの測線を図4に示す. SC-3を舷側に固定し, 船尾近くから TPM CLOROTEC を曳航した(写真3). 船速は5~7ノット, TPM CLOROTEC の測定インターバルは1秒とした. なお, 両機を用いての観測は初めてのことであったので, 水質データのチェックのためにコンパ

クトCTD(アレック電子株式会社製, TPM CLOROTECと同じ深度・水温・塩分・濁度・クロロフィル a の各センサを搭載, 一定間隔の深度ピッチのプロファイル観測を連続的に容易に実施できる)を用いていくつかの地点で停船して水質測定を行った. 前日が台風で大荒れの天候となり, この日も通常は認められる中海の塩分躍層は乱れていて全体として混合が進んでいるという悪条件下での観測となった. 中浦水門からくにびき大橋までの全区間の TPM CLOROTEC による深度および塩分データを図5に, 停船して測定した水質データ(塩分のみ)を図6に示す. TPM CLOROTEC は測定開始時には水深4 mを越える深さから終了時には2 m以浅まで操作をしている. 音響記録では, 中海では通常は水深3 m程度に存在する塩分躍層が認められなかったが, これは前日の台風の影響によって成層が大きく乱され, 全体として混合が進んでいたことによる(図6の水質データ②③④を参照). しかしながら, 中海と大橋川の接合部に近くなるあたりからは表層近くに音響的に躍層が認められるようになり, 大橋川に入ると図7に示したように躍層が明瞭になり(図6の水質データ⑤⑥⑦を参照), 多賀神社(地点26)のあたりにくさびの先端が位置していることがわかる. これは宍道湖側から流下する表層近くの低塩分水塊と中海側から河床にそって遡上する中塩分水塊(ここでは約20 psu)の境界である. 図7の音響記録はノイズが強く出ているが, 台風による風の影響が残っているためである. 図7(上段)では TPM

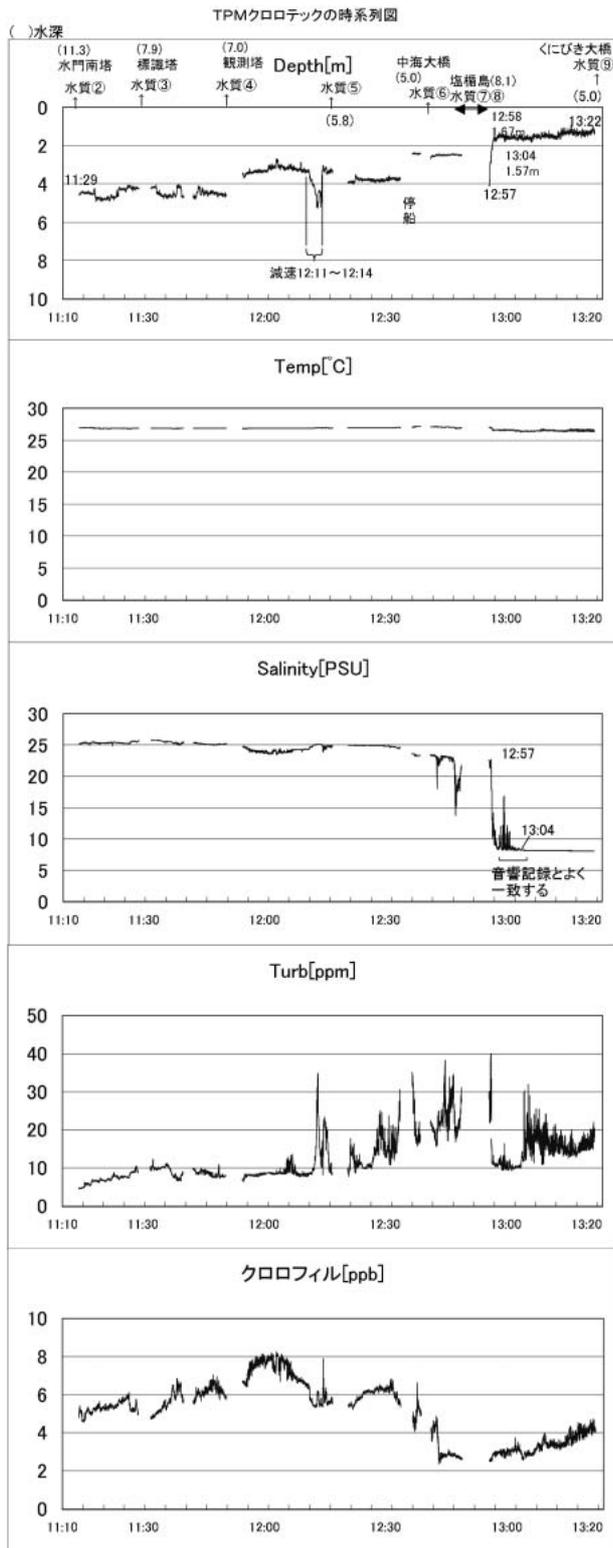


図5. 中海一大橋川調査における TPM CLOROTEC による深度・温度・塩分・濁度・クロロフィル a の時系列変化 (測定は 1 秒ごと).

Fig. 5. Time-series data of Depth, Temperature, Salinity, Turbidity and Chlorophyll-a by TPM CLOROTEC at Lake Nakaumi-R. Oohasi.

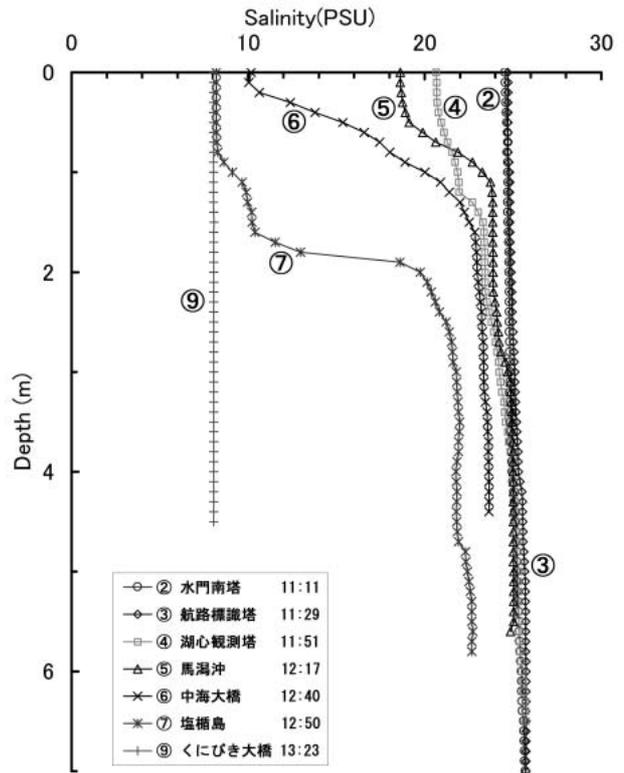
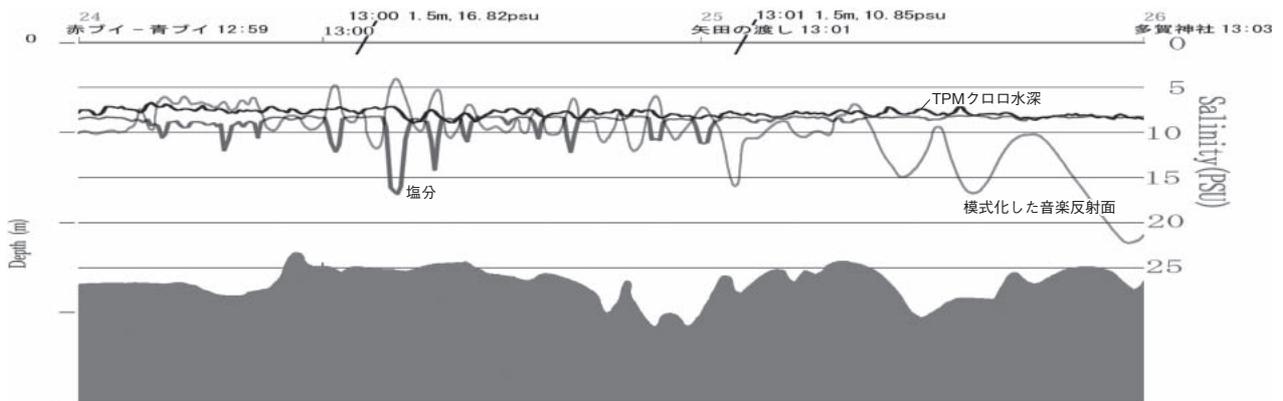


図6. COMPACT-CTD による地点ごとの水質 (塩分のみを示す) の深度変化 (地点については図4を参照).

