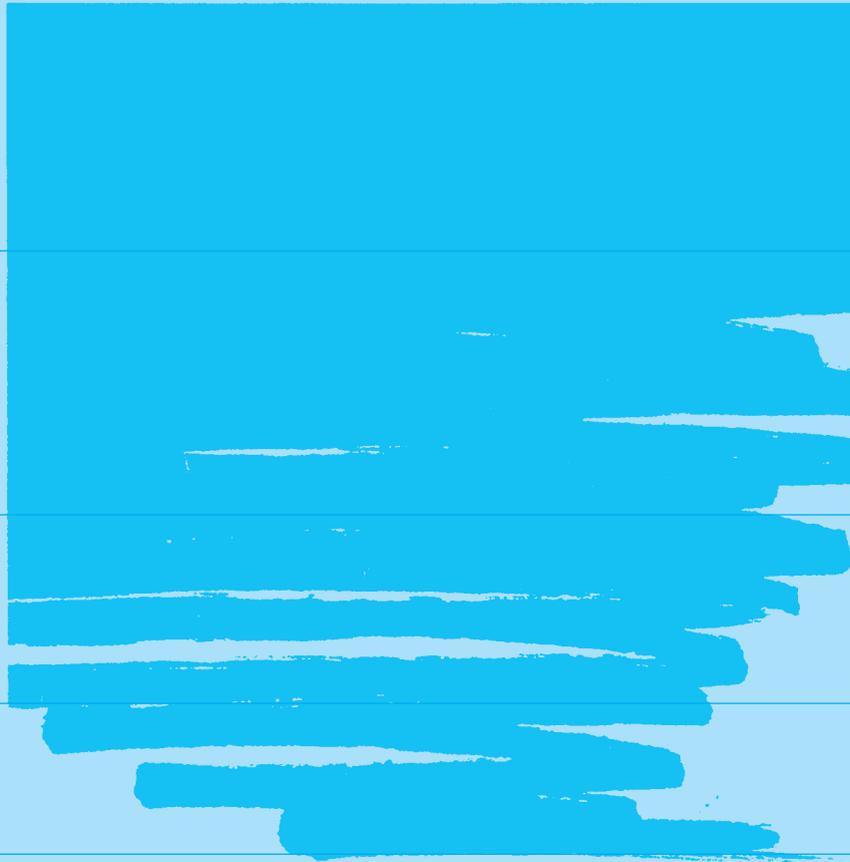


LAGUNA

汽水域研究

No.11 June 2004



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・デットマン デイビット

Editorial Board

*Hidenobu Kunii, Koji Seto, Masahiro Horinouchi,
Kengo Kurata & Dettman David L.*

- Estimation of turbidity and chlorophyll-a concentration in Lakes Shinji and Nakaumi
using multi-date ASTER data 147-153 *Yuji Sakuno, Yamamoto Masatomo,
Yoshida Takeshi, Tsuneo Matsunaga
Toshiaki Kozu, Toyoshi Shimomai,
Katsumi Takayasu*
- Airborne SAR observation of Lakes Shinji and Nakaumi : wind speed dependence of normalized radar
cross-section and surface signature analysis 155-169 *Ken'ichi Kurita, Toshiaki Kozu,
Toyoshi Shimomai, Yuji Sakuno,
Tsuneo Matsunaga, Daisuke Nakayama,
Katsumi Takayasu*
- Annual Report of Research Center for Coastal Lagoon Environments
171-181

■ The Center's affairs

LAGUNA (汽水域研究) No.11
2004年(平成16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

- Microbial controls on As-mineralogy in pH 7~8 natural solutions 1-15 *Kazue Tazaki, Toshikazu Morikawa, S. Khodijah Chaerun, Natalia Belkova, Masayuki Okuno, Ryuji Asada and Osamu Nishikawa*
- Rapid Environmental Changes after the Flood in 1999 in the Hue Lagoon Area of the Middle Vietnam 17-30 *Yukihiro Hirai, Nguyen Van Lap and Ta Thi Kim Oanh*
- Long-term fluctuation of the brackish-water bivalve *Corbicula japonica* population in the coastal waters of Lake Shinji, western Japan 31-41 *Shimpei Moriwaki*
- A low-cost, compact acoustic survey equipment system (sidescan sonar) for use in the coastal lagoons and estuaries 43-51 *Kiyokazu Nishimura, Masato Joshima, Takao Tokuoka, Hiroyoshi Ueno, Ayumi Fukita and Tomoyoshi Takeuchi*
- Long-term observation of the boundary between fresh and saline water in the subsurface aquifer system beyond the saline water invasion area at River Gonokawa, Shimane Pref., Japan 53-64 *Takao Tokuoka, Hiroyoshi Ueno, Ayumi Fukita, Kiyokazu Nishimura and Shigenori Suzuki*
- Hydrogen sulfide distribution in bottom and pore waters during an anoxic period in Lake Nakaumi, Japan 65-68 *Saburo Sakai, Masaru Nakaya and Katsumi Takayasu*
- A Checklist of Published Crustacean Species from Brackish Lakes, Shinjiko and Nakaumi, Japan 69-86 *Takeo Yamauchi*
- The characteristics of dinoflagellate assemblages in Lake Nakaumi 87-96 *Natsuhiko Kojima*
- Biota in brackish lakes : Maintenance of biota through direct and indirect salinity effects 97-107 *Yasushi Miyamoto*
- Feeding, egestion and digestion of *Corbicula japonica* collected from an artificial shallow pond near the brackish Lake Jinzai 109-124 *Shuji Ohtani, Yosuke Tsujii, Ryo Ehara, Kazumi Sohta, Shunichi Itakura, Keiko Yamaguchi, Akira Shinagawa, Akinori Hada, Mikio Nakamura*
- Water conditions during the time of red tide occurrence in spring, 2003, and the associated benthic foraminifera in Lake Nakaumi 125-130 *Ritsuo Nomura and Koji Seto*
- Fossil foraminifera from Core JZ-01 of Lake Jinzai, western Japan 131-134 *Hiroyuki Takata and Katsumi Takayasu*
- Holocene paleoenvironmental changes recorded in lacustrine sediments of Lake Jinzai, Shimane Prefecture, western Japan 135-145 *Kazuyoshi Yamada, Hiroyuki Takata and Katsumi Takayasu*

(continued on inside back cover)

■原 著 論 文

□Microbial controls on As-mineralogy in pH 7~8 natural solutions

1-15

Kazue Tazaki, Toshikazu Morikawa,
S. Khodijah Chaerun, Natalia Belkova,
Masayuki Okuno, Ryuji Asada
and Osamu Nishikawa

□ベトナム中部フエラグーン域における 1999 年洪水後の急激な環境変化

17-30

平井幸弘・グエン ヴァン ラップ
ター チ キム オーン

□宍道湖水系におけるヤマトシジミ個体群分布の長期的変動

31-41

森脇晋平

□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 (サイドスキャンソーナー) のシステム化

43-51

西村清和・上嶋正人・徳岡隆夫
上野博芳・吹田 歩・竹内俱佳

□塩水侵入域の観測井での淡塩境界長期連続観測 (島根県江の川下流の例)

53-64

徳岡隆夫・上野博芳・吹田 歩
西村清和・鈴木重教

□Hydrogen sulfide distribution in bottom and pore waters during an anoxic period

in Lake Nakaumi, Japan

65-68

Saburo Sakai, Masaru Nakaya
and Katsumi Takayasu

□A Checklist of Published Crustacean Species from Brackish Lakes, Shinjiko and Nakaumi, Japan

69-86

Takeo Yamauchi

□中海産渦鞭毛藻群集の出現特徴

87-96

小島夏彦

□汽水湖の生物相：塩分による直接・間接的な生物相の維持

97-107

宮本 康

□神西湖人工池におけるヤマトシジミの摂餌，排出と消化過程

109-124 大谷修司・辻井要介・江原 亮
草田和美・板倉俊一・山口啓子
品川 明・秦 明德・中村幹雄

□有孔虫の産状からみた 2003 年春季の赤潮発生期の中海の海況

125-130 野村律夫・瀬戸浩二

□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）

131-134 高田裕行・高安克巳

□島根県神西湖堆積物の層序と完新世環境変遷史

135-145 山田和芳・高田裕行・高安克巳

□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

147-153 作野裕司・山本正智・吉田武史
松永恒雄・古津年章・下舞豊志
高安克巳

□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

155-169 栗田賢一・古津年章・下舞豊志
作野裕司・松永恒雄・中山大介
高安克巳

■島根大学汽水域研究センター活動報告

171-181

研究活動

教育活動

国際交流

社会との連携

■記事

LAGUNA 編集要項と執筆要項

投稿申込書／原稿整理カード

Microbial controls on As-mineralogy in pH 7~8 natural solutions

Kazue Tazaki¹, Toshikazu Morikawa², S. Khodijah Chaerun²,
Natalia Belkova², Masayuki Okuno², Ryuji Asada¹ and Osamu Nishikawa¹

Abstract: A series of simple experimental systems combining seven different As-minerals with natural Fe-rich underground water (pH 7) was established in search of clues to arsenic bioremediation. After one year of aging, arsenic-tolerant microorganisms were detected by means of an epifluorescence microscope, SEM-EDX and TEM. Direct observations revealed that a mutual relationship between bacterial colonies and As-minerals occurred in the biofilm. The most arsenic-tolerant microorganism was found on the surface of realgar (As₂S₃) and the second one was found on the surface of arsenolite. A symbiotic relationship between free living and adhering bacillus, coccus, and filamentous types of bacteria occurred under conditions of pH 8, Eh 200~400 mV, 25~28°C, and high concentration of dissolved As after one year of aging. These microorganisms survived and proliferated in the As-mineral-water systems without any kind of supplementary nutrients. There were two methods of staining used in this study: DAPI and CFDA stains. The DAPI stain method, in which DNA or RNA fluorescences blue under ultra violet light (365 nm), indicated the total bacterial abundance with in the colony. The CFDA stain method indicated enzymatically active bacteria on the mineral surface. The significant roles of symbiotic arsenic tolerant bacteria in the system were enhanced by their adaptation to conditions of pH 7~8 and high concentration of dissolved As ion. SEM images illustrated very high cell densities on the surface of realgar. Colonization occurred on As₂S₃ surfaces in natural solutions during a one-year culture period. These results might be important for solutions at circum-neutral pH in which abundant cell-mineral surfaces are able to adsorb metals from solution. The results might also indicate some of the effective factors for arsenic detoxification in non-marine or brackish waters.

Key words: Arsenic, As-minerals, Electron microscopy, Epifluorescence microscope, Tolerant Microorganisms.

Introduction

Arsenic, an undesirable element, is commonly present in processing solutions as arsenite (i.e., As³⁺) or arsenate (i.e., As⁵⁺) under differing chemical conditions.

Inorganic arsenic is subject to biomineralization and the possibility of bioremediation has been widely studied. Arsenite and arsenate are toxic themselves, and indeed are more toxic than some methylarsenic com-

pounds. Monomethylarsine (CH₃AsH₂), dimethylarsine ((CH₃)₂AsH), and arsine (AsH₃) are formed in soils as well as in marine and fresh waters, and in microbial cultures (Alexander, 1994).

The ground water in some parts of Bangladesh contains high levels of arsenic. Arsenic concentration shows good correlation with vanadium and copper, which is suggestive of porphyrin compounds in the sediments. Total sulfur measurements from both Samta

¹ Department of Earth Sciences, Faculty of Science, Kanazawa University, Kakuma, Kanazawa, Ishikawa 920-1192, Japan.

² Graduate School of Natural Science and Technology, Kanazawa University, Kakuma, Kanazawa, Ishikawa 920-1192, Japan.
e-mail address: kazueta@kenroku.kanazawa-u.ac.jp

and Dauli villages in Bangladesh, show lower TS/TOC ratios than the average for normal marine samples. The ratios suggest that these sediments were deposited under non-marine or brackish conditions (Ishiga *et al.*, 1999).

Furthermore, in Hazigonj, Bangladesh, vivianite ($\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 8 \text{H}_2\text{O}$), an iron phosphate mineral, has been identified in biomats forming around an As polluted tube-well, which is used for drinking water (Islam *et al.*, 2003). The water chemistry, pH 7.2~7.4, EC 1.7~2.8 mS/cm, and high concentration of NaCl (33~40 wt%), suggests brackish conditions. The biomats are composed mainly of metabolically active microorganisms such as coccus, bacillus and filamentous types of bacteria and algae. Vivianite may contain a small amount of As by isomorphic substitution for P, resulting in a solid solution of symplecite (Islam *et al.*, 2003).

Microbial densities can be as high as 10^{12} cells/g in slimes and biofilms. Populations in soils typically range from approximately 10^6 to 10^9 microbial cells per cm^3 . Mineral surface may be populated by cells at densities that approach, and even exceed, one cell/ μm^2 . Banfield and Welch (2000) provided SEM image illustrating very high cell densities ($>1/\mu\text{m}^2$) on an arsenopyrite surface. Colonization occurred on FeAsS surfaces in natural solutions after a period of a few months.

Microbial reactions may mobilize arsenic from the solid to the aqueous phase, resulting in contaminated drinking water (Oremland and Stolz, 2003). That condition resulting from microbially-controlled process confirms the previous finding that the microbial mats around groundwater tube wells in Bangladesh accumulated high concentration of As due to microbial activity. Likewise, a mineralogical study revealed that bacteria can accumulate Fe and As to form lollingite (FeAs_2) though the type of bacteria is not yet known (Nagai *et al.*, 2001). Some microorganisms can survive in highly toxic environments and can reduce the concentration of aqueous heavy metals in well water to better than acceptable levels through biogeochemical processes, such as arsenic oxidizing, respiring, mobilizing and metabolizing. Hence, it is reasonable to assume that bacteria may be able to purify As-polluted water. Certain prokaryotes utilize arsenic oxyanions to generate energy, either by oxidizing or by respiring arsenate. These microbes are phylogenetically diverse and occur in a wide range of environments, such as marine, non-marine, and brackish conditions.

In this study, arsenic-tolerant microorganisms were found in simple experimental systems using seven kinds of As-minerals in batch cultures consisting of Fe-rich natural ground water as the liquid medium. After one year of aging, the As-tolerant microbial colonies could be observed by epifluorescence microscopy, SEM-EDX and TEM. These microbes may be useful in

bioremediation. The purpose of this paper was to provide some insights into how microorganisms affect the chemical and biological characteristics of their surroundings to illustrate in more detail the intimate connections between biological and mineralogical processes.

Materials and Methods

Experimental design

Seven As-minerals (arsenolite, native arsenic, realgar, orpiment, arsenopyrite, enargite and tennantite), were employed for the experiments (Table 1 and 2). The laboratory experiments were designed in a static batch culture. There were seven experimental systems (with the introduction of As-minerals) and one experimental system as control (without the introduction of As-minerals). A series of 100 ml carboys with caps were used for this experiment (Fig. 1). Each carboy contained 80 ml of ground water with high Fe content (total Fe 4.7 ppm) which was collected from the Onma Formation in Kanazawa University Campus, Ishikawa, Japan. Cultures were then inoculated with 1 g of coarse grain of As-minerals and incubated at room temperature for one year. Samples were removed and cultures were further monitored during the experimental period, and pH, Eh (electrical potential versus the standard hydrogen electrode), and WT (water temperature) were measured for experimental water samples using a portable inspection meter made by HORIBA. The ground water in the experimental systems with As-minerals showed pH 3.1~8.7, Eh 65~549 mV, and WT 25~28°C during the one-year experimental period. The chemical composition of the ground water is shown in Table 1.

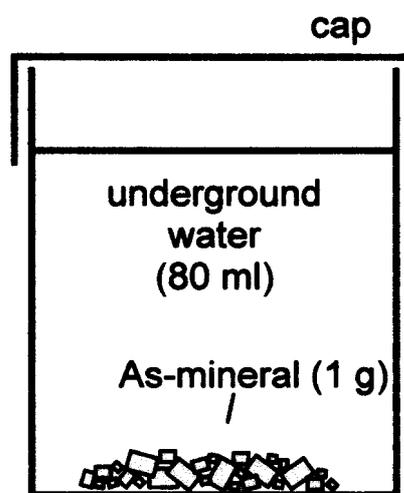


Fig. 1. Biomineralogical experimental system using As-minerals (1 g) and ground water (80 ml) in 100 ml carboy with a cap.

Table 1. Water chemistry of As-mineral experimental systems. Note that pH values after one year are related to the logarithm of dissolved As in the ground water after one year of aging (Fig. 9). As concentrations were analyzed by ED-XRF, showing integrated intensity.

Collected underground water on June 28, 2002					
pH	6.7	Total Fe	4.7	Na ⁺	14.4
Eh	24 mV	Ca ²⁺	14.5	K ⁺	1.5
EC	0.47 mS/cm	Mg ²⁺	10.6	PO ₄ ⁻	0.2
WT	16 °C	Mn ²⁺	1.5		(ppm)

Started experiment on June 28, 2002
underground water 80ml + As-mineral 1g

pH

Sample No.	1 control	2 Arsenolite	3 Native As	4 Realgar	5 Orpiment	6 Arsenopy	7 Enargite	8 Tennan
2002/7/1	8.4	8	8.1	7.6	7.6	7	6.5	7.9
2002/7/5	8.6	8.4	8.5	8.4	7.7	7.1	7.7	7.4
2002/7/9	8.6	8.5	8.6	8.6	7.7	8.3	7.9	8.5
2002/7/12	8.6	8.4	8.7	8.6	7.7	8.4	8	8.6
2003/5/6	8.4	5.9	7.4	7.7	3.1	8.2	4.8	8.4

Eh(mV)

Sample No.	1 control	2 Arsenolite	3 Native As	4 Realgar	5 Orpiment	6 Arsenopy	7 Enargite	8 Tennan
2002/7/1	336	191	280	105	74	351	462	373
2002/7/5	366	155	185	116	261	265	377	316
2002/7/9	388	121	156	84	251	192	373	323
2002/7/12	346	95	192	65	251	225	354	319
2003/5/6	531	376	381	193	549	364	536	356

WT(°C)

Sample No.	1 control	2 Arsenolite	3 Native As	4 Realgar	5 Orpiment	6 Arsenopy	7 Enargite	8 Tennan
2002/7/1	25	25	25	25	25	25	25	25
2002/7/5	26	26	26	26	26	26	26	26
2002/7/9	28	27	26	28	27	27	27	26
2002/7/12	27	27	27	27	27	27	27	27
2003/5/6	25	25	25	25	25	25	25	25

Dissolved As ion in the underground water after one year (by ED-XRF)

Sample No.	1 control	2 Arsenolite	3 Native As	4 Realgar	5 Orpiment	6 Arsenopy	7 Enargite	8 Tennan
Integrated Intensity	n.d.	350000	440000	30000	50000	6100	n.d.	190

n.d.; not detected

As-minerals (initial conditions)

Seven kinds of As-minerals were purchased from Iwamoto Mineral Company in Tokyo, Japan. The mineralogical composition of As-minerals were analyzed by X-ray powder diffractometer (XRD; Rigaku RINT

2000) with CuK α generated at 40 kV and 30 mA using the $2\theta/\theta$ method with a scan speed of 2°/min. The chemical composition of As-minerals prior to the experiment was determined by energy dispersive X-ray fluorescence spectrometer (ED-XRF; JEOL JSX-3201

Table 2. XRD mineral composition and ED-XRF chemical analysis of the seven As-minerals used as starting materials for the experimental systems.

Sample No.	2	3	4	5	6	7	8
Mineral Name	Arsenolite	Native Arsenic	Realgar	Orpiment	Arsenopyrite	Enargite	Tennantite
Mineral	Arsenolite(⊙) [As ₂ O ₃]	Native Arsenic(⊙) [As]	Realgar [AsS]	Orpiment [As ₂ S ₃]	Arsenopyrite(⊙) [FeAsS]	Enargite(○) [Cu ₃ AsS ₄]	Tennantite(⊙) [(Cu, Fe) ₁₂ (AsS ₃) ₄ S ₆₋₁₀]
Composition by XRD	Native Arsenic(▲) [As]	Stibarsen(▲) [AsSb] Arsenolite(▲) [As ₂ O ₃]			Quartz(▲)	Pyrite(○) [FeS ₂] Quartz(▲)	Quartz(▲) As-Sb alloy (?)
Chemical composition by ED-XRF							
Al	-	-	-	-	-	0.6	-
Si	-	-	-	-	1.7	3.1	3.9
S	-	-	22.6	31.8	13.6	32.2	16.3
Ca	-	-	1.0	-	0.1	-	-
Cr	-	-	-	-	tr.	tr.	-
Fe	0.1	-	-	0.4	32.8	23.3	3.6
Cu	-	-	-	-	1.0	27.2	47.6
Zn	-	-	-	-	0.2	-	2.5
As	97.4	91.0	76.5	66.8	50.6	12.2	9.4
Sb	2.5	9.0	-	1.1	-	1.3	14.6
Hg	-	-	-	-	-	-	2.1
Total	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0

(wt%)

⊙; abundant, ○; common, ▲; a little, ?; possible, tr.; trace, -; not detected.

Table 3. Optical light and epifluorescence microscopic observation of the experimental As-minerals after one year of aging showing fluorometric enumeration of total bacteria and their diversities in groundwater, using DAPI and CFDA stains.

Sample No.	1	2	3	4	5	6	7	8
	control	Arsenolite	Native Arsenic	Realgar	Orpiment	Arsenopyrite	Enargite	Tennantite
Morphology of mineral particles and precipitation	Brown precipitates	Brown mineral particles and precipitates	Brown mineral particles and precipitates	Red mineral particles and precipitates	Rounded aggregates of about 50 μm in diameter	Black mineral particles in the co-aggregation with the precipitates	Rounded aggregates of about 50 μm in diameter	Dark green mineral particles and precipitates
Diversity of microorganisms	Small cocci	Cocci, short and curved rods	Short rods and small cocci	Cocci, short and curved rods, filaments (10–20 μm in length)	Small cocci	Short rods and filaments (10–12 μm in length)	Short rods	Short rods and filaments (10 μm in length)
Total bacterial abundance (DAPI)	tr.	++	tr.	+++	tr.	+	+	+
Abundance of active bacteria (CFDA)	tr.	++	tr.	+++	tr.	+	+	tr.
Soluble As after one year	n.d.	350000	440000	30000	50000	6100	n.d.	190

Frequency of occurrence: n.d.; not detected, tr.; trace, +; rare, ++; common, +++; abundant.

using RhK α) (Table 2). Therefore, Cl concentration could not identified, because of overlap Rh peak each other. The samples No. 4 and 5 were single components, whereas the other samples were associated with quartz, pyrite and others (Fig. 2).

Determination of concentration of As in liquid culture after one year of aging

Relative concentration of As in liquid culture after one year of aging was determined by ED-XRF analysis. 100 μl of each solution was mounted and dried on mylar film. Approximate concentration of As was determined by comparing the peak areas based on the graphical integration of intensity. Samples No. 2, 3, 4 and 5 were soluble in the ground water and showed integrated intensity from 50000 to 350000 (Table 1 and 3, below).

Optical microscopic observation

To examine microorganisms in solution, an aliquot of the culture liquid was transferred to a glass slide, stained with DAPI (4', 6-diamidino-2-phenylindole), and observed with an optical microscope, using a standard phase-contrast and epifluorescence microscope (Nikon EFD 3) to identify the presence and variety of microorganisms in the liquid cultures. Additionally, CFDA (5-carboxyfluorescein diacetate) stain was also employed to observe the presence of enzymatically active bacteria on the mineral surfaces. The function of CFDA stain was to detect esterase activity and show viability of the bacterial cells via enzymatic activity and membrane integrity seen as yellow fluorescence under blue light (450~490 nm), while DAPI stained the DNA in bacterial cells yielding blue fluorescence under ultraviolet light (365 nm).

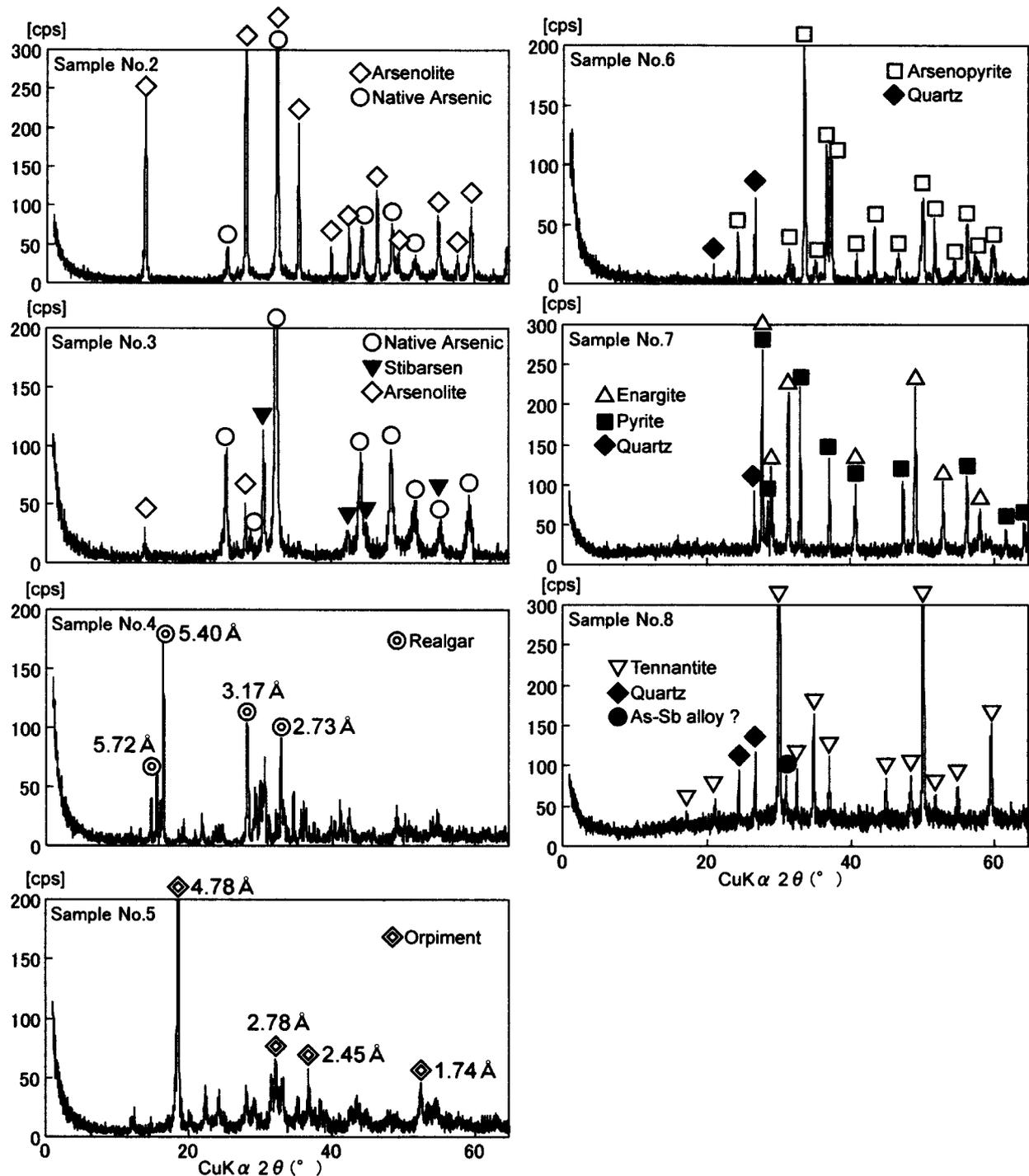


Fig. 2. X-ray powder diffraction plots of the initial As-mineral samples. The mineral compositions agreed with ED-XRF chemical data in Table 2.

Scanning electron microscopic observation

A scanning electron microscope equipped with an energy dispersive X-ray spectrometer (SEM-EDX) was used to observe the microorganisms on the surface of As-minerals and analyze their chemical composition. A freeze-drying method was used for sample preparation (Suzuki *et al.*, 1995). The suspension samples were fixed using 2.5 % (vol/vol) glutaraldehyde, pipette-drawn, and

mounted on a 0.22 μm membrane filter, further washed and fixed with t-butyl alcohol, frozen in liquid nitrogen, and dried using low-vacuum SEM. After freeze-drying, the samples were transferred to a brass-stub with double-sided adhesive carbon tape, coated with carbon and then observed using a scanning electron microscope (JEOL JSM-5200 LV), equipped with an energy dispersive X-ray spectrometer (PHILLIPS EDAX PV 9800 EX).

Transmission electron microscopic observation

Transmission electron microscopy (TEM; JEOL JEM-2000 EX) was used for the observation of free-living microorganisms and As-mineral grains. Selected area electron diffraction (SAED) analysis was also used to identify minerals. One drop of the suspension was pipette-drawn and mounted on the micro grid for observation. The accelerating voltage used was 120 kV.

Results

Characteristics of the starting materials

X-ray powder diffraction analysis (XRD)

The seven kinds of As-minerals (arsenolite, native arsenic, realgar, orpiment, arsenopyrite, enargite, and tennantite) were identified by XRD (Fig. 2). Samples No. 4 and 5 mostly showed a single mineralogy, whereas the other samples contained small amounts of other minerals, such as native arsenic, stibarsen, arsenolite, quartz, pyrite, and As-Sb alloy, respectively. The results of mineralogical composition by XRD confirmed the results of chemical composition by ED-XRF (Table 2).

Energy dispersive X-ray fluorescence analysis (ED-XRF)

The chemical compositions of As-minerals in this study are summarized in Table 2. It can be noted that As dominated the elemental compositions of As-minerals, except for enargite and tennantite, which contained only 9~12 wt% As associated with Sb (1.3~14.6 wt%). Generally, these As-minerals contained high amounts of As ranging from 50.6 to 97.4 wt%, and most of them contained high amounts of sulfur, ranging from 14 to 32 wt%. Arsenolite and native arsenic did not contain sulfur.

Optical microscopy, SEM-EDX and TEM observations of bio-mineralogical experimental products after one year of aging

Optical microscope observation

Optical micrographs of the As-mineral samples showed the presence of high-density bacterial colonies on As-mineral grains (Fig. 3), except for the control (No. 1). Epifluorescence micrographs revealed that numerous living bacterial cells were present. DAPI stained epifluorescence micrographs fluoresced blue, indicating the presence of DNA in bacterial cells. A large number of colonies of various morphologies were observed after one year of aging in the experimental system including the control. However, the greatest total bacterial abundance (by DAPI stain) and enzymatically active bacteria (by CFDA stain) was observed in experimental sample No. 4 (realgar), showing numerous enzymatically active bacteria on the mineral surface (Fig. 4), followed by samples in the following sequence: No. 2 (arsenolite),

No. 6 (arsenopyrite), No. 7 (enargite), No. 8 (tennantite), No. 3 (native arsenic), No. 5 (orpiment), and No. 1 (control) (Table 3). Under optical microscopic observation, the colored precipitates in association with the aggregation of these As-minerals and ground water was as follows: arsenolite and native arsenic precipitate which appeared to be brown mineral particles; realgar also formed a precipitate, which appeared to be red mineral particles; arsenopyrite was associated with a black mineral aggregation; orpiment and enargite had rounded aggregates of approximately 50 μm in diameter; tennantite also precipitated which appeared to be dark green mineral particles; while the control was associated with a brown precipitate. Diverse bacteria were associated with the cultures; they were predominantly composed of cocci, short rods, curved rods and filaments with dimensions of 10~20 μm in length (Figs. 3, 4, and Table 3).

SEM-EDX observations

SEM observation of As-mineral grains in the experimental system after one year of aging revealed the presence of bacterial colonies on the surface of realgar (Fig. 5A). The colony was composed of coccus, bacillus and filamentous types of bacteria, and clearly appeared to be a biofilm attached to the surface of the realgar (Fig. 5A). The lamella structure of realgar was also seen in the background (Fig. 5Ab), while the exopolymer matrix of biofilms (Fig. 5Aa) containing large amounts of polysaccharides occurred as a monolayer between the bacterial colonies and realgar. EDX analysis of this matrix in Fig. 5A (arrow b) confirmed this result, showing the matrix to be inorganic, mainly composed of As and S. Biofilms contained Al, Si, P, Ca, Mn, and Fe with a large amount of As and S (Fig. 5Aa). Furthermore, the EDX spectrum of the lamella structure of realgar indicated a low background with chemical compositions of As and S (Fig. 5Ab). These observations suggest that enzymatically active adhering-bacteria were capable of accumulating As compounds. In addition, a microphotograph of biofilms on the surface of realgar also showed an entangled colony of various microorganisms (Fig. 5B). It seemed that nm-sized uniform granules of secondary by-product of realgar which were composed of As, Si, Cl, Ca, and Fe were mixed with microorganisms (Fig. 5C). It is important to note that the nm-sized uniform granules were composed of large amounts of Cl, Si, and Fe.

TEM observations

Transmission electron microscopy provided more details and revealed the precise location of the As and Fe precipitation or accumulation on cell surfaces, and throughout the extrapolymeric slime of the biofilm. TEM

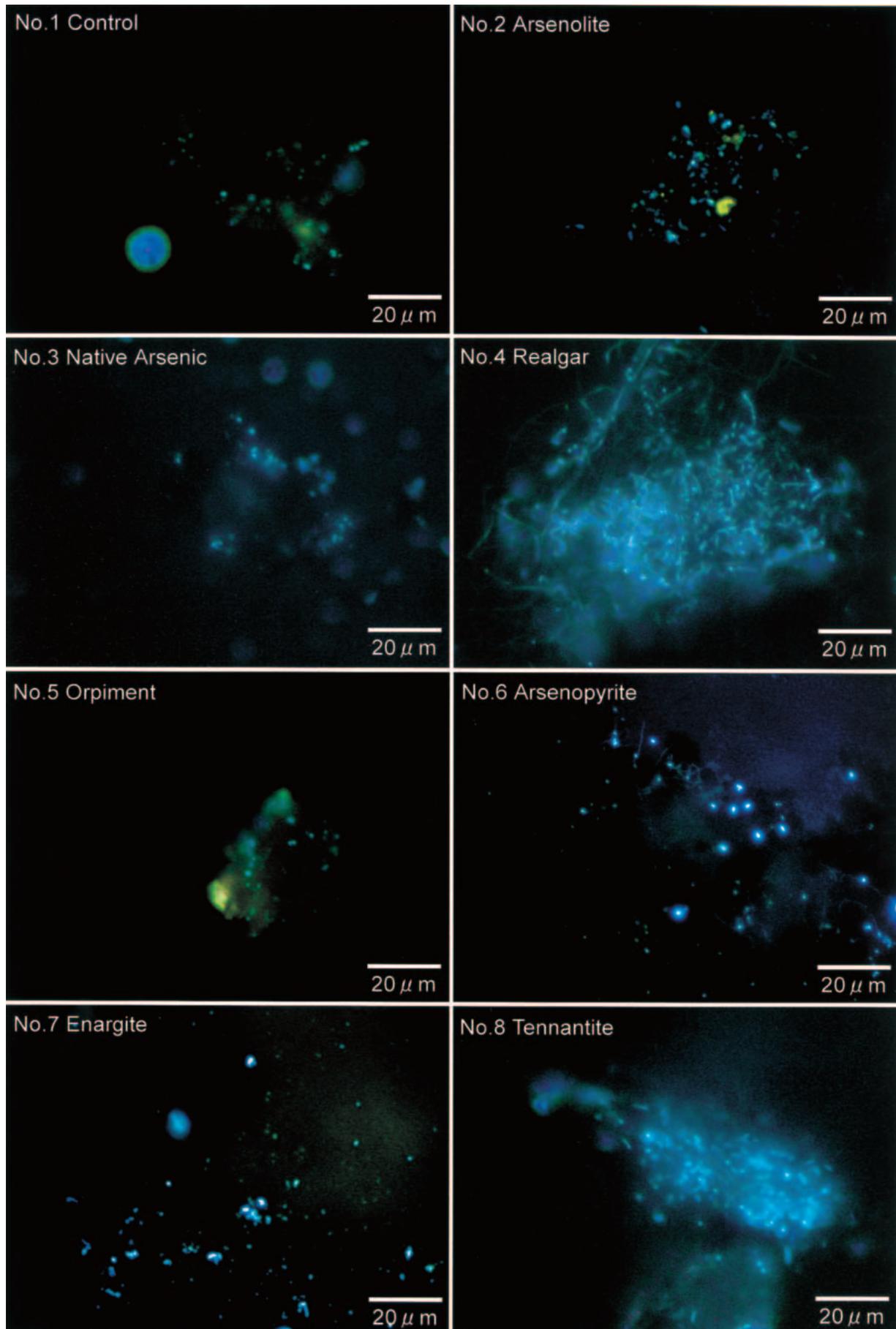


Fig. 3. Optical epifluorescence micrographs of As-minerals after one year of aging showing numerous living bacteria on the surface of As-minerals. The cells show blue fluorescence in DAPI-stained microbial films.

observations of arsenolite (sample No. 2) showed filamentous bacteria attached to abundant opaque granules (Fig. 6A), while around the granules, thin biofilms were connected to each other like a spider web (Fig. 6B). The spider web consisted of an envelope of slime made up of extracellular polymeric substances (EPS), often polysaccharides, surrounding and was excreted by the consortium of microorganisms that made up the biofilms (Figs. 6A and B). The dominance of coccus and bacillus types of bacterial colonies on the surface of realgar was also observed by TEM (Fig. 7). The free-living bacteria (short and long rods) were observed in realgar. A great abundance of organic materials were also observed around the bacteria, apparently coating the cell wall to form a fibrous matrix (Figs. 7A, B and C). Along the side of one cell, a cluster of mineral particles could be seen attached to the surface of the cell (Fig. 7A arrow), while another cell was seemingly surrounded by mineral particles (Figs. 7B and C). It was difficult to differentiate between mineral granules and coccus type bacteria by using SEM images (see Fig. 5C). Yet, by TEM images, the differentiation of coccus type bacteria and granules of Fe-As appeared to be clear (see Fig. 7C). Furthermore, the size of the coccus type bacteria was about 500 nm in diameter. The thin film with a high-density of bacillus type of bacteria was about 1~5 μm in length and 100~500 nm in width (Fig. 7B). Most of the bacteria possessed a thin film of about 50 nm in thickness, forming a coating membrane that can be seen on the surface. On the surface of As-minerals, coccus type bacteria formed spherules ranging between 100 and 500 nm in diameter. The spherules were electron opaque (Fig. 7C). Coccus type bacteria were also heavily encapsulated with spherules. Filamentous microorganisms grew up to 200 μm in length and 5 μm in width (Figure not shown). The surface of realgar was covered with a network structure of granular materials (Fig. 7D), suggesting the alteration of the As-minerals into As-Fe biominerals during the culture period (Fig. 7E). These filamentous microorganisms were enzymatically active bacteria, fluorescing yellow after CFDA staining. The EDX analysis indicated not only As content but also Si, S, Ca, and Fe contents, associated with minor amounts of Cl.

Discussion

Bacterial growth in the As-mineral-water system

Exposure to different As-minerals for one year had different effects on bacterial abundance (observed by DAPI staining) and on the enzymatically active bacteria (observed by CFDA staining) (Figs. 3, 4 and Table 3). Realgar-As-mineral (No. 4) was the most appropriate experimental system for measuring either microbial

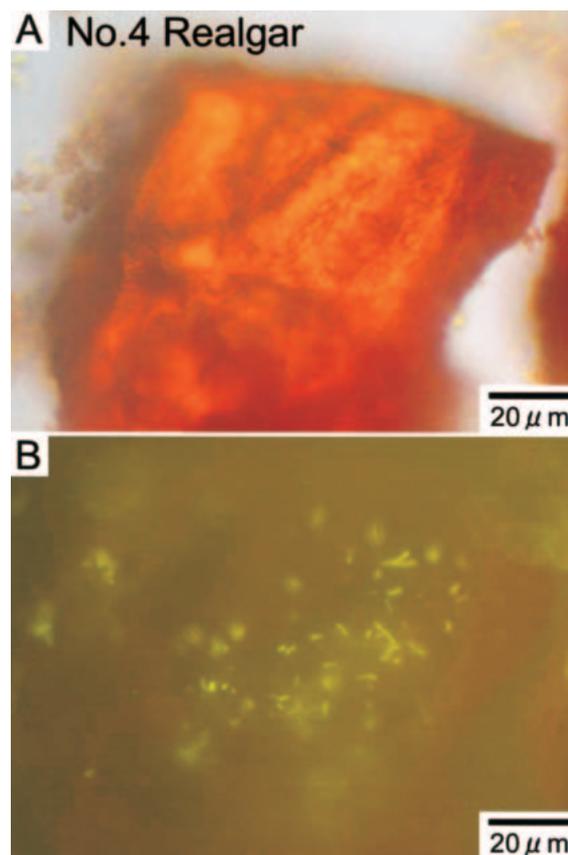


Fig. 4. Optical light (A) and epifluorescence (B) microscopic images of realgar (sample No. 4) after one year of aging using CFDA stain, showing numerous enzymatically active bacteria on the mineral surface.

diversity or abundance of active bacteria in this study. Not only the greatest total abundance of microorganisms and active bacteria but also the greatest microbial colonization of As-mineral surfaces were found in experimental system No.4 (Realgar) (Fig. 4A). Likewise, the presence of As-minerals aided bacterial growth in all experimental systems, with the exception of the control (No. 1). Thus, prolonged (one year) exposure to As-minerals appeared to affect the growth of microorganisms. This implies that prolonged exposure to As-minerals does not inhibit the bacterial respiratory function, which is a reasonable conclusion in light of the fact that As-minerals are used in oxidative phosphorylation (Nriagu, 1994). Our results, therefore, suggest that As-minerals were not toxic or a limiting factor for bacterial growth under conditions of oxidation redox potential (Eh; 200~400 mV), neutral-alkaline pH (7~8), and moderate temperature (25~28°C) (Table 1, Figs. 8 and 9). Previous work by Cullen and Reimer (1989) demonstrated that bacterial growth can take place in the pH range of 6.1~9.4, and the drop in pH we observed during bacterial growth as a result of the formation of arsenate also corroborated our results.