Fig. 6. Vertical distributions of salinity by COMPACT CTD at Lake Nakaumi-R. Oohasi.

CLOROTEC のセンサ位置が常に躍層より下位にあり、塩分もほぼ 23 psu 程度で一定している. これに対して図7(下段)では、躍層面が凹凸を繰り返しながらだいに深くなり、多賀神社を越えた辺りにくさびの先端が位置しているが、この間では TPM CLOROTEC のセンサ部が躍層面の上にあるか、あるいはその下に位置しているかで塩分の値が変化しているのがわかる. 図7(下段)の音響記録と TPM CLOROTEC のセンサ位置 (深度)・塩分の変化を模式化して図8に示す. すなわち、音響記録と TPM CLOROTEC の塩分値の変化はよく対応していることがわかる.

コンパクト CTD で水質測定を行った地点について、TPM CLOROTEC で得られた水質データについて比較して表1に示す. 後者は曳航していることにより深度に変動があるが、安定した深度帯のデータについて前者の同じ深度のデータと比較したものである. 濁度に関しては、検定を TPM CLOROTEC はカオリン、COMPACT-CTD はホルマジンで実施しているためにほぼ倍の差が出た. また、クロロフィル a はセンサ形状の問題でややばらつきがある



10 -

図 8. 大橋川における音響記録と TPM CLOROTEC による深度・塩分データとの対応(地点 24~26 間の模式図).

Fig. 8. Schematic illustration of the relation between saline-wedge obtained by SC-3 and Depth/Salinity data by TPM CLOROTEC.

表 1. TPM CLOROTEC と COMPACT-CTD による温度・塩分データの比較 (後者の安定した深度の温度・塩分値を前者の同深度のそれぞれの値と比較).

Table 1. The comparison of Temperature/Salinity data obtained by TPM CLOROTEC with those by COMPACT CTD.

位置	コンパクトSTD 測定時刻	対応するTPM 安定した時刻	深度 (m)	温度 (°C)	塩分 (PSU)	濁度 (ppm)	クロロフィル (ppb)
②中洲水門南塔	11:11	11:15	4.5	27.0	25.4	5.8	5.0
			4.5	26.9	25.2 1.5(~1.9)		3.9
③航路標識塔	11:29	11:27	4.3	26.8	25.4	8.9	5.3
			4.3	26.8	25.3	4.0	4.8
④湖心観測塔	11:51	11:49	4.5	26.8	25.1	8.1	6.2
			4.5	26.8	25.2 2.7(~3.0)		4.4
⑤馬淵沖	12:17	12:16	3.4	26.9	24.8 10~19		5.6
			3.4	26.9	24.9	3.2	4.4
⑥中海大橋	12:40	12:39	2.5	27.1	23.5	18.5	4.8
			2.5	27.2	23.2 5.0(~5.9)		3.7
⑦塩橋島	12:50	12:49	2.5	27.0	21.9	28.0	2.7
			2.5	26.9	20.9 7.5(~8.8)		1.8
⑨くびき大橋	13:23	13:21	1.4	26.5	8.0	16.4	4.2
			1.4	26.4	8.1	7.7	2.8

が(精皮内), 温度および塩分についてはよい一致が得られている. この観測では5~7ノット, TPM CLOROTECの測定は1秒ごととしたが, このような曳航で精度良く測定ができたといえる.

4. ま と め

潮汐, 河川流量, 風・気圧などの気象条件によって汽水環境はさまざまに変化することから, その時空的变化を迅速に, 可視化して捉えることは重要である. 阿賀野川河口域と中海と宍道湖をつなぐ大橋

川での塩水くさびを曳航式の音響探査機・水質測定機器を用いてリアルタイムで観測した例について紹介した. このような観測方法は汽水域の水環境の研究と保全にとって有効である.

謝 辞

この調査を行うにあたり島根大学汽水域研究センターには江島分室および船の利用でお世話になった. 同センターの松本定夫氏には操船を, 大学院の中村健作氏には調査に協力いただいた. 阿賀野川の調査では松浜漁業協同組合に船の利用と操船でお世話になり, 伊藤健作氏には調査に協力いただいた. これらの機関と各氏にお礼申し上げます.

参 考 文 献

- 徳岡隆夫・三瓶良和・西村清和・須崎 聡・松田滋夫・久保田俊輔・鈴木重教・上野博芳(2001)塩水楔観測システムの開発(テクノオーシャン 2000 ポスター展示の紹介), LAGUNA, 8, 101-110.
- 西村清和・安間 恵・土屋洋一・松田滋夫・徳岡隆夫・井内美郎(1994)塩水楔調査のための水中音響探査機の開発, LAGUNA, 1, 1-9.



(2004年1月～12月)

1. 研究組織

専任教員

センター長 教授 國井秀伸(保全生態学)
副センター長 助教授 瀬戸浩二(同位体地球科学)
助教授 堀之内正博(魚類生態学)
助教授 倉田健悟(応用生態工学)

外国人研究員

教授 David L. Dettman(同位体地球化学)
平成15(2003)年7月～
平成16(2004)年7月

研究機関研究員

宮本 康(群集生態学)
平成14(2002)年11月～
平成16(2004)年3月
山田和芳(自然地理学)
平成15(2003)年11月～
平成17(2005)年3月

日本学術振興会特別研究員

石田 桂(古生物学)
平成16(2004)年4月～
平成17(2005)年3月

非常勤研究員

都筑良明(環境工学)
平成16(2004)年12月～
平成17(2005)年3月
宮本 康(群集生態学)
平成16(2004)年12月～
平成17(2005)年3月
高田裕行(微古生物学)
平成16(2004)年12月～
平成17(2005)年3月

リサーチアシスタント(RA)

川合達也(広島大学大学院理学研究科地球惑星システム学専攻)

客員研究員

荒木 悟(国立松江工業高等専門学校非常勤講師)
中山大介(島根県中山間地域研究センター非常勤研究員)
坂井三郎((独)海洋研究開発機構)

協力研究員

平成16(2004)年12月現在48名。

研究支援組織

事務補佐員 福原千晴
技術補佐員 船来桂子
技能補佐員 松本貞夫
(平成16(2004)年3月
31日までは松本雅夫)

2. 平成16年度活動報告

2-1. 研究活動

2-1-1. 研究資金(競争的資金・外部資金)

○政策的配分経費(重点プロジェクト経費)

「汽水域の自然・環境再生研究拠点形成プロジェクト」10,000千円(センターの専任教員4名を含む今年度12名のプロジェクト推進担当で配分)

○科学研究費補助金

(研究代表者分)

基盤研究(A)(2)「宍道湖・中海の自然再生事業に適したモニタリング法の確立」(研究代表者: 國井秀伸)11,000千円(間接経費: 3,300千円)(平成16(2004)年度～平成18(2006)年度, 総額25,600千円)