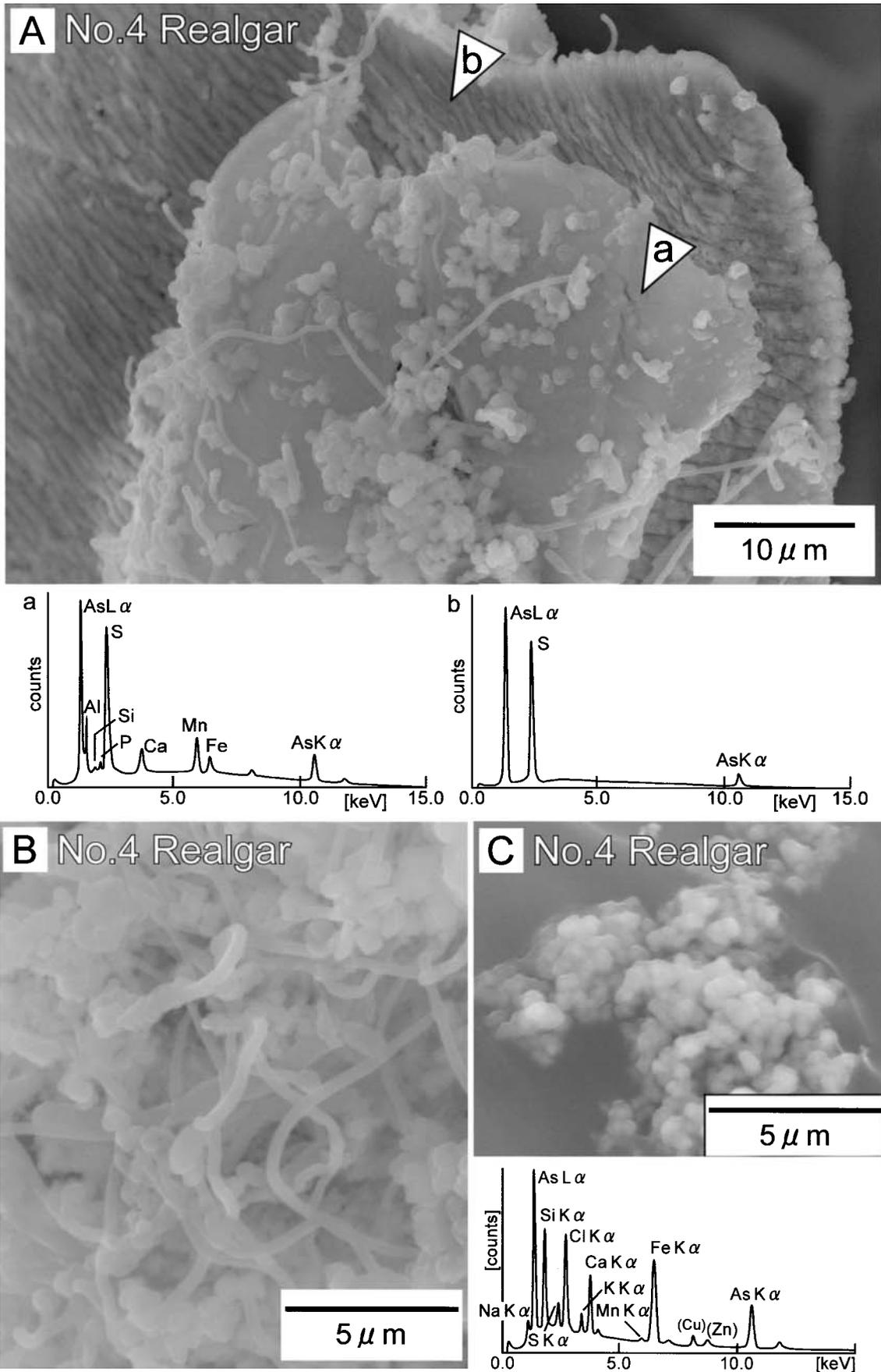


Fig. 5. SEM-EDX micrographs of realgar (sample No. 4) after one year of aging showing biofilms (A-a) on the surface of the original lamellar structure of realgar (A-b). The abundant microorganisms inhabited the biofilms after one year of aging (B). The uniform sized granules contain mainly As, Si, Cl, Ca, and Fe, with traces of Na, S, K, and Mn (C and inset).

Chemical composition of mineral surface

On the basis of the elemental and mineral compositions (Table 2), realgar (AsS) (No. 4) and arsenolite (As₂O₃) (No. 2) were the most favorable for microbial growth and colonization (Table 3). A possible explanation for this was that the availability of certain elements (such as Fe and S) enhanced bacterial activity which resulted in arsenic detoxification. This result agreed with previous findings, demonstrating that the rate of arsenate reduction in cultures having both arsenate and sulfate was always faster than that of sulfate reduction, independent of the relative concentrations of arsenate and sulfate or of the substrate history of the inoculum (Newman *et al.*, 1997). Another study also showed that greater bacterial growth on 1 and 5 mM As (V) occurred in the presence of S(VI) than without (Newman *et al.*, 1997). In addition, DIRB *Shewanella* alga BrY, an organism that cannot respire As(V), was able to mobilize As(V) from the solid-phase ferric arsenate mineral scorodite by reducing Fe(III) to Fe(II) (Cummings *et al.*, 1999). As(V) reduction is therefore not a prerequisite to arsenic solubilization from FeO(OH)_x, even though an increase in soluble As(V) concentrations occurs, provided DIRB were not also capable of reducing As(V) (Cummings *et al.*, 1999). Arsenic is commonly present in processing solutions as arsenite (As³⁺) or arsenate (As⁵⁺). The larger arsenate ions seem to be accommodated in the tetrahedral sites by the expansion of the unit cell and by deficiencies in adjacent Fe–O(OH) octahedral sites (Paktunc and Dutrizac, 2003).

Micromorphology of mineral surface

In terms of bacterial morphology, the experimental system with realgar (No. 4) had greater abundance of bacteria than other minerals, and tended to have more filaments (Fig. 5). Bacteria found in the experimental systems using As-minerals included a variety of rods, cocci and filaments. Conditions favoring the growth of filamentous bacteria were especially present in experimental systems No. 2 and 4. In these experiments, as shown in Figs. 3–7, the relative abundance of filamentous and nonfilamentous bacteria (such as cocci and rods) presumably related to their relative growth rates when exposed to different As-minerals. According to the SEM-EDX analysis (Fig. 5A), the formation of thick biofilms occurred in systems containing As, Al, Si, P, Ca, Mn, and Fe. In this case, P was a significant factor in the formation of biofilms adhering to the As-mineral as a substratum. The finding confirmed a previous study which argued that phosphate could act as a protecting agent against arsenate (but not arsenite) toxicity (Cullen and Reimer, 1989).

SEM and TEM images showed that greater numbers of

bacteria occurred when they were organized into colonies in a biofilm bound to surfaces of mineral particles (Figs. 5, 6 and 7). Under extreme conditions (especially under unfavorable environment, for example that with highly toxic contaminant like arsenic), the bacteria are positioned in a heterogeneous environment with gradients of nutrients and waste products controlled by diffusion and mass transport processes, and it is therefore to be expected that this heterogeneity would be reflected in the physiology of the individual cells. In response to these conditions, colonies in biofilms often appear as rather complex and heterogeneous assemblies consisting of clusters of bacteria embedded in polymeric substances, which are separated by void regions (cell-free channels) (Zahid and Ganzarczyk, 1994). Our results also showed a similar tendency in the formation of biofilms, indicating that the bacterial cells tended to be attached to the surface of minerals (Figs. 5, 6 and 7).

Mechanisms of As-mineral transformation

The possible mechanisms of As-minerals transformation in the presence of Fe can be explained by chemical, physical, and biological processes. Firstly, As-minerals underwent chemical weathering or biological modification by bacteria, resulting in dissolved or soluble As in the medium (Table 3). This process was shown by SEM images, illustrating that the surface of As minerals (realgar in this example) appeared as serrated structures (Fig. 5A). Secondly, bacteria attached to As minerals were, therefore, likely to be exposed to higher concentrations of arsenic than those in the liquid phase. In this step, bacteria were presumably able to accumulate As cations by means of two processes; (1) the bacteria sorbed heavy metals (As) on the surface of cell through physicochemical interactions and also showed energy-dependent uptake of heavy metals into the cytoplasm (Gadd, 1992); (2) Metal cations bound to cell surface polymers through a variety of mechanisms, such as cation exchange, complexation, coordination and precipitation reactions. These may act singly or in cooperation (Gadd, 1992). Finally, the bacteria produced exopolysaccharide polymers to form the biofilm. Based on the TEM images (Figs. 6 and 7), we suggest that these heavy metals (As and Fe), enmeshed within a biofilm, might be incorporated into As-minerals. It was also likely that dissolved As in culture solutions (see Tables 1 and 2) resulted from detachment, desorption, or leaching processes during biofilm formation as well as dissolution of As-minerals by microorganisms. It has also been shown that the accumulation of metal cations by bacteria in biofilms is higher than that of their free-living counterparts (Scot and Karanjkar, 1992). These factors agree with our finding that the greatest abundance of bacteria and bacterial colonies were in the dense biofilm

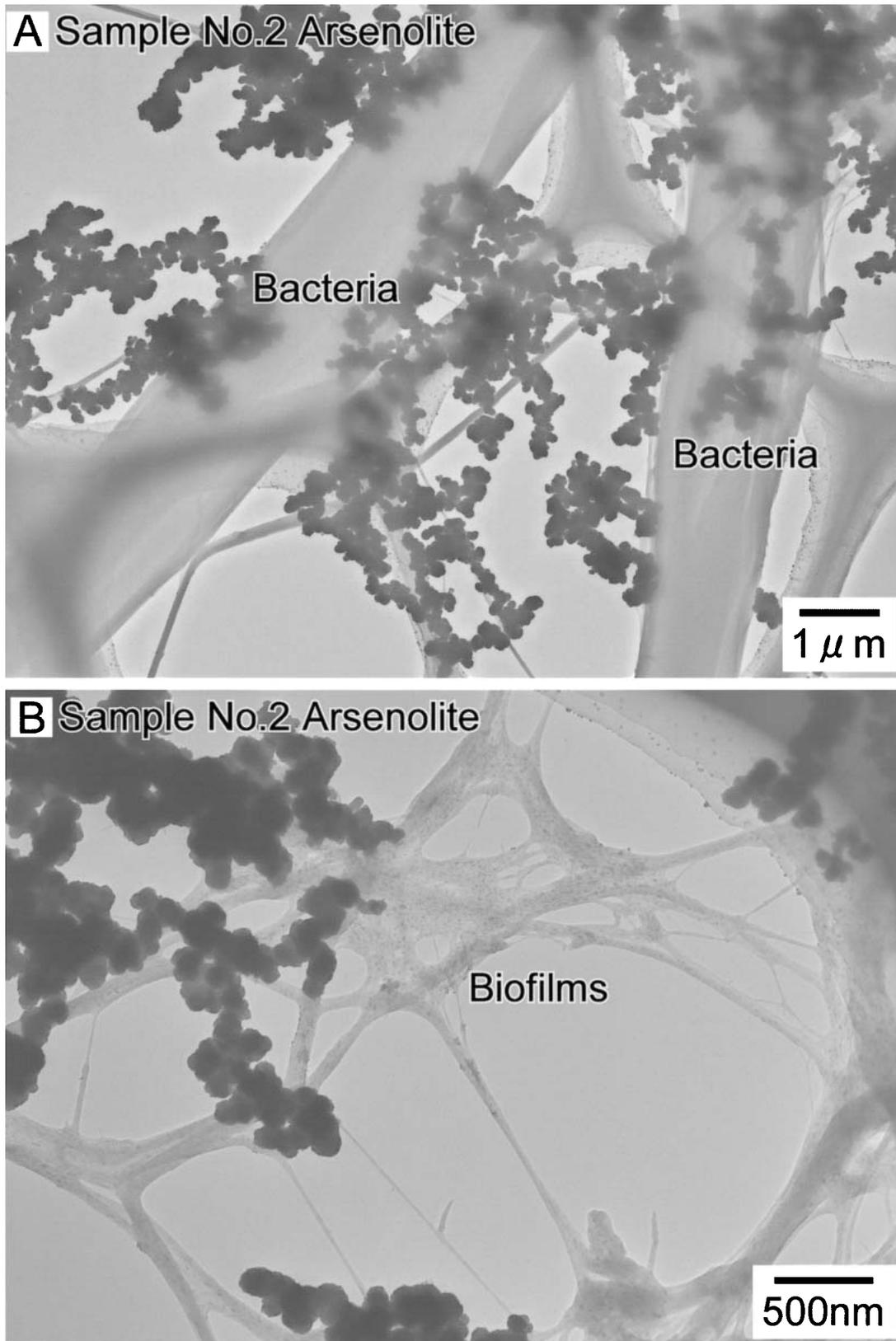


Fig. 6. TEM micrographs of arsenolite (sample No. 2) showing filamentous bacteria (upper) and biofilms (below) with uniform sized As-Fe granules in the solution after one year of aging, suggesting the formation of As-biominerals.

Sample No.4 Realgar

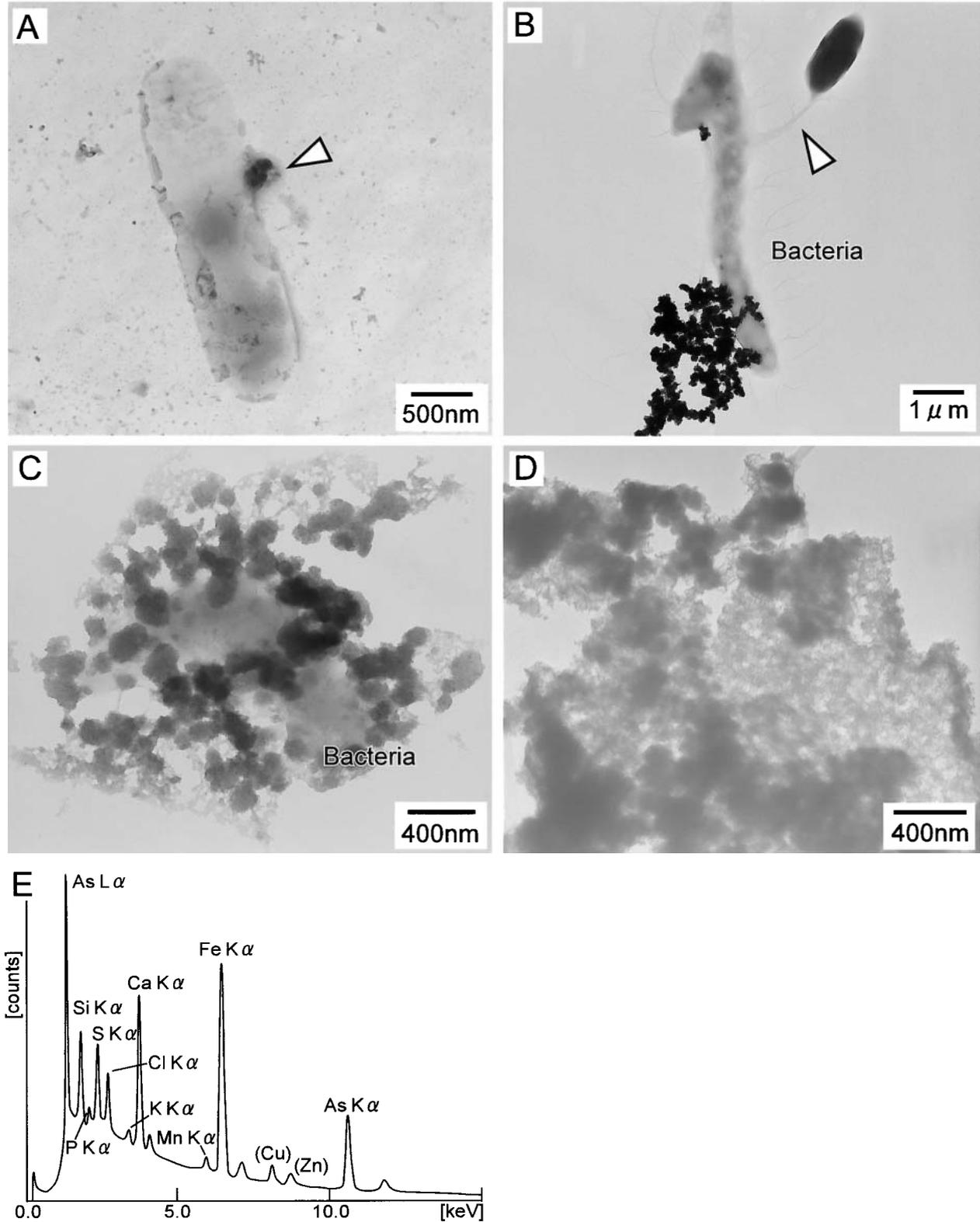


Fig. 7. TEM micrographs of realgar (sample No. 4) associated with bacillus (A), filamentous (B), and coccus (C) types of bacteria with uniform sized granules of realgar (C, D) in the ground water after one year of aging, showing the cohesive materials with granules around the cell wall (C). High density of nm-sized granules (50-100 nm in diameter) with flaky films are existent on the altered surface of realgar (D) mainly composed of As, Si, S, Cl, Ca, and Fe (E). Electron diffraction (ED) pattern of the granules around the bacterial cell wall indicates amorphous or poorly crystallized materials.

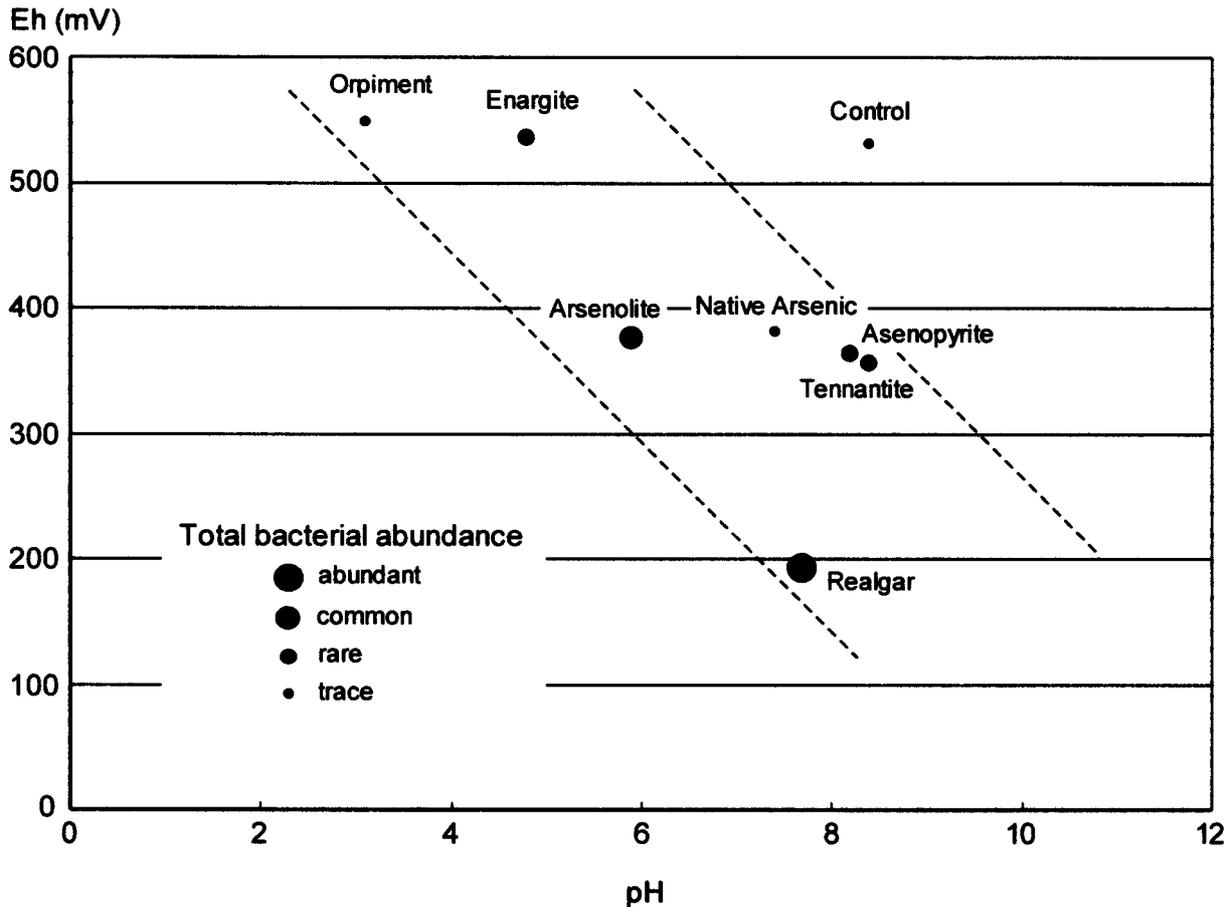


Fig. 8. Diagram of pH-Eh-total bacterial abundance of As-mineral experimental systems. Dissolved As ion from As-minerals was affected by the pH of ground water after one year of aging.

(in the realgar and arsenolite cultures). The presence of As-tolerant microorganisms and the factors leading to optimal growth conditions (see Figs. 8 and 9) will serve as a guide to bioremediation processes.

As-polluted geo-aqueous system

These results might also be important for solutions of near-neutral pH in which abundant cell-mineral surfaces are able to adsorb metals from solution. Hazigonj, Bangladesh, lies on an estuary of old Meghna River alluvium that is deeply flooded by rainwater during the monsoon. Flooding is caused by the Meghna River and by the Dakatia River. As a result, a large amount of sediment from the upper stream has been carried down towards the Bay of Bengal. Hazigonj is typically inundated annually and is frequently flooded due to its very low water table (1~2 m). At the same time ground water is affected by the mobilization of As from minerals or clay minerals at a depth of 23~29 m. Geologic conditions at Hazigonj are favorable for the formation of minerals, with high Fe^{2+} and NaCl concentrations in ground water (pH 7.2~7.4) (Islam *et al.*, 2003), very similar conditions to the experiments in this study.

Furthermore, high fluctuation of the water table (6~7 m) occurs between the dry and wet seasons, which transports a lot of alluvial sediment within the lowlands of Hazigonj during the rainy seasons. Generally, the alluvial sediment and weathered clay minerals contain high As. Ishiga *et al.* (1999) reported that the organic black mud also contain high concentrations of As in Bangladesh. Total Sulphur (TS) is also detected in samples from both Samta and Dauli Villages showing high sulfur concentration suggesting marine or brackish water. Paktunc and Dutrizac (2003) reported that Fe affects the amount of arsenate substitution, which is limited to about 17 mole % $\text{AsO}_4/(\text{AsO}_4 + \text{SO}_4)$. The charge imbalance caused by the substitution of arsenate is compensated by the partial protonation of the AsO_4 and SO_4 .

As polluted ground waters are found to be capable of accumulating As along with other elements. This accumulation of elements into the microbial cellular system takes place by biogeochemical processes. Newman *et al.* (1997) reported that the main compounds of As in aqueous solution are HAsO_4^{2-} , H_2AsO_4^- , H_3AsO_3 , As, and AsH_3 at pH 7 or near-neutral pH. These

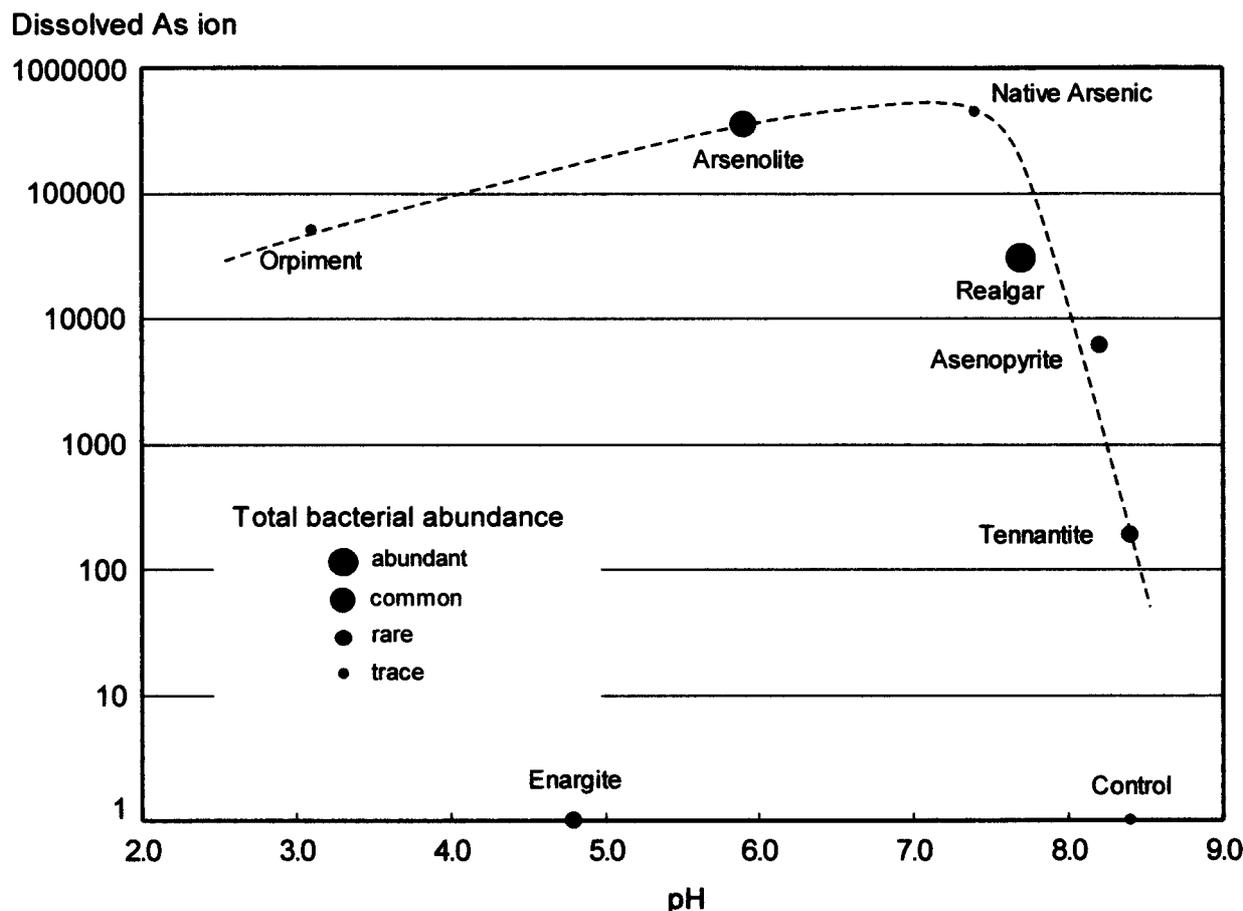


Fig. 9. Diagram of pH-dissolved As-total bacterial abundance of As-mineral experimental systems. Dissolved As ion is greatest in the pH range 7–8 and associated with high total bacterial abundance. pH is related to the logarithm of concentration of dissolved As ion in the ground water after one year of aging. Note that pH 7–8 and Eh 200–400 mV allows the survival of microorganisms under high As conditions.

conclusions are also important for this study, as most of the pH values of the solutions are pH 7–8. The results of this study could be implemented in the purification or bioremediation of As-polluted geo-aqueous ecological systems. Accumulation takes place by adsorption, precipitation, complexation, and transportation at non-marine or brackish conditions in sandy low lands, such as in Bangladesh and in peninsular sandbars.

Conclusions

By means of optical, SEM, and TEM microscopy, seven kinds of As-minerals in Fe-rich ground water (pH 7) were studied. After one year of aging, a variety of microorganisms such as bacillus, coccus, and filamentous types of bacteria survived in low-nutrient and high As concentration environments. These bacteria appeared to live in clumps, bound to As-mineral surfaces in association with As and S. From this, it was concluded that these microorganisms were resistant and/or tolerant to arsenic compounds and consumed them as energy

sources for their growth. Likewise, symbiotic bacteria may have a metal-accumulating character even in these toxic environments, because they could endure the extremely high As concentrations. The results of these experimental systems show that these As-mineral - bacteria associations could be utilized in the purification or bioremediation of As-polluted geo-aqueous ecological system.

Acknowledgements

This study was supported by the grants from the Japanese Ministry of Education, Science, and Culture.

References

- Alexander, M. (1994) *Biodegradation and Bioremediation*. Academic Press, California, 302p.
- Banfield, J.F. and Welch, S.A. (2000) Microbial controls on the mineralogy of the environment. In: *Environmental Mineralogy*. (eds.) Vaughan, D.J. and

- Wogelius R.A. pp 173-196. European Mineralogical Union, EOTVOS University press, Budapest.
- Cullen, W.R. and Reimer, K.J. (1989) Arsenic speciation in the environment. *Chem. Rev.*, **89**: 713-764.
- Cummings, D.E., Caccavo, Jr F., Fendorf, S. and Rosenzweig, R.F. (1999) Arsenic mobilization by the dissimilatory Fe(III)-reducing bacterium *Shewanella alga* BrY. *Environ. Sci. Technol.*, **33**: 723-729.
- Gadd, G.M. (1992) Microbial control of heavy metal pollution. In: *Microbial control of pollution*. (eds.) Fry, J.C., Gadd, G.M., Herbert, R.A., Jones, C.W., Watson-Craik, I.A. pp 59-88. 48th Symp. Soc. Gen. Microbiol, Cambridge University Press, London.
- Ishiga, H., Dozen, K., Yamazaki, C. and Sampei, Y. (1999) Geochemical composition of sediments obtained by boring operation in 1999, Bangladesh. *Proceedings of Asian symposium*, 31-35.
- Islam, A.B.M.R., Shiraki, K., Miyata, K., Koji, N., Fujisawa, A. and Tazaki, K. (2003) Clay minerals and phosphates found in biomats by the side of the well. *Journal of the Clay Science Society of Japan*, **43**: 14-22 (in Japanese with English abstract).
- Nagai, K., Islam, A.B.M.R. and Tazaki, K. (2001) Bacterial Fe-As mineralization. *The Science Report of Kanazawa University*, **46**: 49-66.
- Newman, D.K., Beveridge, T.J. and Morel, F.M.M. (1997) Precipitation of arsenic trisulfide by *Desulfotomaculum auripigmentum*. *Appl. Environ. Microbiol.*, **63**: 2022-2028.
- Nriagu, J.O. (1994) Arsenic in the environment. Wiley, New York, 430p.
- Oremland, R.S. and Stolz, J.F. (2003) The ecology of arsenic. *Science*, **300**: 939-944.
- Paktunc, D. and Dutrizac, J.E. (2003) Characterization of arsenate-for-sulfate substitution in synthetic jarosite using X-ray diffraction and X-ray absorption spectroscopy. *Can. Mineral.*, **41**: 905-919.
- Scott, J.A. and Karanjkar, A.M. (1992) Repeated cadmium biosorption by regenerated *Enterobacter aerogenes* biofilm attached to activated carbon. *Biotechnol. Lett.*, **14**: 737-740.
- Suzuki, T., Shibata, M., Tanaka, K., Tsuchida, K. and Toda, T. (1995) A new drying method: low-vacuum SEM freeze drying and its application to plankton observation. *Bulletin of Planktonic Society of Japan*, **42**: 53-62 (in Japanese with English abstract).
- Zahid, W.M. and Ganzarczyk, J.J. (1994) Fractal properties of the RBC biofilm structure. *Wat. Sci. Technol.*, **29**: 271-279.

ベトナム中部フエラグーン域における 1999 年洪水後の急激な環境変化

平井幸弘¹・グエン ヴァン ラップ²・ター チ キム オーン²

Rapid Environmental Changes after the Flood in 1999 in the Hue Lagoon Area of the Middle Vietnam

Yukihiro Hirai¹, Nguyen Van Lap² and Ta Thi Kim Oanh²

Abstract: A big flood disaster struck the Hue lagoon area of the Middle Vietnam in the November 1999. More than 700 people were killed by very high flood both in the riverside and littoral lowlands, and killed by many debris flows in the mountain area. In the lagoon area the water level reached to 4 m high from the sea level, which caused washout of the sandbar or the barrier beach between the lagoons and the sea. Consequently some former inlets of the lagoon opened again and rapid coastal erosion has occurred in each collapsed places.

The purpose of this study is to show the factors of the washout of the sandbar or the barrier beach, and to know the mechanism of the rapid coastal erosion after the flood. The authors collected and compared three kinds of topographic map issued in 1950, 1965-68 and 1990s, and three kinds of remote sensing images made by Landsat 7 ETM data taken before and after the flood.

The trigger of the flood was the heavy rainfall more than 2000 mm in a week, but the background of the washout is the bad drainage through the narrow inlets at the flooding time, and the continuous coastal erosion from 1960s in the whole area of this coastal zone. And the main cause of the rapid coastal erosion after the flood is the occurrence of some depression of 5 m or more in depth, 400-1000 m in length, 100-250 m in width at the offing of the washouts. The beach sand moved into the depression from the northwest to the southeast by the winter monsoon from the north or northeast. So northwestern beach were eroded so rapidly in the last 4 years just after the flood.

Key words: big flood, coastal erosion, coastal lagoon, washout of sandbar

はじめに

筆者の一人である平井はこれまで、地球温暖化による海面上昇の影響予測と評価について、主として東南アジアのタイおよびベトナムの海岸地帯に位置し海と連結しているラグーン地域を対象として研究

を行ってきた(平井, 1995, 1999, 2000, 2001, 2002; Hirai, 2000, 2001, 2003; Hirai *et al.*, 1999).