基盤研究(C)(2)「汽水環境における塩分躍層付近の生物生産システムとその地質記録に関する研究」(研究代表者: 瀬戸浩二)800千円(平成15(2003)年度～平成17(2005)年度, 総額3,600千円)

若手研究(B)「魚類群集に対するコアマモ場の機能の解明-環境修復(海草藻場造成)を視野に入れて-」(研究代表者: 堀之内正博)500千円(平成15(2003)年度～平成17(2005)年度, 総額2,200千円)

若手研究(B)「斐伊川水系における岸辺インターフェイスの物質動態」(研究代表者: 倉田健悟)3,100千円(平成16(2004)年～平成17(2005)年度, 総額3,800千円)

若手研究(B)「浅海性炭酸塩堆積物を用いた北西太平洋の環境変動と第四紀サンゴ礁の形成過程の解明」(研究代表者: 坂井三郎)600千円(平成15(2003)年度～平成17(2005)年度, 総額3,010千円)

特別研究員奨励費 「貝形虫殻中の同位体比・化学組成分析を用いた沿岸域の人為的環境変化の定量

的評価」(研究代表者：石田 桂) 1,200 千円(平成 16(2004)年度～平成 18(2006)年度, 総額 3,400 千円)

(研究分担者分)

基盤研究(A)(1)「ケニアリフトにおける新第三紀環境変遷史：類人猿から初期人類に至る進化史への貢献」(研究代表者：島根大学 澤田順弘, 研究分担者：瀬戸浩二)

基盤研究(A)(2)「タイ国におけるエビ養殖業と沿岸環境の実態に関する調査研究」(研究代表者：東京大学 黒倉壽, 研究分担者：堀之内正博)

基盤研究(B)(2)「熱帯地方のアマモ場とマングローブ域は稚魚の成育場として重要か？」(研究代表者：東京大学 佐野光彦, 研究分担者：堀之内正博)

○受託研究

「オニバスの生態及び保全対策に関する調査研究」(委託者：島根県, 受託者：國井秀伸) 700 千円

「宍道湖・中海に生息する水草類の分子系統解析」(委託者：(財)ホシザキグリーン財団, 受託者：國井秀伸) 300 千円

「鳥取大学連合大学院受託事業費(連合農学研究科経費)」(委託者：鳥取大学, 受託者：國井秀伸) 研究経費 329 千円, 教育経費 19 千円

「サンゴ礁生物多様性保全地域の選定に関する研究(1) 保全すべきサンゴ礁生物多様性の探索」(委託者：環境省地球環境研究総合推進費 再委託者：(独)水産総合研究センター西海区水産研究所, 受託者：堀之内正博) 1,140 千円

○寄付金

「湖再生のための環境修復についての調査」(寄付者：(財)宍道湖・中海汽水湖研究所, 受入者：國井秀伸) (平成 16(2004)年 10 月) 100 千円

「沿岸生態系におけるヨシ帯の役割」(研究代表者：堀之内正博(住友財団研究助成平成 15(2003)年 10 月～平成 16(2004)年 9 月) 1,200 千円

「高度に利用された汽水性潟湖の岸辺における物質循環－緩傾斜護岸と復元湿地の生物群集－」(研究代表者：倉田健悟, ニッセイ財団一般研究助成平成 15(2003)年 10 月～平成 16(2004)年 9 月) 1,500 千円

「斐伊川水系の沿岸生態系を特徴づける生物群集の役割」(研究代表者：倉田健悟, 河川環境管理財団河川整備基金助成平成 15(2003)年 6 月～平

成 16(2004)年 5 月) 1,000 千円

「河口域の「栄養塩負荷－透明度－藻場」の関係を探る」(研究代表者：宮本 康, 河川環境管理財団河川整備基金助成平成 16(2004)年 6 月～平成 17(2005)年 5 月) 850 千円

○その他外部資金

「生活排水の環境家計簿－三番瀬(東京湾のケーススタディ)－」下水道振興基金海外研究発表助成金(寄付者：都筑良明(公益信託下水道振興基金), 受入者；都筑良明) 100 千円

○共同研究

「南極海の海底堆積物を用いた氷床変動と海洋変動に関する研究」(国立極地研究所一般共同研究)(研究代表者：静岡大学理学部 和田秀樹, 相手方：汽水域研究センター 瀬戸浩二)

「微小領域分析および微小環境観測手法に基づく白亜紀温暖地球における有機物生産と埋没過程の研究」(研究代表者：(独)海洋研究開発機構 北里洋, 相手方：汽水域研究センター 國井秀伸) 100 千円 平成 16(2004)年 8 月～平成 17(2005)年 3 月

2-1-2. 研究成果の公表

國井秀伸

(論文等)

Kunii, H., Sunanisari, S., Fukuhara, H., Nakajima, T. and Widjaja, F. (2004) Leaf expansion rate and life span of floating leaves in *Victoria amazonica* (Poepp.) Sowerby growing in Kebun Raya, Bogor. p.457–460. Proceedings of the International Symposium on the Land Management and Biodiversity in Southeast Asia, 17–20 September 2002, Bali, Indonesia.

Ohtaka, A., Hartoto, D.I., Sudarso, Y., Buchar, T., Widjaja, F., Iwakuma, T. and Kunii, H. (2004) Faunal composition of meio- and macroinvertebrates associated with aquatic macrophytes in Central Kalimantan and West Java, Indonesia, with special reference to Oligochaetes. p.433–438. Proceedings of the International Symposium on the Land Management and Biodiversity in Southeast Asia, 17–20 September 2002, Bali, Indonesia.

Kunii, H. (2004) Characteristics of a coastal lake ecosystem and its wise use and restoration. p.10–14. Proceedings of the International Workshop on Wise

- Use of Lagoon Wetlands, 24–25 July 2003, Kushiro, Japan.
- 荒木 悟・國井秀伸 (2004) アロザイム分析によるカワツルモ (絶滅危惧 IB 類) の繁殖生態の検討. ホシザキグリーン財団研究報告, 7: 151–154.
- 荒木 悟・國井秀伸 (2004) 汽水域の水生植物とその保全. 関西自然保護機構会誌, 26 (2): 89–96.
- 安藤義範・山本孝洋・笹田直樹・國井秀伸 (2004) ツルヨシ除去によるバイカモ群落復元までの観察記録. 水草研究会誌, 81: 1–9. (報告書・その他)
- 國井秀伸 (2004) 島根のオニバス. p.57 島根県立宍道湖自然館ゴビウス・(財)ホシザキグリーン財団編「絶滅のおそれのある島根の水辺の生きもの」.
- 國井秀伸 (2004) 宍道湖・中海のグランドデザイン. Ship & Ocean Newsletter, 98: 2–3.
- 國井秀伸 (2004) 宍道湖・中海の自然再生—再生の鍵を握る水生植物—」p.1–15. 環境リーダー研修基礎講座資料.
- 國井秀伸 (2004) 生物多様性から見たため池. 緑の読本, 70: 21–25. (国際シンポジウム・招待講演発表)
- Kunii, H. (2004) What is the grand design for Lakes Nakaumi and Shinji? –Towards the designation of the lakes as new Ramsar sites. International Seminar on Restoration of Damaged Lagoon environments, 10–11 January 2004, Matsue, Japan.
- 荒木 悟・國井秀伸 (2004) 汽水域の水生植物とその保全. 関西自然保護機構 (KONC) 公開セミナー「河川汽水域生態系のありよう —淀川汽水域の自然再生に向けて—」招待講演. 2004 年 2 月 1 日.
- Kunii, H. and Araki, S. (2004) Restoration of lakeshore environment of a coastal lagoon system, Lakes Nakaumi and shinji. 7th INTECOL International Wetlands Conference, 25–30 July 2004, Utrecht, The Netherlands.
- 國井秀伸 (2004) 「日本のウェットランドの自然再生は可能か—故きを温ねて新しきを知る湿地生態学—」日本生態学会第 51 回大会公募シンポジウム. コメンテータ. 2004 年 8 月 26 日.
- 國井秀伸 (2004) 「宍道湖・中海の自然再生—再生の鍵を握る水生植物—」環境省環境教育リーダー研修. 基調講演. 2004 年 11 月 15 日.
- 瀬戸浩二 (論文等)
- 入月俊明・瀬戸浩二 (2004) 中期更新世の古浜名湾における古環境の時間的・空間的变化—貝形虫化石群集と全有機炭素・全窒素・全イオウ分析結果—. 地質学雑誌, 110 (5): 309–324.
- 野村律夫・瀬戸浩二 (2004) 有孔虫の産状からみた 2003 年春季の赤潮発生期の中海の状況. LAGUNA (汽水域研究), (11): 125–130. (国際シンポジウム・招待講演発表)
- Dettman, D. L. and Seto, K., (2004) Organic matter in Lake Shinji and Nakaumi sediments: Source inferred from nitrogen and carbon geochemistry. International Seminar on Restoration of Damaged Lagoon Environments, 10–11 January 2004, Matsue, Japan.
- Nakamura, K. and Seto, K., (2004) Features of the mangrove environment and the runoff of its produced material in the Funaura Bay, Iriomote Island, Okinawa Prefecture. International Seminar on Restoration of Damaged Lagoon Environments, 10–11 January 2004, Matsue, Japan.
- Nakatake, M., Seto, K. and Sato, T. (2004) Paleoenvironmental change in a low saline brackish water lake during past 5000 years as recorded in sediment of Lake Shinji. International Seminar on Restoration of Damaged Lagoon Environments, 10–11 January 2004, Matsue, Japan.
- Nomura, R., Seto, K., Kuwamura, T. and Yamasaki, K. (2004) Acoustic signals of the aquatic environment of Lake Nakaumi. International Seminar on Restoration of Damaged Lagoon Environments, 10–11 January, Matsue 2004, Japan.
- Nomura, R., Seto, K., and Mizoyama, I. (2004) Photo documentation of the bottom environment of Lake Nakaumi. International Seminar on Restoration of Damaged Lagoon Environments, 10–11 January, Matsue 2004, Japan.
- Sato, T., Ohkawa, M., Endo, M., Hamamoto, Y., Seto, K., and Funaki, M. (2004) Paleoenvironmental change based on magnetic characteristics in sediments from Lake Nakaumi and Lake Shinji. International Seminar on Restoration of Damaged Lagoon Environments, 10–11 January 2004, Matsue, Japan.
- Seto, K., Kishiba, S., Sato, T. and Tanaka, H. (2004)

Paleoenvironmental change in Lake Nakaumi during past 3000 years as recorded in sediment cores. International Seminar on Restoration of Damaged Lagoon Environments, 10–11 January 2004, Matsue, Japan.

Takata, H., Seto, K., Sakai, S., Tanaka, S. and Takayasu, K. (2004) Specific ecology of *Virgulinema fragilis* Grindell and Collen (benthic foraminifer) under year-round oxygen deficiency in Aso-kai Lagoon, central Japan. International Seminar on Restoration of Damaged Lagoon Environments, 10–11 January 2004, Matsue, Japan.

Tanaka, H., Seto, K., and Sato, T. (2004) The impact of environmental change on mollusk assemblages in brackish Lake Nakaumi. International Seminar on Restoration of Damaged Lagoon Environments, 10–11 January 2004, Matsue, Japan.

Uchiyama, T. and Seto, K. (2004) The distribution of primary producer and biomass in the brackish-water lake. International Seminar on Restoration of Damaged Lagoon Environments, 10–11 January 2004, Matsue, Japan.

Yasui, D. and Seto, K. (2004) The seasonal change of brackish environment and biomass of primary producer in the estuary of Hii River water system. International Seminar on Restoration of Damaged Lagoon Environments, 10–11 January 2004, Matsue, Japan.

堀之内正博

(論文等)

Yohei Nakamura, Masahiro Horinouchi, and Mitsuhiko Sano (2004). Influence of seagrass leaf density and height on recruitment of the cardinalfish *Cheilodipterus quinquelineatus* in tropical seagrass beds: an experimental study using artificial seagrass units. *La mer*, 41: 192–198.

Yohei Nakamura, Masahiro Horinouchi, Hiroyuki Kawasaki, Takuro Shibuno and Mitsuhiko Sano (In press) A comparison of seagrass-fish assemblage structures in open oceanic and coastal bay areas in the Ryukyu Islands, Japan. Proceedings of the 10th International Coral Reef Symposium (Okinawa, Japan).

(国際シンポジウム・招待講演発表)

Yohei Nakamura, Masahiro Horinouchi, Hiroyuki Kawasaki, Takuro Shibuno and Mitsuhiko Sano (2004) A comparison of seagrass-fish assemblage structures in open oceanic and coastal bay areas in the Ryukyu Islands. 10th International Coral Reef Symposium. 28 June – 2 July 2004, Okinawa.

Masahiro Horinouchi, Gen Kume and Atsuko Yamaguchi. A comparison of fish assemblage structures associated with a reedgrass bed, a natural sand beach, an upright concrete wall and a restored sand beach with replanted reedgrasses. International Seminar on the Sustainability of the Precious Water Environment, 10–11 January 2004, Matsue, Japan.

堀之内正博 (2004) 「海の現状を考える：宍道湖湖岸域の現状と魚類—ヨシ帯と自然再生湖岸における魚類群集構造の比較—」動物学会シンポジウム、招待講演。2004年9月10～12日。

倉田健悟

(論文等)

倉田健悟・上月康則・村上仁士・水谷雅裕・森正次・北野倫生・岩村俊平 (2004) 港湾における生態系の修復技術～徳島県小松島港で行われた実証実験を例に～. 土木学会論文集, No.755/VII-30: 95–104.

(国際シンポジウム・招待講演発表)

Kurata, K. & Rogers, K. M. (2004) Relationships between local landuse and tidal flat communities in the Pauahatanui Estuary and Porirua Harbour, Wellington, New Zealand. International Symposium on Long-term variations in the coastal environments and ecosystems. 27–28 September, Matsuyama, Japan.

Kurata, K. (2004) Diverse shore environments of Lake Shinji. International Seminar on Restoration of Damaged Lagoon Environments. 10–11 January 2004, Matsue, Japan.

倉田健悟 (2004) 「宍道湖・中海の岸辺環境の保全および修復の指標は何か」琉球大学理工学部 公開セミナー招待講演。2004年7月26日。

David L. Dettman

(論文等)

Dettman, D.L., K.W. Flessa, P.D. Roopnarine, B.R.