一般にラグーンおよびその周辺地域では、軟弱な堆積物から構成される標高数 m 以下の湖岸低地やデルタ、砂州などの低平地が広がっている。そのため、将来の海面上昇によって、低地への浸水や湖岸・

¹ 専修大学文学部 Department of Geography, Senshu University

² ベトナム国立自然科学技術センター地理学副研究所 Sub-Institute of Geography, Vietnam National Center for Natural Science and Technology

海岸での浸食、また洪水時の湖水位のさらなる上昇や湛水期間の長期化など、自然災害の発生や深刻化が懸念される。また、海面上昇によって湖水の塩分濃度の上昇も予測され、それに伴って現在の汽水域が縮小あるいは消滅して、ラグーン内における生態系の変化や生物多様性の喪失がもたらされる。さらに地下水への塩水侵入によって、住民の生活・灌漑用水への悪影響なども心配される (Mimura and Harasawa, 2000)。

タイ南部のソクラー湖および周辺地域での海面上昇の影響予測評価では、浸水・水没に関して、ラグーンに注ぐ主要河川のデルタ地帯を中心に広い範囲への影響が予測された。とくにソクラー湖南岸では、従来の低湿地や淡水湿地林(主にメラルカ林)地帯にエビ養殖池や都市的施設が広がっており、今後そのような新しい土地利用を伴う社会・経済的变化に注目する必要があることを指摘した (平井, 2000, 2001; Hirai *et al.*, 1999)。また海岸の浸食については、すでにソクラー湖の海岸地帯で過去 10~20 年間に数 10 m オーダーで砂浜が浸食されており、今後海面上昇に伴ってさらに激しい浸食が進むことが予測された。とくに従来海岸や湖岸にあったマングローブやメラルカ林が伐採されエビ養殖池などが造成されたところは、海岸浸食に対して脆弱になっている点が問題であった。また湖岸の水田地帯でも、急速にエビの養殖池への転用が進んでおり、その一部ではすでに池の堤防が崩壊している所もある。また、海岸の砂州上に位置するソクラー市では、淡水レンズとして存在する地下水が、海面上昇によって縮小・消滅するおそれがあることも指摘された (同上)。

すなわちソクラー湖地域では、海面上昇に対してさまざまな深刻な影響が懸念され、その影響を十分に考慮した地域開発や自然災害、とくに洪水等への対応が求められる (平井, 2002)。

そのような中、1999 年 11 月、ベトナム中部の海岸地帯で約 1 週間に 2000 mm を越える大雨によって、死者合計 711 人、行方不明者 233 人、被災者 100 万人以上、被害総額 31 億 3500 万ドルの大災害が発生した (松本, 2002)。なかでも、世界遺産に指定されているグエン (Nguyen) 王朝王宮跡のあるフエ (Hue) では、年平均降水量 2868 mm の 80% に相当する 2294 mm の豪雨となり、テュアティエン=フエ (Thua Tien-Hue) 省全体で死者 372 人、流出・全壊家屋 21 万戸であった。とくにフエの海岸地帯に広がるラグーン地域では、湖水位が最高 4 m まで上昇

し、ラグーンと海とを隔てる砂州が複数箇所で決壊した。そのため海岸地帯の集落では、家屋の倒壊や流出、溺死者の発生など大きな被害となった (平井ほか, 2001)。このような物的・人的に大きな被害をとまなう砂州の決壊は、本地域においては 1953 年の洪水以来 46 年ぶりの出来事であった。しかも今回の洪水では、集落・耕作地への浸水や家屋の倒壊・流出など直接的な被害だけでなく、洪水後に海岸地帯で激しい浸食が発生・進行し、砂州・砂丘上の家屋が多数倒壊し、残った集落でも飲用としている井戸水への塩水混入という深刻な問題も起こっている。

1999 年の洪水災害そのものについては、これまで主としてベトナム政府によって調査や被害の復旧がなされた。しかし、上述のような洪水後の深刻な環境問題については、現在調査が始まったばかりで、被害の補償や対策などはまだ十分には行われていない。一方これまで水田耕作が主であったラグーンの湖岸地帯では、1990 年代後半とくに 99 年の洪水以降、大規模なエビ養殖が急速に広まっている。これは、直接的には洪水後にラグーンの塩分濃度が一時的に上昇したことや、水田に海水が侵入し耕作放棄せざるを得なかったことも一つの要因であるが、背景には本地域における政府の地域経済の開発計画が深く関連している。

ところで IPCC (Intergovernment Panel on Climatic Change) は、地球温暖化によって海面水位が今後 100 年間で 9~88 cm 上昇すると予測している (IPCC 編, 2002)。そのような状況の中、海と湖とが脆弱な堆積物からなる低平な砂州で分かれたラグーン地域では、将来海面上昇によって上のような洪水や砂州の決壊、海岸浸食の激化など突発的な大災害が発生する可能性も高くなると予想される。

そこで本稿では、まず 1999 年の洪水をきっかけにしてトゥアティエン=フエ省のラグーン地域において、具体的にどのような自然および社会・経済的变化が起こったのかについて、洪水後 4 年間の現地調査とこれまで収集した資料から明らかとなった事実を中心に報告する。そして今後の海面上昇によるラグーン地域への影響を考慮した上で、本地域における将来の洪水災害の予測を行う。

なお、現地調査はテュアティエン=フエ省科学技術環境研究所のミン氏 (Mr. Mieng) の協力のもとに、計 5 回 (2000 年 3 月, 2001 年 2 月, 2002 年 2 月, 2003 年 3 月および 12 月)、それぞれ 3~5 日間行った。また今回収集・使用した主な資料は、過去の 3 時期に作成された 1/5 万地形図 (1950 年, 1960 年代, 1990

年代), および洪水前後の3時期に撮影された Landsat 7 ETM センサーによる画像データ(1999年9月1日, 2000年11月6日, 2003年4月21日), そしてベトナムでまとめられた報告書類である。

研究対象地域の概要

ベトナムの海岸地帯は, 北部の紅河デルタと南部のメコンデルタおよびその間に位置する中部地域に分けられる。このうち中部地域は, タンホア(Than Hoa)省からビントゥアン(Binh Thuan)省までの, 南シナ海(ベトナムでは「東海」と呼称される)に面する南北約1500 kmの範囲で, 海岸より50~200 km内陸には標高1500~2000 mのベトナム南部まで及ぶ長大なアンナン(ベトナムではチュオン・ソン(Truong Son))山脈が迫っている。このアンナン山脈は, 一般に東斜面(ベトナム側)が急で西斜面(メコン川流域)は緩傾斜となっている。そのベトナム側斜面では, 山脈の主方向と直行するように東西方向に延びる山塊が数カ所で海岸まで達しているため, 南北に細長い中部の海岸平野はいくつかに分断されている。

このうち中央付近のフエとダナン(Da Nang)の間にあるハイヴァン(Hai Van)ーバックマー(Bach Ma)山塊は, 交通の地形的障害であるとともに気候学的にも顕著な境界となっており, ここを境にベトナム中部は北側と南側に分けられる。しかし社会経済的には, ハイヴァン峠をはさむ北側のクアンチ(Quang Tri)省・トゥアティエン=フエ省と南側のダナン市およびクアンナム(Quang Nam)省までの地域は, 1994年以降中部ベトナムの中核地帯形成プロジェクトで経済統一圏として位置づけられている(Le Ba Thao, 1997)。現在, このハイヴァン峠の下に, 日本の円借款および世界銀行の融資によって延長6.3 kmの道路トンネルが建設中で, 2004年12月の完成後には現在車で約1時間のところが約6分に短縮される。

一般的にベトナム中部の海岸平野では, アンナン山脈東斜面に発する河川が幅十数 kmの沖積平野を作っており, 海岸には幅数 kmの砂丘とその内陸側にラグーンや入り江が発達している。今回の研究対象地域であるトゥアティエン=フエ省の海岸平野でも, 北から順にオーラウ(O Lau)川, フオン(Huong)川・ボー(Bo)川, ノン(Nong)川, チュオイ(Truoi)川, カウハイ(Cau Hai)川によって幅約15 km, 長さ約80 km, 面積約900 km²の平野が形成されている

(図1)。これら5河川の合計年間流出量は5171 km³で, そのうち約80%がフオン川からである(DSTE, 1998)。とくに雨期と台風期には流量が多く流れが早いために, 大量の堆積物が下流の海岸平野まで運搬され, その年間流出土砂量は62万トと推定されている(DSTE, 1998)。逆に乾季には, 塩水が平野の奥深く, 例えばフオン川の場合は河口から約30 km上流まで侵入する(DSTE, 1998)。

平野に流入する河川の上流域は標高約1200~1700 mの山地で, 最高点は北部のドンガイ(Dong Ngai)山1774 m, 南部のヌイマン(Nui Mang)山1712 mである。これらの山地の平野よりの標高300 m以下には丘陵地が広がり, さらにその先には標高20~30 mと標高5~10 mの上下2段の更新世の段丘地形が発達している。いずれの段丘面も, 最上部は厚さ5~10 mのダナン(Da Nang)黄色砂(上部更新統)と呼ばれる粘土・シルト混じりの中粒砂層に覆われている(Geological Survey of Viet Nam, 1996)。これらの更新世段丘と海岸の間には, 標高5~10 mの浜堤平野が2列発達し, いずれも厚さ3~6 mのナムオー(Nam O)白色砂(下部完新統)と呼ばれる良く円磨・淘汰された海成-風成の石英からなる細砂に覆われている(Geological Survey of Viet Nam, 1996)。1/20万地質図「ホンホア-フエ-ダナン」では, 2列の浜堤平野を区別していないが, 地形的には以下のように異なる特徴を有するので, 本稿では内陸側浜堤平野と海側浜堤平野とに区別する。すなわち内陸側浜堤平野は幅2~8 kmと広く, 周辺部では小さな谷によって開析が進み, 一部でナムオー白色砂層の下位にダナン黄色砂が認められる。これに対し, 海側浜堤平野は幅1~3 kmと狭く, その最も海岸よりには標高が最高30 m以上に達する砂丘が発達している。

山麓の更新世段丘面と内陸側浜堤平野との間には, 幅約5 km, 標高3 m以下のオーラウ川, フオン川・ボー川, ノン川, チュオイ川の作る氾濫原が広がっており, 中央部ではフオン川・ボー川が作った自然堤防が良く発達している。氾濫源の東側では自然堤防はほとんど見られず, 標高0 m以下の干拓地も多い。内陸側浜堤平野と海側浜堤平野の間には, 海岸線と並行するように延長約70 km, 幅1~最大約10 km, 平均深度1.5~2.0 m, 最大深度4~5 mの複数のラグーンが連なっている。このラグーンは全体としてタムジャン-カウハイ(Tam Giang-Cau Hai)ラグーンと呼ばれ, 総面積248.76 km²のベトナム最大の湖で, 日本の霞ヶ浦(167.6 km²)の約1.5

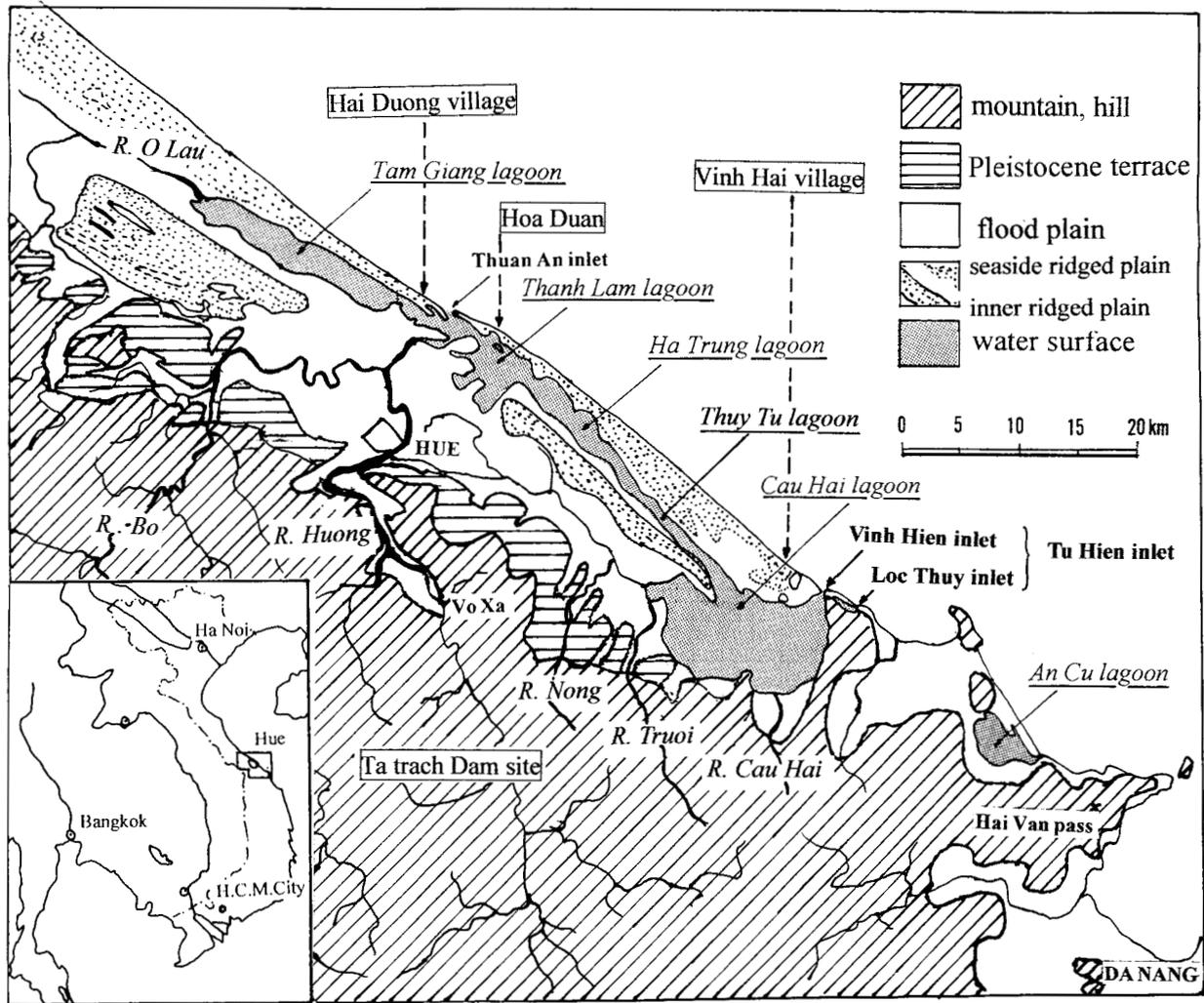


図1. タムジャンーカウハイラグーンの位置および地形の概要
 Fig. 1. Location and geomorphological map of Tam Giang-Cau Hai lagoon area

倍の広さを有する (DSTE, 1998). 地元では一連のラグーンを、北東側からタムジャン、タンラム (Thanh Lam)、ハトゥラン (Ha Trung)、テュイトウ (Thyu Tu) およびカウハイの5つのラグーンに分けて呼んでおり、中央のフォン川河口沖合いのトゥアン (Thuan An) と、東南部のトゥヒエン (Tu Hien) の2カ所の湖口で外海とつながっている (図1). なおこの2箇所の湖口は、長期的に安定したものではなく、これまでその位置は自然および人為的な作用によって変遷してきた。それについては、次章で詳しく述べる。

タムジャンーカウハイラグーンの湖口の変遷

タムジャンーカウハイラグーンでは、少なくとも陳 (Tran) 王朝 (1225~1400年) の初期、元軍のベト

ナム侵攻時 (第1次 1258年, 第2次 1284-85年, 第3次 1287-88年) には、現在のカウハイラグーン北東端のテュヒエン湖口だけが開いていた (MSTE, 2001). この時代には現在のトゥアン湖口は存在せず、フォン川は山麓の更新世段丘と内陸側浜堤平野との間を南東方向に流れ、カウハイラグーンに流入していた (図2). しかし、フォン川の流れと潮汐流がぶつかるテュイトウラグーン南部に干潟が発達し、次第にフォン川からの水が排水不良となり、ついには1404年に当時のフォン川の河口から最短で海へ流れ出るような水路が新たに形成された。これが現在のホアデュンの部分に当たり、1404年以来こちらが主湖口となり、カウハイラグーン北東端の湖口は副次的なものとなって、洪水時には開口するもののしばしば閉塞するようになった (MSTE, 2001).

すなわち1404年以降タムジャンーカウハイラ

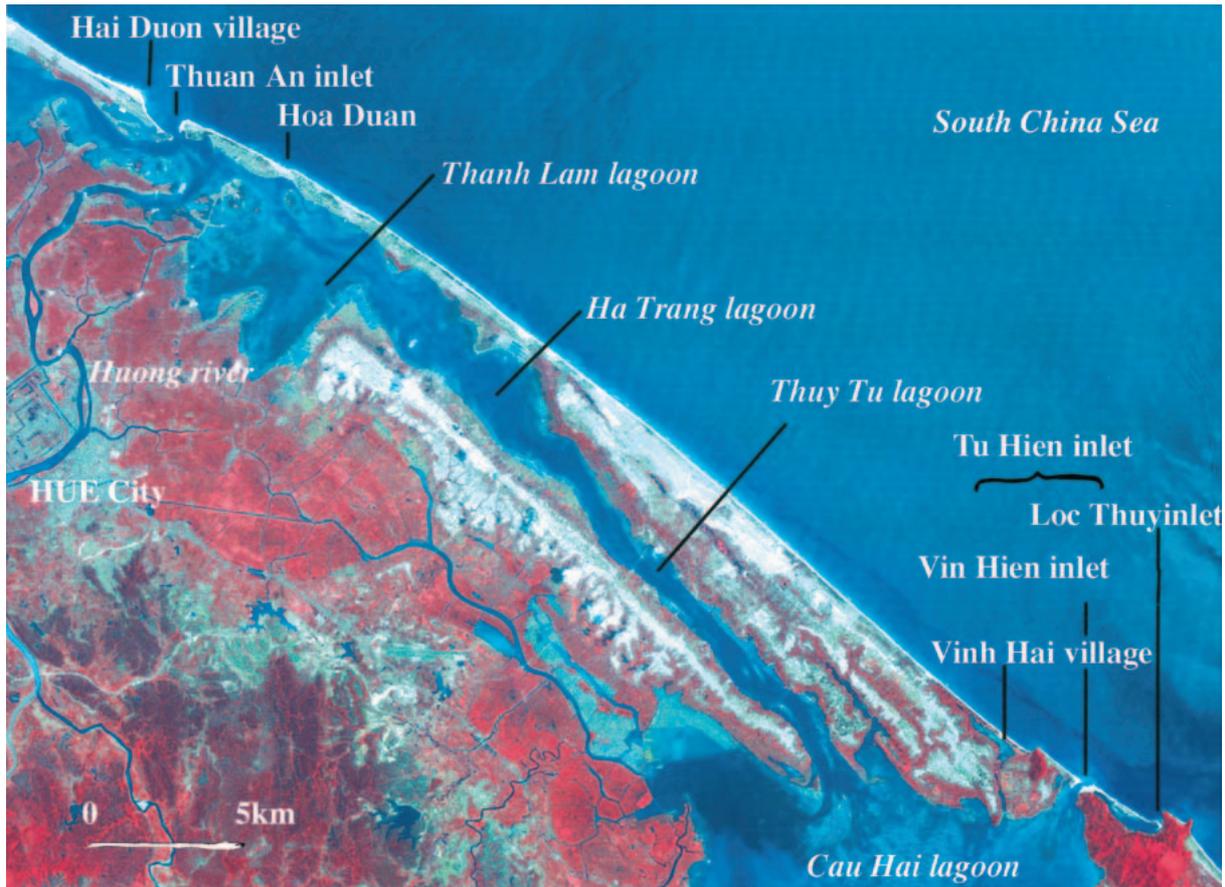


図2. タムジャンーカウハイラグーンの新旧の湖口(基図は2003年4月21日撮影のLandsat 7 ETM データをRGB (432) カラー合成したもの)

Fig. 2. New and old inlets of Tam Giang-Cau Hai lagoon (base map was made by Landsat 7 ETM data on 21 Apr. 2003)

グーンは、中央部と南東部の2箇所に湖口をもつようになった。このうち南東部のトゥヒエン湖口は、その西側のヴィンヒエン(Vinh Hien)湖口と、東側のロックテュイ(Loc Thuy)湖口とからなる(図2)。この2つの湖口は、数年~数十年の間をおいて、西側が開口して東側が閉塞したりあるいはその逆や、両湖口とも開口または閉塞という不安定な状態を繰り返している。

一方1404年以降タムジャンーカウハイラグーンの主湖口となった中央部では、現在のトゥンアン湖口からホアデュンからにかけての範囲で、湖口の位置は自然および人為的要因によって変化してきた。例えば後黎(Le)王朝(1428~1789年)は1467年にホアデュン湖口を人為的に締め切ったが、締め切り30数年後の1498~1505年の間に再び開口した。ところが1889年にはフオン川河口付近の流路が変わって、現在のトゥンアン湖口の部分に新たな開口部が形成された。この新しい湖口は、1897年にいったん自然に部分閉塞するが、1904年にホアデュン湖口が人為

的に締め切られると再び開口し、現在のトゥンアン湖口となった(MSTE, 2001; 図3-a)。

そして1904年以降1999年11月の洪水までの95年間、トゥンアン湖口がラグーン中央部で唯一の湖口となった。この間1904年~1953年の間は、湖口東側の砂州が西側の砂州の外側に細長く伸び、湖口は北西方向の細長い水路状となった(図3-b)。1953年の洪水では、フオン川の塩水遡上を防ぐ目的で設けられていた長さ2000mの石積みダムが決壊し、そのとき細長く伸びていた東側の砂州約7kmも浸食されてしまった(図3-c)。それ以来、トゥンアン湖口の左岸側で浸食が進み、水路の中心軸は徐々に北西方向に移動してきた(図3-d)。

1999年の洪水による砂州の決壊と海岸浸食

1999年の洪水では、河川からいっきに大量の洪水流がラグーンに流れ込み、当時開口していた中央のトゥンアンとカウハイラグーン北東端のロックテュ

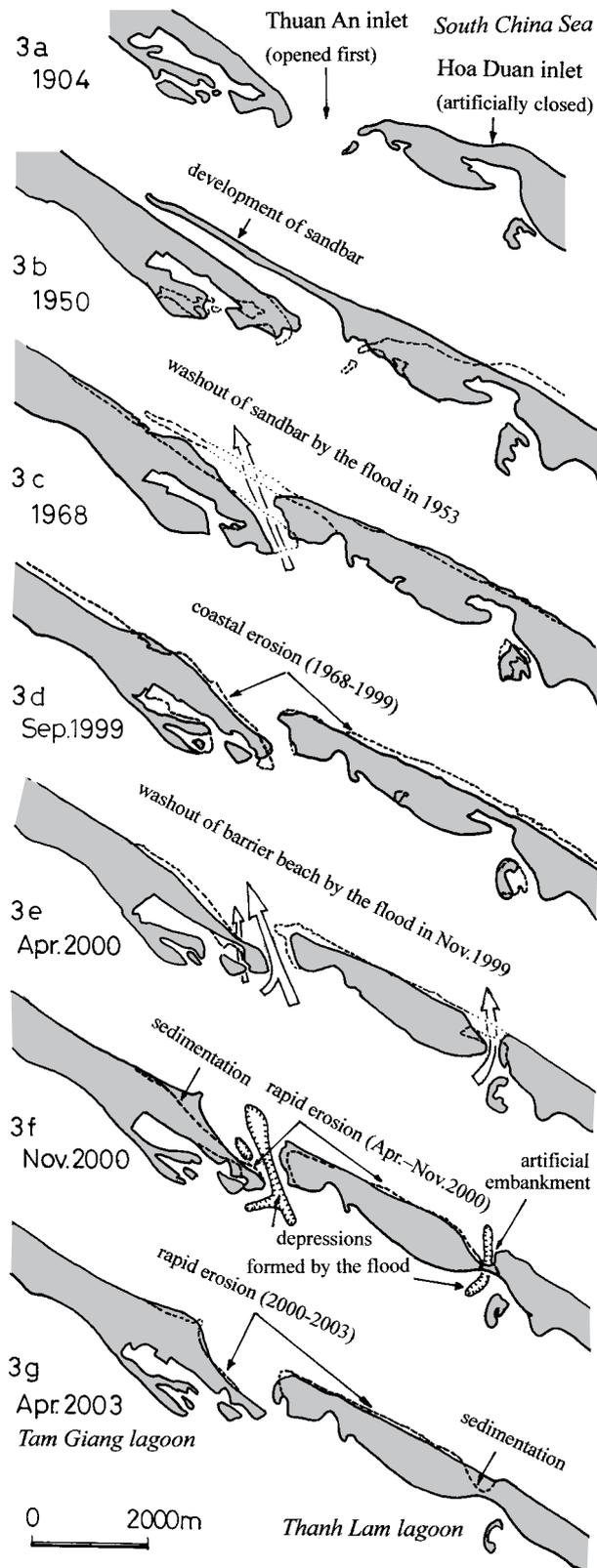


図3. 1904年～2003年におけるトゥンアン湖口の変化
Fig. 3. Changes of Thuan An inlet from 1904 to Apr. 2003
 (3-a: redrawn of the Fig.4-2 of MSTE,2001; 3-b, c: prepared by topographic map issued by U.S. army map service; 3-d, f, g: prepared by Landsat 7 ETM data; 3-e: redrawn of the Fig. 4-3 of MSTE, 2001)

イの2つの湖口だけでは排水できず、ラグーンの水位はヴィンヒエン湖口内側で最高4 mまで上昇した。そしてついに11月1日の深夜11時頃、ホアデュンおよびトゥンアン湖口北側のハイズオン (Hai Duong) 村の砂州、そしてヴィンヒエン湖口とその北西側のヴィンハイ (Vinh Hai) 村の4カ所で砂州が決壊し、湖水が海へ流出、また逆に海水も低地に流入した。

1. ホアデュン湖口の開口と周辺の変化

1904年に人為的に締め切られたホアデュンの旧湖口は、1999年の洪水によって標高2～3 mの砂州が決壊して幅600 m～700 mの水路がつけられ、95年ぶりに再び開口した(図3-e)。

ここでは11月1日の夕方5時頃からラグーンの水位が上昇しはじめ、深夜11時頃に砂州が決壊した。その後、満潮とラグーンへの洪水流の流入によって水位は決壊時よりさらに上昇し、翌11月2日の午後1時頃に最高3.0 mに達した。そして翌11月3日の朝7時頃にやっと湖水位は低下した。この村では、今回の水害で死者16人、家屋の倒壊・流出64軒という大きな被害となった(平井ほか, 2001)。

ホアデュン湖口の再開口に対し、ベトナム政府はラグーン湖岸に広がる水田の塩害防止、砂州東側地区への交通確保などのため、洪水後約1年たった2000年12月に、以前の道路より300 m内陸側に締め切り堤防を建設した(図3-f)が、2週間後に再び決壊した。そのため、翌年の旧正月(2001年1月24日)前に再度締め切り工事を行い、その後は徐々に海側の堆砂が進んで、2003年12月現在幅約300 m強にまで回復している(図3-g)。

しかし、ホアデュン湖口北西側のトゥンアンビーチにかけての海岸約4 kmと、トゥンアン湖口をはさんだ北西側のハイズオン村の海岸約3 kmの区間では、洪水直後から激しい海岸浸食が始まり、砂州や砂丘上にあった家屋が倒壊・流出し、また集落の井戸水への塩水侵入など深刻な問題が起こっている。以下、ホアデュン湖口北西側の海岸およびハイズオン村の海岸での急激な環境変化について述べる。

ホアデュン湖口北西海岸

本地域では1999年の洪水後2003年の12月までの4年間に急速に海岸浸食が進み、5軒のホテル(保養所)と5軒の民家が倒壊した(写真1)。海岸浸食は、北～北東季節風が吹き潮位が高く波浪の大きい11月～1月の冬季に発生している。2003年12月の調査時には、静穏だった夏季に比べて5～7 m砂浜が浸



写真 1. ホアデュン湖口北西側の海岸浸食によって倒壊した民家 (2000 年 3 月 9 日撮影)

Picture. 1. Private houses broken by coastal erosion occurred in the northwestern beach of the Hoa Duan inlet (taken on 9 March 2000)



写真 2. ホアデュン湖口北西側の海岸浸食で形成された浜崖 (2002 年 2 月 26 日撮影)

Picture. 2. Small beach cliff made by coastal erosion in the northwestern beach of the Hoa Duan inlet (taken on 26 February 2002)

食されたものの、2000年～2002年の浸食期に比べると海岸の浸食速度は小さくなっている。しかし現在でも比高約1～2mの浜崖が連続して認められ、浸食が依然として継続していると推測される(写真2)。ランドサットデータを使った画像解析によると、本地区の海岸では、1999年の洪水後2001年7月までに平均幅70m、最大幅100数十m、距離6.6kmにわたって砂浜が浸食された(MSTE, 2001)

海岸浸食がほぼ収まった集落でも、現在最も海岸線に近い家では、2001年9月以降井戸水に塩水が混入して飲用に適さなくなったため、内陸側に井戸を掘りなおした。2003年3月15日に水質を測定した結果、海岸線から70mの距離にある旧井戸の塩分濃度は0.9%、その約20m内陸側にある新井戸(いずれも地下水位は地表より5m)の塩分濃度は0.5%で、かろうじて淡水であった。しかし潮位の高い冬季には、現海岸線よりさらに50～60mも内陸まで波が侵入すること、海岸浸食が完全には止まっていないことなどを考慮すると、新しい井戸も近い将来塩分濃度が上昇して飲用不可になると懸念される。

ハイズオン村の海岸

1999年の洪水では、トゥアン湖口東側の砂州先端部分が一気に浸食され、湖口の幅が広がるとともに、湖口西側のハイズオン村の砂州の一部が決壊した。洪水後、この決壊地点から北西側約2kmの区間の海岸で、急速な海岸浸食が始まった(図3-e)。MSTE(2001)によると、1999年11月の洪水直後～2000年7月までの8ヶ月間に幅50～90m、長さ2.6km、面積12.55ha、さらに2000年7月～2001年7月ま

での1年間に幅30～60m、長さ1.8km、面積5.75haの砂浜が浸食された。このような急速な海岸浸食によって、2001年3月16日には、標高約10mの砂丘上にあった灯台とその西側の漁民の住居20軒が倒壊した。2002年2月の現地調査時には、砂丘上の民家28軒を含む全48軒の家屋が海岸浸食によって倒壊し(写真3)、その住民は同じハイズオン村内のラグーンの湖岸に移住したということであった。

ハイズオン村の海岸浸食も北～北東季節風が卓越する冬季(11月～翌年1月)に進行しており、とくに洪水約1年後の2000年と2001年冬季の浸食が最も激しかった。2000年4月と同年11月のランドサット画像を比較すると、湖口西側の北西から南東に向かう沿岸流と湖口から流出する流れがぶつかる所に尖角州が形成されており、南西風が卓越する夏季の間に砂の堆積が進んだことがわかる(図3-f)。2003年12月の現地調査によると、ハイズオン村の海岸ではその年の4月から砂の堆積が卓越し、冬季になっても激しい浸食は発生していない(写真4)。それ以前の浸食でつくられた砂丘の急崖直下の尖角洲の付け根の部分では、海岸の防風・防砂林としてフィーラオ(Phi lao: 和名モクマオウ)の植林も始まっている。

2. ヴィンヒエン湖口の開口と周辺の変化

カウハイラグーン東北部のヴィンヒエン湖口とロックテュイ湖口は、ラグーン中央部に新しいホアデュン湖口が開いた1404年以降、埋積と開口を繰り返す不安定な状況にあった(図4-a, b, c)。このう



写真3. トゥアンアン湖口北西側の海岸浸食で倒壊したハイズオン村の砂丘上の民家(2002年2月26日撮影)

Picture. 3. Private houses on the sand dune in Hoa Duan village broken by coastal erosion occurred in the northwestern beach of the Thuan An inlet (taken on 26 February 2002)



写真4. 海岸浸食で作られた砂丘の急斜面前面に新しく堆積したハイズオン村の砂浜(2003年12月23日撮影)

Picture. 4. New beach appeared in front of the steep dune cliff made by coastal erosion in Hoa Duong village (taken on 23 December 2003)



写真5 ヴィンヒエン湖口北西側の海岸浸食で形成された比高約1mの浜崖(2003年12月22日撮影)

Picture.5 Beach cliff about 1 m in height made by coastal erosion in the northwestern beach of the Vinh Hien inlet (taken on 22 December 2003)

ち西側のヴィンヒエン湖口は、今回の洪水以前は1990年～1994年の4年間開口しており、1994年12月に自然閉塞し、翌年には人為的に石積みの海岸堤防で補強された。自然閉塞する約1ヶ月前の水路幅は50m、水深は0.5～1mであった(MSTE, 2001)。以下、ヴィンヒエン湖口とロックテュイ湖口での環境変化について述べる。

ヴィンヒエン湖口

1999年の洪水では、この付近ではあまり降雨はなかったにもかかわらず、11月1日の夜約2時間で湖水位が急上昇し最高約4mまで達した。そして、午

後11時頃ヴィンヒエン湖口部分の砂州、およびその西側の湖岸低地の砂州の少なくとも2箇所が決壊した(図4-d)。そのためこの付近を中心として家屋が倒壊・流出し、村内440軒のうち82軒が破壊された。死者は一人であったが、周囲の水田約150ヘクタールが浸水した(平井ほか, 2001)。

水害直後のヴィンヒエン湖口は幅約600m、水深4～8mであった(MSTE, 2001)。水害後4ヶ月たった2000年3月の現地調査では、北西岸から幅約200mの砂州が南東方向に延びて水路幅は約250mとなり、その後2000年11月には幅約150m、水深8.6m(MSTE, 2001)、そして2002年2月には幅約50m、水深7m(現地での聞き取り)、2003年12月には水深約3m(同上)と湖口は急速に狭く浅くなり、1994年に閉塞した直前の状態に近づいている(図4-e)。

しかしヴィンヒエン湖口の北西側海岸約1kmの区間では、洪水後に激しい海岸浸食が進行している。すなわち、洪水以前には砂浜の幅が約100mあったが、北～北東季節風が吹く11月～1月に砂浜が毎年幅10～15mほどずつ浸食され、洪水後4年経過した2003年12月までに全体で約50～75m浸食された(写真5)。そのため、洪水後この地区ではすでに約50軒が内陸に移住した。また先に述べたホアデュン湖口北西側の海岸の場合と同じく、残されている集落の生活用水・飲用水である井戸水の塩水化問題が起こっている。

ロックテュイ湖口

東側のロックテュイ湖口は、ヴィンヒエン湖口が

締め切られた1994年以降開口し、洪水以前には西側から延びた細長い砂州の背後に幅100~400mの水路が存在した(図4-c). 水害直後には、湖口の幅も砂州背後の水路も広がったが(図4-d), 2001年には幅約100mの砂州上にエビ養殖池も作られた. しかし、2003年4月撮影のランドサット画像では水路の入り口が閉塞し、2003年12月の調査時の聞き取りでは砂州の海側の浸食が進んで、もっとも狭いところは幅が10mとなりエビ養殖池は崩壊の危機的状况にあるという(図4-e).

洪水後の地域社会の対応と変化 —ヴィンハイ村を例に—

前章までに述べたように、1999年11月の洪水では、かつて湖口だったホアデユンおよびヴィンヒエン湖口が再び開口した. そしてこれら以外にも、トゥンアン湖口北西に位置するハイズオン村およびヴィンヒエン湖口北西に位置するヴィンハイ村の砂州が決壊し、その後これらの新旧の湖口および砂州決壊部のいずれもその北西側海岸で、急速な海岸浸食が進んでいる. そのため当該地域の集落では、洪水とその後の海岸浸食によって多数の家屋が倒壊・流出し、また地下水の塩水化によって生活用水や灌漑用水の利用に深刻な問題が発生している. さらに湖岸低地および浜堤列間の低地では、直接海水が侵入したり、洪水後ラグーンの塩分濃度が一時的に上昇したために水田にも被害がでた.

こうした洪水とその後の急激な環境変化に対して、ラグーンの湖岸および海岸にある各集落では、さまざまな対応が見られる. 初めにでも述べたように、今後の海面上昇の影響とその対応策を考える上で、今回の一連の災害に対して具体的に地域の人々がどのように対応し変化したのかを知ることは大変重要である.

そこで、本章では1999年の洪水で大きな被害を受けながらも、その後すばやく村の復興と開発に取り組んでいるヴィンハイ村の事例を紹介する. カウハイラグーンのヴィンヒエン湖口北西側に位置する

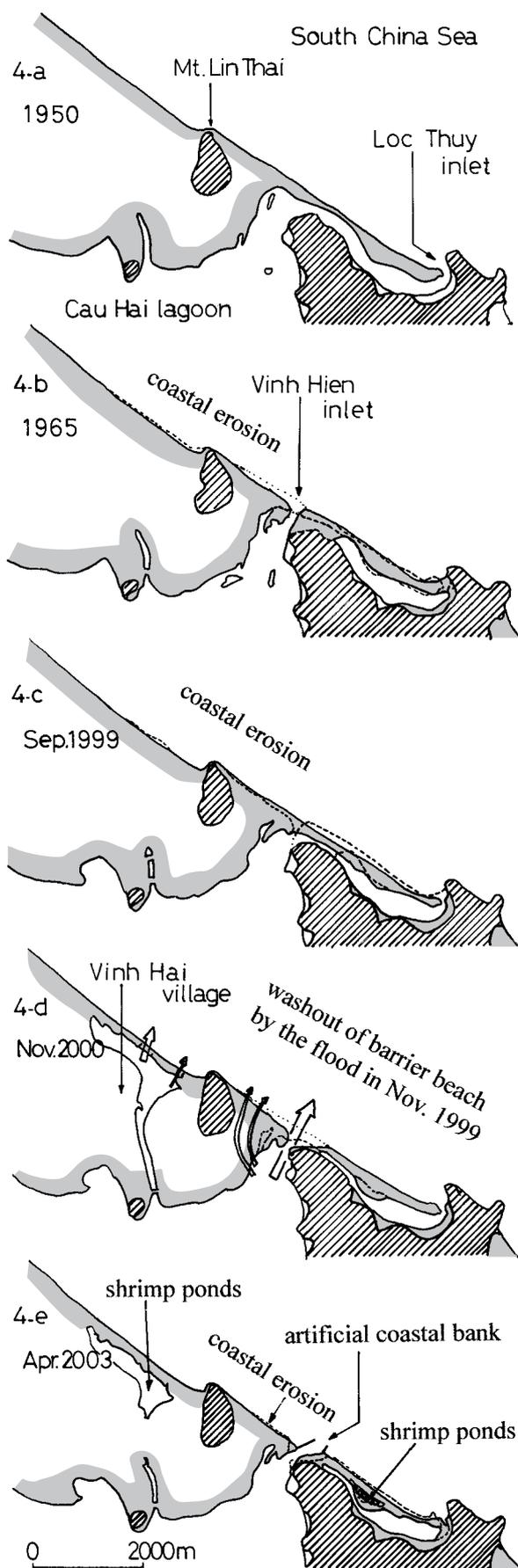


図4. 1950年~2003年におけるトゥヒエン湖口(ヴィンヒエン湖口およびロックテュイ湖口)の変化

Fig. 4. Changes of Tu Hien inlet (Vinh Hien inlet and Loc Thuy inlet) from 1950 to Apr. 2003

(4-a, b: prepared by topographic map issued by U.S. army map service; 4-c, d, e: prepared by Landsat 7 ETM data)

ヴィンハイ村は、幅約 3 km、標高 5~10 m の海側浜堤平野の中央部より海岸側を占める。この浜堤は、先にも述べたように厚さ 3~6 m の細粒砂に覆われているため、大部分は墓地として利用され耕作地は少ない。村の海岸線の延長は 4.5 km で、海岸には幅約 200 m の浜堤および砂丘が連なり、その背後に幅約 500 m、延長約 5 km の低地・湿地が広がっている(図 2)。村の総戸数は約 650 戸、人口約 3000 人で(2003 年 12 月)、うち 18 歳以上は 690 人、農業と漁業を主な生業とし、保健所と小学校が各 1 箇所ある。1999 年の洪水以前には低地部分を中心に 170 ha の水田があった。そのうち、50 ha はもとラグーンの一部であったところを 1990 年に水田化したところで、1999 年の洪水ではここに海水が浸入・湛水し、再び水田として利用することができなくなった。

1. 洪水への対応

1999 年の洪水時には、村の低地部分に浸入した湖水の水位が上昇し、その前面の砂州が幅 200 m と幅 80 m の少なくとも 2 箇所が決壊した(図 4-d)。このうち前者の決壊部分は、水深 1~1.5 m で洪水後約 3 ヶ月間開口しその後自然閉塞した。この砂州決壊による人的被害はなかったが、村内では家屋の倒壊 12 軒、一部損壊 50 軒であった。

砂州決壊後の 11 月 1 日~3 日は洪水水位が高く、住民は 5 日間浜堤上に避難して生活せざるを得なかった。この水害時は、避難のための情報提供などがなされなかったため、今後村ではまず警報システムの整備に取り組むという。洪水による浸水・湛水に対しては、住宅地の盛り土や高床化も有効であるが、予算上限りがあるため、村では役所や学校などの 2 階建ての建物を避難所として使う計画である(村長による)。

2. エビ養殖の開始と拡大

1999 年の洪水では、決壊した砂州部分から村内の水田 50 ha に海水が浸入し、ここでの水田耕作は不可能となった。そのため村では、被害を受けた 150 軒の農家を稲作から養殖業に切り替えることにした。最初は魚の養殖を試みたが、現在は 100% 輸出用のエビ養殖を行っている。2002 年 2 月までに孵化場が完成し、2003 年 12 月時点で 42 ha の水田が養殖池に転用され、60 軒の農家が経営に当たっている(図 4-e)。低地にある残り 50 ha の水田は、2005 年までにすべて(合計 92 ha)をエビ養殖池に転用する計画で、現在村の海岸 2 箇所にある海水を引き入れるポンプ場を合計 6 カ所に増やして対応する。このような稲作からエビ養殖への転換にともなう池の造成

や電気施設の整備などに対し、政府から 70% の資金融資がなされている。

この地方では雨季(10 月~1 月)の降水量が約 2000 mm と多いために、ヴィンハイ村でのエビの養殖は基本的には乾季の 1~5 月と 6~9 月の 2 回行われる。生産高は 1 ha あたり 1 回につき約 1 トンで、その粗収益は約 6500 万 VND(ベトナムドン：2003 年 12 月時点で 1 日本円=145 VND)で、現在村全体(42 ha)で 1 年間に約 80 トン(1 トン×42 ha×2 回)の生産高とのものであった。これらの値から、ヴィンハイ村におけるエビ養殖農家 1 軒あたりの収入(聞き取りによると利益率は約 60%)を計算すると、約 5200 万 VND(6500 万 VND×80 トン÷60 軒×60%)となる。これを、村の平均家族数 4.6 人(3000 人÷650 軒)で除して一人あたりの平均年収にすると、1130 万 VND となる。この値は、ベトナム全国における漁業従事者一人あたりの平均年収 814 万 VND(2001 年：Statistical Publishing House, 2002)やテュアティエン=フエ省における県民一人あたりの平均年収 696 万 VND(2000 年：同上)と比較すると、初期投資費用を考慮してもまずまずの収入と言えよう。

ところで 1980 年代後半からエビ養殖池が急増したタイでは、1997 年には全国 73,120 ha の養殖池で、227,560 トンのエビが生産され、その生産高は 1 ha 当たり年に 3.11 トンである(宮城ほか, 2003)。ヴィンハイ村のエビ養殖の 3 倍以上の土地生産性であるが、これは池を造成してポンプや羽根車(エアーレーター)を設置し、また飼料や薬剤を大量に投下して、1 年に 2~3 回収穫する集約的養殖法によるもので、このような養殖を続けると生産開始から 5~10 年で、水質や底泥の汚染のために生産性が落ちてしまう(平井, 1999)。これに対し、従来ベトナムで行われていたエビ養殖は、1998 年の全国平均で土地生産性が 1 ha 当たり年に 220 kg とタイと比較して一桁小さい。それは、特別の設備を設けずに潮位差を利用して換水を行い、人工飼料なども与えない粗放的な方法であった(宮城ほか, 2003)。しかしヴィンハイ村で始まったエビ養殖は、そのような従来の粗放的なものではなく、生産性を高めるためにポンプの導入など集約的方法に移行しつつある。そうすると、ラグーンの水質汚染や養殖池の劣化の問題が心配される。この点について村では、養殖池下流のラグーン側に汚水処理施設を設け、さらにその下流にカウハイラグーンの特産である汽水性の魚(名称：カジア)の養殖池を造って、エビ養殖池からの栄養物を含んだ餌で 8 ヶ月養殖する。あるいはエビの養殖池で 2

回エビを養殖し、あと 1 回はカジアの養殖を行うという方法で、持続的なエビの養殖を目指すとのことであった。

このほか、本研究対象地域は 1994 年以降中部ベトナムにおける中核地帯形成プロジェクトの対象地域となっているため、先に述べたハイヴァントンネル建設の他にも、2004 年からはカウハイラグーンの湖口をまたぐ長さ 1200 m の道路橋や、ヴィンハイ村から 14 km 東にあるチャンマイドン (Chan May Dong) 岬西側の新港の建設が始まった。タムジャンーカウハイラグーン地域でも、すでに道路の新設・改良やラグーンを横断する新しい橋の建設などが積極的に進められており、今後ヴィンハイ村を含む本地域はエビ養殖や観光業を中心に急速に変貌していくと思われる。

将来の洪水災害の予測

本章ではまず、1999 年 11 月の洪水による砂州決壊とその後の急激な海岸浸食の要因について考察する。そしてこれを踏まえ、今後の海面上昇によるラグーン地域への影響も考慮した上で、本地域における将来の洪水災害の予測を行う。

1. 砂州決壊の要因

1999 年の洪水では、11 月はじめの 1 週間に降った 2000 mm を越える大雨が一連の災害の誘因となった。しかしこの洪水では、洪水水位の上昇速度や洪水の流下速度が速かったことが大きな特徴であり、それが災害を大きくした要因の一つになった。洪水水位の上昇速度は、フォン川中流の谷底、平野の出口およびラグーンの湖岸で、それぞれこれまで住民が経験したことのない速さであった。そのため、自宅から避難する機会を逸した家族があわてて屋根裏から屋根に出て船で救出された例や、救出が間に合わず家ごと流された例が複数あった(平井ほか, 2001)。また洪水の最高水位の出現時刻の差は、フォン川河口より 38 km 上流にあるヴォクサ (Vo Xa) 村と河口に近いラグーン湖岸 (河口より 4 km) との間で、2 時間以下と短かった。このように洪水の水位上昇速度や流下速度が大きかったのは、本地域の河川上流域の山地・丘陵地に良好な森林があまり見られず、灌木の生えた程度の疎林が多いために、洪水の流出率が高くラグタイム (降雨のピークと流量のピークの発生時刻の時間差) が短かったことに起因すると思われる。本地域で森林の発達が悪いのは、ベトナム戦争中に散布された枯れ葉剤の影響だと現地の研

究者は言う。確かにホーチミン市の戦争証跡博物館 (Ho Chi Minh City The War Remnants Museum) の 展示パネルによると、フエの海岸平野背後の山岳地帯には大量の枯れ葉剤が繰り返し散布されたことが明瞭に示されている。

また、2003 年 12 月にフォン川上流のターチャック (Ta Trach) 川に計画されているダムサイトを訪ねたが、周辺の山地斜面のユーカリの木々が皆伐されていた。ダム建設で水没するドンホア (Dong Hoa) 村 680 戸のうち 422 戸の住民移転にもなって、住民が所有する木を伐採した結果という (ドンホア村村長による)。いつから、どの範囲がどれくらいの面積伐採されたかという具体的なデータは入手できなかったが、ダム計画は洪水前の 1997 年から住民に周知されており、森林伐採が 1999 年の洪水以前に始まっていたとすれば、洪水の流出を早めた一つの要因となった可能性がある。

一方今回の洪水では、ラグーンの最高水位は過去の記録よりいっきに 1 m 以上も上昇した。その要因として、以下の二つが挙げられる。第一に洪水直前に開口していた二つの湖口のいずれもが、幅の狭い水路状になっていて、排水能力がそれ以前に比べて小さくなっていたことが指摘できる。すなわち、中央のトゥンアン湖口では湖口東側の砂州が西方に延び、また西側の砂州が浸食されて、水路の中心軸が北西方向に傾いており、長さ約 1 km、幅が最も狭いところで 320 m の水路状になっていた (図 3-d)。また北東部のトゥヒエン湖口でも、直接海につながるヴィンヒエン湖口が 1994 年に自然閉塞し、湖水は幅 100~400 m、長さ 4 km 以上の細長い水路を経てロックテュイ湖口から海へ注いでいた (図 4-c)。第二の要因として、人工的に締め切られたホアデユン湖口およびヴィンヒエン湖口は、海岸に石積みの堤防も築かれていたために、自然状態の砂州に比べて簡単には決壊しにくく、そのためかえって湖水位が異常に上昇したと考えられる。

これらの要因によって、旧湖口およびこれに近接する砂州がほぼ同時に数カ所で決壊した。この砂州の決壊には、もう一つ重要な要因が関連している。すなわち、洪水以前から海岸浸食によって砂州そのものの幅が次第に狭くなっていたことが挙げられる。とくにホアデユン~トゥンアンビーチにかけての海岸線は、1960 年代より浸食が進み、リモートセンシングデータによると 1975 年~1999 年の 24 年間に平均幅 100 m、最大幅 200 m、距離 6.4 km にわたって砂浜が浸食されている (MSTE, 2001)。洪水以前に

は、浸食防止を目的とした複数の突堤が海岸線に設けられていた。また、トゥヒエン湖口北西側のヴィンハイ村の海岸でも、40～50年前は幅約300～400mの砂浜があったが、30年ほど前には海岸浸食によって約20軒の家が内陸に移転し、1979年の対中国紛争時に当時の海岸線に築いたコンクリート構造物が現在は海中に没している（ビンハイ村村長による）ことなどから、ここでもやはり1960年代から浸食が継続していることが明らかである。

2. 海岸浸食の要因

洪水後の急激な海岸浸食の誘因は、再開した旧湖口および決壊した砂州部分を通して、湖から海へ大量の水が一度に流出したために、その沖合の海底が深く浸食されたことである。洪水後に測量されたトゥンアン湖口およびホアデュン湖口周辺の1/5000等深線図と、1967年の測深に基づく1/25000 PICTOMAP SUPPLEMENT Sheet 6542 III S (the Army Map Service, Corps of Engineers, U. S. Army) の2つの地図を比較すると、トゥンアン湖口では最大水深が9.9mから15.8mに変化し、そこに長さ約1000m、幅約250m、水深10m以上の凹地が作られている。この北西側のハイズオン村の砂州決壊地点の沖合約100mにも、最大水深8.3m、長さ約400m、幅約100m、水深5m以上の凹地が出現している。ホアデュン湖口でも、湖側の水深2.1m、海側の水深4.2mであった部分に、最大水深12.3m（湖側）～7.4m（海側）、長さ約1000m、幅約200m、水深5m以上の凹地が新たに作られている（図3-f）。

この凹地を埋めるように、まず決壊地点の海岸から沖に砂が移動することによって、ここで激しい海岸浸食が始まり、その後浸食範囲が北西側の海岸へと拡大していった。そのメカニズムは以下のように説明できる。すなわち本地域の沿岸漂砂は、主に北～北東季節風の吹く冬季に、海岸線に沿って北西から南東方向に移動している。したがって、洪水後に出現した上記の凹地を埋めるように、砂州決壊地点の北西側海岸から南東側に向かって沿岸漂砂が移動し、そのため砂州決壊地点から始まった急激な海岸浸食が少しずつ北西側の海岸に及んだと推測される。現在（2003年12月）は洪水後5回の冬季を経て、洪水で形成された凹地がほぼ埋積されたため、全体の海岸浸食も落ち着いてきたと解釈できる。

3. 将来の洪水災害の予測

本地域における洪水の誘因は、冬季のモンスーンに伴う降雨と夏季の台風による降雨である。地球温暖化が進行すると、本地域では冬季のモンスーンは

全般的に弱くなり、降水量の変化については判断が困難とされている（原沢・西岡，2003）。また台風については、現時点では温暖化による数や強さの変化についての予測は不確実で、数は減少するが強さ（最大風速）はやや強くなり、強さが同じなら降水量は10～30%増大する可能性も指摘されている（原沢・西岡，2003）。

このように、洪水の誘因となる大雨については、現在のところ地球温暖化による急激な変化は予測されていない。しかし先に述べたように、地球温暖化によって海面は21世紀末までに9～88cm上昇することが予測されており、モデルによってはアジア地域での上昇比率が大きいという予測もある（原沢・西岡，2003）。実際、ベトナム北部のハイフオンの南東約25kmにあるホンダウ（Hon Dau）検潮所の記録では、年間平均海水面が1960年から2000年前の40年間に18.0cm上昇しており、IPCCの報告書にある世界の過去100年間の平均海面上昇量約30cmに比べて1.4倍になっている（平井，2003）。すなわち本地域では、今後海水面の上昇に伴ってラグーンの水面上昇し、将来の洪水に対して脆弱性が増すと考えられる。

一方洪水災害予測にあたっては、地域の自然および社会・経済的特質に由来する要因、すなわち地域的要因（素因）が重要である。本研究対象地域としたラグーン地域では、まず湖口の地形変化による排水能力の低下という自然的要因を考慮しなければならない。またラグーンに流入する河川上流域での開発その他による洪水流出率の増大や流出速度の速達化など、人為的な要因も無視できない。したがって、地球温暖化・海面上昇の影響も考慮すると、今後何らかの有効な洪水対策が行われなければ、将来本地域において1999年と同様のあるいはそれを上回る洪水災害が発生する可能性が高い。

さらに先に述べたように1999年洪水後、ヴィンハイ村をはじめ湖岸地帯では従来の水田をエビの養殖池に転換して、大規模な輸出用のエビ養殖が急速に拡大している。このように社会・経済的条件が大きく変化している中で再び大洪水が発生すれば、洪水流によってエビ養殖池の堤防や各種施設（ポンプ、導水管、羽根車、孵化施設など）が破壊され、また土砂の堆積などによって、洪水被害はこれまで以上に大きいものとなることが予測される。とくにヴィンハイ村では、1999年の洪水で決壊した砂州の内陸側低地全域でエビ養殖池が造成され、その砂州部分は1999年の洪水時より決壊しやすくなっていると考

えられる。このような土地利用の変化に伴う、洪水災害に対する脆弱性の増大などきめ細かく検討する必要がある。

ま と め

本研究では、ベトナム中部のフエラグーン地域における 1999 年の洪水災害のうち、とくにラグーンと海とを隔てている砂州の決壊およびその後に発生した海岸浸食の実体を明らかにし、その要因について検討した。そして、洪水被害を受けた地域社会の変化や今後の海面上昇の影響も考慮し、本地域における将来の洪水災害の予測を行った。その結果、以下の点が明らかになった。

- (1) 1999 年の洪水では、1904 年に人為的に締め切られたホアデュン湖口と 1994 年に自然閉塞したヴィンヒエン湖口が決壊して再び開口した。これに加え、トゥンアン湖口北西側に位置するハイズオン村の砂州およびヴィンヒエン湖口北西側に位置するヴィンハイ村の砂州も、ほぼ同時に決壊した。これらの洪水で決壊した地点の北西側海岸では、洪水後の 4 年間 (1999 年 11 月～2003 年 12 月) に、幅 50～150 m、延長 1～約 7 km にわたって、急激な海岸浸食が発生し進行した。
- (2) 旧湖口の再開口および砂州決壊の要因は、1 週間に 2000 mm 以上の大雨が誘因である。これに加え河川上流域の森林状態を反映した洪水流出率や流下速度が大きかったこと、洪水直前のラグーンの湖口が狭く排水能力が小さかったこと、1960 年代以降の海岸浸食によって砂州が脆弱になっていたことなど地域的要因(素因)が大きい。一方洪水後の激しい海岸浸食の要因は、旧湖口および砂州決壊地点の沖合に、洪水流によって深さ 5 m 以上、長さ 400～1000 m、幅 100～250 m の凹地が形成されたことが誘因である。この凹地を埋めるように周辺の砂が移動することで、まず決壊地点近傍の海岸浸食が始まり、その後冬季のモンスーンによって北西から南東に向かう沿岸漂砂のために、決壊地点北西側の海岸浸食が進んだ。
- (3) 今後地球温暖化による海面の上昇や、ラグーンの湖口の閉塞など自然条件の変化や、河川上流域の開発あるいはラグーン湖岸でのエビ養殖の拡大といった地域社会の変化を考慮すると、本地域では将来 1999 年と同様なあるいはそれ以上の洪水災害発生の可能性が懸念される。
なお、1999 年の洪水後ベトナム政府は、フオン川

上流のターチャックダムの建設計画(堤高 54 m、堤頂長 1100 m、総貯水量 5 億 3300 m³)を治水対策の前面に押し出した。本来このダムは洪水調節のほか、生活用水および灌漑用水の開発、発電、乾季の塩害防止などの多目的ダムで、15 年以上も前から検討されてきた(松本, 2002)。1997 年からは水没予定地の住民への説明と補償が始まり、住民の住居移転は 2004 年 3 月に完了し、本年(2004 年)から工期 5～7 年の大工事が始まろうとしている。またラグーン域でも、2003 年 4 月のランドサット画像によると、1999 年の洪水時に開口したヴィンヒエン湖口の海岸側に、湖口の自然閉塞を防ぐための導流堤が建設されている。

しかし、このようなダムや導流堤と言ったハードな構造物による治水対策だけで、将来の洪水災害に十分対応できるとは限らない。これまで述べてきたように、海岸地帯では 1960 年代以降海岸浸食が続いており、また今後の海面上昇によるラグーン域におけるさまざまな影響も心配される。さらに例えば、先に指摘したヴィンハイ村における水田のエビ養殖池への転換や、また氾濫源を横断する高さ 2 m 以上の盛り土による道路建設など、かえって洪水時の砂州決壊や湛水深の増大・湛水期間の長期化など、洪水に対する地域の危険度を高めるような事業も次々に行われている。すなわち将来の洪水災害に対しては、ダムや道路・港湾建設、エビ養殖の展開など流域全体に関わる開発計画に加え、上述のような地域内における細かな自然および社会・経済状況の変化を見越した総合的防災計画が必要である。その対策立案に際しては、対象地域の微地形分類を基礎とした洪水災害および海面上昇の影響予測地図(平井, 2002)を活用することができる。本地域におけるそのようないわゆる災害ハザードマップを利用した洪水および海面上昇への適応策についての具体的な議論については、別稿に譲りたい。

謝 辞

ベトナムでの資料収集および現地調査に際しては、ホーチミン市のベトナム国立自然科学技術センター地理学副研究所、およびフエ市のテュアティエン＝フエ省科学技術環境研究所の多くの方々にも多大なる協力をいただいた。あらためて、ここに深く感謝いたします。なお本研究は、2000～2002 年度に実施された環境省地球環境研究総合推進費による「海面上昇の総合的影響評価と適応策に関する研究」

(研究代表者：国土地理院), および2002~2004年度の科学研究費(基盤研究 A-1)「気候変動・海面上昇に対する適応策に関する総合研究」(研究代表者:茨城大学・三村信男)の成果の一部である。関係各位にお礼申し上げます。

文 献

- DSTE (Department of science, technology and environment, Thua Thien-Hue Province) (1998) *Estimation of the potential and proposal of the wetland protected area for the Tam Giang-Cau Hai lagoon*. People's committee of Thua Tien-Hue Province, 17 p.
- Geological survey of Viet Nam (1996) *Geology and mineral resources of Hong Hoa-Hue-Da Nang sheet*, 94 p and 1:200,000 map.
- 原沢英夫・西岡秀三編著(2003)『地球温暖化と日本第3次報告 -自然・人への影響予測-』古今書院, 東京, 411 p.
- 平井幸弘(1995)タイ国南部ソクラー湖周辺の地形と環境問題. 愛媛大学教育学部紀要(Ⅲ)自然科学, 15 (2): 1-16.
- 平井幸弘(1999)タイ国南部ソクラー湖における自然および社会・経済システム. 愛媛大学教育学部紀要(Ⅲ)自然科学, 19 (2): 1-15.
- 平井幸弘(2000)タイ国南部ソクラー湖における海面上昇の影響予測評価. LAGUNA (汽水域研究) 7 :1-14.
- Hirai, Y. (2000) Assessment of impacts of sea-level rise on coastal lagoons-A case study of the Songkhla Lake in South Thailand. In: *Proceedings of the Thai-Japanese geological meeting on the comprehensive assessments of impacts of sea-level rise, Phetchaburi, Thailand, Dec. 1-4, 1999* : 152-159.
- Hirai, Y. (2001) Assessment of impacts of sea level rise on the Songkhla Lake in South Thailand. In: *Proceedings of APN/SUVAS/LOICZ joint conference on Coastal Impacts of Climatic Change and Adaptation in the Asia-Pacific Region, Kobe, Japan, Nov. 14-16, 2000* : 205-210.
- 平井幸弘(2001)タイ国南部ソクラー湖における影響予測評価. 海津正倫・平井幸弘編『海面上昇とアジアの海岸』, pp 157-177. 古今書院, 東京.
- 平井幸弘(2002)ソクラー湖海面上昇影響予測評価地形分類図. 地図, 40 (3): 13-20.
- 平井幸弘(2003)ベトナム北部紅河デルタ海岸地帯における環境変動と住民の対応. 平成12~14年度科学研究費研究成果報告書「紅河デルタの環境変動と環境評価」研究代表者 春山成子: 151-167.
- Hira, Y. (2003) Assessment study of the impacts of sea-level rise on coastal lagoons in South Thailand and Middle Vietnam. In: *Annual Report 2002 and Proceedings of the Third Workshop of the Sub-project "Studies on Natural Environment and Culture in Asia (The Hydrosphere)", Abashiri, Japan, Aug. 31, 2002*: 81-95.
- Hirai, Y., Satoh, T. and Tanavud, C. (1999) Assessment of impacts of sea-level rise on coastal lagoons-Case studies in Japan and Thailand-. *Regional Views (地域学研究)*, 12 : 33-45.
- 平井幸弘・グエン・ヴァン・ラップ・ター・チキム・オアン (2001) 1999年ベトナム中部洪水災害. 地理, 46 (2): 94-102.
- Hirai, Y., Ggyen, V. L. and Ta, T. K. O. (2004) An assessment study of the impacts of sea level rise on the lagoon area in Middle Vietnam. In: *Proceedings of Vietnamese-Japanese geological workshop on Delta Evolution and recent Environmental Changes, Ho Chi Minh City, Vietnam, Dec. 22-27, 2002*: (in printing).
- IPCC (気候変動に関する政府間パネル) 編 (2002) 『IPCC 地球温暖化第三次レポート-気候変化2001-』中央法規出版, 東京, 289 p.
- Le Ba Thao (1997) *Vietnam -the country and its geographical regions*. The Gioi Publishers, Hanoi. 617 p.
- 松本 悟(2002)便益が過大宣伝されたまま住民移転が始まるベトナム中部ターチャックダム. フォーラム Mekong, 4 (3): 17-19.
- Mimura, N. and Harasawa, H. Eds. (2000) *Data Book of Sea-Level Rise 2000*. Center for Global Environmental Research (環境庁国立環境研究所地球環境センター), 128 p.
- 宮城豊彦・安食和宏・藤本 潔(2003)『マングローブなりたち・人びと・みらい』古今書院, 東京, 193 p.
- MSTE (Ministry of science, technology and environment) (2001) *Integrated report of the research on project to recover and make suitable coastal estuary in Thuan An - Tu Hien and Tam Giang - Cau Hai lagoons*. Hanoi.
- Statistical Publishing House (2002) *Statistical Year Book-2001*. Statistical Publishing House, Hanoi, 598 p.

宍道湖水系におけるヤマトシジミ個体群分布の長期的変動

森脇 晋平¹

Long-term fluctuation of the brackish-water bivalve *Corbicula japonica* population in the coastal waters of Lake Shinji, western Japan

Shimpei Moriwaki¹

Abstract: The distribution and population density of the brackish-water bivalve, *Corbicula japonica*, in the coastal waters of Lake Shinji were summarized from the literature. It is thought that the primary habitat of *C. japonica* was limited to the vicinity of the Oohashi River before the early Showa era. Population density was relatively low, slightly less than 1,000 inds./m² from 1930 to 1960. After that, the population density of *C. japonica* began to increase starting in the mid-1960 s and rose to its highest level –10,000~20,000 inds./m²– in the 1980 s. The increase of *C. japonica* coincides with a significant increase in chl-a, implying the development of better food resources for *C. japonica*. On the other hand, the area inhabited narrowed to the lake shore shelf. Although a large die-off of *C. japonica* occurred in the autumn of 1997, the population density of *C. japonica* has recovered rapidly, i.e. the population has maintained a density of 5,000–10,000 inds./m² since 1999.

Key words: *Corbicula japonica*, Lake Shinji, population density

はじめに

この報告では宍道湖水系におけるヤマトシジミ個体群の分布について検討・議論してみようと考えている。「分布」という言葉で表現される内容については(1)それがどこに分布するかという地理的位置の問題、(2)どれだけの範囲に分布しているのかという分布面積の問題、(3)どれくらいの密度で分布しているのかという分布密度の問題、さらには(4)個体の空間分布様式—例えば機会的分布、集中的分布など—に関する問題などの側面を有しているであろう。

本研究では(1)については調査対象範囲を「宍道湖水系」に限定しているので特に議論はしない。また、(4)についても今回はふれない。(2)と(3)について長期的変動を既往文献の整理をすることによって明

らかにしてみようと思う。

研究の方針

この報告で言う「宍道湖水系」とは宍道湖・大橋川およびそれらに隣接した水域を指すことにする。

宍道湖水系におけるヤマトシジミを含む底生生物についての最初の調査はおそらく島根県水産試験場が1926年におこなったもの(島根県水産試験場1928)であろう。それ以前についてはいわゆる近代西洋科学を基本にした調査というものは存在しない。したがって1926年以前については対象地域の地史・郷土史・市町村史のたぐいのなかから目的とする情報を探索した。昭和期以降は各種の調査報告書の中から定量的な情報を検索し、前述の郷土史・市町村史からも定量的な情報があれば採用した。

¹ 島根大学汽水域研究センター協力研究員 1023-9 Harai, Hamada 697-0017, Japan

文献の探査は主として伊藤(1994)の文献解題と相崎(2000)の文献目録を参考に行った。

調査の結果と考察

(1) 分布の範囲

この節を進める前に宍道湖水系におけるヤマトシジミの地質史・古代史的な観点からの出現分布状況について触れておきたいと思う。その拠りどころとなるのは主に古地質学的な宍道湖・中海の形成史研究と郷土史のたぐいであろう。

前者に関しては宍道湖におけるコア採取による堆積物年代測定の成果がある。それによると9100年前に現在の宍道湖中央部付近にヤマトシジミの密集層が存在したことが確認されている(高安ほか1998, 高安2001)。当時その地域は塩性湿地から汽水域へと変わっていき、周辺の陸域から流れ込む淡水の影響が強くて、少なくとも沿岸部に近い部分ではヤマトシジミが生息できる程度の低塩分状態であったと考えられている。こうした塩性湿地にヤマトシジミが密集して生息分布していたことをうかがい知ることができる。なお、塩性湿地から汽水域の原風景は加藤(1999)によってあますところなく活写されている。

また徳岡ほか(1997)は宍道湖北岸における堆積層中にヤマトシジミ殻層を発見し、その採集・分析から縄文海進後の弥生時代に本種の大発生によって殻層が形成されたと推定している。ところで、その殻層から採集されたヤマトシジミ殻からみて現在漁獲対象となっているヤマトシジミに比べ大型の個体が生息分布していた。このことについて、一般に新しい水産資源の開発を始めると漁獲物が小型化することが知られている(田中1985)。宍道湖周辺の貝塚からは多量のヤマトシジミ殻が出土する(例えば竹広2001)ので漁獲されていたのは事実であるが、当時の漁労技術は未熟で水産資源学的にみて未開発の状態であったと思われる。

次にこの水域のヤマトシジミの分布に関する知見を地史・郷土史・市町村史の記述に求めたわけであるが、情報量は予想した以上にきわめて少なかった。今回の調査対象範囲のなかで現存する最もふるい郷土史は1270年前に書かれた「出雲国風土記」であるが、ここにはそれに関する記載はない。それ以降の資料は1839年(天保10年)に大橋川沿いの大井村・大海崎村の庄屋から矢田・福富前で行っている「蜆桁引」を大橋下でも漁を認めてくれるようお願い出

ている記録がある(朝酌公民館2001)。このことは当時、大橋川一帯では産業的に成り立つほどの密度でヤマトシジミが分布していたことを示している。また、幕末には西川津周辺に生息するものは特に品質がすぐれ、「御用シジミ」として漁獲を禁じている(松江市1941)。これはこの水域で漁を行うことができるほどのヤマトシジミが生息分布していたことを推測させる。一方、宍道湖周辺における明治期までのこれに関する資料・記録は見当たらない。これは藩政時代には大橋より西における水域の漁業にはきびしい制限が加えられていた(松江市1941)のでこれについての知見そのものがなかったこと、あるいはヤマトシジミの生息分布自体が低かったことによるのかも知れない。

明治時代になると1875年(明治8年)頃の資料に松江に近い宍道湖や大小河川流域でシジミ漁が盛んになった様子が記述されている(松江市1941)が、これはヤマトシジミの分布生息域が拡大したことに起因したのかどうかはよく分からない。むしろ殻の貝灰としての用途が広がり需要が高まったためかもしれない。1908年～1909年(明治41～42年)における宍道湖の漁獲資料の分析結果から野田(1984)は当時の宍道湖漁業を次のように指摘している；①宍道湖周辺においても大橋川流域においてもシジミ(ヤマトシジミ)の占める比重はきわめて低く、②総漁獲量を比較すると大橋川流域の方が宍道湖周辺に比べ圧倒的に多い。1927年(昭和2年)の漁獲統計にはシジミの項目さえない(伊藤2002)。これらのことから昭和初期までの宍道湖水系におけるヤマトシジミの分布は大橋川流域に分布の中心があり、現在と比べ相対的に分布密度は低かったように推測できる。

すでに述べたようにこの水系のヤマトシジミを含む底生生物に関する最初の科学的な調査は島根縣水産試験場が1926年に実施したもの(島根縣水産試験場1928)であろう。調査手法の詳細は不明であるが、「浅海利用調査」の一環として底生生物の採集調査を実施している。その中で「蜆ハ殆ド湖底全般ニ棲息シ砂礫ノ混ズル所ニ殊ニ多シ」とあり、定量的な知見はないもののヤマトシジミが宍道湖全域に広く分布していたことが報告されている。ただ、添付されている観測表に基づいて採集地点をプロットしてみると湖の西側半分の水深約6.6m(尺のメートル換算)以深では「蜆」は採集されていない。

1935年に宍道湖の貝類の種類とその分布域を調査した高木(1937)によれば、ヤマトシジミが最も広範囲に生息分布しているとした上で、「川口の最も

海(中海及日本海)に近き部分と湖の最深部とは産しない」と述べ、提示された水深図と分布図(高木 1937; 第3図)とを対比すると水深6m以深には生息していないと判断できる。

それから4年後の1939年に宍道湖を調査した上野(1943)によれば、21回の採泥で底生動物を得たのはわずか7回でヤマトシジミは採集できなかった。このような結果から「広い大部分の湖底が殆ど全く無生物状態なのではないかと想像せられる。」と報告している(上野 1943)。その中で、ヤマトシジミなどの汽水性生物の減少の原因について急激な海水化を指摘している。

ところで、昭和初期の大橋川改修にともなう宍道湖の環境変化と水産資源生物との関連を当時の新聞記事から検討した島谷ほか(1998)によれば、絶滅の危機に瀕したヤマトシジミの増殖を図るため1931年から兵庫県円山川から移殖が行われ、良好な成長がみられ1941年頃から漁獲が急増したことを紹介している。宍道湖水系のヤマトシジミ研究に関して興味深い報告といえよう。

第二次大戦後は渋谷ほか(1949)が定性的な報告をしているが、分布域に関する知見は乏しい。1976~1978年にかけて島根県衛生公害研究所(1977)が宍道湖の底質調査の一環で102点に及ぶ広範囲の採泥を実施したなかで定性的なヤマトシジミ採集記録があり、その資料によるヤマトシジミの生息水深範囲は0.9m~5.3m(平均3.23m)であった。また、1982年の中海・宍道湖自然史研究会(1983)の248地点の調査資料によればヤマトシジミの生息水深範囲は0.6~4.7m(平均2.99m)であった。

1998年以降の資源量調査(島根県内水面水産試験場 2003a)から同様に生息平均水深を求めてみると2.87mとなり、上述の1982年当時の結果と比較して大きくは変化はないように見える。しかしながら、1926年に調査が始めて行われて以来、ヤマトシジミの生息分布範囲は確実に陸棚域へ押し狭められていることを示している。

(2) 分布密度に関する調査事例

最初の定量的な記述はMiyadi(1932)にみられ、1929年の玉湯沖と1930年の宍道沖とでの採集調査から単位面積当たりの生息密度を算出している。

第二次大戦後は中海干拓事業に伴う影響調査の一環として中海・宍道湖水系の生態学的調査が行われたが、宍道湖の底生生物に関連してKikuchi(1964)はヤマトシジミの分布密度は1931年当時の状態に

回復したと述べている。

その後、彦田(1965)および水野ほか(1966)の報告があるが、当該水域のヤマトシジミ分布密度に関する知見は筆者が文献を漁った限りでは1978年に島根県水産試験場が調査を開始するまでまったくみられない。ただ、1975~1978年にかけて当時の島根県環境保健部が島根大学に委託した中海・宍道湖環境影響調査の項目のうち、底生動物の生息とその推移に関する調査(伊賀 1979)が行われたが、ヤマトシジミについては具体的な数値は1地点が掲載されているのみで、利用価値のないものと言わざるを得ない。

1978年からは島根県水産試験場がヤマトシジミの水産資源学的調査をはじめた。資源量推定のための調査は1997年に発生した「大量へい死」(島根県水産試験場 1998b)を契機に1998年以降は毎年実施されるようになった。一方1982年からは毎月中海・宍道湖定期観測として底生生物調査を開始し、定点位置の変更もあったが1991年度の欠測を除き現在まで継続している。また島根医科大学生物学教室による調査(例えば坂本 1992)も1990年代になって始まった。このようにまったく情報のなかった1960年代後半から1970年代前半に比べれば調査の頻度・内容とも充実したものになり、今後も継続していくと思われる。

(3) 分布密度の推移

前項で得られた文献資料から分布密度の変動を整理した(附表)。整理するにあたり、分布密度は1m²当たり換算し(以下の報告では数値のみで表記する)、調査位置は10区画した対象水域(図1)に振り分けた。同一回次の調査において同一区画内で複数回実施されている場合は調査点数および最小密度と最大密度の範囲を記述した。調査点の水深、使用した採泥器具、1地点当たりの採集回数、使用した篩の目合いも資料から読み取った。また、「採集0」の結果も特定の数値の密度の情報と同じ価値を有していると思われるが今回は取り扱わなかった。

Miyadi(1932)によると1929~1930年にかけての密度は52~728の範囲であった。1959~1960年のKikuchi(1964)の調査では12~987であり、1929~1930年と同程度と判断できる。すでに述べたように1939年当時は生物はほとんど確認されない状況であった(上野 1943)ので、その後なんらかの原因で再び密度が増加したのであろう。

密度の推移を検討するため資料が比較的そろって

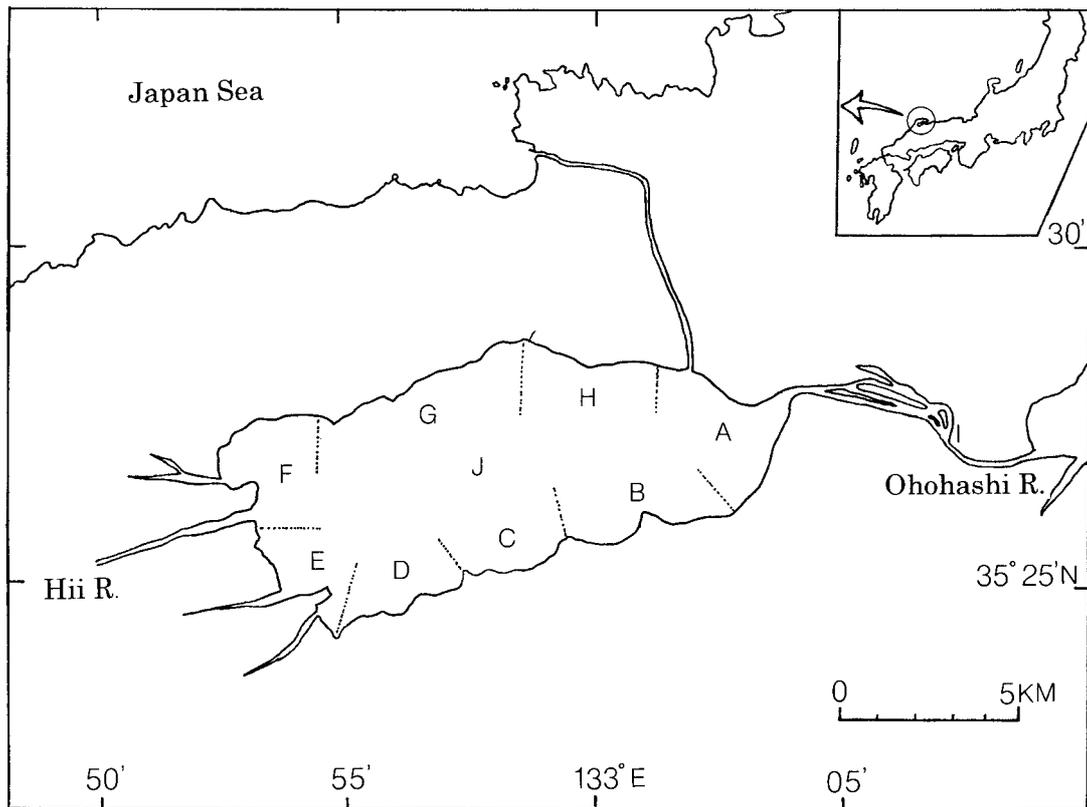


図1. 調査場所の地理的概要. A~Hは区画の範囲を示す.

Fig. 1. Geographical location of the Lake Shinji. "A~H" indicate subregions of survey area.

いる区画C, G(図1)についてその経年変動を示した(図2&3). ただし, 資料が複数におよぶ場合は最大値を用いた. これによると, 1984~1985年から密度の増加がみられている. Cでは1984年末に約10,000になり, 次年までほぼ10,000以上の高密度を維持した. その後も1993年までは10,000~20,000以上の高密度が頻繁に出現しているが, これは殻長約1.5~3 mmの稚貝の大量出現に起因している(例えば, 島根県水産試験場1989b). 1994~1998年にかけては10,000を超えることはなく, とくに「大量へい死」現象が生じた1997年秋から1998年にかけては低密度であったが, その後は10,000以上もしばしば観察されるようになった. また, Gにおいても若干の変動パターンはみられるがほぼCと同様の変動を示している. 最近4年間の変動傾向をみると1997年秋の「大量へい死」(島根県水産試験場1998b)の後遺症を除けば, 両区域とも最大10,000前後の密度を維持しているように見える.

このように1929~30年および1959~60年には最大密度はせいぜい700から900程度で1,000未満であったが, 1963~64年には最大値は数千のオーダーを記録し, 場所によっては6,000以上に増加した.

1960年代後半から1970年代半ばにかけては資料がなく詳細は不明であるが, 1970年代後半から1980年代初頭まではこの状態で推移したと思われる. その後C, G区域でみられたように(図2&3), 1984~85年頃から大量の稚貝出現がみられるようになった. 最近ではこのような大規模な出現は観測されていないが, 基本的には安定した高密度で推移していると思われる.

(4) 分布および密度についての若干の議論とまとめ

C. エルトン(1933)はその著書「動物生態学」のなかで, 「…(漁業の研究も含めた)生態学的研究の多くのものの目的は, 個体数変動をなくし, 激しい減少をひき起こさないようにして, 個体数密度をできるだけ高く維持するための, 何らかの手段を探すことである.」と述べ, さらに「…その目的は動物の行動・個体数・分布を完全に解析することにある. …それらはさらに長い道のりを進まねばならない.」とも記している. このように個体群変動を明らかにすることは水産学も含めた応用生態学的研究にとって古くから重要な課題であり, 同時に非常に困難な問題である. 事実, 宍道湖水系においてもヤマトシジ

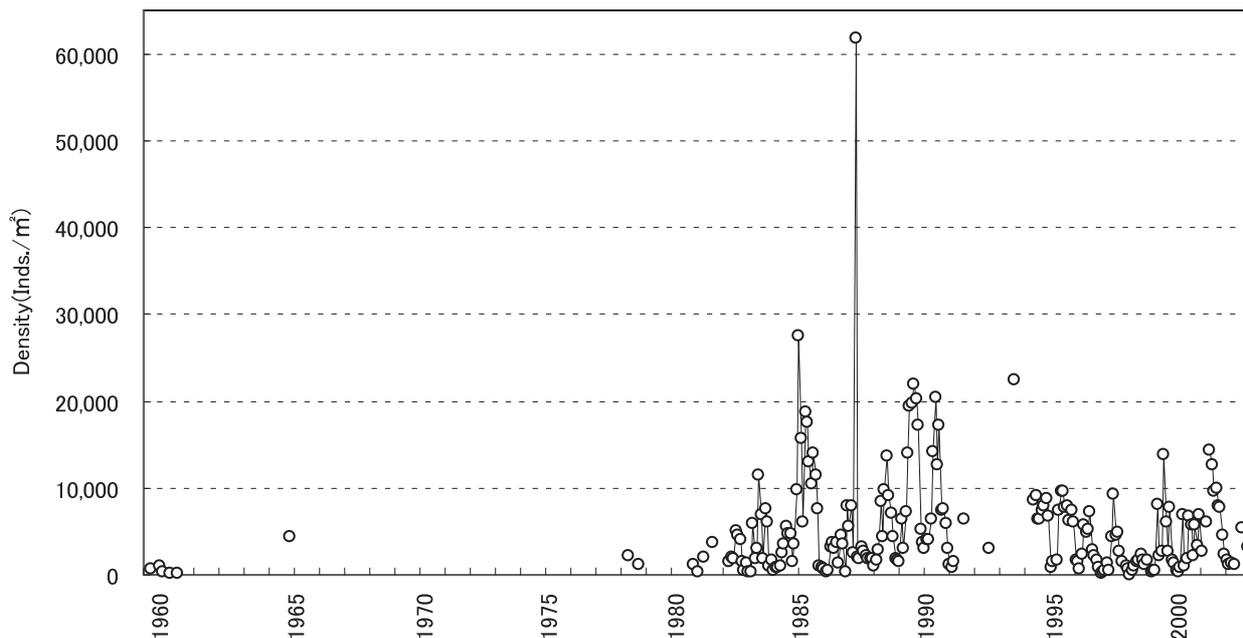


図 2. 区画 C におけるヤマトシジミ個体群密度の変化.

Fig. 2. Changes in the density of *Corbicula japonica* population in area "C" (Fig.1).

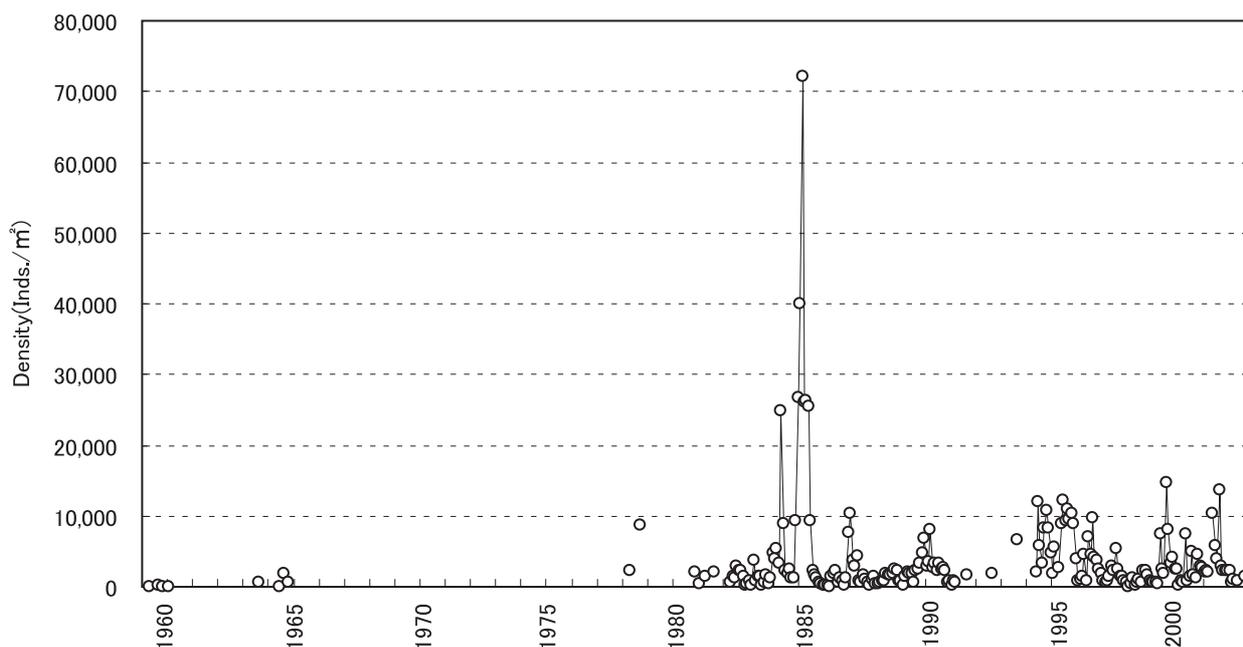


図 3. 区画 G におけるヤマトシジミ個体群密度の変化.

Fig. 3. Changes in the density of *Corbicula japonica* population in area "G" (Fig.1).