- Schöne, D.H. Goodwin (2004) The use of oxygen isotope variation in the shells of estuarine mollusks as a quantitative record of seasonal and annual Colorado River discharge. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 68 : 1253–1263.
- Garzzone, C.N., D.L. Dettman and B.K. Horton (2004) Carbonate oxygen isotope paleoaltimetry : evaluating the effect of diagenesis on estimates of paleoelevation in Tibetan plateau basins . *Palaeogeography , Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 212 : 119–140.
- Goodwin, D.H., K.W. Flessa, M.A. Tellez Duarte, D.L. Dettman, B.R. Schöne, and G.A. Avila-Serrano (2004) Detecting time-averaging and spatial mixing using oxygen isotope variation : A case study . *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 205 : 1–21.
- Schöne, B.R., W. Oschmann, K. Tanabe, D.L. Dettman, J. Fiebig and S.D. Houk (2004) Holocene seasonal environmental trends at Tokyo Bay , Japan , reconstructed from bivalve mollusk shells-implications for changes in the East Asian monsoon and latitudinal shifts of the Polar Front. *Quaternary Science Reviews*, 23 : 1137–1150.
(国際シンポジウム・招待講演)
- Tanabe, K., N. Hayashida, D.L. Dettman (2004) Long life span as an anti-predatory life history strategy in an arcoid bivalve *Glycymeris yessoensis* from the northwestern Pacific. 32nd International Geological Congress (IGC), August 2004, Italy.
- Kring, D.A., F. Horz, R.J. Walker, L. Zurcher, D.L. Dettman, M. Rollog, J. Urrutia, O. Abramov (2004) The Chicxulub Impact Crater of the K/T Boundary Interval. Keynote talk at the 32nd International Geological Congress (IGC), August 2004, Italy.
- Zurcher, L., D.A. Kring, D.L. Dettman, M. Rollog (2004) Stable isotopes and hydrothermal fluid source in the Yaxcopoil-1 borehole , Chicxulub impact structure, Mexico. 35th Lunar and Planetary Sciences Conference. March 2004, Texas.
- Dettman, D.L., K. Seto (2004) Organic matter in Lake Shinji and Nakaumi sediments : Sources inferred from nitrogen and carbon isotope geochemistry . International seminar on restoration of damaged lagoon environments, 10–11 January 2004, Matsue, Japan.
- Dettman, D.L. (2004) Promoting internationalization through educational and research collaboration . Invited speech at the International Partnerships in the Sciences, April 2004, International programs office of Hiroshima University.
- Dettman, D.L. (2004) A long stable isotope record from the Linxia basin : Uplift driven climate change at 12 Ma. Invited speech at the Workshop on Holocene and Cenozoic climate records in Asia . June 2004, University of Tokyo.
- 山田和芳**
(論文等)
山田和芳・福澤仁之(印刷中)レス・湖沼堆積物記録からみたアジアモンスーンと氷期-間氷期サイクルの関係. *地質学雑誌*.
- Yamada, K. (2004) Last 40 ka climate changes as deduced from the lacustrine sediments of Lake Biwa, central Japan. *Quaternary International*, 123/125 : 43–50.
- 山田和芳・高田裕行・高安克己(2004) 島根県神西湖堆積物の地球化学分析に基づく完新世気候変動. *LAGUNA (汽水域研究)*, 11 : 135–145.
(国際シンポジウム・招待講演発表)
- Yamada, K., Takayasu, K., Kato, M. and Fukusawa, H. 2004. Multi proxy paleoenvironmental reconstruction procedure of the lacustrine sediments – the cases of Lake Erhai and Lake Togo-ike –. International Seminar on the Restoration of Damaged Lagoon Environments. 10–11 January 2004, Matsue, Japan.
- Yamada, K. (2004) Paleo-Asian summer monsoon instability in the western margin of Chinese Loess Plateau since the late Pleistocene – the geochemical approach to high resolution analysis of loess deposits. International Seminar on the Present Status and Future Problems of Quaternary Age Dating – Understanding of Past Environmental Changes Survived by our Ancestors : Formation of the Asian Monsoon –. Okayama, Japan.
- 石田 桂**
(論文等)
Irizuki, T., Yamada, K., Maruyama, T. and Tamada, H.

(2004) Paleocology and taxonomy of Early Miocene Ostracoda from the eastern Setouchi Province, central Japan. *Micropaleontology*, 50 : 105–147.

Yamada, K., Tanaka, Y. and Irizuki, T. (In press) Paleooceanographic shifts and global events recorded in the shallow marine deposits of the Sea of Japan between 2.80 and 2.55 Ma. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*.

三輪美智子・柳沢幸夫・山田 桂・入月俊明・庄司真弓・田中裕一郎(2004) 新潟県北蒲原郡胎内川における鮮新統鋤江層の浮遊性有孔虫化石層序 – No. 3 *Globorotalia inflata* bed 下限の年代について –. *石油技術協会誌*, 69 (3) : 272–283.

三輪美智子・渡辺真人・山田 桂・柳沢幸夫(2004) 富山県氷見市灘浦地域の藪田層(鮮新統)の浮遊性有孔虫化石群集 – とくに No. 3 *Globorotalia inflata* bed 下限の年代について –. *石油技術協会誌*. 69 (6) : 669–678

都筑良明

(論文等)

都筑良明(2005) 三番瀬(東京湾)へ流入する排水種類別1人あたり水質汚濁負荷量と生活排水の環境家計簿. *水環境学会誌*, 28 : 49–54.

宮本 康

(論文等)

Miyamoto, Y. and Noda, T. (2004) Mussel effects on competitive inferior species varying from competitive exclusion to facilitation. *Marine Ecology Progress Series*, 276 : 293–298.

Miyamoto, Y. and Nakamura, M. (2004) Plant phenology mediated indirect effects : the gall midge opens the phenological window wider for a leaf beetle. *Entomological Science*, 7 : 315–322.

宮本 康(2004) 汽水湖の生物相：塩分による直接・間接的な生物相の維持. *LAGUNA* 11 : 97–107.

(国際シンポジウム・招待講演発表)

Miyamoto, Y. (2004) Spatial variation of algal assemblage in response to variation of transparency : A case study in the Lake Nakaumi during summer. *International Seminar on Restoration of Damaged Lagoon Environments*. 10–11 January 2004, Matsue, Japan.

高田裕行

(論文等)

高田裕行・高安克己(2004) 神西湖より採取された柱状試料 JZ-01 より産出した有孔虫化石(予報). *LAGUNA* (汽水域研究), 10 : 131–134.

山田和芳・高田裕行・高安克己(2004) 島根県神西湖堆積物の層序と完新世環境変遷史. *LAGUNA* (汽水域研究) 10 : 134–145.

(国際シンポジウム・招待講演発表)

Takata, H., Seto, K., Sakai, S., Tanaka, S. and Takayasu, K. (2004) Specific ecology of *Virgulinea fragilis* Grindell and Collen (benthic foraminifer) under year-round oxygen deficiency in Aso-kai Lagoon, central Japan. *International Seminar on Restoration of Damaged Lagoon Environments*. 10–11 January 2004, Matsue, Japan.

Takata, H. and Nomura, R. (2004), Oligocene to early Miocene benthic foraminifers and deep-sea circulation in the Eastern Equatorial Pacific sites of ODP Leg 199, 8th International Conference on Paleooceanography. 5–10 September 2004, Bairritz, France.

荒木 悟

(論文等)

荒木 悟・國井秀伸(2004) 汽水域の水生植物とその保全. *関西自然保護機構会誌* 26 : 89–96.

(国際シンポジウム・招待講演発表)

Araki, S. and Kunii, H. (2004) Reproductive ecology of salt-marsh sedge (*Carex rugulosa*), an important component of estuary meadows. *International Seminar on Restoration of Damaged Lagoon Environments*. 10–11 January 2004, Matsue, Japan.

荒木 悟・國井秀伸(2004) 汽水域の水生植物とその保全. 関西自然保護機構(KONC)公開セミナー「河川汽水域生態系のありよう – 淀川汽水域の自然再生に向けて –」招待講演. 2004年2月1日. (報告書・その他)

荒木 悟・國井秀伸(2004) アロザイム解析によるカワツルモ(絶滅危惧IB類)の繁殖生態の検討. *ホシザキグリーン財団研究報告*, 7 : 151–154.