ミ個体群の量的変動およびその原因を扱った事例はほとんどない。

今回の調査から宍道湖水系におけるヤマトシジミ個体群は長期的な視点からみて、1930年代以降1950年代末頃までは相対的に低密度であったが、1960年代の半ばから増加の兆しがみられ、1980年代に入り高密度時代を迎えたように見える。その過程のな

かで分布範囲はしだいに狭められていることも明らかになった。また、最近の特記事項は1997年秋に発生した「大量へい死」に伴う密度の減少と回復であろう。

個体群の増加・減少に働きかける要因を大竹(1970)は外因と内因とに分類し、前者のなかに無機的要因と生物的要因とがあるとし、この2要因の他

に人為的要因もあることを指摘し、さらに内因については個体間の干渉や環境の条件づけが生息密度と関連して個体群の増殖に影響を与えることを紹介している。今回みられた1980年代以降のヤマトシジミ個体群密度の増加現象(図2&3)と上述の要因との関連で検討してみると、(1)宍道湖における無機的要因としての塩分・溶存酸素の長期的変動には変化はみられていない(石飛・三島2001)が、(2)生物的要因としてクロロフィルa(Chl-a)濃度の変化をみると1960年初頭以降1980年頃までに増加し、その後は横ばい状態である(石飛・三島2001)ことから、(3)長期的な変動傾向の視点からみるとヤマトシジミ個体群密度の増加とChl-a濃度の増加とは符号しているように見える。このことから(4)Chl-a濃度の増加は微細藻類の量的増大を明示しており、(5)これを直接利用している濾過食性生物のヤマトシジミ(山室1994, 1997)の餌条件を好転させたと類推できる。こうした基礎生産量の増大がヤマトシジミ個体群密度増加の一要因となった可能性は高い。

次に何度も記したように1997年秋に発生した大量へい死現象により個体群は壊滅的な影響を受けた。この原因として島根県水産試験場(1998b)は浮泥等による鰓詰まりと報告したが、この見解については橋谷(1999)のやや風刺的な批評や末光ほか(2001)の疑問が挙げられている。相崎ほか(2001)は個体群密度を変化させて実験を行い、高密度条件下では環境耐性が低下しこのことが大量へい死の要因として重要であることを指摘した。この報告(相崎ほか2001)は密度効果を伴う内的要因を重視して実験結果から大量へい死原因の可能性を指摘したことについて意義のあることと評価できる。今後、この水域のヤマトシジミ個体群の変動要因を検討する場合、単に無機的な環境要因だけでなく密度水準との関係に注意をはらう必要がある。こうした観点からもこの報告で提示した生息密度の長期的変動は宍道湖水系におけるヤマトシジミ個体群の変動機構解明に貢献することが期待できる。

一方、人為的要因については水産資源管理や漁業管理に直接関連してくる事項であるが、これについては別途検討・報告したい。

以上、宍道湖水系におけるヤマトシジミ分布密度に関連する調査の歴史的概観を述べたが、昭和初期から昭和30年代の物資の乏しい中で調査研究に携われたの先人の苦勞(菊池, 私信)が偲ばれ、正確な記録を残し調査を継続していくことの重要性をあらためて認識した。

謝 辞

この調査を進める過程で九州ルーテル学院大学菊池泰二教授からは、かつて従事された宍道湖・中海でのベントス調査における興味深いお話をうかがうとともに貴重な多数の文献を供与いただいた。ここに記して深謝いたします。

参 考 文 献

- 相崎守弘(2000) 中海・宍道湖文献目録. LAGUNA (汽水域研究), 7: 85-105.
- 相崎守弘・高橋 愛・山口啓子(2001) ヤマトシジミの大量斃死機構に関する基礎的研究 I. LAGUNA (汽水域研究), 8: 31-37.
- 朝酌公民館(2001) 蜆と赤貝漁. 朝酌郷土史, 朝酌郷土史編集委員会編, p.307-311.
- チャールズ・エルトン(1933) 動物の生態. 川那部浩哉, 他共訳. 思索社(東京), 1978.
- 橋谷 博(1999) 宍道湖に遊ぶ—宍道湖の自然と人の関わりあい—. たたら書房(米子).
- 彦田和昭(1965) 宍道湖の Plankton と Benthos. 水試月報(島根県水産試験場), 第48号, 28-35.
- 伊賀哲郎(1979) 中海・宍道湖水系の底生動物の生息とその推移に関する調査(最終報告書). 中海・宍道湖の水質保全に関する調査報告書(島根県環境保健部), 63-69.
- 石飛 裕・三島幸司(2001) 生態系から見た宍道湖の水環境の変化. 第9回世界湖沼会議論文集 118-121.
- 伊藤康宏(1994) 宍道湖・中海地域漁業史研究の現状と課題. 汽水湖研究, 4: 55-61.
- 伊藤康宏(2002) 史料が語る宍道湖漁業の変遷—水産資源の利用と管理の歴史—. 宍道湖・中海の漁具, 漁法(島根県立宍道湖自然館ゴビウス編), p.14-21.
- 加藤 真(1999) 日本の渚—1. 河口川と海が出合う場所—. 岩波新書 613, 岩波書店.
- Kikuchi Taiji (1964) Ecology and Biological Production of Lake Naka-umi and Adjacent Regions. 3. Macro-benthic Communities of Lake Shinji-ko and Lake Naka-umi. Special Publications from the Seto Marine Biological Laboratory Series II, Part I, No.1: 21-44.
- 葛原美紀雄・森本直知・川上誠一・安田幸伸・木村俊博(1977) 宍道湖の底質調査. 島根衛公研所報, 19: 39-42.

- 松江市(1941)松江市誌, 上野富太郎・野津静一郎編.
- Miyadi Denzaburo (1932) Studies on the Bottom Fauna of Japanese Lakes IV. Lakes of the Japan Sea Coast of Southern Honsyu. JAPANESE JOURNAL OF ZOOLOGY, 4 (1): 41-79.
- 水野篤行・角 靖夫・鈴木尉元(1966)宍道湖の堆積環境と底棲動物群集についての予察的研究. 地質調査所報告, 214: 1-27.
- 中海・宍道湖自然史研究会(1983)中海・宍道湖の自然史研究—その2. 宍道湖の底質・底層水および底生動物—. 島根大学地質学研究報告, 2: 79-89.
- 野田公夫(1984)明治・大正・昭和戦前期における宍道湖漁業. 島根大学農学部紀要(農村開発)特別号, 25-37.
- 大竹昭郎(1970)動物生態学(共立全書181)—VI 増殖(2)その機構—. 共立出版(東京).
- 坂本 巖(1992)宍道湖のヤマトシジミの生息域としての湖岸ヨシ帯. 汽水湖研究, 2: 7-14.
- 坂本 巖(1993)宍道湖のヤマトシジミ稚貝の生息域. 汽水湖研究, 3: 5-15.
- 坂本 巖(1994)宍道湖の淡水湖化時のヤマトシジミの生息状況. 汽水湖研究, 4: 5-19.
- 坂本 巖(1998a)宍道湖の高塩分化時のヤマトシジミの生息状況. 汽水湖研究, 6: 17-23.
- 坂本 巖(1998b)宍道湖西岸域の親水公園の造成とヤマトシジミの繁殖. ホシザキグリーン財団研究報告, 2: 137-164.
- 坂本 巖(2000)宍道湖の砂・細礫なぎさ水域のヤマトシジミの生息状況. ホシザキグリーン財団研究報告, 4: 111-134.
- 坂本 巖(2003)宍道湖のヤマトシジミの大量斃死と、その後のシジミ資源の回復状況. 汽水湖研究, 8: 35-61.
- 渋谷光時・三島儀一郎・米沢 登(1949)宍道湖の夏と冬(二). 水試月報(島根県水産試験場), 1(6): 25-30.
- 島根県内水面水産試験場(1999a)漁場環境保全対策調査. 平成10年度事業報告書, 96-116.
- 島根県内水面水産試験場(1999b)宍道湖におけるシジミ資源量調査. 平成10年度事業報告書, 72-80
- 島根県内水面水産試験場(2000a)漁場環境保全対策調査. 平成11年度事業報告書, 84-93.
- 島根県内水面水産試験場(2000b)宍道湖におけるシジミ資源量調査. 平成11年度事業報告書, 52-63.
- 島根県内水面水産試験場(2001a)宍道湖におけるシジミ資源量調査. 平成12年度事業報告書, 28-40.
- 島根県内水面水産試験場(2001b)漁場環境保全対策調査. 平成12年度事業報告書, 44-63.
- 島根県内水面水産試験場(2003a)宍道湖におけるシジミ資源量調査. 平成13年度事業報告書, 112-117.
- 島根県内水面水産試験場(2003b)漁場環境保全対策調査. 平成13年度事業報告書, 148-166.
- 島根県内水面水産試験場(2004)漁場環境保全対策調査. 平成14年度事業報告書, 92-109.
- 島根県水産試験場(1928)浅海利用調査. 大正15年度・昭和元年度事業報告, 75-84.
- 島根県水産試験場(1980a)宍道湖産ヤマトシジミ資源量調査. 昭和53年度事業報告書, 130-135.
- 島根県水産試験場(1980b)宍道湖漁場環境基礎調査—II 宍道湖の底質と大型底生動物について. 昭和53年度事業報告書, 167-175.
- 島根県水産試験場(1982)宍道湖・中海の大型底生動物の生息分布と推移について. 昭和55年度事業報告書, 155-168.
- 島根県水産試験場(1984a)宍道湖の底生動物と底質(1982年 夏期相). 昭和57年度事業報告書, 186-204.
- 島根県水産試験場(1984b)中海・宍道湖漁場環境基礎調査. 昭和57年度事業報告書, 157-185.
- 島根県水産試験場(1985a)宍道湖の底生動物と底質の季節変化. 昭和58年度事業報告書, 195-200.
- 島根県水産試験場(1985b)中海・宍道湖漁場環境基礎調査. 昭和58年度事業報告書, 174-194.
- 島根県水産試験場(1986)中海・宍道湖漁場環境基礎調査. 昭和59年度事業報告書, 166-182.
- 島根県水産試験場(1987)中海・宍道湖漁場環境基礎調査. 昭和60年度事業報告書, 167-184.
- 島根県水産試験場(1988)中海・宍道湖漁場環境基礎調査. 昭和61年度事業報告書, 207-222.
- 島根県水産試験場(1989a)中海・宍道湖漁場環境基礎調査. 昭和62年度事業報告書, 204-220.
- 島根県水産試験場(1989b)宍道湖におけるヤマトシジミ現存量調査. 昭和62年度事業報告書, 200-203.
- 島根県水産試験場(1990)中海・宍道湖漁場環境基礎調査. 昭和63年度事業報告書, 167-185.
- 島根県水産試験場(1991)中海・宍道湖漁場環境基礎調査. 平成元年度事業報告書, 184-194.
- 島根県水産試験場(1992)中海・宍道湖漁場環境基礎調査. 平成2年度事業報告書, 204-214.

- 島根県水産試験場(1994)中海・宍道湖漁場環境基礎調査. 平成4年度事業報告書, 253-269.
- 島根県水産試験場(1995)中海・宍道湖漁場環境基礎調査. 平成5年度事業報告書, 219-227.
- 島根県水産試験場(1996)中海・宍道湖漁場環境基礎調査. 平成6年度事業報告書, 190-199.
- 島根県水産試験場(1997)中海・宍道湖漁場環境基礎調査. 平成7年度事業報告書, 135-145.
- 島根県水産試験場(1998a)中海・宍道湖漁場環境保全対策推進調査. 平成8年度事業報告書, 230-249.
- 島根県水産試験場(1998b)宍道湖におけるシジミ大量へい死対策緊急調査報告書, 75 p.
- 島根県水産試験場(1999a)中海・宍道湖の底質環境と底生生物調査. 平成9年度事業報告書, 205-228.
- 島根県水産試験場(1999b)中海・宍道湖漁場環境保全対策推進調査. 平成9年度事業報告書, 262-280.
- 島谷幸宏・皆川朋子・藤井三喜男(1998)大正・昭和初期の大橋川改修による宍道湖の環境変化と住民の共生過程. 第32回水環境学会講演集, 59.
- 末光健治・山口啓子・相崎守弘(2001)ヤマトシジミの大量斃死機構に関する基礎的研究Ⅱ. LAGUNA(汽水域研究), 8: 39-46.
- 高木 仟(1937)出雲宍道湖産貝類. THE VENUS, 7(4): 179-187.
- 高安克己・出雲古代景観復元チーム(1998)コアSJ96の概要と宍道湖の古環境変遷. LAGUNA(汽水域研究), 5: 1-13.
- 高安克己(2001)宍道町史(通史編上巻), 第1章, 第2節, 宍道湖の成立—宍道町史の背景としての古環境変遷, p.130-151.
- 竹広文明(2001)汽水域と人間の利用の歴史. 汽水域の科学(高安克己編), たたら書房, 米子.
- 田中昌一(1985)水産資源学総論—Ⅶ. 資源管理—. 恒星社厚生閣, 東京, 381 p.
- 徳岡隆夫・中村唯史・三瓶良和(1997)宍道湖堆積層中のシジミ貝殻層の発見とその意義. LAGUNA(汽水域研究), 4: 77-83.
- 上野益三(1943)日本の汽水特に潟湖の生態學的研究 第1報 日本海沿岸汽水の底棲動物. 服部報公會理科報告, 10: 409-425.
- 山室真澄(1994)食物連鎖を利用した水質浄化技術. 化学工学, 58(3): 217-220.
- 山室真澄(1997)食物連鎖を利用した水質浄化技術. 地質ニュース, 520: 34-41.

付表. 宍道湖におけるヤマトシジミ個体群密度の一覧.

Appendix. List of density of *Corbicula japonica* population in Shinji Lake.

Year /month	Density(Inds./m ³)												Area in Fig.1	Depth (m)	Method	Number of stn.	Times /stn.	Mesh in mm	Reference	
	Jan.	Feb.	Mar.	Apr.	May	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.	Oct.	Nov.	Dec.								
1929	52~312												B	4.5~5.2		3	3~9		Miyadi(1932)	
1930	52~728												D	0.5~4.8		17	1~18		Miyadi(1932)	
1959				87.5				125		25				A	1.5~7	E.B.	1	4	1	Kikuchi(1964)
1959				312.5				312.5		112.5				B	3.4~3.9	E.B.	1	4	1	
1959				700				987.5		337.5				C	2.8~4.0	E.B.	1	4	1	
1959				100				100		112.5				D	3.0~5.2	E.B.	1	4	1	
1959				75				25		62.5				E	2.1~4.6	E.B.	1	4	1	
1959				32.5				75		126.3				F	2.8~3.7	E.B.	1	4	1	
1959				75				112.5		75				G	2.9~4	E.B.	1	4	1	
1959				112.5				104.1						H	3.0~3.4	E.B.	1	4	1	
1959				425				12.5						J	5.3~5.5	E.B.	1	4	1	
1960	62.5													B	4.2	E.B.	1	4	1	Kikuchi(1964)
1960	100													C	3.1	E.B.	1	4	1	
1960	75													D	4.8	E.B.	1	4	1	
1960	50													E	4.4	E.B.	1	4	1	
1960	25													F	4.7	E.B.	1	4	1	
1960	50													G	4.2	E.B.	1	4	1	
1960	100													H	3	E.B.	1	4	1	
1960					704									A	1.2	B.Q.				
1960					320									B	0.15	B.Q.				
1960					243.5									C	0.2	B.Q.				
1960					394									D	0.3	B.Q.				
1963								150~6,250						B	1.4~5.1	E.B.	10	1~3		Mizuno et al. (1966)
1963								3,000						C	2.7	E.B.	1	1		
1963								700						G	4.3	E.B.	1	1		
1963								50~400						H	3.9~5.0	E.B.	2	1		
1964						89		89		178				B		E.B.				Hikota(1965)
1964										4,355				C		E.B.				
1964						44				89				E		E.B.				
1964						89			1,911	622				G		E.B.				
1964						356			222	311				H		E.B.				
1978				400~2220										A	2.1~4.2	E.B.	2			S.P.F.E.S.(1980a)
1978				755~1909										B	1.5~4.8	E.B.	4			
1978				311~2220										C	2.5~5.0	E.B.	2			
1978				444~932										D	2.6~3.5	E.B.	2			
1978				44										E	4.0	E.B.	1			
1978				89~799										F	1.1~3.8	E.B.	4			
1978				133~2264										G	1.5~3.0	E.B.	3			
1978				1154~1510										H	1.1~3.2	E.B.	2			
1978								977~1199						A	0.9~2.6	E.B.	2	2~3		S.P.F.E.S.(1980b)
1978								67~688						F	1.4~3.9	E.B.	2	2~3		
1978								1,598						G	3.7	E.B.	1	2~3		
1978										52~1058				B	1.0~4.0	E.B.	4	2~3		
1978										139~1246				C	1.0~4.0	E.B.	4	2~3		
1978										213~697				G	1.0~4.0	E.B.	4	2~3		
1978										148~1177				H	1.0~4.0	E.B.	4	2~3		
1978								8,776						G		E.B.	1	3	0.5	Iga(1979)
1980										760				B	3.7	S.M.	1	-	1	S.P.F.E.S.(1982)
1980										1,100				C	3.2	S.M.	1	-	1	
1980										940				D	5	S.M.	1	-	1	
1980										1,340				F	3.8	S.M.	1	-	1	
1980											120~2090			G	3.2~4.9	S.M.	1	-	1	
1980										1,160				H	3.8	S.M.	1	-	1	
1981	320													A	3.0	S.M.	1	-	1	S.P.F.E.S.(1982)
1981	80													B	3.8	S.M.	1	-	1	
1981	300													C	3.0	S.M.	1	-	1	
1981	300													D	3.9	S.M.	1	-	1	
1981	20~460													G	3.9~4.5	S.M.	2	-	1	
1981	200													H	2.9	S.M.	1	-	1	
1981				560										A	3.1	S.M.	1	-	0.5	
1981				1,960										C	3.0	S.M.	1	-	0.5	
1981				40										D	4.0	S.M.	1	-	0.5	
1981				20										F	3.5	S.M.	1	-	0.5	
1981				1,460										G	4.5	S.M.	1	-	0.5	
1981				900										H	3.0	S.M.	1	-	0.5	
1981								1,640						A	1.5	S.M.	1	-	0.5	
1981								460						B	3.5	S.M.	1	-	0.5	
1981								3,660						C	3.4	S.M.	1	-	0.5	
1981								1,900						D	3.4	S.M.	1	-	0.5	
1981								160						F	1.7	S.M.	1	-	0.5	
1981								1,660~2,020						G	3.3~3.6	S.M.	2	-	0.5	
1981								2,120						H	3.2	S.M.	1	-	0.5	
1982								10~5,030						A	1.3~4.5	S.M.	28	1~3	0.5	S.P.F.E.S.(1984a)
1982								10~3,360						B	1.2~4.4	S.M.	16	1~3	0.5	
1982								820~3,890						C	0.8~3.6	S.M.	4	1~3	0.5	
1982								1,030~2,070						D	2.2~3.5	S.M.	4	1~3	0.5	
1982								40~370						E	1.0~3.8	S.M.	6	1~3	0.5	
1982								7~1,780						F	0.6~4.1	S.M.	14	1~3	0.5	
1982								20~2,940						G	1.2~4.1	S.M.	14	1~3	0.5	
1982								10~4,010						H	1.8~4.4	S.M.	9	1~3	0.5	
1982				1,504	2,038	1,780	5,018	4,582	3,994	1,472	450	1,270		C	2.0~3.0	S.M.	1	1	0.5	S.P.F.E.S.(1984b)
1982				696	1,394	1,230	1,258	2,194	2,240	1,450	256	506		G	1.2~2.2	S.M.	1	1	0.5	
1983				60~4,690										A		S.M.	11	3	0.5	S.P.F.E.S.(1985a)
1983				10~1,300										B		S.M.	4	3	0.5	
1983				4,120~5,920										C		S.M.	3	3	0.5	
1983				1,360																

付表(続き). 宍道湖におけるヤマトシジミ個体群密度の一覧.

Appendix (continue). List of density of *Corbicula japonica* population in Shinji Lake.

Year /month	Density(Inds./m ³)												Area in Fig.1	Depth (m)	Method	Number of stn.	Times /stn.	Mesh in mm	Reference	
	Jan.	Feb.	Mar.	Apr.	May	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.	Oct.	Nov.	Dec.								
1997								908~1,148						D	2.0~3.7	S.M.	3	5		
1997								20~1,856						E	1.0~2.7	S.M.	3	5		
1997								52~2,000						F	1.3~3.0	S.M.	6	5		
1997								588~2,452						G	1.3~2.7	S.M.	6	5		
1997								372~2,632						H	2.2~4.0	S.M.	3	5		
1998	460	1,950	290	1,440	6,220	7,340	6,140	3,600	4,710	3,380	3,060	2,340		A	1.0~1.8	S.M.	1	2	0.5	S.P.I.F.E.S.(1999a)
1998	30				20	130	20	10						F	4.7~5.2	S.M.	1	2	0.5	
1998	5,030	9,730	480	12,800	11,140	28,990	11,330	6,850	9,290	5,310	6,060	2,910		I	4.0~5.0	S.M.	1	2	1	
1998	960	600	80	470	1,020	1,530	1,710	1,600	1,620	1,260	1,620			C	2.4~3.2	S.M.	1	2	0.5	
1998	100	320	1,260	130	630	1,110	530	2,210	2,310	1,630	810	710		G	0.7~1.3	S.M.	1	2	0.5	
1998								420~3,800		990~7,210		350~3,380		A~H	<1	S.M.	7	2	0.5	S.P.I.F.E.S.(1999b)
1998								20~5,370		30~5,920		50~3,320		A~H	1~2	S.M.	31	2	0.5	
1998								10~6,530		30~2,520		30~3,510		A~H	2~3	S.M.	22	2	0.5	
1998								20~5,510		10~1,960		10~1,010		A~H	3~4	S.M.	23	2	0.5	
1998								10~1,080		10~820		10~3,260		A~H	4~5	S.M.	25	2	0.5	
1998								1,012~6,328						A	1.7~3.8	S.M.	6	5		Sakamoto(2003)
1998								24~3,620						B	1.8~4.2	S.M.	6	5		
1998								880~2,404						C	1.2~4.1	S.M.	6	5		
1998								316~2,032						D	1.7~4.0	S.M.	3	5		
1998								80~448						E	2.1~3.5	S.M.	3	5		
1998								4~216						F	1.0~2.8	S.M.	6	5		
1998								440~752						G	1.6~3.9	S.M.	6	5		
1998								80~948						H	1.9~4.0	S.M.	3	5		
1999	1,900	660	190	1,590	6,450	7,910	8,200	6,030	6,770	6,270	5,710	3,410		A		S.M.	1	2	0.5	S.P.I.F.E.S.(2000a)
1999					40			30						F		S.M.	1	2	0.5	
1999	1,250	830	1,820	1,990	2,330	2,250	2,530	1,040	3,010	520		240		I		S.M.	1	2	1	
1999	340	590	530	540	2,180	2,620	3,340	6,110	2,770	1,810	1,670	1,370		C		S.M.	1	2	0.5	
1999	720	590	340	360	2,450	1,910	2,160	8,150	3,410	2,830	2,530	2,510		G		S.M.	1	2	0.5	
1999					240~14,310			150~12,350			380~6,390			A		S.M.	16	2	0.5	S.P.I.F.E.S.(2000b)
1999					70~3,250			30~13,120			140~6,470			B		S.M.	12	2	0.5	
1999					50~8,090			3,920~13,830			120~7,850			C		S.M.	8	2	0.5	
1999					110~2,910			30~9,770			10~3,340			D		S.M.	8	2	0.5	
1999					20~900			10~7,200			70~2,270			E		S.M.	11	2	0.5	
1999					10~720			10~2,790			10~2,410			F		S.M.	11	2	0.5	
1999					10~7,370			40~14,700			100~4,240			G		S.M.	16	2	0.5	
1999					990~2,860			920~9,000			90~2,540			H		S.M.	8	2	0.5	
2000					80~3,470			230~7,470			280~6,650			A		S.M.	13	2	0.5	S.P.I.F.E.S.(2001a)
2000					10~4,430			10~3,990			170~5,050			B		S.M.	15	2	0.5	
2000					1,100~6,950			10~6,690			50~5,180			C		S.M.	10	2	0.5	
2000					770~5,160			10~7,770			30~4,630			D		S.M.	10	2	0.5	
2000					10~1,610			30~1,430			70~5,450			E		S.M.	12	2	0.5	
2000					20~520			20~1,090			30~3,160			F		S.M.	11	2	0.5	
2000					10~7,360			320~4,910			20~4,470			G		S.M.	19	2	0.5	
2000					430~1,910			250~5,220			20~3,080			H		S.M.	10	2	0.5	
2000	2,080	560	230	1,000	5,120	6,050	6,670	7,980	5,240	7,940	7,590	4,220		A	1.2~1.6	S.M.	1	2	0.5	S.P.I.F.E.S.(2001b)
2000								10			160			F	4.8~5.1	S.M.	1	2	0.5	
2000	350	460	20		830	60								I	2.6~4.8	S.M.	1	2	1	
2000	500	340	780	950	1,060	1,810	4,310	5,720	2,260	5,700	3,380	6,980		C	2.4~3.0	S.M.	1	2	0.5	
2000	290	780	670	1,000	840	1,540	1,840	1,720	1,220	2,550	2,920	2,690		G	1.3~1.9	S.M.	1	2	0.5	
2001								450~11,160						A	1.1~4.2	S.M.	15	2	1	S.P.I.F.E.S.(2003a)
2001								120~7,050						B	1.2~4.4	S.M.	12	2	1	
2001								3,130~9,950						C	1.4~4.5	S.M.	8	2	1	
2001								360~8,770						D	1.2~4.5	S.M.	8	2	1	
2001								30~7,880						E	1.5~4.5	S.M.	11	2	1	
2001								20~3,730						F	1.5~4.2	S.M.	11	2	1	
2001								140~13,640						G	1.4~4.7	S.M.	15	2	1	
2001								20~13,060						H	1.2~4.5	S.M.	8	2	1	
2001	3,250	3,720	13,390		3,920	20,410	11,110	12,090	10,060	5,110	6,790	3,840		A		S.M.	1	2	0.5	S.P.I.F.E.S.(2003b)
2001					1,160	400	390	70			320	200		F		S.M.	1	2	0.5	
2001								90			90			I		S.M.	1	2	1	
2001	2,750		6,010		14,290	12,680	9,560	7,420	7,920	7,790	4,580	2,350		C		S.M.	1	2	0.5	
2001	2,170	2,380	2,170		10,440	5,700	3,920	3,430	2,810	2,230	2,240	2,270		G		S.M.	1	2	0.5	
2002	3,760	1,970	960		9,010			3,890			6,300			A		S.M.	1	2	0.5	S.P.I.F.E.S.(2004)
2002	270	200	190		880			50			20			F		S.M.	1	2	0.5	
2002	20	20	220		8,570			3,840			10			I		S.M.	1	2	1	
2002	1,660	1,250	1,330		1,230			5,370			3,210			C		S.M.	1	2	0.5	
2002	2,180	680	960		770			1,370			2,350			G		S.M.	1	2	0.5	
2003		9,580												A		S.M.	1	2	0.5	S.P.I.F.E.S.(2004)
2003		130												F		S.M.	1	2	0.5	
2003		290												I		S.M.	1	2	1	
2003		1,040												C		S.M.	1	2	0.5	
2003		1,540												G		S.M.	1	2	0.5	

Method: E.B. :Ekman-Birge type sampler
 S.M. :Smith-McIntyre type sampler
 B.Q. :Basket Quadrat sampler
 S.P.I.F.E.S.: Shimane Prefectural Experimental Station
 S.I.F.E.S.: Shimane Prefectural Inland Experimental Station

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

西村清和¹・上嶋正人¹・徳岡隆夫²・上野博芳²・吹田 歩²・竹内俱佳³

A low-cost, compact acoustic survey equipment system (sidescan sonar) for use in the coastal lagoons and estuaries

Kiyokazu Nishimura¹, Masato Joshima¹, Takao Tokuoka²,
Hiroyoshi Ueno², Ayumi Fukita² and Tomoyoshi Takeuchi³

Abstract: When geological surveys or environmental studies are carried out in brackish water lakes like Lake Nakaumi and Lake Shinji, a sub-bottom profiler (SBP), which images the geological structure of the lake sediment, and sidescan sonar (SSS), which reveals the microtopography of the lake bottom, are essential survey equipment. However, conventional survey equipment was designed for marine operations, and as a result it is large and difficult to use in lakes. A low-cost and compact sidescan sonar and sub-bottom profiler system was developed which can be deployed from a small boat, and easily used in the survey of brackish water lakes. The trade name of the digital sidescan sonar is SportScan (Imagenex Technology Corp., Canada) and the trade name of the sub-bottom profiler is StrataBox (SyQwest Inc., USA). In this paper, we focus on the sidescan sonar. The low-cost sidescan sonar is composed of a towfish connected directly to a power supply (10–16 VDC) and notebook PC through the shipboard towing cable. The operating frequency of the sidescan sonar is 330 kHz, the available operating range is 15 m–120 m, and the best towing speed is 2–3 knots. A survey of Lake Nakaumi was carried out by combining sidescan sonar/sub-bottom profiler and a DGPS receiver with navigation based on the map software “KASHMIR 3 D”. This sidescan sonar survey produced a mosaic map of the sediment surface of Lake Nakaumi.

Key words: sidescan sonar, SportScan, GPS, KASHMIR 3 D, coastal lagoon

1. はじめに

中海・宍道湖のような汽水湖や入江，内湾浅海域での地形・地質調査もしくは環境調査を行う上で，水底下の地質構造を断面として捉えるサブボトムプロファイラ (SBP) および水底の微地形を画像として捉えるサイドスキャンソナー (SSS) は不可欠の調

査機器である。しかしながら，従来の調査機器は，海洋で開発され，使用されているものを，そのまま転用していることから，大型で使い勝手が悪く，水深数メートルまでといった浅い水域では使用することが困難であった。また，このような水域では人為的な改変が盛んに行われてきていて，その状況を的確の捉えておくことが水域の管理や環境保全のため

¹ 産業技術総合研究所 National Institute of Advanced Industrial Science and Technology (AIST), Tsukuba 305-8567, Japan

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

³ 電気通信大学名誉教授 Professor Emeritus, Univ. of Electro-Communications

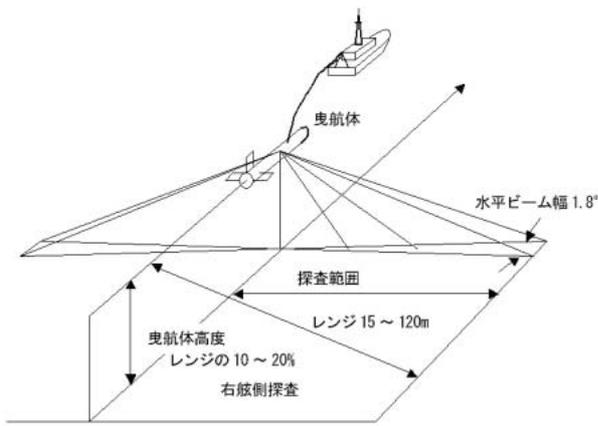


図 1. サイドスキャンソナーの原理図
Fig. 1. Principle of sidescan sonar.

に必要で、これらの機器を用いた調査は近年では必要不可欠となっている。一方、海洋調査機器についてみると、コンピュータ技術の最近における急速の発展を背景として機器の小型化とローコスト化が進んでいて、小型のボートでも使用できるコンパクトなサイズのサイドスキャンソナーやサブボトムプロファイラが市販されるようになってきている。しかしながら、これらの機器についてみても、これらを搭載してボートを走らせれば必要とするデータが得られるという仕様になっているわけではないので、汽水域や沿岸浅海域の調査に合うような工夫が求められる。ここでは、下記に示すサイドスキャンソナーを試験的に導入し、誰でもが容易に使用できるようなシステム化を目標にして、いくつかの水域で試験探査を行った。

使用したデジタルサイドスキャンソナーの商品名は SportScan, Imagenex 社 (カナダ) 製である。一方、サブボトムプロファイラの商品名は StrataBox, SyQwest 社 (米国) 製である。中海、美保湾での探査では、サイドスキャンソナー、サブボトムプロファイラおよびディファレンシャル GPS (DGPS) 受信機を組合せ、また、地図ソフトを使用してナビゲーションを行った。サイドスキャンソナーにおいては、最終成果として水底画像のマッピング、すなわち隣接する水底画像をつなぎあわせたモザイク図が得られるようなシステムとした。本論ではサイドスキャンソナーに内容を絞り、装置の概要、システム化の概要、中海および美保湾での水域試験の結果およびモザイク図作成の概要について報告する。

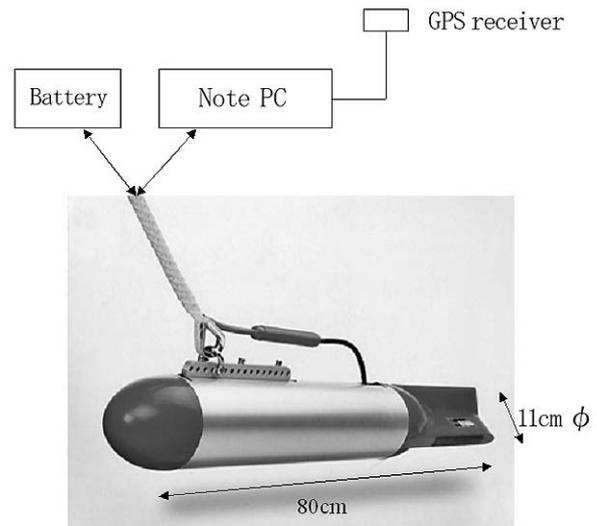


図 2. ローコスト・コンパクトサイドスキャンソナー
Fig. 2. Low-cost, compact sidescan sonar.

2. サイドスキャンソナー

2-1. その原理と応用

サイドスキャンソナーは、水中曳航式の送受波器から水底に向けて扇状に発射され、水底表層部から反射してきた超音波(後方散乱波)を曳航掃引して得られた信号をもとに水底の地形および地質(底質)情報を画像化するシステムである(図1)。そして、海底の断層や海流などにより形成されたリップル(砂漣)など、海底面の微細構造探査のほかに、漁場調査、沈没した船や物体などの探索にも利用できる。

2-2. ローコスト・コンパクトサイドスキャンソナーの概要

ハードウェア

本装置は、従来のサイドスキャンソナーに比べ、ローコスト、軽量コンパクトなデジタルサイドスキャンソナーである。1周波タイプ(330 kHz)と2周波切替タイプ(330 k/800 kHz)があるが、今回は330 kHzの1周波タイプを導入した。装置はトウフィッシュと曳航ケーブル(全長23 m)から構成され、ケーブルの末端部のコネクタを船上に用意した電源(10-16 V)およびノートパソコンへ接続する(図2)。ノートパソコンとトウフィッシュとはRS 232 Cシリアルインターフェースで通信を行う。ノートパソコンには、専用のソフトウェアをインストールし、出力画像の表示、収録を行う。

表 1. サイドスキャンソナーの仕様概要

トウフィッシュ	モールドされたポリウレタン, アルミニウム
バラスト	ダイバーベルト錘
トランスジューサ	2×330 kHz ビーム幅 1.8° (水平) × 60° (垂直)
探査レンジ (片舷)	15 m, 30m, 60m, 90m, 120m
最大深度	30 m
通信インターフェース	RS 232 C シリアル (115200 bps)
ケーブル	75 フィート 4 線 (電源, テレメトリー)
ソフトウェア	表示・記録用 OS: Windows 95, 98, me, XP
外形寸法	直径 11 cm, 長さ 80 cm 空中重量 4.6 kg (錘を除外)
電源	10 - 16 V (12 V, 0.5 A max)
曳航速度	2-3 kt

ソフトウェア

本装置は、付属の専用ソフトウェア (WIN 881 SS) により、パラメータ設定、記録の表示・収録を行なう。ノートパソコンへの画面表示例は後述する図 9, 10, 11 に示した。

ソフトウェア WIN 881 SS の主な機能は、次の通りである。

- (1) データ収録 .81 S SportScan file を生成。ファイルの大きさは 10-15 MB/hour.
- (2) データ再生 収録データ (.81 S file) の再生
- (3) データコピー 収録データの部分的なコピーを行い、小さいファイルを作成する。
- (4) セーブ スクリーン 表示画面の保存。BMP file が作成される。
- (5) 表示記録のカラーテーブル カラー, グレイ, リバースグレイ, ブラウンが選択できる。
- (6) GPS 入力 NMEA 0183 format の GPS データを入力する。
- (7) 速度補正 GPS の速度データを使用し、記録の進行方向の距離を補正する。

3. システム化の概要

本装置は、サイドスキャンソナー本体へノートパソコンを接続するだけで、簡易に水底のサイドスキャン画像を得ることができる。しかしながら、水底画像のマッピングを行うには、予め測線を設定し、その測線上にサイドスキャンソナーを曳航しなければならない。このような機能を得るため、測位装置を含めた一連のシステムを構築した。

本システムは図 3 に示すように、サイドスキャンソナー本体、ディファレンシャル GPS (DGPS) 受

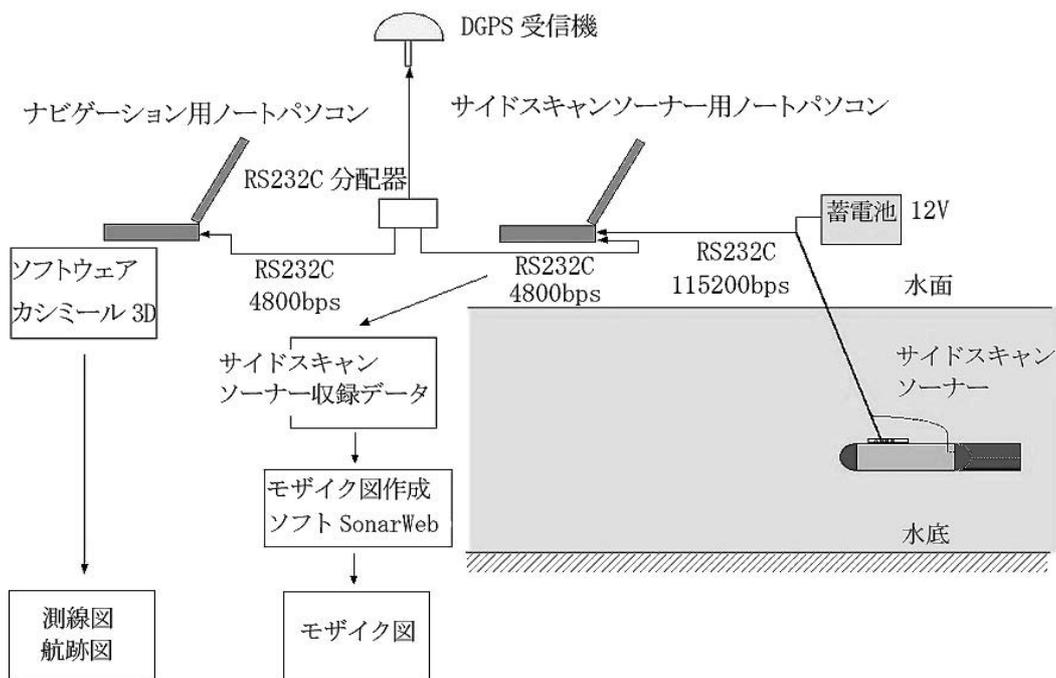


図 3. ローコスト・コンパクトサイドスキャンソナーのシステム化
 Fig. 3. Systematization of the low-cost, compact side scan sonar.