中山大介

(論文等)

栗田賢一・古津年章・下舞豊志・作野裕司・松永恒

雄・中山大介・高安克己(2004) 航空機搭載合成開口レーダーによる宍道湖・中海観測：散乱係数の風速依存性. LAGUNA(汽水域研究. 11.155-169. (報告書・その他)

作野広和・中山大介・上口一郎・笠松浩樹(2004) 耕作放棄の現状と農地の総合的な管理に向けた一筆マップの提案. 中山間地域における土地利用総合研究成果発表会～GISの活用を軸として～『羽須美村プロジェクト』フォーラム. 島根県中山間地域研究センター.

坂井三郎

(論文等)

Sakai, S., Nakaya, M., Takayasu, K.. (2004) Hydrogen sulfide distribution in bottom and pore waters during an anoxic period in Lake Nakaumi, Japan. LAGUNA, 11 : 65-68.

Sakai, S. and Sagawa N. (2004) Mid-Quaternary Sea-level fluctuations and Reef Development in Shallow-water Carbonates, Northwestern Pacific : Examples from Pleistocene Ryukyu Group. Proceedings of the 9th International Coral Reef Symposium, Okinawa. (国際シンポジウム・招待講演発表)

Sakai, S., Oguri, K., Hirano, S., and Kitazato, H. (2004) Aquatic environments and the origin of sediments in meromictic Lake Kaiike, Japan. International Seminar on Restoration of Damaged Lagoon Environments. 10-11 January 2004, Matsue, Japan.

Takata, H., Seto, K., Sakai, S., Tanaka, S., and Takayasu, K. (2004) Specific ecology of *Virgulinema fragilis* Grindell and Collen (benthic foraminifer) under year-round oxygen deficiency in Aso-kai Lagoon, central Japan. International Seminar on Restoration of Damaged Lagoon Environments. 10-11 January 2004, Matsue, Japan.

Sakai, S. (2004) Biogenic Magnetite and Magnetostratigraphic Dating of Shallow-Water Carbonates from the Ryukyu Islands, Northwestern Pacific. Eos Trans. AGU, Fall Meet.

○LAGUNA(汽水域研究)の発行

表紙を一新した第11号を、平成16(2004)年6月に発行した。例年に比べてページ数が多く(169+11ページ)、原著論文15編を掲載した(添付資料

参照)。なお、センターの中期計画に、研究者ごとの研究成果や外部資金の導入状況等を年次報告としてまとめることとしているので、LAGUNA 11号からは、巻末にセンターの活動として所属するスタッフの業績等を、本協議会資料を元として、個人別に掲載することとした。

○研究発表会

汽水域研究センターでは、1994(平成6)年から毎年、年明けにセンターの教員・研究員の発表を中心とした「汽水域(・山陰地域)研究発表会」を開催している。2004年1月には、4名の外国人研究者を招待して行った国際セミナー「汽水域環境の修復と保全に向けて」と同時開催とし、企業展示、ポスター展示を行った。この発表会には約250名が参加した。

2-1-3. 学内委員会・懇談会等記録

1月5日	教員会議
1月10-11日	国際セミナー「汽水域環境の修復と保全に向けて」(くにびきメッセ 約250名参加)
1月29日	第7回汽水域セミナー
1月31日	大学博物館協議会(名古屋大)
2月2日	教員会議
2月3日	省令施設等連絡協議会
2月16日	運営委員会
2月23日	管理委員会
3月1日	教員会議, 第8回汽水域セミナー
3月5日	研究推進協議会, 省令施設等連絡協議会
3月18日	教員会議
3月19日	省令施設等連絡協議会
3月26日	教員会議, 第54回汽水域懇談会
3月31日	高安センター長離任
4月1日	國井センター長就任, 山田桂氏(日本学術振興会奨励研究員)着任
4月6日	教員会議
4月19日	教員会議
4月20日	第55回汽水域懇談会
4月22日	監事監査
5月12日	教員会議
5月18日	運営委員会
5月24日	管理委員会
6月1日	教員会議

- 6月7日 教員会議
 6月18日 共同施設連絡協議会
 7月2日 教員会議
 7月16日 中海分室環境整備&親睦会
 8月2日 教員会議
 9月6日 教員会議
 9月13日 運営委員会
 9月27日 共同施設連絡協議会
 10月4日 教員会議
 10月9-10日 大学祭研究室公開
 10月14日 管理委員会
 10月25日 共同施設連絡協議会
 10月28日 大学博物館協議会(農工大)
 11月8日 教員会議
 11月18日 第56回汽水域懇談会
 11月25日 管理委員会・拡大管理委員会, 第57回汽水域懇談会
 11月29日 共同施設等連絡協議会
 12月6日 教員会議
 12月10日 都筑良明・宮本康・高田裕行氏(非常勤研究員)着任
 12月24日 大学評価研修会, 第58回汽水域懇談会

2-2. 教育活動

2-2-1. 学部教育

○総合科目

「汽水域の科学」前期2単位(受講生38名), 後期2単位(受講生11名).

「公開授業」として一般市民にも開放.

○学内講師としての教育活動

國井秀伸 留学生用一般教育科目「日本の自然(B)」Nature in Japan (B) : Discover San'in (一部担当)

國井秀伸 生物資源科学部専門教育科目「水圏生態工学特論A」(隔年開講)

David Dettman STABLE ISOTOPES IN ECOLOGY seminar- This seminar is for faculty and researchers in the Center. It meets every 2 weeks and focuses on stable isotope chemistry and ecology. Started in November 2003 and continued through June 2004. Attendance ~10.

○他大学での講師の併任など

國井秀伸 松江工業高等専門学校非常勤講師 平成

7(1995)年~平成17(2005)年3月
 放送大学非常勤講師 平成16(2004)年8月~平成17(2005)年3月
 倉田健悟 徳島大学大学院工学研究科エコシステム工学専攻非常勤講師(平成16年度)
 山田和芳 中央大学経済学部兼任講師 平成15(2003)年4月~平成16(2004)年3月
 荒木 悟 松江工業高等専門学校非常勤講師 平成13(2001)年~現在

2-2-2. 大学院・留学生など

○大学院生の研究テーマと指導

中村雅子「水鳥の多く飛来する池沼の水質保全に関する研究」(鳥取大学大学院連合農学研究科博士課程後期1年)(副指導教員:國井)

江原 亮「中海における赤潮藻類 *Prorocentrum minimum* の現存量, 栄養細胞の形態及び細胞内デンブン粒の蓄積の季節変化」(生物資源科学研究科修士2年)(主指導教員:國井)

東井 啓「宍道湖・中海周辺のため池における1984年から2004年の水生植物相の違い—人為的要因としてため池改修が水生植物相に及ぼす影響—」(生物資源科学研究科修士2年)(主指導教員:國井)

○他大学の大学院生の研究指導

Majie Fan, Nathan English, Carlos Cintra-Buenrostro, Kirsten Rowell, Ta-Shana Taylor : University of Arizona, PhD Program advisees- (主指導教員: David Dettman)

Mark Rollog : University of Arizona, MS Program- (主指導教員: David Dettman)

Thanuchai Silaratana and Bantita Udomcan. : Changmai University, Thailand, PhD program advisees- (主指導教員: David Dettman)

2-3. 国際交流

○海外調査・共同研究など

ニュージーランド: 「汽水域の環境保全の現状と問題点に関する調査研究」平成15(2003)年12月15日~平成16(2004)年2月25日(平成15年度在外研究員(創造開発研究)による海外派遣, Institute of Geological and Nuclear Sciences)(倉田)

オーストラリア: 河川環境目標設定委員会視察. 平成16(2004)年1月25日~2月1日(國井)

ケニア：乾燥気候における塩湖および淡水湖の湖沼環境調査. 平成 16 (2004) 年 8 月 8 日～8 月 24 日 (科研費基盤研究 (A) (1) 「ケニアリフトにおける新第三紀環境変遷史：類人猿から初期人類に至る進化史への貢献」 (代表：島根大学総合理工学部教授澤田順弘) の分担者として出張) (瀬戸)

南極：第 46 次南極地域観測隊. 平成 16 (2004) 年 11 月 31 日～平成 17 (2005) 年 3 月 31 日 (瀬戸)

タイ王国：マングローブ域の魚類生態調査. 平成 16 (2004) 年 4 月 29～5 月 10 日 (科研費基盤研究 (A) (2) 「タイ国におけるエビ養殖業と沿岸環境の実態に関する調査研究」 (代表：東京大学大学院農学生命科学研究科教授黒倉壽) の研究分担者として出張) (堀之内)

汽水湖の魚類形態・生態調査. 平成 16 (2004) 年 11 月 22～28 日. Ecosystem lagunaire, Universite Montpellier 2 (フランス) の Dr. David Mouillot, Mr. Marc Spiekermann (来セ, 担当：堀之内).

2-4. 社会との連携

2-4-1. 公開講座・招待講演・市民講座など

○公開講座

「宍道湖・中海フィールド研究紹介」平成 16 (2004) 年 7 月 (主催：島根大学, 共催：松江市) (担当：國井, 瀬戸, 堀之内, 倉田) 受講者数 46 名 (募集人員 50 名).

○招待講演・市民講座その他

1 月 21 日：鹿島中学校総合的な学習課外授業「明るい未来をめざして」 (堀之内)

2 月 1 日：関西自然保護機構 (KONC) 主催セミナー「汽水域生態系のありようー淀川汽水域の自然再生に向けてー」 (大阪市) において「汽水域の水生植物とその保全」招待講演 (荒木・國井)

2 月 10 日：松江市環境大学村講演 (國井)

3 月 6 日：島根県「おもしろ環境フェスティバル」 (益田市) 出展 (瀬戸・倉田)

3 月 19 日：松江市環境大学村勉強会「宍道湖・中海再生の指標としての水生植物」 (國井)

4 月 16 日：(財) 宍道湖・中海汽水湖研究所「水生植物は中海再生の鍵となるかー汽水域の再生事業の現状と課題ー」 (國井)

6 月 3 日：開成高等学校湖上セミナー (國井)

5 月 13 日～6 月 6 日：三原市教育委員会企画展「ナウマンゾウと広島化石」企画・監修 (瀬戸)

7 月 26 日：「宍道湖・中海の岸辺環境の保全および修復の指標は何か」琉球大学理工学部公開セミナー (倉田)

8 月 14～15 日：出雲市松井カヌー店「海の楽しみ」 (日御碕) (堀之内・倉田)

8 月 23 日：八束町教職員地域研修「中海を取りまく環境について」講習及び湖上研修 (中山・高田)

8 月 26 日：「日本のウェットランドの自然再生は可能かー故きを温ねて新しきを知る湿地生態学ー」日本生態学会第 51 回大会公募シンポジウム. コメンテータ (國井)

9 月 4 日：松江市環境大学村講演 (國井)

9 月 10～12 日：「海の現状を考える：宍道湖湖岸域の現状と魚類ーヨシ帯と自然再生湖岸における魚類群集構造の比較ー」動物学会シンポジウム (堀之内)

9 月 22 日：城北アカデミー公開講座「バス回遊ー湖沼の環境修復・保全生態学ー」 (國井)

10 月 9～10 日：大学祭の研究室公開企画に参加し、「山陰地域資料展示室」を一般に開放.

10 月 22 日：日本科学者会議島根支部 JSA フォーラム「宍道湖・中海の再生事業計画と保全生態学」 (國井)

11 月 15 日：環境省環境教育リーダー研修「宍道湖・中海の自然再生ー再生の鍵を握る水生植物ー」 (國井)

11 月 20～21 日：(社) 日本水環境学会九州支部・応用生態工学会主催, 島根大学汽水域重点プロジェクト共催「水域生態系保全ーⅢ・現地説明会」 (國井)

11 月 22 日：出雲健康福祉センター神西湖水環境セミナー「水生植物は中海再生の鍵となるかー汽水域の再生事業の現状と課題ー」 (國井)

2-4-2. 学会の活動など

國井秀伸

水草研究会副会長：平成 15 (2003) 年～現在
日本生態学会中国四国地区会幹事：平成 4 (1992) 年 4 月～現在
日本生態学会全国委員：平成 15 (2003) 年 4 月～現在
日本生態学会生態系管理専門委員会委員：平成 15 (2003) 年 10 月～現在
応用生態工学会パートナーシップ委員会委員長：

平成 14 (2002) 年～現在

陸水学雑誌編集委員会委員：平成 15 (2003) 4 月～
平成 17 (2005) 3 月

瀬戸浩二

地学団体研究会全国運営委員：平成 16 (2004)
年～現在

倉田健悟

日本水環境学会中四国支部幹事：平成 16 (2004)
年～現在

日本水環境学会平成 16 年度水環境文化賞選考委
員会委員：平成 16 (2004) 年～現在

David Dettman

Editorial Board for Geology (Journal of the Geological
Society of America).

山田和芳

日本第四紀学会選挙管理委員会委員：平成 15
(2003) 年～平成 17 (2005) 年 3 月

都筑良明

(社) 土木学会地球環境委員会副幹事長

高田裕行

統合国際深海掘削計画，船上データベース・ワー
キンググループ，古生物サブワーキンググルー
プ委員：平成 13 年 6 月～現在

2-4-3. 学外の委員会など

國井秀伸

滋賀県琵琶湖研究所研究協力員：昭和 57 (1982)
年 4 月～現在

東南アジア諸国学術交流事業における拠点大学方
式学術交流に係る研究協力者：平成 10 (1998)

年～現在

(財) 日本自然保護協会河口堰問題小委員会委員：
平成 11 (1999) 年 4 月～現在

京大大学生態学研究センター協力研究員：平成
14 (2002) 年 4 月～現在

(財) リバーフロント整備センター河川環境目標
検討委員会委員：平成 14 (2002) 年 11 月～現
在

しまねレッドデータブック改訂委員会委員：平成
15 (2003) 年 4 月～平成 16 (2004) 年 3 月

宍道湖・中海都市エリア産学官連携促進事業推進
委員会委員：平成 16 (2004) 年 4 月～現在

島根県立宍道湖自然館管理運営協議会委員：平成
16 (2004) 年 5 月～現在

米子市環境審議会委員：平成 16 (2004) 年 9 月～
平成 18 (2006) 年 9 月

平成 16 年度環境教育リーダー研修基礎講座実施
のための中国ブロック検討会委員：平成 16
(2004) 年 9 月～平成 17 (2005) 年 3 月

太田川生態調査検討会委員：平成 16 (2004) 年 11
月～平成 18 (2006) 年 3 月

島根県三瓶自然館指定管理候補者選定委員会委員
長：平成 16 (2004) 年

堀之内正博

島根県立宍道湖自然館指定管理候補者選定委員会
委員：平成 16 (2004) 年

山田和芳

島根県古代文化センター客員研究員 平成 16
(2003) 年～現在

編集後記

LAGUNA (汽水域研究) の第 12 号がようやく完成しました。編集者の不
手際等により発刊が大幅に遅れてしまったことを、この場をお借りして著者
の方々にお詫び申し上げます。

汽水域は高い生物生産性を持つ場所であり、我々はその豊かな恵みを受け
て暮らしていますが、近年、環境の劣悪化が懸念されており、今後も我々が
汽水域の資源を持続的に利用していくにはどのようにすれば良いのか、その
方策を建てるのが緊急の課題となっています。LAGUNA は汽水域の環境
や生物相などの調査・観測・研究に関する情報を提供・共有する場であり、
汽水域の賢明な利用を探る上でも重要な役割を果たすことが出来ると思いま
す。そのためには皆様のご指導・ご協力が不可欠です。今後ともよろしくお
願いします。