信機，ノートパソコン等から構成される．地図(ナビゲーション)ソフトを用い，予定測線を設定し，DGPSによる測位データに基づき船を航行させる．また，収録したデジタルのサイドスキャンソナーデータを基に，モザイク図作成ソフトを用い，水底画像のモザイク図を作成する．

本システムは以下のコンポーネントから構成される．

(1) サイドスキャンソナー本体 SportScan Imagenex 社

周波数 330 kHz，探査レンジ 15 m–120 m(片舷)最大深度 30 m

(2) DGPS 受信機 DGPS 212 GPS 受信機(日本無線) ビーコン受信機内蔵の DGPS 受信機である．海上保安庁の中波ビーコン局の GPS 補正情報を利用して補正を行い，測位精度を向上させる．航法データである NMEA 0183 データ出力し，これをサイドスキャンソナー用ノートパソコンおよびナビゲーション用ノートパソコンへ入力する．

(3) GPS データ分配器

DGPS 受信機からの NMEA 0183 データ (RS 232 C シリアルデータ，4800 bps) の出力は 1 チャンネルしかないので，複数台のノートパソコンへデータを提供することはできない．そこで，データを分配するためのアダプタを製作した．4 チャンネルの出力を備える．

(4) ノートパソコン

1 台は，サイドスキャンソナー専用ソフトを用い，サイドスキャンソナーの制御とデータ表示・収録を行う．もう 1 台は船のナビゲーション用で，ナビゲーションソフトウェアを用い，DGPS 測位データの入力，船位の表示および収録を行う．

(5) ナビゲーションソフトウェア

ナビゲーション用ソフトウェアとして，フリーソフトの「カシミール 3D」(<http://www.kashmir3d.com/>)を使用する．カシミール 3D は，各種地形図の読み込みが可能である．例えば，国土地理院の数値地図 25000 CD-ROM(国土地理院，1998)や地形図閲覧システム(<http://mapbrowse.gsi.go.jp/>)から地形図を読み込むことができる．本システムによる探査では以下を実行する．

- ・ 予定測線の設定．
- ・ DGPS 測位データによるサイドスキャンソナー(自船)の位置表示．
- ・ サイドスキャンソナーを予定測線通りに曳航．

(6) モザイク図作成ソフトウェア

サイドスキャンソナーの画像からモザイク図を作成するためのソフトウェアとして SonarWeb Chesapeake 社(米国)を使用した．本装置の .81 Sformat をはじめ，多種のサイドスキャンソナーのフォーマットに対応している．出力ファイルは JPEG 画像となり，そのまま印刷ができ，ファイルサイズも縮小される．

4. 水域試験とモザイクマッピング

4-1. 水域試験概要

最初のトライアルを 2002 年の 2 月下旬に島根県宍道湖で行い，作動を確認した．次いで 2002 年 3 月上旬に霞ヶ浦の土浦入(茨城県)で 3 時間程度の試験を行った．GPS 受信機を接続し，船速補正を行うことができた．2002 年 5 月中旬には，中海北部本庄水域(島根県)において約 4 時間の試験を行った．2002 年 10 月下旬には石垣島底土(沖縄県)で短時間の試験を行った．いずれも 10 m 以浅の水域での試験で，曳航ケーブルは水面下 50 cm 程度繰り出したただけなので，トウフィッシュは比較的安定に曳航できた．2002 年の 10 月末には愛媛県中島沖(瀬戸内海，水深約 20 m)で試験を行ったが，水深が深いことと潮流があることからフィッシュの安定曳航が困難であった．2003 年の 2 月下旬および 5 月上旬には，中海本庄水域をモデルフィールドとして，モザイクマッピングのための試験探査を行った(図 4，5)．また，2003 年の 8 月下旬および 9 月中旬には美保湾の和田グリ付近等で試験探査を行った．

本装置が，水深何 m の水域で使用できるかは，ト



図 4. サイドスキャンソナーの主な試験水域，中海(島根県)と美保湾(鳥取県)

Fig. 4. Index map of main test area, Lake Nakaumi (Shimane Prefecture) and Miho Bay (Tottori Prefecture).



図5. 中海本庄水域におけるサイドスキャンソナーの実験風景 写真中、(1)サイドスキャンソナー、(2)サイドスキャンソナー用ノートPC、(3)ナビゲーション用ノートパソコン、(4)DGPS受信機、(5)サイドスキャンソナー、(6) DGPS受信機、をそれぞれ示す。

Fig. 5. Experiment scene of the side scan sonar in the Honjo area of Lake Nakaumi.

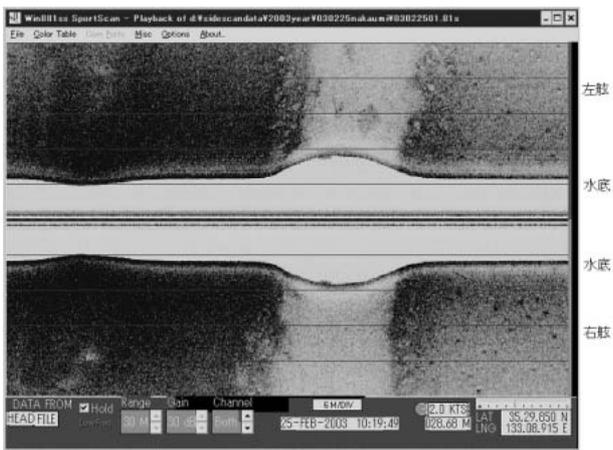


図6. サイドスキャンソナー画像表示例 中海本庄水域(2003年2月25日, レンジ30 m, ゲイン30 dB)

Fig. 6. Screen display example of the sidescan sonar. Honjo area of Lake Nakaumi (Feb. 25, 2003, range 30 m, gain 30 dB).

ウフィッシュの耐圧深度が30 mである点を除き明らかではないが、探査レンジが15 m~120 mであることから、水深2 m~50 m程度の水底において使用可能と思われる。但し、水深の深い水域で使用する場合、トウフィッシュの深度を30 m以内とすることと、曳航ケーブルを標準のものより長くすることが必要である。

4-2. 中海での水域試験結果

図6は中海本庄水域での画像表示例である。後述するモザイクマッピングのための試験測線(S-5)の一部の記録で、南北に続く排水溝(幅約20 m)の西側

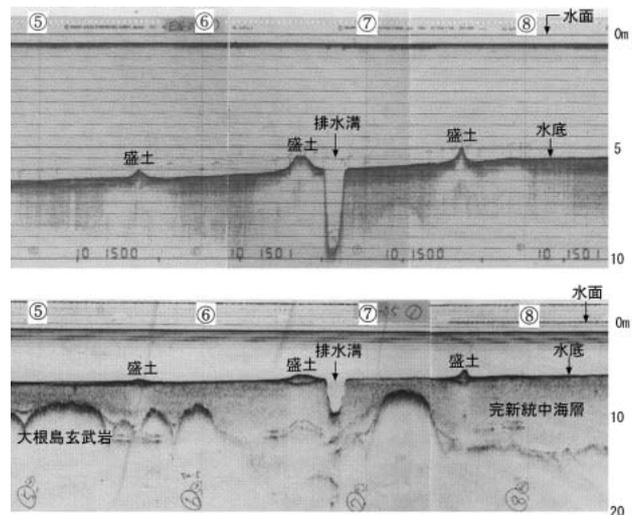


図7. 本庄水域の地形(測深機アトラスデソ20による)と堆積層(底質探査機SH-10による)(図6に近い東西断面で、徳岡・高安, 1992による)

Fig. 7. Bottom topography and sedimentary layers in the Honjo area by echo-sounding survey (approximately same area shown in Fig. 6, Tokuoka and Takayasu, 1992).

は濃い反射画像が、東側は薄い反射画像が得られている。比較のために徳岡・高安(1992)による、この測線に近い記録を図7に示す(上図は測深機アトラスデソ20による水底地形、下図は底質探査装置SH-10による水底下堆積層の記録)。これで明らかなように、排水溝の西側には地形的な盛り上がりがあり、これは人為的な盛土である。このような盛土の部分は排水溝の東側には存在しない。従って、今回得られた記録の西側の濃い反射画像は砂の盛土を示

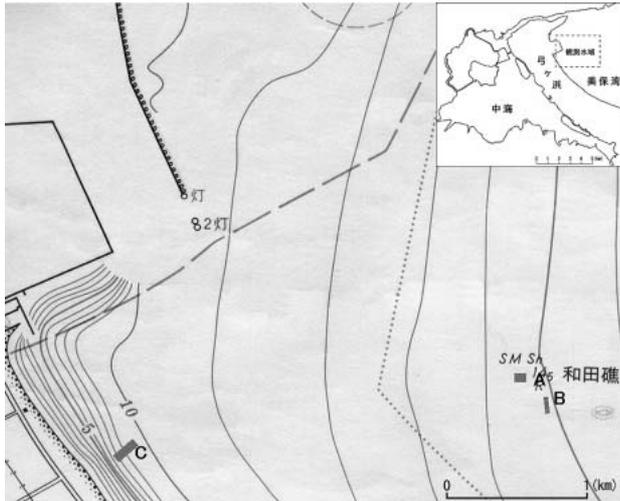


図8. 美保湾におけるサイドスキャンソナー調査位置(A, B, Cはそれぞれ図9, 10, 11の画像位置を示す)

Fig. 8. Locality map of the sidescan sonar survey in Miho Bay (A, B and C show each locality of Figs. 9, 10 and 11, respectively).

し、東側の薄い反射画像は、もともとの水底をなす泥による反射であることが明らかである。また、溝の部分では白く抜ける、さらに弱い反射画像が得られているが、水底からの比高が約 -3.5 mあり、軟泥の堆積により音波が吸収されることによってこのような画像が得られると判断される。

4-3. 美保湾での水域試験結果

2003年8月22日および9月11日に、美保湾の沖合いの和田グリ付近および海岸付近で試験探査を行ない、画像記録を得た。図8には、掲載記録の位置をそれぞれ示した。

図9は9月11日の美保湾和田グリ付近の画像表示記録(図8のA)を示す。記録の右舷側には多数の立方体が表示されている。和田グリの高まりの周辺には漁礁が多く設置されていることが知られているので、これらが漁礁であることは明らかである。左舷側には不規則な濃い反射画像がいくつか見られるが、和田グリ付近の表層には粗粒砂~細礫からなる固結層が分布することがダイバーによる底質の採取から確認されていることから、これに相当する画像が得られたものと判断される。なお、中心線と両舷の海底までの間の線状に続く記録は、船腹からの反射によるものである。

図10は8月22日の美保湾和田グリ付近の記録で(図8のB)、9月11日の記録とは比較的近い位置にある。探査レンジ30 mで得られた左舷側の記録で、

海底全面に砂漣が認められる。砂漣の形態からは底層での流れの強さや方向を知ることが可能である。9月11日の調査では和田グリ上では砂漣は認められなかったが、この日の調査が10日ほど風が続いた後であったために、形成されていた砂漣が底生生物の活動で乱され、消失したものと考えられる。このように画像記録から海底状況の変化を知ることができる。

図11は美保湾沿岸付近の画像表示記録を示す(図8のC)。2003年8月22日の調査では、弓ヶ浜の沿岸海域について水深5 mあたりの外浜から水深8 mより深い沖浜に至る間の調査を行った。この海域では地形の変換点がほぼ8 mのところであり、通常、波浪の及ぶ範囲はこの深さ迄である。そして、この水深までは砂からなり、それより以深では次第に泥に移り変わることが知られている。図は水深8から9 mにかけての記録で、濃い反射画像から薄い反射画像に移り変わっていく部分の記録で、底質が砂から泥へと変化することに良く対応している。

4-4. 曳航方法の改善

サイドスキャンソナーのトウフィッシュを如何に安定曳航できるかが、記録の品質の向上の鍵となる。より安定したトウフィッシュの曳航を行うため、トウフィッシュの舷側固定を試みた。中海本庄水域での試験では、トウフィッシュをパイプによる舷側固定式にしたところ(図12)、トウフィッシュの姿勢が安定し、左右両舷の記録のバランスが良くなり、記録の改善が見られた。

4-5. モザイクマッピング

中海北部の本庄水域をモデルフィールドとしてモザイク図作成のための試験を行った。この水域は、中海本庄工区の干拓事業で、排水路の掘削や道路等盛土が行われていて、水底の状況が良く判っているので(徳岡・高安編, 1992)、サイドスキャンソナーの評価試験には好都合である。

(1) レンジ設定および測線間隔の決定

本庄水域(水深5~6 m)において、レンジ設定を変えて記録を取得した。探査レンジ30 m, 60 mで試験した結果、60 mレンジでは中央から遠方の後方散乱波が受信できず、記録がうすくなっている。一方、30 mレンジでは、近傍から遠方まで均一な記録が得られた。そこでレンジは30 mに設定した。レンジとソナーの高度との関係は、ソナー高度はレンジの10~20%が推奨されているので、水底からの高度

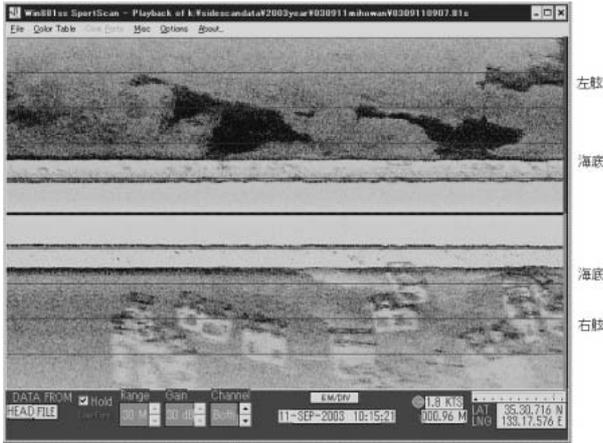


図9. サイドスキャンソナー画像表示例 美保湾和田グリ付近(2003年9月11日, レンジ30 m, ゲイン30 dB)

Fig. 9. Screen display example of the sidescan sonar. Around the Wadaguri in Miho Bay (Sep. 11, 2003, range 30 m, gain 30 dB).

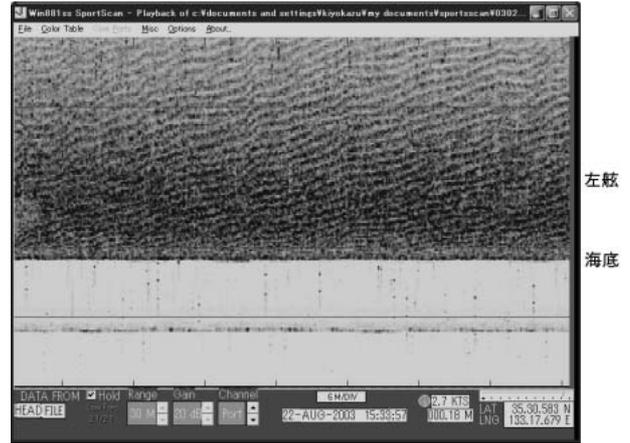


図10. サイドスキャンソナー画像表示例 美保湾和田グリ付近(2003年8月22日, 左舷のみ, レンジ30 m, ゲイン30 dB)

Fig. 10. Screen display example of the sidescan sonar. Around the Wadaguri in Miho Bay (Aug. 22, 2003, range 30 m, port side, gain 30 dB).

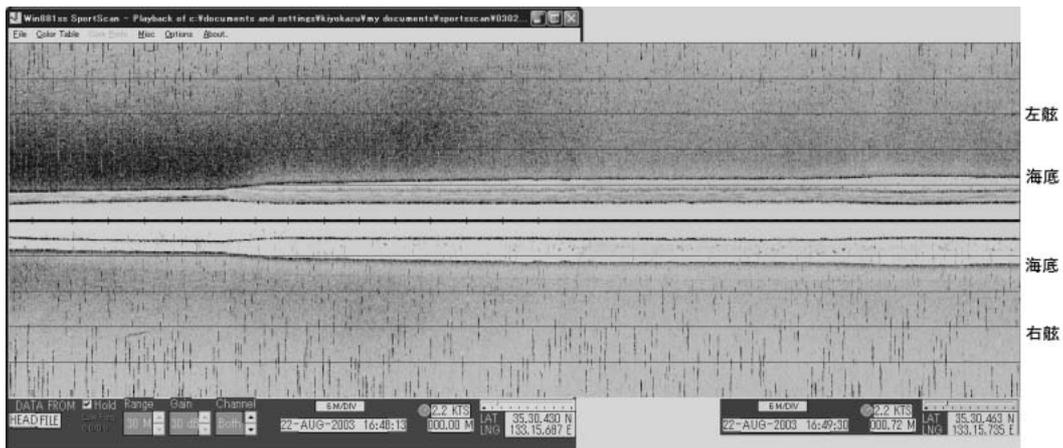


図11. サイドスキャンソナー画像表示例 美保湾沿岸外浜～沖浜域(2003年8月22日, レンジ30 m, ゲイン30 dB)

Fig. 11. Screen display example of the sidescan sonar. Outer shore ~ Off shore area in Miho Bay (Aug. 22, 2003, range 30 m, gain 30 dB).

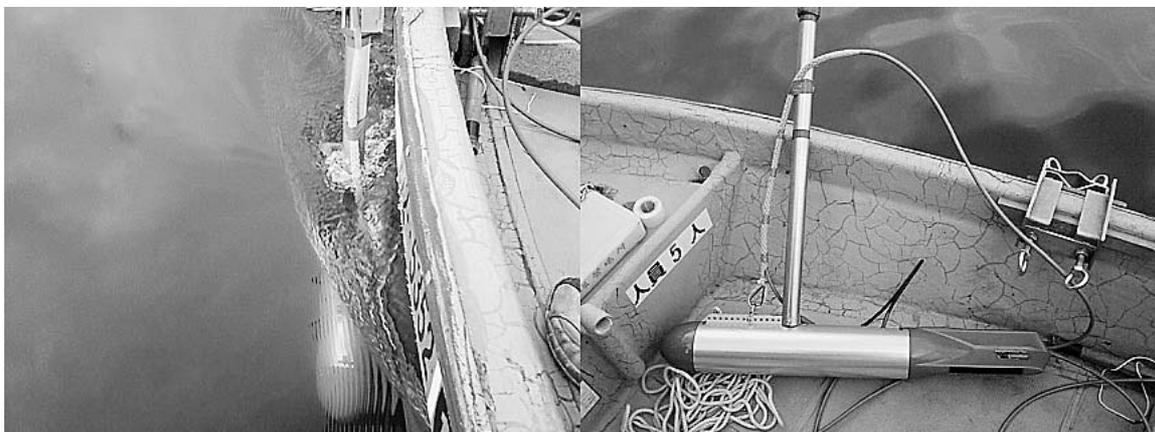


図12. 舷側固定式としたトウフィッシュ
Fig. 12. Boat's side fixed tow fish.

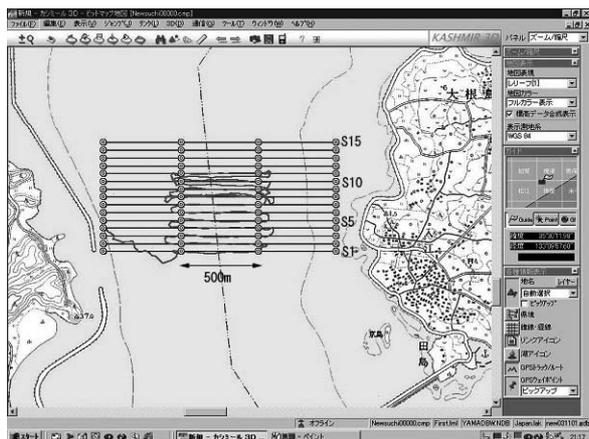


図 13. 「カシミール 3 D」によるナビゲーションと航跡表示 (中海本庄水域)

Fig. 13. Navigation and track display by “KASHMIR 3 D”.

は、3 m～6 m に保持すればよい。測線間隔はソナーの高度を考慮して、レンジ 30 m (両舷レンジ 60 m) に対して 50 m 間隔とした。

(2) ナビゲーション

地図ソフト「カシミール 3 D」上に予定測線を入力した。図 13 において、大根島と対岸の本庄との間の水域に東西方向に 1.5 km、南北方向に 50 m 間隔の測線を 15 本設定し、測線番号を南から S 1～S 15 とした。東西 1.5 km の測線には 500 m 毎に通過点または変針点を丸印でマークした。2003 年 2 月の試験探査では、東西測線の中央の東西 500 m の範囲を南端から北上し、11 本の測線 (S 1～S 11) でサイドスキャンデータを取得した。

(3) モザイクマッピング

位置、速度、方位データを含むサイドスキャンデータは、81 S file に収録される。モザイクマッピングソフト SonarWeb でモザイク図の作成を行った。図 14 は、中海本庄水域で取得したサイドスキャンソナー画像のモザイクマッピング処理結果を示す。探査は 2003 年 2 月に行われ、東西方向 500 m の測線を南北方向に 50 m 間隔で 11 本設定し、マッピングを行った。サイドスキャンソナーのレンジは 30 m、受信ゲインは 30 dB とした。画像全体の灰色の部分には、主に泥、反射の強い黒い部分は盛土をした砂の分布域を示す。南北の白い帯状の部分は排水溝である。排水溝は実際にはスムーズに連続したものであるが、排水溝のつながり具合を見ると、数 m 程度ずれた不連続な部分が認められる。これは位置精度の誤差によるもので、DGPS では、これ以上の精度を要求することは難しい。排水溝が、スムー

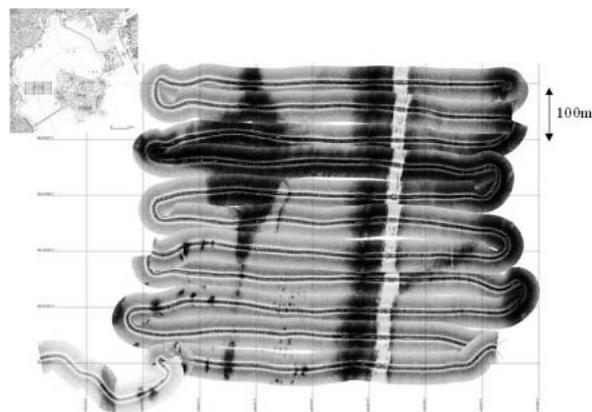


図 14. モザイク図 中海本庄水域 (2003 年 2 月 25 日、レンジ 30 m、ゲイン 30 dB)

Fig. 14. Mosaic map. Honjo area of Lake Nakaumi (Feb. 25, 2003, range 30 m, gain 30 dB).

ズに連続したものとしてマッピングするには RTK-GPS など高価な測位方式を使用する必要がある。比較のために、図 15 に本庄工区干拓計画図 (農水省干拓事務所資料、徳岡・高安編、1992) の一部を示した。モザイク図中の反射の強い盛土部分や白く抜ける排水溝が計画図どおりに連続していることが明らかになった。

5. おわりに

ローコストでコンパクトなサイドスキャンソナーを、DGPS 受信機、地図ソフト等と組合せ、システム化を行い、中海等の汽水域へ適用し、試験探査を行った。そして、最終成果として水底画像のモザイク図が得られるようなシステムとすることができた。軽量コンパクトなシステムとして、手軽に使用できる利点を生かし、汽水域や沿岸域での使用が期待される。

謝 辞

本研究において、産業技術総合研究所海洋資源環境研究部門村上文敏主任研究員、同辻野匠研究員には、現場実験でご協力いただいた。また松江市本庄の三代祐司氏には舟の借用等でお世話になった。以上の方々には厚くお礼申し上げます。

参 考 文 献

Chesapeake Technology, Inc. (2002) SonarWeb User's

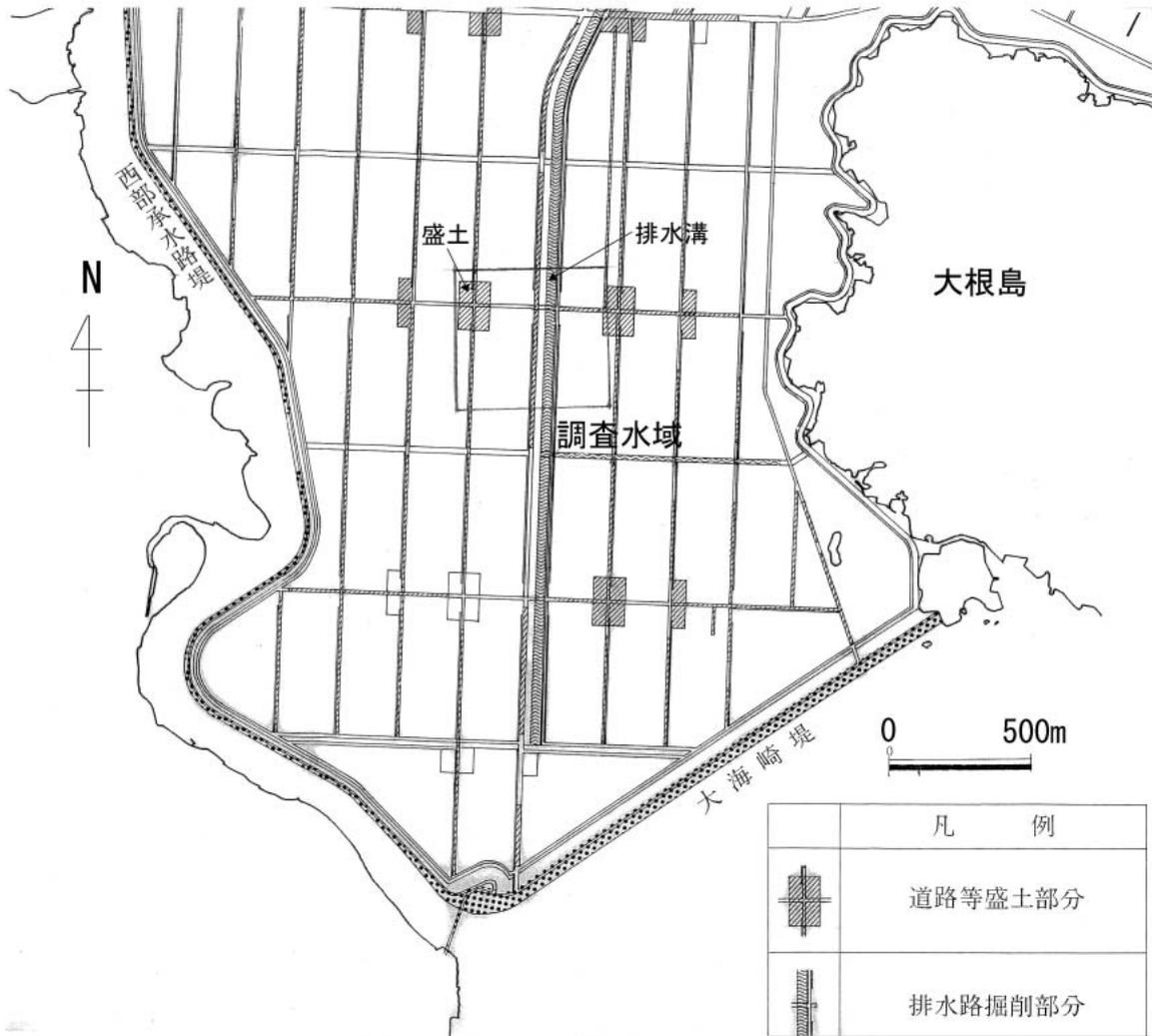


図 15. 中海本庄工区干拓計画図（部分）

Fig. 15. Reclamation planning drawing of Honjo area of Lake Nakaumi (part).

Guide, Chesapeake Technology, Inc., HTML file.
 IMAGENEX TECHNOLOGY CORP. (2003) MODEL
 881 SPORTSCAN Software User's Manual,
 IMAGENEX TECHNOLOGY CORP, 15 p.
 国土地理院 (1998) 数値地図 25000 (地図画像) 松江,
 国土地理院, CD-ROM

杉本智彦 (2002) カシミール 3D 入門, 実業之日本社,
 東京, 147 p.
 徳岡隆夫・高安克己編 (1992) 中海北部 (本庄工区)
 アトラス 1992, 島根大学山陰地域研究総合セン
 ター, 91 p.

塩水侵入域の観測井での淡塩境界長期連続観測 (島根県江の川下流の例)

徳岡隆夫¹・上野博芳¹・吹田 歩¹・西村清和²・鈴木重教³

Long-term observation of the boundary between fresh and saline water in the subsurface aquifer system beyond the saline water invasion area at River Gonokawa, Shimane Pref., Japan

Takao Tokuoka¹, Hiroyoshi Ueno¹, Ayumi Fukita¹,
Kiyokazu Nishimura² and Shigenori Suzuki³

Abstract: A well was installed on the bank of the Gonokawa River for the observation of groundwater. The well depth is 50 m and it penetrates alluvial sand and gravels. Long-term observation of the freshwater and saltwater boundary (F/S Boundary) was attempted, using a multi-sensor salinity/temperature measurement system based on the XCTD, a newly developed simplified conductivity measurement system (4 m cable with 40 sensors), and a pressure sensor for measuring the fluctuation of water level. Observation was carried out successfully for one year from September 2001 to August 2002, during which fluctuations of F/S boundary were recorded. This boundary responds to tidal movements with no time lag, and also changes in accordance with abrupt changes of river discharge with little or no time delay. Seasonal fluctuation of F/S boundary of more than 5 m has been detected for the first time by the present long term observation.

Key words: saline wedge, ground water, fresh/salt water boundary, R. Gonokawa

1. はじめに

江の川は弱混合型(塩水楔型)の感潮河川の日本における代表例として知られている(たとえば西條・奥田, 1996)。江の川では, 塩水は通常は河口から 4~7 km の範囲で, また渇水期には河口から 8.2 km の赤栗の瀬を越えて 10 km に至るまで遡上することが知られていて, 最近では著者らのグループが塩水楔の観測方法の開発とともに観測結果を報告している(徳岡ほか, 1998, 1999 および 2001)。塩水楔の観

測のために開発した各種機器を設置しての観測は図 1 に示すように河口から約 8.2 km の赤栗の瀬に至る範囲でこれまでに行われてきた。またこの間に航走用の塩水楔音響探査 SC-3 を用いた観測によって, 塩水楔の形態を可視化して捉えることができるようになった。図 2 (上) はその一例で, 河床にそって侵入した塩水とその上位を流下する淡水の境界がよく捉えられているとともに, 塩水楔の先端の位置が正確に捉えられているのがわかる。SC-3 によるこれまでの観測で捉えられた塩水楔先端の位置と河川流量

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

³ 株鶴見精機 The Tsurumi-Seiki Co. Ltd., 2-20, 2 Tsurumi-cho, Tsurumi-ku 230-0063, Japan

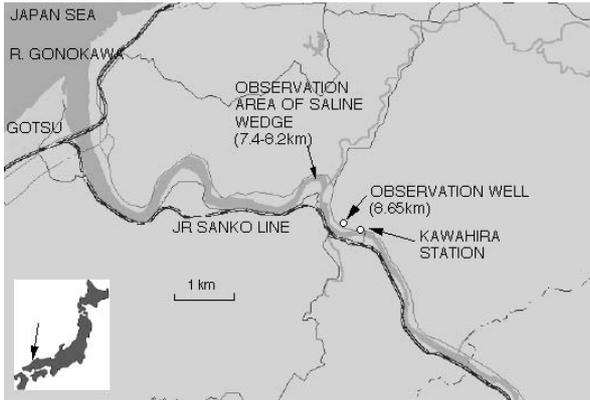


図 1. 江の川と市村観測井の位置

Fig. 1. Index map showing observed area of the lower stream of R. Gonokawa and the site of the Ichimura observation well.

との間には図 2 (下) に示すような規則的な関係が成り立つことが明らかになった (徳岡ほか, 2001).

塩水湖上は江の川の流量 (河口から 9.1 km の川平観測所) が $50 \text{ m}^3/\text{s}$ 以下になると赤栗の辺りまで達するが, $30 \text{ m}^3/\text{s}$ 以下の大湧水にならない限りは赤栗の瀬を越えることはない. ところで, 赤栗の瀬を越えた上流側にはやや広い沖積低地があり, 厚さ数 10 m 以上の沖積砂礫層中には高塩分水が存在していることがわかっている. 河口からの距離 9.7 km には河口に位置する日本製紙の取水口 (川の底層水および地下浅所の水を集めて利用) があり, とくに湧水期には取水に伴って塩分が混入することに注意が払われていて, 地下に塩水が存在することが知られてい

る (建設省浜田工事事務所の調査報告などによる). 江の川の塩水湖上とその上流に貯留された高塩分水との関係を模式的に描いて図 3 に示す (地下の地質は上記報告書にもとづく). 江の川にそって赤栗の瀬までは河川流量が減少すると容易に塩水楔の先端が到達することから, この辺りまでの地下の砂礫層は常に塩水に満たされているが, 淡塩境界はこれより上流の地下に向かって傾斜していると考えられることから, 1999 年度には河口からの距離 8.65 km の江の川右岸の堤防上に深度 50 m の観測井を設置して地下の淡塩境界を捉え, その動きについて観測を行うこととした (図 4). 徳岡ほか (2001) で記述されているように, 地下の地質は一連の砂礫層からなり, すべて沖積層と考えられ, この間に有効な不透水層は存在しないと判断される. 井戸は径 110 mm で, ケーシングには適当な間隔に孔をあけて地下水の移動に問題を生じないような仕上げとなっている. 設置された井戸の位置と江の川との関係, 測定機器と設置状況を写真 (1) ~ (4) に示す.

1999 年度の地下水観測は 1999 年 12 月 4 日 ~ 2000 年 2 月 3 日の 3 ヶ月間, 水位計とともに温度・塩分を新たに開発した多点型 CT センサケーブル (西村ほか, 2000) をもちいて行った. センサは 5 つで, 淡塩境界を中心に上から 2, 1, 1, 2 m 間隔に設置して観測を行った. その結果, 振幅 20 cm までの潮汐と判断される規則的な変動があること, 水位の変動は河川の流量・水位の変動と連動していて, 両者の時間差は認められないこと, 河川の水位が上昇した後

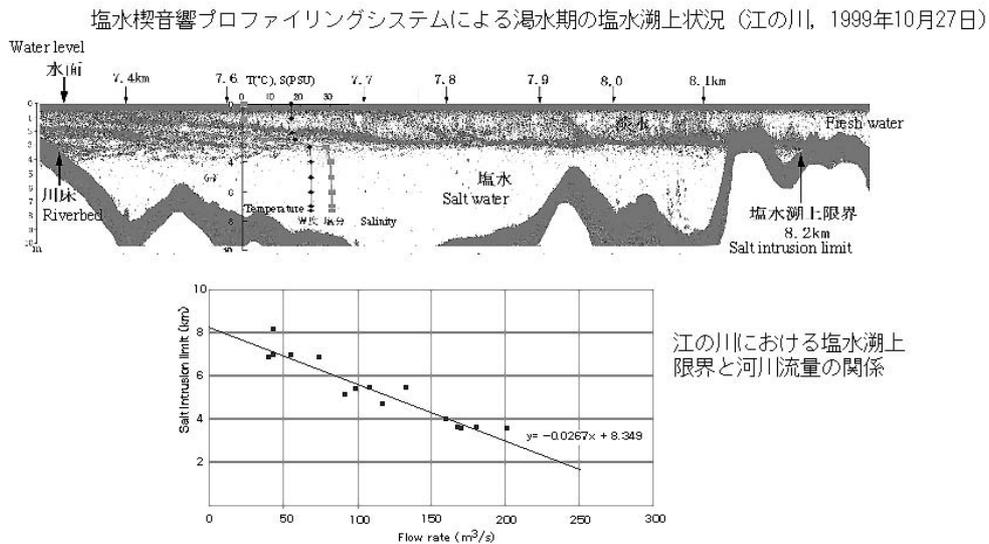


図 2. 江の川の音響探査装置 SC-3 による塩水楔観測 (上) と塩水湖上距離と河川流量の関係 (下)

Fig. 2. Observation of saline wedge of R. Gonokawa by SC-3

Echo-sounding system and relationship between saline invasion limit and discharge amount.

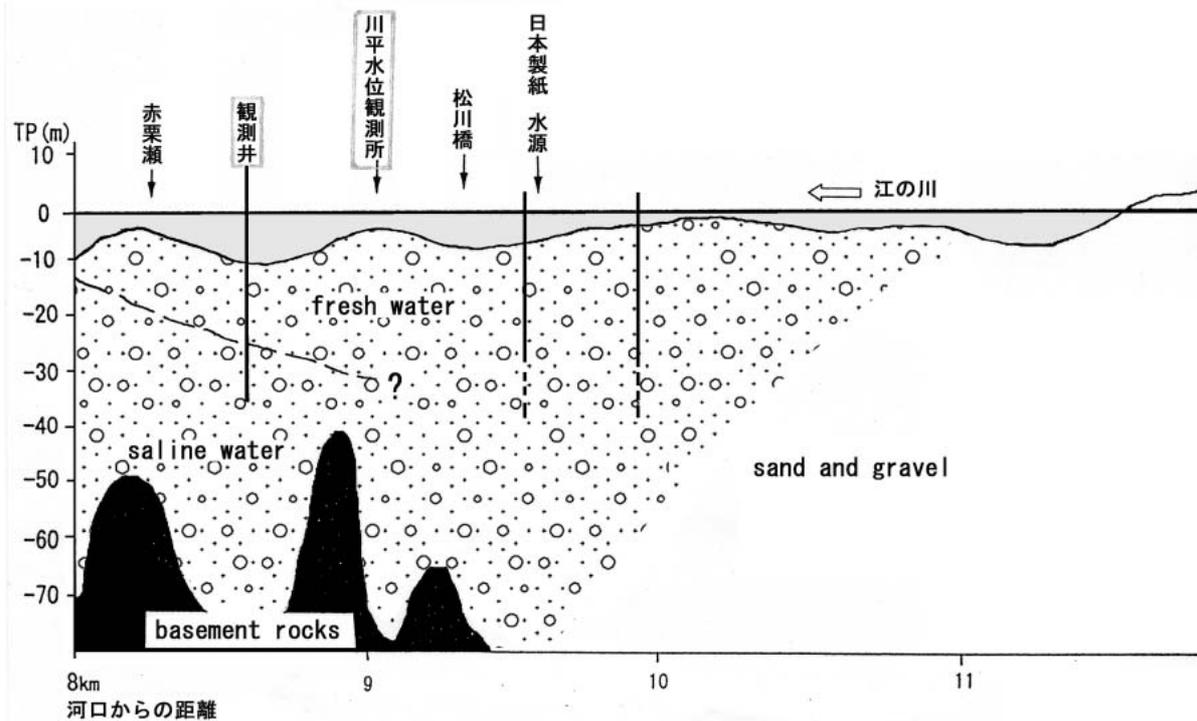


図3. 赤栗より上流域の地下地質と地下の淡塩境界の分布の模式図

Fig. 3. A sketch map of subsurface geology of the area beyond the Akaguri gouge and freshwater/saltwater boundary.

に淡塩境界は降下したことが示された（徳岡ほか，2001）。このような興味ある観測結果は，今後起こりうる渇水の際の対策を検討する上で重要であること，また，さらに言えば，地球温暖化による海面上昇に伴って起こる地下水の塩水化の問題を考える上で貴重なデータを提供することにもなることから，2000年度にはさらに詳しい観測が同じ井戸を用いて2000年10月10日～12月6日にかけて行われ，報告された（徳岡ほか，2002）。この観測では，CTセンサは淡塩境界を中心として1m間隔に設置して観測が行われた。その結果，河川流量・水位の急激な上昇の直後に淡塩境界は一時的に上昇するという現象が観測された。また，1m間隔で設置したセンサーの動きではその変動の詳細を捉えることはできず，何らかの方法でより詳しく捉える必要があることが明らかになった。また，1999年12月以降の観測井における水質測定で年間を通じた観測を行ったことになり，地下水位の変動幅は約4m以上あること，淡塩境界の変動も同じ規模はあること，地下水（淡水）は季節ごとに温度が異なり，秋から冬にかけては上昇傾向，春から秋にかけては下降傾向にあること，などが明らかになった。観測井でその都度測定された温度および塩分の鉛直分布を図5aおよび5bに示す。

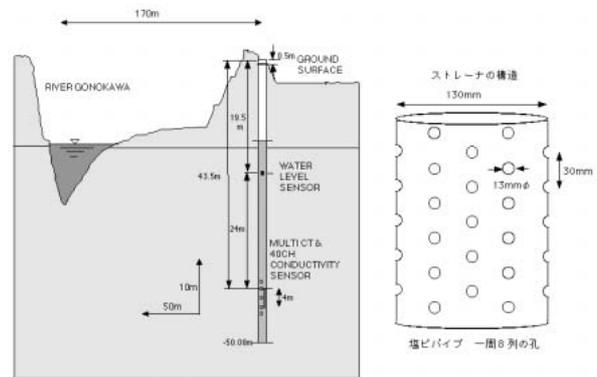


図4. 市村観測井の仕様と江の川との関係

Fig. 4. Configuration of the Ichimura observation well.

上記の結果を踏まえて，同じ井戸をもちいて，2001年度には淡塩境界の変動を10cm間隔で捉えられる簡易電気伝導度計（以下，簡易塩分センサ）を作成して，多点型CTセンサとともに観測することとした。観測システムを図6に示す。この観測は2001年8月から開始し，その後，少なくとも1年間の観測を継続することとし，年度を越えて2002年8月まで継続して観測を行った。この報告では，これによって得られたデータについて報告する。

謝辞：この研究は国土交通省中国地方整備局浜田工

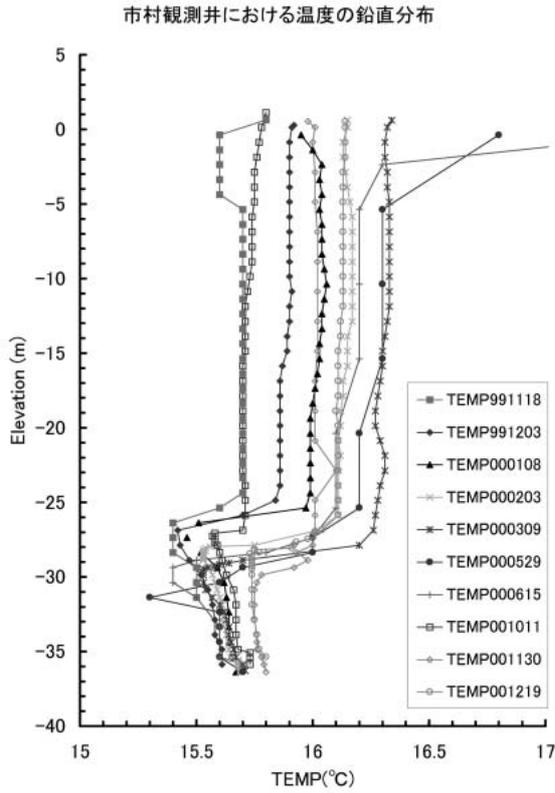


図 5a. 観測井における温度の鉛直分布

Fig. 5a. Temperature distribution at the observation well.

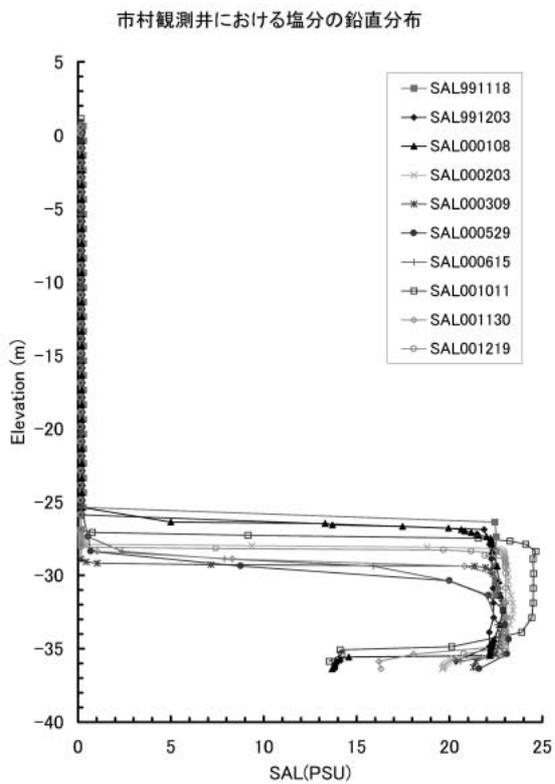


図 5b. 観測井における塩分の鉛直分布

Fig. 5b. Temperature distribution at the observation well.

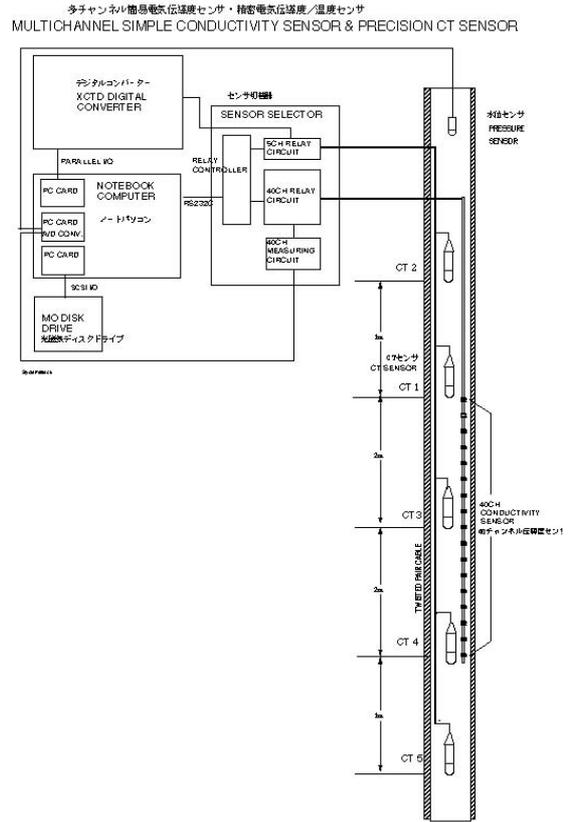


図 6. 各機器の設置状況，多チャンネル簡易電気伝導度センサ，精密電気伝導度/温度センサ，水位センサおよび装置ブロック図

Fig. 6. Configuration of monitoring sensors in the Ichimura observation well installed at 8.65 km from the river mouth, and a block diagram of multichannel simple conductivity sensor, precision CT sensor and water table sensor.

事務所のご協力とご支援のもとに行われたものである。記してお礼申し上げます。

2. 市村観測井と観測機器の設置，観測方法，観測期間

松川町市村（右岸 8 k 650）の既設観測井を利用して，多点型 CT センサ，簡易塩分計および水位計 1 台を設置して 1 年間の連続観測を行った。前年度までの観測で淡塩境界が 4 m 以上にわたって変動することがわかったので，多点型 CT センサは各センサ間隔を上から 1, 2, 2, 1 m とし，また，簡易塩分センサは上記の上から 2 番目と 4 番目のセンサ間の 4 m 間に設置して観測を行うこととした。観測井と機器設置の概要，江の川との位置関係は図 4 に示した。

多点型 CT センサは西村ほか（1998）で開発されたもので，投げ棄て式の海洋測器である XCTD

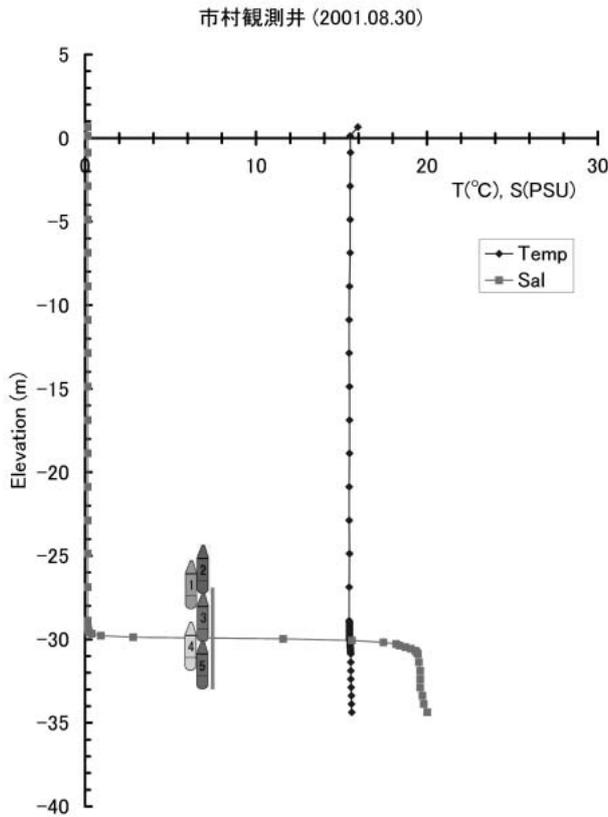


図7. 観測井における温度・塩分の鉛直分布と機器の設置位置

Fig. 7. Temperature and salinity distribution at the observation well (August 30, 2001) and installed equipments.

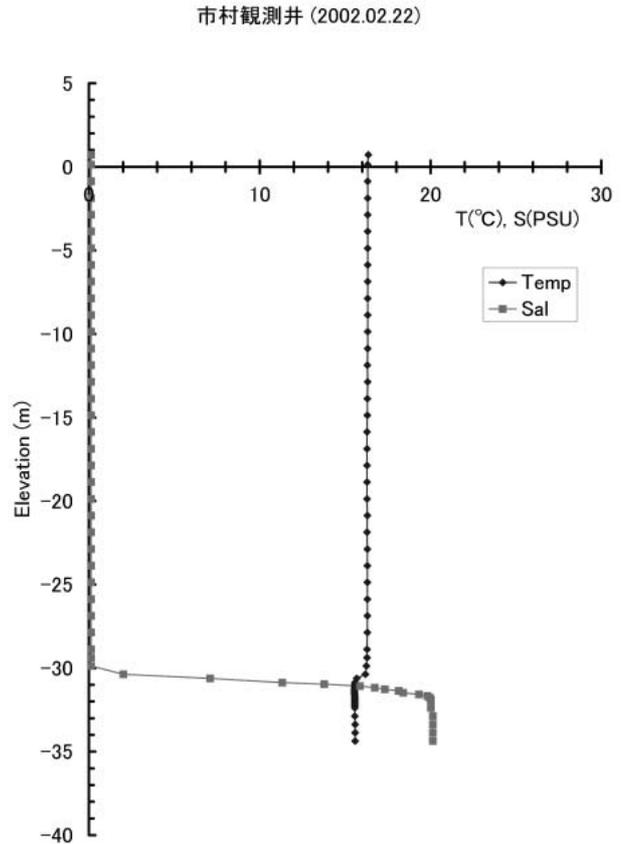


図8. 観測井における温度・塩分の鉛直分布（2002年2月22日）

Fig. 8. Temperature and salinity distributions at the observation well (Feb. 22, 2002).

(Expendable Conductivity, Temperature & Depth Profiling System) をベースに広範囲を多点で温度・電気伝導度・塩分を測定可能にしたもので、西村ほか(2000)によって地下水調査用に開発されたものである。簡易塩分センサは、多点型 CT センサでは困難な淡塩境界の細かい変動を捉えることを目的に、淡水か塩水かを判別する多点の電極式伝導度センサを試作したものである。西村ほか(2002)で報告したように、多芯のケーブルをベースにして、ケーブルの表面に 10 cm 間隔に 40 個の電極を配置し、各電極はケーブルの各芯線に接続している。各センサにかかる電圧の違いから塩水・淡水の識別が可能で、10 cm レベルで淡塩境界の位置の変化を捉えることが可能である。なお、塩分(電気伝導度)と電圧の関係式は未完成である。

連続観測に先立って、水質計(YSI, 600 XL)による 1 m ごとの水質(水温, 塩分, 電気伝導度)の観測を行った。その結果を多点型 CT センサ及び簡易塩分センサの設置位置とあわせて図 7 に示す。淡塩境界

は TP-30 m の辺りにあり、厚さ数 10 cm の範囲内で塩分は 0 から 20 PSU 以上にシャープに移り変わっている。この間での温度の変化はごくわずかである。なお、この観測の途中(2002 年 2 月 22 日)の機器を回収しての点検時に行った水質観測結果を図 8 に示す。図 5a および 5b に示した測定結果とあわせてみると、淡塩境界はいずれの観測においてもシャープな境界をもっていること、その変動幅は 4 m 以上はあること、下位の塩水は 20~25 PSU の範囲で変動していること、温度は上位の淡水での変動幅に比べると下位の塩水の変動幅は小さいことがわかる。また、観測井の最下底の部分で塩分が減少していて、その理由は明らかでないが、その下位のそれほど深くない位置に別の地下水系が存在している可能性がある。

なお、以下に示す江の川の流量と水位のデータは国土交通省浜田工事事務所による川平観測所(河口からの距離 9.1 km)によるもので、1 時間ごとのデータである。

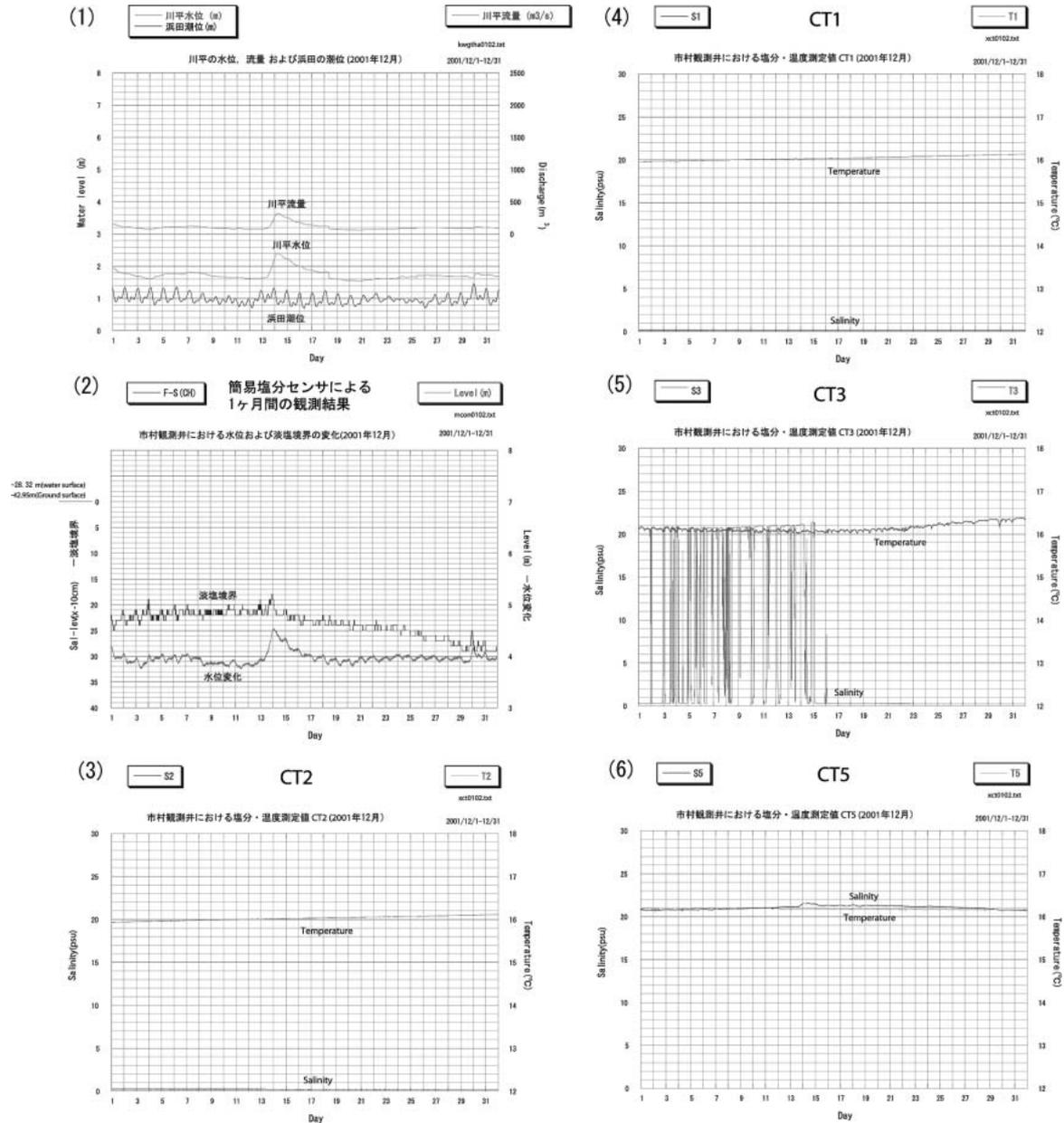


図9. 2001年12月の1ヶ月間の観測結果
Fig. 9. Various data obtained at the observation well during December, 2001.

3. 水位計, 多点型 CT センサケーブルおよび簡易塩分計による連続観測結果

水位計, 多点型 CT センサケーブルおよび簡易塩分計を図4および6に示すように設置して, 2001年8月30日~2002年8月30日に連続観測を行った. 測定時間間隔はすべて5分である. 水位計は地下水面より約4 m 下位に設置した.

3-1) 2001年12月の1ヶ月間の観測結果

2001年8月30日から1ヶ年にわたる観測記録から

1ヶ月分(2001年12月)を取り出して, 以下に述べる. 江の川(川平)の流量・水位の変化および浜田の潮位変化を図9(1)に, 観測井における地下水位の変化および簡易塩分センサによる淡塩境界の変動を図9(2)に, 多点型 CT センサによる温度・塩分変化(CT4はこの間機器のトラブルにより欠測で, 除外)を図9(3)~(6)に示す.

観測井における地下水位の変化は川平の流量・水位変化と時間差なしに同調している. 地下水位および淡塩境界は, 振幅が20 cm までの, 潮汐によるものと判断される規則的な変動をしている. 13日から

15日にかけて地下水位が大きく上昇しているが、淡塩境界もこれに追従した変動をしている。CTセンサによる塩分変化をみると、CT1およびCT2はこの間は常に淡水中にあり、CT3は月の前半には塩分が20～21 PSUとゼロの間をスイッチしているの、ほぼCT3のあたりに淡塩境界が位置していて、その後は淡塩境界が降下して、淡水中に入ったことがわかる。いっぽう、CT5はこの月中は塩分はほぼ21 PSUであったので、これより上位に淡塩境界が位置していたことがわかる。CTセンサによる1ヶ月間の温度変化をみると、淡水中では温度はわずかに上昇傾向にあり（CT2およびCT1）、塩水中ではほぼ同じで、淡水よりもやや温度が低い。

3-2) 1年間の連続観測結果

1年間の連続観測結果について江の川（川平）の水位とともに図10a（2001年9月～2002年2月）および図10b（2002年3月～8月）に示す。多点型CTセンサについては最上位のCT2および最下位のCT5のみの温度・塩分について、簡易塩分計については淡塩境界の深度を地下水位変化とともに示している。なお、図に示したように、観測期間中にいくつかの欠測があるが、これらは機器のトラブルおよび気象条件によるトラブル（夏の高温、冬の低温および雷）によるものである。また、淡塩境界の変動は6mの範囲に収まることを想定して機器の作成を行ったが、この範囲を越えて変動したことから、境界位置のデータが得られない期間が生じた。これらについては今後、改良すべき課題である。

図10aおよび10b（それぞれ上から2段目）に示した地下水位の変動は、上段の江の川に水位変動と比較すると、降雨による水位の上昇と地下水位の上昇が同調していることがわかる。淡塩境界の変動（上から2段目）は横軸に示した簡易塩分計センサの設置範囲（4m間）では10cmごとの変化が明らかで、この範囲を越えた変動については上位についてはCT2（上から3段目）、下位についてはCT5（上から4段目）の塩分の変動からそれぞれこれらの位置を越えて上昇したか、あるいは降下したかを知ることができる。9月16日には一時的に淡塩境界はCT2を越えたこと、10月中旬に淡塩境界が上昇した際には、もっとも高くなった際には上位のCT2に近い位置にまで達したが、これを越えることはなかったこと、4月下旬から6月中旬にかけて淡塩境界がCT5の位置を越えて降下したことがわかる。淡塩境界の変動は地下水位および潮位の変動に同調した変

動が認められるが、季節変動と考えられる、より大きな変動をしている。淡水部の温度の変動をみると（CT2、上から3段目）、秋から冬にかけて次第に上昇し、春から夏にかけて次第に降下している。いっぽう、塩水部についてみると（CT5、上から4段目）、温度は年間を通じてほとんど変化していない。

地下水位と淡塩境界の1年間の変動をまとめて図11に示す。この図では、各CTセンサの位置を右軸に示し、簡易塩分計による淡塩境界の変動がその測定範囲を越えた場合には、上位のCT2および下位のCT5の塩分データを参考にして淡塩境界の位置を推定して示している。淡塩境界の変動には潮汐に同調した小規模の変動、地下水位に追従した中規模の変動とともに、より規模の大きい季節変動とみられる変動が認められる。

4. ま と め

江の川の塩水溯上域より上流の地下に貯留された塩水を対象にその淡塩境界の動きを中心に1年間にわたる連続観測を行った。観測中の各種のトラブルによってかなり欠測があり、十分なデータが得られたとは言えないが、以下のことが指摘できる。

- 1) 川平での江の川の水位と観測井での地下水位および淡塩境界はほぼ時間差なしに同調して変化している。
- 2) 水位変動と地下水位の変動の規模はほぼ同程度の大きさである。
- 3) 淡塩境界の変動には短期（1日以下）、中期（数日～1週間程度）および長期（数ヶ月）の3つの変動が認められる。

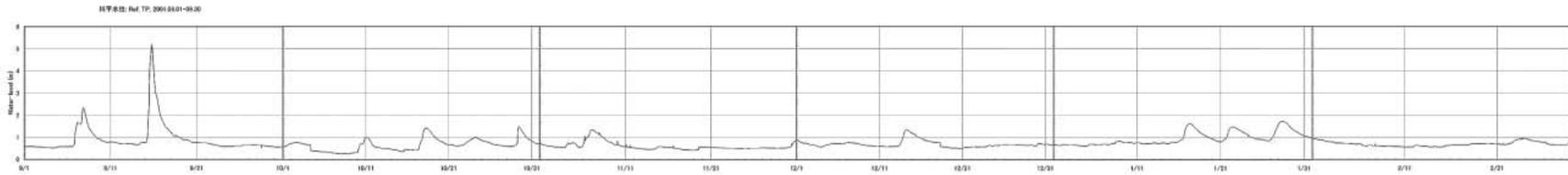
短期の変動（日単位の変化）では淡塩境界と地下水位の変動はよく同調していて、その規模も10～20cmである。河口部（江津）での水位変動（殆どが潮位変動による）ともほぼ時間差なしに同調していて、この変動は潮汐を反映したものと判断される。この変動は地下水位の変動よりは振幅がやや大きい傾向が認められる。

中期の変動（数日～1週間での変化）では、地下水位の変動に時間差なしに同調している。その大きさは地下水位の変化より小さく、地下水位変化が数日であるのに対して、より長期にわたり、地下水位の上昇に対しては結果として降下すると判断される。

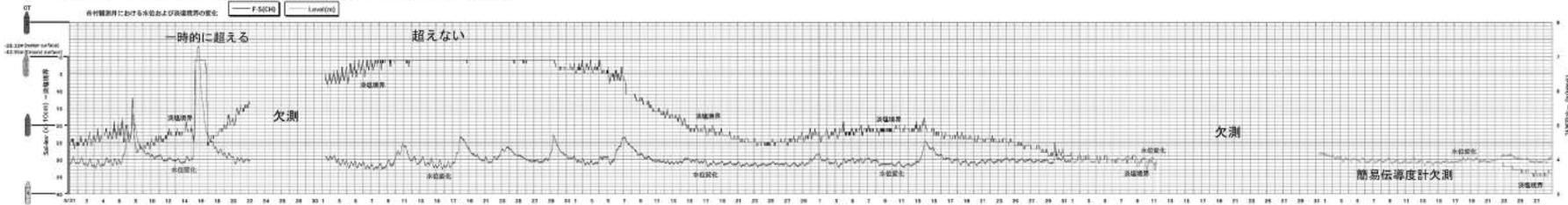
長期の変動は1年間の連続観測で初めて認めら

江の川の水位と観測井における地下水位・淡塩境界・温度塩分の長期変動(2001年9月～2002年2月)

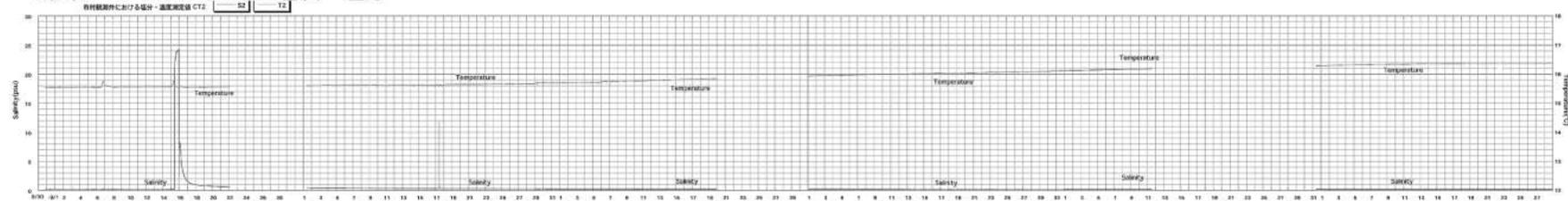
江の川の水位 (河口から9.1km, 川平)



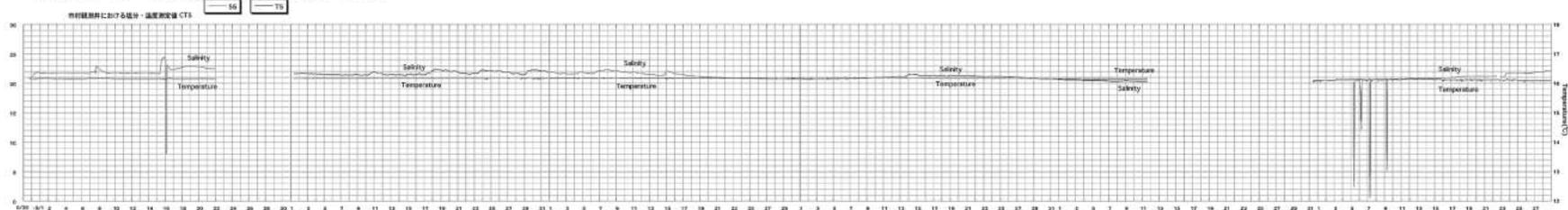
観測井の地下水位と淡塩境界 (河口から8.65km, 市村)



観測井 TP-27.3m (CT2) の温度・塩分



観測井 TP-33.3m (CT5) の温度・塩分



2001年
9月

10月

11月

12月

2002年
1月

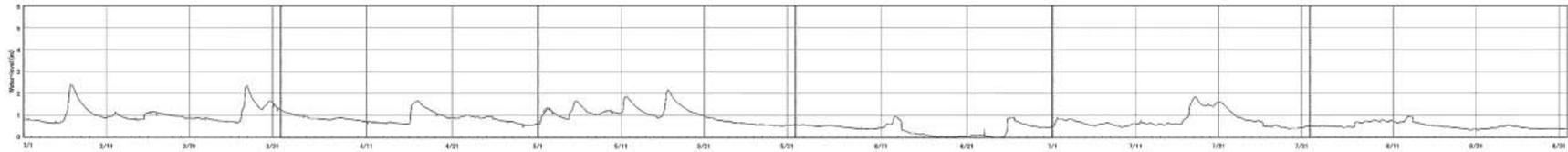
2月

図 10a. 江の川の水位変動と観測井における地下水位と淡塩境界, 多点型 CT センサ (CT 2 および 5) の 1 年間の観測結果 (その 1, 2001 年 9 月～2002 年 2 月)

Fig. 10a. Various data obtained at the observation well during one year (Part 1. September, 2001 to February, 2002).

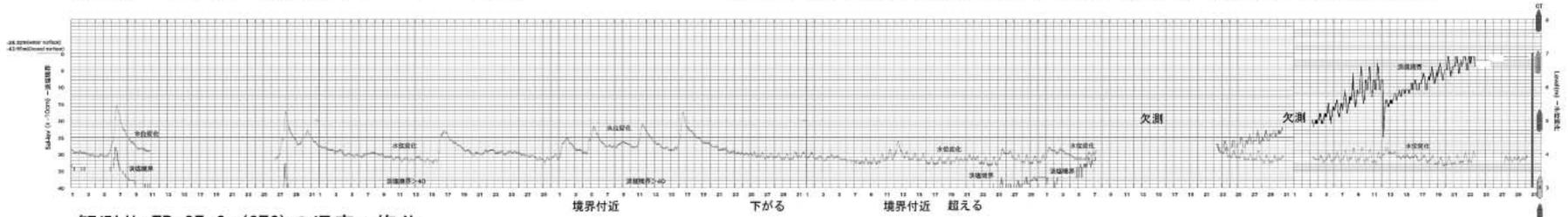
江の川の水位と観測井における地下水位・淡塩境界・温度塩分の長期変動(2002年3月～2002年8月)

江の川の水位(河口から9.1km, 川平)

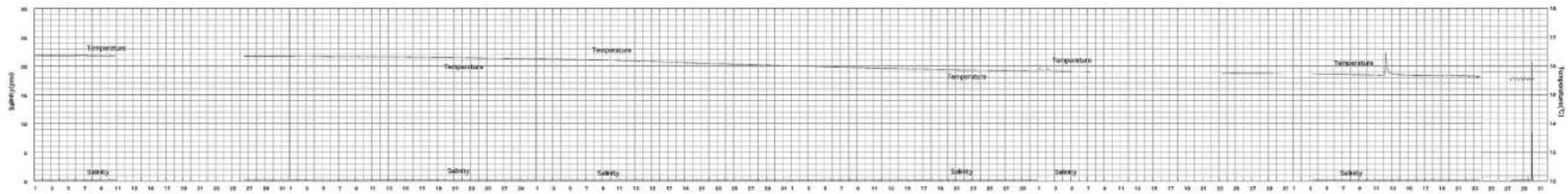


観測井の地下水位と淡塩境界(河口から8.65km, 市村)

年間を通して淡塩境界の変動幅は地下水位のそれよりも数倍大きく, 最大5m以上(6m以下)におよぶ



観測井 TP-27.3m (CT2) の温度・塩分



観測井 TP-33.3m (CT5) の温度・塩分

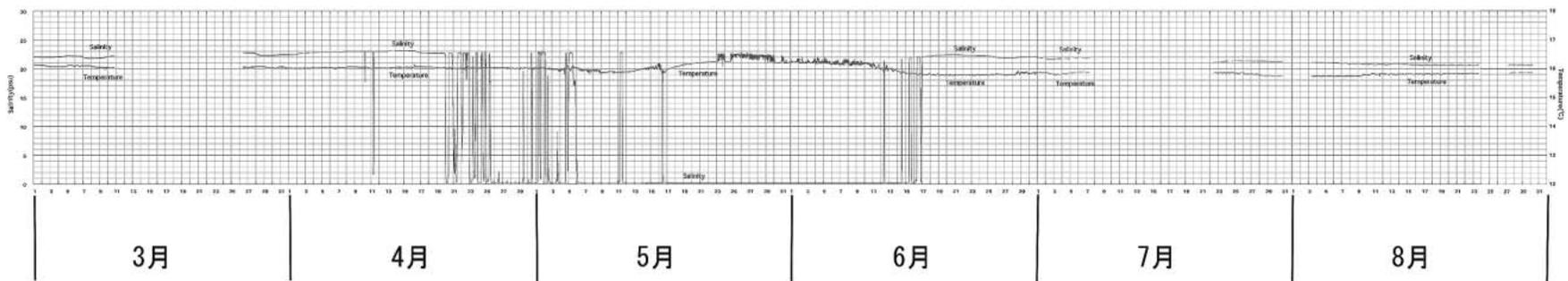


図 10b. 江の川の水位変動と観測井における地下水位と淡塩境界, 多点型 CT センサ (CT2 および 5) の 1 年間の観測結果 (その 2, 2002 年 3 月～2002 年 8 月)

Fig. 10b. Various data obtained at the observation well during one year (Part 2. March, 2002 to August, 2002).

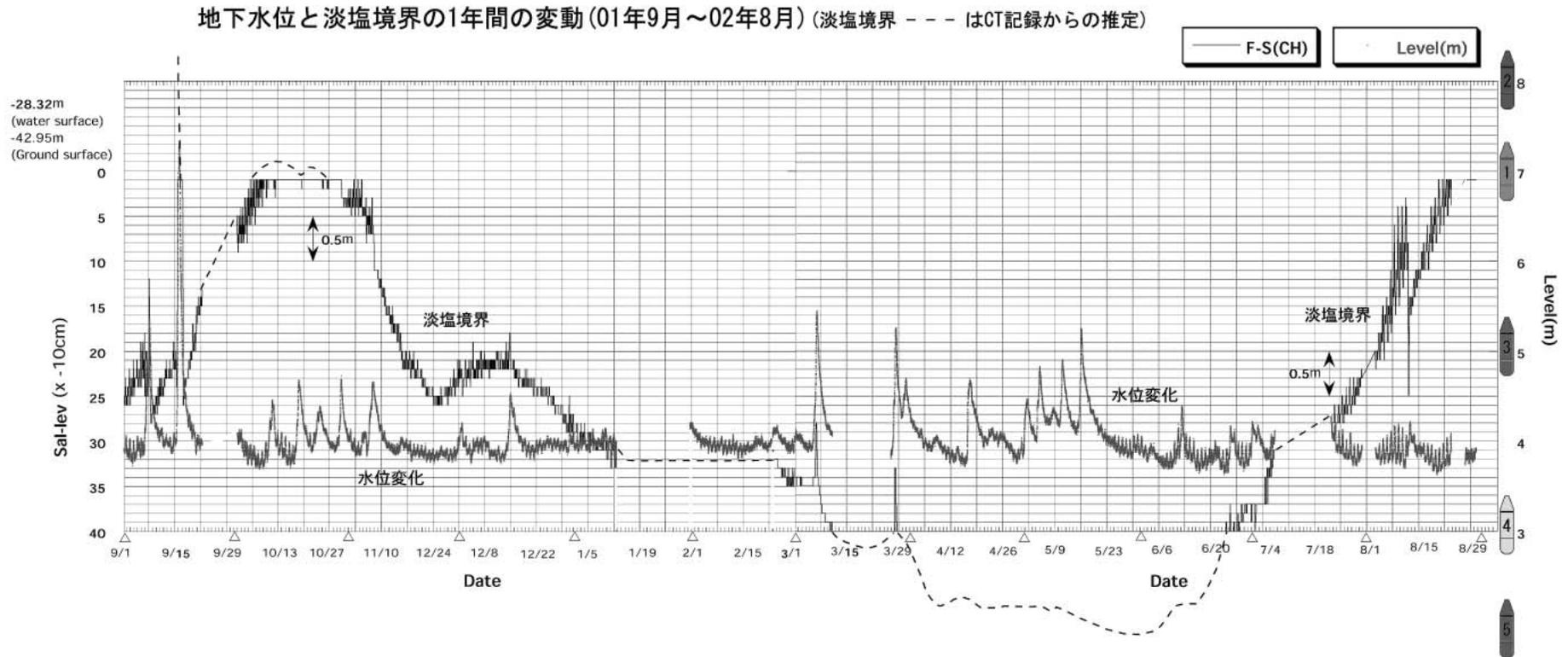


図 11. 観測井における地下水位と淡塩境界の 1 年間の変動

Fig. 11. Annual variation of the ground water table and fresh/salt water boundary at the observation well.

れたもので、地下水位の変化とは直接関係していない。01年10月に高く、02年6月初めに低くなり、8月に再び高くなっている。変動幅は5m以上（最大で6mまでと推定される）である。これは観測井を含む集水域全体の地下水流動を反映したものであると考えられるが、日本海域の年間の潮位変動（夏に高く、冬に低く、その差は60cmにおよぶ）も関係しているのではないかと考えられる。

- 4) 最も上位にあるCT2センサは年間を通じて淡水領域にあった。その温度変化をみると、01年9月の15.5℃から02年3月までは上昇して16.4℃となり、4月以降は降下して7月には15.8℃となっている。すなわち3~4月に高く、8~9月に低いという結果が得られた。これは地下水流動が緩やかなものであることを示唆している。このような地下水の長期流動が上記の淡塩境界の長期変動とも関係している可能性がある。いっぽう、殆どどの観測期間中に塩水のなかに位置していたCT5センサの温度データをみると、下位の塩水部では16.0℃程度で、年間を通じてほぼ一定という結果が得られた。

引用文献

- 西村清和・鈴木重教・徳岡隆夫（1998）多点型CTセンサケーブル測定システムの開発と汽水域での塩分・温度観測実験－. J. Adv. Mar. Sci. Tech. Soci., 4, 41-54.
- 西村清和・鈴木重教・徳岡隆夫・上野博芳（2002）精密および簡易塩分センサケーブルの開発と塩水侵入域の観測井での塩分の長期観測. 地球惑星学会, 2002年6月, 講演要旨.
- 西條八東・奥田節夫（1996 編）河川感潮域. 名古屋大学出版会, 248 p. 徳岡隆夫・三瓶良和・亀井健史・西村清和・須崎 聡・松田滋夫・久保田俊輔・鈴木重教（1998）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－（予報）. LAGUNA（汽水域研究, 島根大学汽水域研究センター）, 5号, 197-208.
- 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（汽水域研究, 島根大学汽水域研究センター）, 6号, 233-245.
- 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・池田龍彦（2001）江の川の塩水楔－塩水溯上とその上流の地下塩水との関係－（1999年12月～2000年2月）. LAGUNA（汽水域研究, 島根大学汽水域研究センター）, 8号, 67-78.

西村清和・鈴木重教・徳岡隆夫（1998）多点型CTセンサケーブル測定システムの開発と汽水域で



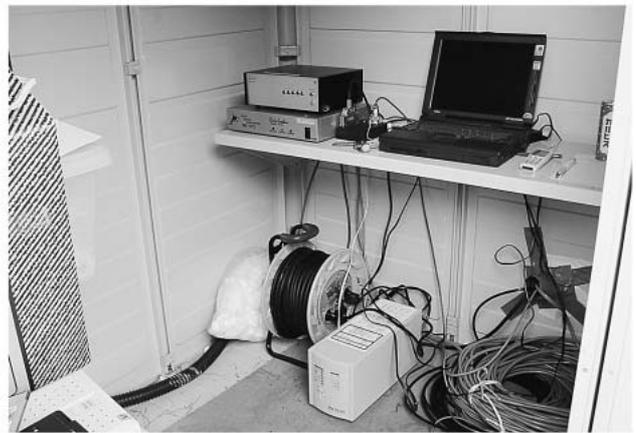
(1) ボーリング地点の堤防から対岸を眺める。急峻な谷地形を埋めて厚さ50~70mの砂礫層が分布する。



(2) 市村観測井(道路の左側は江の川で、手前側が上流；矢印は昭和61年の観測が行われた市村塩分観測所の跡)



(3) 多チャンネル簡易電機伝導度センサ(中央のケーブル、10cmごとにセンサがケーブルに埋め込まれている)と精密電気伝導度/温度センサ(手前)



(4) データレコーダーの下方に設置された安定化電源(停電などへの対処のために設置)

写真(1) - (4) 江の川(上左)と市村観測井(上右)および各種測定機器による観測

Hydrogen sulfide distribution in bottom and pore waters during an anoxic period in Lake Nakaumi, Japan

Saburo Sakai¹, Masaru Nakaya² and Katsumi Takayasu³

Abstract: Hydrogen sulfide concentrations in bottom water and surface sediment pore water were measured during an anoxic period (September 2003) in brackish Lake Nakaumi, Japan. Bottom water hydrogen sulfide concentrations were greatest (5–127 $\mu\text{g-SI}^{-1}$; except for artificially dredged area) in the southern part of the lake and the Yonago-Bay area, where the hypolimnion is most stagnant, whereas hydrogen sulfide from pore water was detected ($\sim 1\text{--}37 \text{ mg-SI}^{-1}$) in a much wider area. This indicates that surface sediments may maintain anaerobic conditions long after the bottom water return to oxygen rich. Hydrogen sulfide was not detected in bottom and pore waters near the Sakai-Strait and Ohashi River, where seawater and river water flow into the lake. In comparison with two other Japanese brackish lakes (Lake Abashiri and Lake Asokai), Lake Nakaumi has a lower concentration of hydrogen sulfide. Lake Nakaumi is characterized by an unstable hypolimnion, in which anoxic conditions are easily mediated by an oxygen-rich tidal-induced inflow.

Keywords: Hydrogen sulfide, anoxic environments, Lake Nakaumi

Introduction

Bottom water in brackish lakes often becomes anoxic due to the development of a stagnant hypolimnion. Bacterial mats and associated sulfate reduction often occur in anoxic bottom waters and at the redox boundary. These processes are rare in the well-circulated ocean of today, but in the past they did occur during Ocean Anoxic Events (OAE). Therefore, the study of brackish lakes may provide a potential model for geological and geochemical processes in OAE.

Lake Nakaumi, located at the boundary between Shimane and Tottori Prefectures, is an example. It has an area of 86.8 km² with average water depth of 5.4 m. Seawater enters through the Sakai-Strait, and river water flows in from the Ohashi River (Fig. 1). The two waters having different densities form a vertical gradient of chemical properties in the lake. For example, the salinity of the upper layer of the lake water is typically about 17

‰ and that of the lower layer is about 27‰ (Date *et al.*, 1989). The vertical gradient in salinity increases during the summer, when the bottom water of the lake develops oxygen-poor or anoxic conditions. This indicates that the lake bottom may be below the redox boundary during summers.