編集要項

1. LAGUNA (汽水域研究) は、島根大学汽水域研究センターにおいて、年 1 回発行する。
2. 本誌には、本センターの教員、研究員、客員研究員、協力研究員および編集委員会が特に認められた者が投稿することができる。
3. 編集委員には本センターの専任教官があたる。
4. 本誌の内容は、論説 (article)、研究短報文 (short note)、資料・解説 (review) など、広く汽水域に関わるもの、および本センターの活動に関わるものとする。
5. 執筆者は次項の執筆要項に従うものとする。
6. 投稿原稿の掲載の可否については、関連する研究者の査読を経た後に、編集委員会が決定する。

執筆要項

1. 投稿原稿の本文の用語は日本語または英語とする。原稿の長さについては特に規定しないが、大部の場合は編集委員が縮小を要求する場合がある。
2. 原稿はワープロを使用することとする。その場合、1 行 23 文字 (半角 46 字)、1 ページ 23 行、上下左右のマージンを 2.5 cm 以上空けること。また、文字指定はプリントアウトした原稿に行い、ワープロ原稿には特殊文字を用いないこと。なお、刷り上がり 1 ページは、横書き 1 行 23 字、46 行の 2 段組 (約 2,100 字) を基本とする。
3. 数字はアラビア数字、生物和名はカタカナを用い、学名はイタリック指定のこと。時間、濃度、速度などを表す場合には、SI 単位を用いること。
4. 報文の構成は以下の通りとする。
日本語原稿の場合：表題、著者名所属、英文表題、英文著者名・所属、英文摘要 (Abstract, 200 語以内程度)、英文キーワード (5 語以内)、本文、謝辞、引用文献。
英語原稿の場合：表題、著者名所属、キーワード、本文、謝辞、引用文献。原稿の第 1 枚目は表紙とし、その上半部には表題から英文所属までを書く。原稿第 2 枚目には摘要とキーワードを書き、本文は第 3 枚目から始める。表紙を含め、通しページ番号を打つこと。
5. 本文中での文献の引用は次の例に従う。また、3 名以上のものについては、「・・・ほか」または「・・・et al.」とする。
・・・山田・松井 (1993) は宍道湖・中海の魚類について・・・
・・・ and Avise et al. (1987) speculate that this may have arisen from・・・
・・・植物生態学分野について記述している (吉田, 1992; 佐藤, 1993)。
6. 引用文献は謝辞の次にアルファベット順にまとめ、各文献は次の例に従う。
(論文)
Andrew, N. L. and Jones, G.P. (1990) Patch formation by herbivorous fish in a temperate Australian kelp forest. *Oecologia*, 85 : 57-68.
樋口利雄 (1971) 東北地方の風穴地における鮮類植生. 鮮苔地衣雑報, 5 : 174-178.
Iwakuma, T., Shibata, K. and Hanazato, T. (1989)

Production ecology of phyto- and zooplankton in a eutrophic pond dominated by *Chaoborus flavicans* (Diptera : Chaoboridae). Ecol. Res., 4 : 31-53.

八木正一 (1984) 水道におけるかび臭障害の現状. 用水と廃水, 26 : 813-822.

山本進一 (1984) 森林の更新—そのパターンとプロセス—, 遺伝, 38 : 43-50.

(単行本)

北村四郎・村田源 (1971) 原色日本植物図鑑・木本編 I. 保育社, 大阪, 453 pp.

Parsons, T. R., Maita, Y. and Lalli, C. M. (1984) A manual of chemical and biological methods of sewage analysis. Pergamon Press, New York, 173 pp.

(章)

Dayton, P. K. and Tegner, M. J. (1984) The importance of scale in community ecology : a kelp forest example with terrestrial analogs. In : A new ecology : novel approaches to interactive systems. (eds.) Price, P. W., Slobodchikoff, C. N. and Gaud, W. S. pp. 457-481. Wiley, New York.

7. 図 (写真を含む) と表は 1 つずつ別紙に書き, 右上端に図・表の番号と著者名を鉛筆書きすること. また, 日本語原稿の場合でも, 図・表中の言語は, なるべく英文を用いることとし, 説明文は英語と日本語の 2 通りで書くこと. なお, 説明文は別紙にまとめて書き, 本文に続くページ番号を打っておくこと.

図と表は原則としてそのまま製版できる状態とし, 縮小率または縮小した場合の横の長さを指定すること. なお, 刷り上がりの図・表の大きさは, 原則として横 17 cm, または 8 cm, 縦は 24 cm 以内となるので, これを考慮して製図, および縮小率の指定を行うこと.

表は, 縦の罫線は使わず, 横罫線も最小限にとどめること. 写真は本文中に掲載する場合は図と同様な番号を用いてよい. 独

立した写真図版とする場合には, 横 17 cm, 縦 27 cm の版面にバランス良く配置し, なるべく原寸大の印刷指定とする. 図版中の図を本文中で引用するときには, (図版 I, 図 1), または (Plate I, Fig. 1) のようにする.

過大な図表およびカラー図版については, その印刷実費を著者が負担する.

8. ワードプロ原稿は, 原則として Microsoft Word のファイル (テキストファイルでも可) とし, フロッピーディスク, MO ディスク, CD などの電子媒体に保存して提出のこと. また, プリントアウトした原稿 1 部, および図表原稿とそのコピー 1 部も同時に提出すること. プリントアウトした原稿には, 字体の指定と図表の挿入位置を赤色で印すこと.

本文原稿には字体の指定と図の挿入位置を赤色で印すこと. 字体の指定は, 本文の見出し項目 (たとえば「はじめに」, 「材料と方法」, 「結果」, 「考察」, または「結果と考察」) などは波下線でゴシック指定, 学名など, イタリックの指定は下線を引いて行う.

9. 本文を補足するための図表および数値データは, 鳥根大学汽水域研究センターのホームページによって公開することができる. ホームページによってダウンロードできる表および数値データは, 原則として Microsoft Excel のファイル (テキストファイルでも可) とし, 図は, 原則として jpeg 形式 (PICT 形式でも可) とする. これらのファイルは, MO ディスク, CD などの電子媒体に保存して提出のこと.

10. 原稿は必要事項を記入した原稿整理カードとともに提出すること.

提出された原稿は原則として返却しないので, 返却希望者はその旨申し出ること.

原稿募集時に提出してください

LAGUNA (汽水域研究)

投稿申込書

●以下の通りLAGUNA (汽水域研究) に投稿を予定しています。

年 月 日

著者名

本文は 英文 / 和文 (どちらかに○)

表 題

英文表題

予定原稿枚数	400字×	枚	図表枚数	枚
	または刷上り	枚程度	(内カラー図版	枚)

連絡先：住所

氏名

TEL.

FAX.

E-mail

(編集委員会記入欄)

原稿提出時に添付してください

LAGUNA (汽水域研究)		原稿整理カード		受付番号	
著者氏名	和文				
	英文				
連絡責任者氏名	☎				
連絡先	Tel.	Fax.	E-mail		
表題	和文				
	英文				
用語種別 (○で囲む)	日本語文 英語文	原著論文, 総説, 短報, ノート, 討論, 紹介, 用語解説, 資料, 書評, 講演記録, その他			
原稿	電子媒体名; _____ ファイル名; _____ 使用ソフト名; _____ プリントアウト原稿; A4 _____枚 (表紙, 要旨, 本文, 図表説明を含む) 図; _____枚 表; _____枚 図版; _____枚 手書き原稿; 400字詰め原稿用紙 _____枚 (表紙, 用紙, 本文, 図表説明を含む)				
別刷	_____部 (自己負担)				
備考				原稿発送日 年 月 日	
編集委員会メモ					
原稿受付	査読	受理日	校正		校了
			著者		