In order to evaluate oxic-anoxic status in coastal lagoon environments (brackish lakes), hydrogen sulfide should be a useful indicator. Okumura *et al.* (1997) reported that the hydrogen sulfide concentration of hypolimnetic water at the deepest site in Lake Nakaumi increased to a maximum of 10.5 $\mu\text{g-SI}^{-1}$ due to the activity of sulfate-reducing bacteria from early summer to autumn. However, no reports have been published describing the spatial distribution of hydrogen sulfide in Lake Nakaumi. Here we present preliminary results on the hydrogen sulfide (H_2S , HS^- , S^{2-}) concentrations in bottom water and pore water extracted from surface sediments throughout the lake during a time of anoxia

¹ Institute for Frontier Research on Earth Evolution, Japan Agency for Marine-Earth Science and Technology, 2-15 Natsushima, Yokosuka, Kanagawa 237-0061, Japan

² Department of Geoscience, Faculty of Science and Engineering, Shimane University, 1060 Nishikawatsu, Matsue, Shimane 690-8504, Japan

³ Research Center for Coastal Lagoon Environments, Shimane University, 1060 Nishikawatsu, Matsue, Shimane 690-8504, Japan

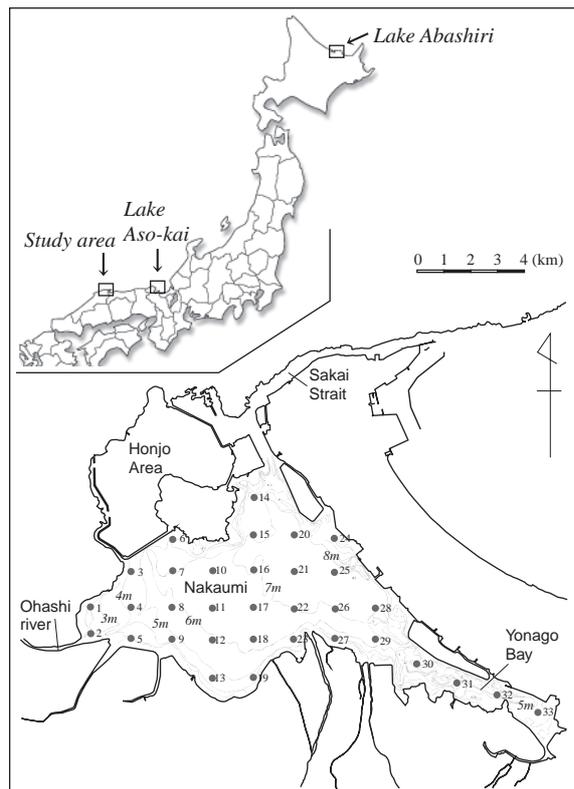


Fig. 1. Sampling locations and bathymetry in Lake Nakaumi.

(September 2003). This research was conducted as a part of the study of brackish waters as a model for past anoxic marine environments in geological history such as Ocean Anoxic Events in Mid-Cretaceous (e.g., Oguri *et al.*, 2002).

Experimental procedures

Samples

Samples of lake bottom water and sediment pore water were collected from 33 stations in Lake Nakaumi on 4-7, September 2003 (Fig. 1). At some locations sampling was performed in May, July, August, September, and October 2003 to show seasonal change, as well as vertical distribution in water column.

Hydrogen sulfide concentration was determined using the methylene blue method (Cline, 1969). Because hydrogen sulfide is volatile and easily oxidized, exposure to air and manipulation of the samples must be kept to a minimum. In order to avoid such volatilization of hydrogen sulfide and to simplify the sampling procedure, we modified the method of Cline (1969). Water samples were collected with a Niskin sampler connected to a silicone tube through a petcock. The silicone tube was purged with the water sample for a few seconds. Then a 6-ml plastic syringe, containing 0.4-ml of the appropriate mixed diamine reagent, was connected to the silicone

tube, and a 5-ml water sample was introduced to the syringe. The septum cap was replaced promptly to reduce volatilization of the hydrogen sulfide.

For pore water sampling, surface sediments were collected with Ekman-Birge type bottom sampler. A 10-ml plastic syringe was filled with surface sediment using small spoon. A 0.45- μ m filter was connected to the syringe, and the surface sediments in 10-ml syringe were filtered by compressing the 10-ml syringe. The filter was purged with the water sample using pore water pressed through the filter, then a new 1-ml syringe was connected to the filter unit and a 0.5-ml water sample was transferred to 1-ml syringe to which 0.04 ml of the appropriate mixed diamine reagent was added through a three-way cock unit.

At all sampling sites, vertical profiles of temperature, salinity, dissolved oxygen were measured from surface water to just above the surface sediments at 1 m intervals by a calibrated CTD unit (Quanta from Hydrolab Inc.).

Quantification

Hydrogen sulfide concentration was determined by a portable absorptiometer (UNIMATER from Tsukuba-Soken Ltd.). All necessary dilutions were made after color development time. The concentration of sulfide in the sample was calculated from the expression, $C_{SS} = F(A - A_b)$, where C_{SS} is the concentration of hydrogen sulfide, A is the absorbance of the sample, and A_b is the blank absorbance. The factor F is evaluated by standardization with known concentrations of sulfide (Cline, 1969).

Results & discussion

Seasonal variation of vertical profiles

The vertical distribution of water temperature, salinity, and dissolved oxygen in the southern portion of Lake Nakaumi, (Station 18) from May to October 2003 are shown in Fig. 2. Station 18 is one of the sites which has the strongest seasonal change in oxic-anoxic conditions in Lake Nakaumi, as has been shown by the survey of dissolved oxygen in hypolimnetic water done by Shimane Prefectural Inland Fisheries Experimental Station. Bottom water temperatures range from approximately 16°C to 23°C, a slightly smaller amplitude than that of surface water (Fig. 2a). The thermocline gradient is relatively weak and ranges from 3 to 5°C. The salinity of the upper water column fluctuates widely (Fig. 2b), depending primarily on the amount of river water inflow (e.g., Tokuoka *et al.*, 1994), whereas, hypolimnetic water shows relatively little fluctuation. These results indicate that Lake Nakaumi is most strongly stratified in August and September based on the strength of the halocline, which developed in 2003 at a depth of around 3-4 m (Fig. 2b). The upper water column is saturated with

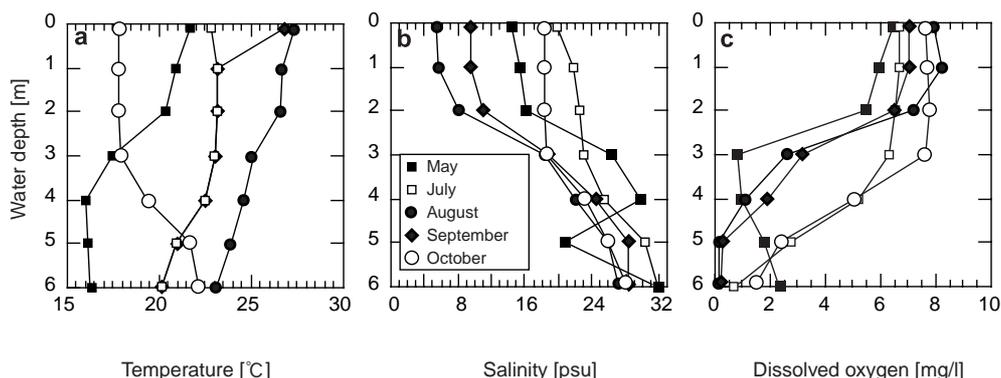


Fig. 2. Vertical distributions of (a) water temperature, (b) salinity, and (c) dissolved oxygen in southern Lake Nakaumi (Station 18) from May to October 2003.

respect to dissolved oxygen (DO) due to gas-exchange with the atmosphere and the high activity of phytoplankton. In contrast, DO decreases at the halocline because the halocline prevents the vertical transport of oxygen and other dissolved components (e.g., Seike *et al.*, 1997). Anoxic water ($\sim 0.5 \text{ mg-OI}^{-1}$) was observed in hypolimnetic water from August to September at a depth below 5 m (Fig. 2 c). The anoxia of September 2003 was therefore used for the study of the distribution of hydrogen sulfide in bottom water and pore water.

Distribution of hydrogen sulfide in bottom water and pore water

Hydrogen sulfide was detected in bottom water in the southern part of the lake and the Yonago-Bay area ($5\text{--}207 \mu\text{g-SI}^{-1}$), which are characterized by a relatively stagnant hypolimnion (Fig. 3a). Hydrogen sulfide was not detected in most samples of bottom water in other areas of the lake, although relatively low concentrations ($\sim 1\text{--}20 \text{ mg-SI}^{-1}$) were detected in pore waters (Fig. 3b). In particular, hydrogen sulfide concentrations in pore water in the southern part of the lake and the Yonago-Bay area show relatively high values ($20\text{--} \text{mg-SI}^{-1}$), whereas near the Sakai-Strait and Ohashi River it is undetectable due to the inflow of oxygen-rich seawater and river water.

Hydrogen sulfide concentrations in pore waters were 10 to 200 times larger than those in bottom waters. This suggests that bottom water is more affected by water circulation and diffusion than pore water. In turn, hydrogen sulfide in surface sediments may maintain anaerobic conditions long after the bottom waters return to oxic conditions. The results of Seike *et al.* (1997) support this view. They studied denitrification in Lake Nakaumi and concluded that denitrification can occur when NO_3^- and NO_2^- is supplied to the reduced substrate even when oxic bottom water was present above the surface sediments.

The distribution of hydrogen sulfide in pore water shows a comparable pattern to that of total organic

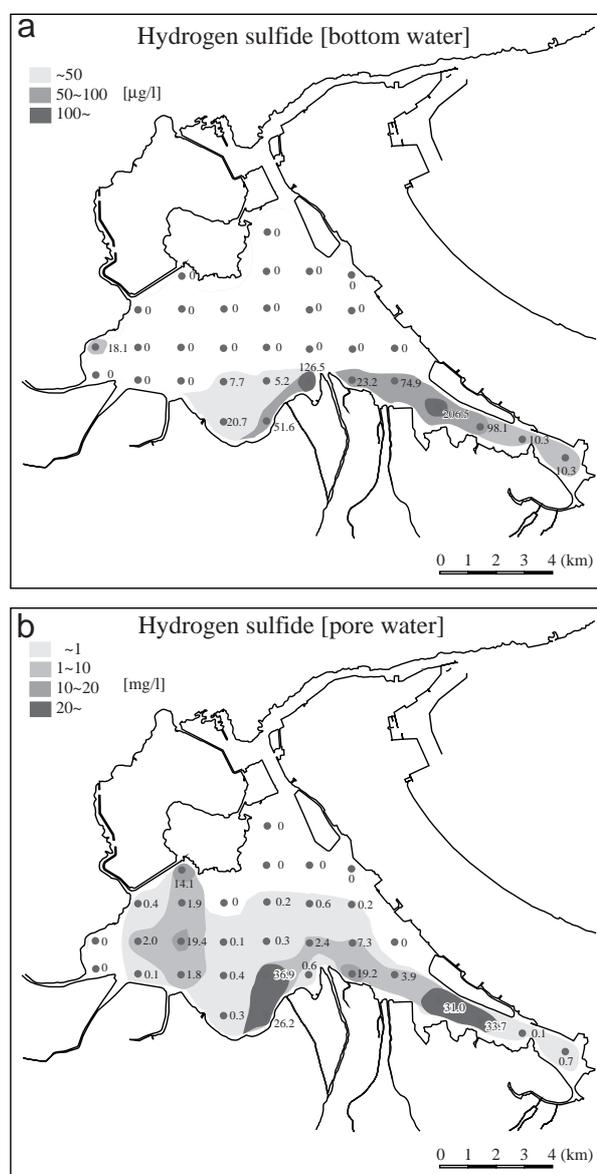


Fig. 3. Distribution of (a) hydrogen sulfide in bottom water, (b) hydrogen sulfide in surface sediment pore water in Lake Nakaumi, September 2003.

carbon (TOC) of surface sediments shown in Kadokura *et al.* (1998). In 1996, high TOC concentrations (3.5-4.4 %) were recorded in the northwest, central, and southern parts of the lake, and in the Yonago-Bay area. The sediments of the Sakai-Strait and Ohashi river areas (Fig. 1) contained low TOC (~2.5 %). Kadokura *et al.* (1998) suggested that this TOC concentration varied due to redox conditions controlling the decomposition of organic matter. Thus, lower TOC concentrations indicate more oxidized conditions, because DO is the most effective component used for the decomposition of organic matter.

Hydrogen sulfide concentrations in bottom water and pore water have been reported from several other brackish lakes in Japan. Here we compare our results with those from two other well-studied lakes (Lake Asokai and Lake Abashiri) in order to characterize the oxic-anoxic conditions of Lake Nakaumi (Fig. 1). Lake Abashiri, which has the most anoxic bottom water among the three lakes, is characterized by the year-round development of an anoxic hypolimnion (meromictic lake; e.g., Nakao, 1988). Hydrogen sulfide concentrations in the hypolimnion of Lake Abashiri was ~54 mg-SI⁻¹ and that of pore water in surface sediment was ~66 mg-SI⁻¹ (unpublished data). These values greatly exceed the values of Lake Nakaumi. The highest hydrogen sulfide concentration measured in Lake Nakaumi was ~127 µg-SI⁻¹ (except for artificially dredged area) in the summer season (Fig. 3a) and pore water was 6.2 mg-SI⁻¹ on average (Fig. 3b). In the case of Lake Asokai, which in terms of anoxic conditions is between Lake Abashiri and Lake Nakaumi (Miyaji *et al.*, 1947), hydrogen sulfide concentration of the hypolimnion was ~200 µg-SI⁻¹ in the summer season and that of the pore water was about 13 mg-SI⁻¹ on average (Nakanishi *et al.*, 1979). Thus, the concentration of hydrogen sulfide can be used to show that Lake Nakaumi is the least anoxic of the lakes even during its anoxic season. This result can be explained by hydrology of Lake Nakaumi, which, although anoxic conditions develop in the hypolimnion, also has significant inflow from sea and river. This leads to anoxia in hypolimnion that is unstable and easily mediated by tidal-induced inflow containing high dissolved oxygen (e.g., Seike *et al.*, 1997). In areas near the strait and mouth of the river, hydrogen sulfide is only rarely above detectable levels even during the anoxic summer period.

Acknowledgements

We thank M. Matsumoto for his generous help and advice during surveys; D. Dettman for improving the manuscript; Y. Seike and staff of Research Center for Coastal and Lagoon Environments of Shimane University for their instruction and support during

experiments.

References

- Cline, J.D. (1969) Spectrophotometric determination of hydrogen sulfide in natural waters. *Limnol. Oceanogr.* 14: 454-458.
- Date, Y., Hashitani, H., Seike, Y., Kondo, K., Okumura, M., Fujinaga, K. (1989) Water quality of Lake Nakaumi and Lake Shinji as seen from the results of monthly observation for 12 years-Seasonal variation, secular variation typical value. *Studies of San'in Region (Natural Environment)*, Center for Studies of the San'in Region, Shimane Univ. 5: 89-102 (in Japanese with English abstract).
- Hashitani, H., Okumura, M., Kondo, K., Seike, Y. (1990) Bottom water environments in Lake Shinji and Lake Nakaumi (in Japanese with English Abstract). *Studies of the San'in Region (Natural Environment)*, Shimane Univ. *Jpn.* 6, 137-150.
- Kadokura, Y., Sampei, Y., Takayasu, K., Tokuoka, T., Inouchi, Y. (1998) Distribution of organic carbon, nitrogen and sulfur contents in surface sediments of brackish coastal lakes Nakaumi and Hamana, Japan (in Japanese with English abstract). *LAGUNA* 5: 123-135.
- Miyaji, D., Watabe, T., Kawaguchi, M., Yamaji, I. (1947) Environmental change and decreasing a catch of fish in Yosanouchi-kai, *J. zoology* 57, 147-151.
- Nakanishi, M., Sugiyama, M., Nishioka, J., Tanaka, S. (1979) On the annual changes of anoxic water and hydrogen sulfide in the Asokai. *Bull. Kyoto Inst. Oceanic and Fishery Sci.* 3: 103-110.
- Nakao, K. (1988) Mechanisms of variation in the lake environments (in Japanese with English Abstract). *Jpn. J. Limnol.* 49: 293-296.
- Oguri, K., Itou, M., Hirano, S., Hisamitsu, T., Sakai, S., Murayama, M., *et al.* (2002) Environmental characteristics of water and sediments, and microbial activities at Lake Kaiike, Kamikoshiki Island, Kagoshima Prefecture. *J Geol. Soc. Jpn* 108: 12.
- Okumura, M., Seike, Y., Fujinaga, K., Yano, N. (1997) A simple field determination of dissolved sulfide in environmental water samples using a lead-load chelating resin column (in Japanese with English abstract). *Bunseki Kagaku* 46: 329-333.
- Seike, Y., Okumura, M., Fujinaga, K. (1997) Nitrification and denitrification in anoxic water in the brackish Lake Nakaumi (in Japanese with English abstract). *Bull. Coastal Oceanogr.* 35: 27-33.
- Tokuoka, T., Onishi, I., Sampei, Y., Takayasu, K., Anma, K., Tsuchiya, Y., Matsuda, S., Inouchi, Y., Nishimura, K. (1994) A wedge-like saline layer in Lakes Nakaumi and Shinji detected by sonic survey, and its significance (in Japanese with English abstract). *LAGUNA* 1: 11-26.

A Checklist of Published Crustacean Species from Brackish Lakes, Shinjiko and Nakaumi, Japan

Takeo Yamauchi¹

摘要：2003 年末までに発表された文献記録に基づいて、宍道湖から中海に至る汽水域（境水道は含まない）に産する水生甲殻類のチェックリストを作成した。その結果、15 目 193 種の甲殻類が本水域から報告されていたことが明らかとなった（ミジンコ目 7 種、カイミジンコ目 54 種、カラヌス目 20 種、キクロプス目 8 種、ハルパクチクス目 5 種、ポエキロストム目 5 種、シフォノストム目 1 種、フジツボ目 4 種、アミ目 3 種、クーマ目 2 種、タナイス目 1 種、等脚目 15 種、端脚目 17 種、十脚目 50 種、シャコ目 1 種）。

本水域の甲殻類相には未解明な部分も多いため、甲殻類全体についての生物地理学的な考察を行うことは困難であるが、比較的解明度が高いと考えられる汽水性カラヌス目と内湾・沿岸性カイアシ亜綱について分布パターンの分析を試みた。その結果、本水域に産する種は複数の分布要素に分類され、その中でも古東シナ海や古日本海を起源とする「東亜初期固有要素」に分類される種の割合が特に高いことが明らかとなった。

等脚目のシンジコスナウミナナフシ *Cyathura shinjikoensis* Nunomura, 2001 は本水域以外からは記録がなく、現段階では本水域の固有種とみなされる。

キーワード：甲殻類，チェックリスト，宍道湖，中海，日本

Introduction

Shinjiko (area: 79.2 km², average depth: 4.5 m, salinity: 1-6 psu) and Nakaumi (area: 86.8 km², average depth: 5.4m, salinity: 14-20 in the surface and 25-30 psu in the bottom layer), two coupled brackish lakes, make up the Hii River estuary system which opens to Miho Bay, the Sea of Japan. These two lakes and the Ohashi River, a short connecting river (length: 7.3 km) between the two lakes, are the largest brackish-water ecosystem remaining in Japan at present (Fig. 1). Freshwater from the Hii River and other small streams and salt water from the Sakai Channel (length: 7.5 km) meet and mix in this area, resulting in unique hydrographic and environmental conditions.

Both lakes have the same bathymetric character of a

large surface area and shallow depth. However, the ecosystems of the two lakes are very different. In Shinjiko, a small bivalve, *Corbicula japonica* dominates in the lake bottom and plays an important role in the nutrient cycle of the lake ecosystem. On the other hand, the hypolimnion of Nakaumi becomes anoxic from April to October. In addition, the formerly healthy and productive ecosystem of Nakaumi was severely damaged by the reclamation works of the last 40 years.

The hydrographic conditions and the distribution, abundance, and mode of life of organisms vary greatly among these water bodies and from season to season. This situation has interested researchers, and many ecological and faunal studies of brackish-water crustaceans from Shinjiko and Nakaumi have been published since the 1920s. However, with the exception

¹ Graduate School of Biosphere Sciences, Hiroshima University, 1-4-4 Kagamiyama, Higashi-Hiroshima 739-8528



Fig. 1. Map of a coupled of brackish lakes, Shinjiko and Nakaumi.

of some studies of Ostracoda, Copepoda, Cumacea, and Decapoda, few investigations involved taxonomists. As a result, doubtful records and obvious misidentifications are present in many studies. The shortage of taxonomic information continues to be a problem, leading to misidentification of crustaceans in very recent papers. Hence, as a resource for future research in this area, it was felt that a list of all crustacean records for the region would be a useful tool, leading to this bibliographical survey of aquatic crustaceans from the Shinjiko-Nakaumi brackish lake system (until 2003). The area treated here is brackish water of Shinjiko and Nakaumi, and the Ohashi River, excluding the Sakai Channel.

The author hopes this list of valid names of crustaceans will be useful not only for taxonomists but also for researchers in other fields of science who use crustaceans in their research. Although I have tried to incorporate as many early records as possible, there must remain many which I was unable to find. These must be left to be added in future publications.

Results and Discussion

From the bibliographical survey, I recognized 193 species (including doubtful records) of aquatic crustaceans belonging to 15 orders that have so far been recorded from the brackish lakes system: 7 species of Cladocera, 54 of Podocopida, 20 of Calanoida, 8 of Cyclopoida, 5 of Harpacticoida, 5 of Poecilostomatoida, 1 of Siphonostomatoida, 4 of Cirripedia, 3 of Mysidacea, 2 of Cumacea, 1 of Tanaidacea, 15 of Isopoda, 17 of Amphipoda, 50 of Decapoda, 1 of Stomatopoda (Table 1). In these waters, however, there are many doubtful records and taxonomic problems with respect to crustaceans as described below. Especially, the fauna of the following orders are very poorly known:

Harpacticoida, Poecilostomatoida, Siphonostomatoida, Tanaidacea, Isopoda, and Amphipoda.

Although it is difficult to discuss crustacean biogeography due to the insufficiency of the distributional records, brackish calanoid copepods and inlet and neritic copepods recorded from the lakes show an "East Asian initial endemic element". According to Ohtsuka *et al.* (1995), brackish calanoid copepods listed in the present paper are classified as three distributional types: Type Ic "East Asian initial endemic element" (*Acartia sinjiensis* Mori, 1940, *Sinocalanus tenellus* (Kikuchi, 1928), *Pseudodiaptomus inopinus* (Burckhardt, 1913), and *Eurytemora pacifica* Sato, 1913), Type II "Arctic-temperate cold-water element" (*Acartia hudsonica* Pinhey, 1926), and Type III "Indo-West Pacific warm-water element" (*Pseudodiaptomus marinus* Sato, 1913). Variable distributional types including "East Asian initial endemic element" are also recognized in inlet and neritic copepods (Ohtsuka and Ueda, 1999). Type Ic, distributed in both continental and island waters, belongs to an East Asian endemic element that could have originated on the coast of the ancient East China Sea or the Japan Sea (Nishimura, 1980; 1981). In addition, *Gnorimosphaeroma naktongense* Kim and Know, 1987 (Isopoda) has distributional pattern similar to Type Ic and is thought to originate along the coast of the ancient Japan Sea (Fukuhara *et al.*, 2001; Nunomura, 1996).

Although Shinjiko-Nakaumi is a young water body (10000-6000 years old), *Cyathura shinjikoensis* Nunomura, 2001 (Isopoda) is at present recognized as endemic species from this brackish water system.

Format

Taxa which are higher ranks from order are arranged following Chihara and Murano (1997). Arrangements of

Table 1. Species numbers of aquatic crustaceans recorded from Shinjiko, Ohashi River, and Nakaumi (until 2003).

	Orders							
	Cladocera	Podocopida	Calanoida	Cyclopoida	Harpacticoi.	Poecilosto.	Siphonosto.	Cirripedia
Shinjiko	5	5	4	4	1	1	1	1
Ohashi River	5	4	5	2	0	0	0	0
Nakaumi	5	51	19	7	5	4	0	4
total	7	54	20	8	5	5	1	4

	Orders						
	Mysidacea	Cumacea	Tanaidacea	Isopoda	Amphipoda	Decapoda	Stomatopoda
Shinjiko	2	1	1	9	6	27	0
Ohashi River	1	0	0	2	3	2	0
Nakaumi	3	1	0	7	15	45	1
total	3	2	1	15	17	50	1

families within each order follow Onbé (1997) on Cladocera, Hanai *et al.* (1977) on Ostracoda, Ohtsuka and Ueda (1997) on Copepoda, Mizuno (1991) on Cyclopoida, Gamo (1995) on Harpacticoida, Ohtsuka (1997) on Poecilostomatoida, Gamo (1997) on Cumacea, Saito *et al.* (2000) on Isopoda, Ishimaru (1994) on Gammaridea of Amphipoda, and Konishi (1997) on Decapoda. Genera and species are arranged alphabetically within each family. Specific names are listed with Japanese common names, synonyms and distributional records within the area (each author in parentheses). Doubtful species are marked [?] in front of specific names in the checklist. Brief taxonomic notes are added below distributional records when necessary.

Checklist

Arthropoda 節足動物門

Crustacea 甲殻亜門

Branchiopoda 鰓脚綱

Cladocera ミジンコ目 (枝角類)

Sididae シダ科

- Penilia avirostris* Dana, 1849 ウスカワミジンコ
= *Penilia schmackeri*: Chiba, 1950; Chiba and Kobayashi, 1959; Miyadi *et al.*, 1952; Suda *et al.*, 1931.
Shinjiko (Chiba and Kobayashi, 1959; Harada *et al.*, 1985; Uye, 1997), Ohashi River (Uye, 1997; Uye *et al.*, 2000), Nakaumi (Chiba, 1950; Harada *et al.*, 1985; Miyadi *et al.*, 1952; Ohtsuka *et al.*, 1999a; Suda *et al.*, 1931; Uye, 1997; Uye *et al.*, 2000).
- Diaphanosoma brachyurum* (Liéve, 1848) オナガミジンコ

Shinjiko (Kawanabe *et al.*, 1968; Uye, 1997; Uye *et al.*, 2000), Ohashi River (Uye *et al.*, 2000).

Daphniidae ミジンコ科

- Daphnia longispina* O. F. Müller, 1785 ハリナガミジンコ

Shinjiko (Harada *et al.*, 1985).

Podonidae ウミオオメミジンコ科

- Evadne tergestina* (Claus, 1862) トゲナシエボシミジンコ

Shinjiko (Chiba and Kobayashi, 1959; Harada *et al.*, 1985; Uye, 1997), Ohashi River (Uye, 1997), Nakaumi (Chiba, 1950; Harada *et al.*, 1985; Miyadi *et al.*, 1952; Ohtsuka *et al.*, 1999a; Uye, 1997; Uye *et al.*, 2000).

- Podon leuckarti* G. O. Sars, 1862 オオウミオオメミジンコ

Ohashi River (Uye, 1997; Uye *et al.*, 2000), Nakaumi (Ohtsuka *et al.*, 1999a, Uye, 1997; Uye *et al.*, 2000).

- Podon polyphemoides* (Leuckart, 1859) コウミオオメミジンコ

Shinjiko (Uye, 1997), Ohashi River (Uye, 1997; Uye *et al.*, 2000), Nakaumi (Ohtsuka *et al.*, 1999a, Uye, 1997; Uye *et al.*, 2000).

- [?] *Podon schmackeri* Poppe, 1889 ウミオオメミジンコ Nakaumi (Chiba, 1950).

Remarks: This record is probably a misidentification of other species, because *P. schmackeri* is pelagic species and occurs only in oceanic waters (Onbé, personal communication).

Ostracoda カイムシ亜綱**Podocopida 節柄目 (カイミジンコ目)****Pontocyprididae ウミヒラカイミジンコ科**

1. *Pontocypris?* sp. A
Shinjiko (Ishizaki, 1969), Nakaumi (Ishizaki, 1969).
2. *Propontocypris?* sp.
Ohashi River (Tanaka *et al.*, 1998), Nakaumi (Tanaka *et al.*, 1998).

Candonidae カンドナ科

3. *Dolerocypria mukaishimense* Okubo, 1980 スナカイミジンコ
Shinjiko (Tanaka *et al.*, 1998), Ohashi River (Tanaka *et al.*, 1998), Nakaumi (Tanaka *et al.*, 1998).

Cyprididae キプリス科

4. *Candonocypris assimilis* Sars, 1894 ハイナガカイミジンコ
Ohashi River (Tanaka *et al.*, 1998).

Cytherideidae キテリデア科

5. *Perissocytheridea japonica* Ishizaki, 1968
Nakaumi (Takayasu *et al.*, 1990).
6. *Pontocythere miurensis* (Hanai, 1959)
Nakaumi (Takayasu *et al.*, 1990).
7. *Pontocythere subjaponica* (Hanai, 1959)
= *Cushmanidea subjaponica*: Ishizaki, 1969.
Nakaumi (Ishizaki, 1969; Takayasu *et al.*, 1990).
- . *Pontocythere* sp. A
Nakaumi (Takayasu *et al.*, 1990).

Leptocytheridae レプトキテレ科

8. *Callistocythere alata* Hanai, 1957
Nakaumi (Ishizaki, 1969; Takayasu *et al.*, 1990).
9. *Callistocythere japonica uranipponica* Hanai, 1957
Nakaumi (Takayasu *et al.*, 1990).
10. *Callistocythere rugosa* Hanai, 1957
Nakaumi (Ishizaki, 1969; Takayasu *et al.*, 1990).
11. *Callistocythere* aff. *reticulata* Hanai, 1957
Nakaumi (Ishizaki, 1969; Takayasu *et al.*, 1990).

12. *Callistocythere* cfr. *undulatifacialis* Hanai, 1957
Nakaumi (Ishizaki, 1969).

- . *Callistocythere* sp. A
Nakaumi (Takayasu *et al.*, 1990).

- . *Callistocythere* sp. B
Nakaumi (Takayasu *et al.*, 1990).

Cytheridae キテレ科 (ソコカイミジンコ科)

13. *Cythere nishinipponica* Okubo, 1976
Nakaumi (Takayasu *et al.*, 1990).
14. *Cythere lutea omotenipponica* Hanai, 1959
Nakaumi (Ishizaki, 1969).
15. *Schizocythere kishinouyei* (Kajiyama, 1913)
Nakaumi (Takayasu *et al.*, 1990).
16. *Spinileberis quadriaculeata* (Brady, 1880)
Nakaumi (Ishizaki, 1969; Takayasu *et al.*, 1990; Tanaka *et al.*, 1998).
17. *Spinileberis pulchra* Chen in Hou *et al.*, 1982
Shinjiko (Tanaka *et al.*, 1998).
18. *Spinileberis furuyaensis* Ishizaki and Kato, 1976
= *Spinileberis* sp. A: Ishizaki, 1969.
Nakaumi (Ishizaki, 1969).

Hemicytheridae ヘミキテレ科

19. *Aurila cymba* (Brady, 1869)
= *Aurila miii*: Ishizaki, 1969.
Nakaumi (Ishizaki, 1969; Takayasu *et al.*, 1990).
20. *Aurila* aff. *munechikai* Ishizaki, 1968
Nakaumi (Takayasu *et al.*, 1990).
21. *Aurila* cfr. *hataii* Ishizaki, 1968
Nakaumi (Takayasu *et al.*, 1990).
22. *Coquimba ishizakii* Yajima, 1978
Nakaumi (Takayasu *et al.*, 1990).
23. *Finmarchinella uranipponica* Ishizaki, 1969
Nakaumi (Ishizaki, 1969; Takayasu *et al.*, 1990).
Remarks: The type locality of the species is "St. 12 (Lat. 35°31'12"N, Long. 133°11'22"E), Nakanoumi Estuary" (Hanai, 1977).
24. *Finmarchinella japonica* (Ishizaki, 1966)
Nakaumi (Takayasu *et al.*, 1990).

25. *Hemicythere? miii* (Ishizaki, 1969)
= *Urocythereis miii*: Ishizaki, 1969.
Nakaumi (Ishizaki, 1969; Takayasu *et al.*, 1990).
Remarks: The type locality of the species is “St. 12 (Lat. 35°31'12"N, Long. 133°11'22"E), Nakanoumi Estuary” (Hanai, 1977).
26. *Hermanites tosaensis* Ishizaki, 1968
Nakaumi (Ishizaki, 1969).
27. *Robustaurila* sp.
Nakaumi (Takayasu *et al.*, 1990).

Trachyleberididae トラキレベリス科

28. *Acanthocythereis niitsumai* (Ishizaki, 1971)
Nakaumi (Takayasu *et al.*, 1990).
29. *Bicornucythere bisanensis* (Okubo, 1975)
= *Leguminocythereis hodgii*: Ishizaki, 1969.
Shinjiko (Tanaka *et al.*, 1998), Ohashi River (Tanaka *et al.*, 1998), Nakaumi (Ishizaki, 1969; Takayasu *et al.*, 1990; Tanaka *et al.*, 1998).
30. *Moosella tomokoae* (Ishizaki, 1968)
Nakaumi (Takayasu *et al.*, 1990).
31. *Pistocythereis bradyformis* (Ishizaki, 1968)
Nakaumi (Takayasu *et al.*, 1990).
32. *Pistocythereis bradyi* (Ishizaki, 1968)
= *Echinocythereis bradyi*: Ishizaki, 1969.
Nakaumi (Ishizaki, 1969; Takayasu *et al.*, 1990).
33. *Trachyleberis scabrocuneata* (Brady, 1880)
Nakaumi (Ishizaki, 1969; Takayasu *et al.*, 1990).

Bythocytheridae

34. *Bythoceratina hanaii* Ishizaki, 1968
Nakaumi (Takayasu *et al.*, 1990).

Cytheruridae キテルラ科

35. *Angulicytherura? miii* (Ishizaki, 1969)
= *Tetracytherura miii* Ishizaki, 1969.
= *Cytherura miii*: Takayasu *et al.*, 1990.
Shinjiko (Ishizaki, 1969), Nakaumi (Ishizaki, 1969; Takayasu *et al.*, 1990).
Remarks: The type locality of the species is “St. 17 (Lat. 35°28'01"N, Long. 133°08'32"E) Nakanoumi Estuary” (Hanai, 1977).

36. *Hemicytherura cuneata* Hanai, 1957

Nakaumi (Takayasu *et al.*, 1990).

37. *Howeina camptocytheroidea* Hanai, 1957
Nakaumi (Takayasu *et al.*, 1990).
38. *Semicytherura henryhowei* Hanai and Ikeya, 1977
Nakaumi (Takayasu *et al.*, 1990).
39. *Semicytherura* cfr. *miurensis* (Hanai, 1957)
Nakaumi (Takayasu *et al.*, 1990).
- . *Semicytherura* sp. A
Nakaumi (Takayasu *et al.*, 1990).
- . *Semicytherura* sp. B
Nakaumi (Takayasu *et al.*, 1990).

Loxoconchidae ロクソコンカ科

40. *Cytheromorpha acupunctata* (Brady, 1880)
= *Cytheromorpha japonica*: Ishizaki, 1969.
Nakaumi (Ishizaki, 1969; Takayasu *et al.*, 1990; Tanaka *et al.*, 1998).
41. *Loxoconcha hattorii* Ishizaki, 1971
Nakaumi (Takayasu *et al.*, 1990).
42. *Loxoconcha japonica* Ishizaki, 1968
Nakaumi (Takayasu *et al.*, 1990).
43. *Loxoconcha kattoi* Ishizaki, 1968
Nakaumi (Takayasu *et al.*, 1990).
44. *Loxoconcha optima* Ishizaki, 1968
Nakaumi (Takayasu *et al.*, 1990).
45. *Loxoconcha tosamodesta* Ishizaki, 1981
= *Loxoconcha modesta*: Takayasu *et al.*, 1990.
Nakaumi (Takayasu *et al.*, 1990).
46. *Loxoconcha tumulosa* (Hu, 1979)
Nakaumi (Takayasu *et al.*, 1990).
47. *Loxoconcha uranouchiensis* Ishizaki, 1968
Nakaumi (Ishizaki, 1969; Takayasu *et al.*, 1990).
- . *Loxoconcha* sp. A
Nakaumi (Takayasu *et al.*, 1990).
- . *Loxoconcha* sp. B
Nakaumi (Takayasu *et al.*, 1990).

Xestoleberididae キセストレベリス科

48. *Xestoleberis hanaii* Ishizaki, 1968
Nakaumi (Takayasu *et al.*, 1990).

49. *Xestoleberis sagamiensis* Kajiyama, 1913
Nakaumi (Takayasu *et al.*, 1990).

-. *Xestoleberis* sp.
Nakaumi (Takayasu *et al.*, 1990).

Paradoxostomatidae パラドクソストマ科

50. *Cytherois nakanoumiensis* Ishizaki, 1969
Nakaumi (Ishizaki, 1969).
Remarks: The type locality of the species is
"Nakanoumi" (Ishizaki, 1969).

51. *Cytherois uranouchiensis* Ishizaki, 1968
Nakaumi (Ishizaki, 1969).

-. *Cytherois* sp.
Nakaumi (Takayasu *et al.*, 1990).

52. *Paracytherois tosaensis* Ishizaki, 1968
Nakaumi (Ishizaki, 1969).

53. *Paracytherois* cfr. *tosaensis* Ishizaki, 1968
Nakaumi (Takayasu *et al.*, 1990).

-. *Paracytherois* sp.
Nakaumi (Takayasu *et al.*, 1990).

54. *Paradoxostoma* sp.
Nakaumi (Takayasu *et al.*, 1990).

Copepoda カイアシ亜綱**Calanoida カラヌス目****Acartiidae アカルチア科**

1. [?] *Acartia bifilosa* (Giesbrecht, 1881)
Nakaumi (Suda *et al.*, 1931).
Remarks: This record is probably a misidentification.

2. *Acartia erythraea* Giesbrecht, 1889
Nakaumi (Kawanabe *et al.*, 1968; Ohtsuka *et al.*,
1999a; Uye *et al.*, 2000).

3. *Acartia hudsonica* Pinhey, 1926
= *Acartia clausi*: Kawanabe *et al.*, 1968; Miyadi *et al.*,
1952; 1954.
Ohashi River (Uye, 1997; 2003; Uye *et al.*, 2000),

Nakaumi (Kawanabe *et al.*, 1968; Miyadi *et al.*, 1952;
1954; Ohtsuka *et al.*, 1999a; 1999b; Uye, 1997; 2003;
Uye *et al.*, 2000).

4. [?] *Acartia longiremis* (Lilljeborg, 1853)
Nakaumi (Suda *et al.*, 1931).
Remarks: This record is probably a misidentification.

5. *Acartia sinjiensis* Mori, 1940
= *Acartia plumosa*: Harada *et al.* 1985.
Shinjiko (Harada *et al.*, 1985; Mori, 1940; Uye, 1997),
Ohashi River (Uye, 1997; 2003; Uye *et al.*, 2000),
Nakaumi (Harada *et al.*, 1985; Mori, 1940; Ohtsuka *et al.*,
1999a; 1999b; Uye, 1997; 2003; Uye *et al.*, 2000).
Remarks: The type locality of *A. sinjiensis* is Nakaumi
near Makata harbor, and Shinjiko (Mori, 1940).

Calanidae カラヌス科

6. *Calanus sinicus* Brodsky, 1965
Nakaumi (Ohtsuka *et al.*, 1999a; Uye *et al.*, 2000).

7. *Undinula vulgaris* (Dana, 1849)
= *Calanus vulgaris*: Chiba, 1950.
Nakaumi (Chiba, 1950).

Temoridae テモラ科

8. *Eurytemora pacifica* Sato, 1913
Ohashi River (Uye, 1997; 2003; Uye *et al.*, 2000),
Nakaumi (Harada *et al.*, 1985; Ohtsuka *et al.*, 1999a;
1999b; Uye, 1997; Uye *et al.*, 2000).

9. *Temora discaudata* Giesbrecht, 1892
= *Temora stylifera*: Suda *et al.*, 1931.
Nakaumi (Suda *et al.*, 1931).

Paracalanidae パラカラヌス科

10. *Paracalanus crassirostris* Dahl, 1894
Nakaumi (Ohtsuka *et al.*, 1999a; Uye *et al.*, 2000).

11. *Paracalanus parvus* (Claus, 1863) s. l.
Nakaumi (Chiba, 1950; Harada *et al.*, 1985; Miyadi *et al.*,
1952; 1954; Ohtsuka *et al.*, 1999a; Uye *et al.*, 2000).

**Pseudodiaptomidae プセウドディアプトム
ス科 (ニセヒゲナガミジンコ科)**

12. *Pseudodiaptomus inopinus* (Burckhardt, 1913) ニセ
ヒゲナガケンミジンコ
Shinjiko (Harada *et al.*, 1985; Kawanabe *et al.*, 1968;
Uye, 1997; Uye *et al.*, 2000), Ohashi River (Uye, 1997;
Uye *et al.*, 2000), Nakaumi (Ohtsuka *et al.*, 1999a; Uye,

1997; Uye *et al.*, 2000).

13. *Pseudodiaptomus marinus* Sato, 1913
Nakaumi (Ohtsuka *et al.*, 1999a; Suda *et al.*, 1931).

Centropagidae ケントロパジェス科

14. *Centropages tenuiremis* Thompson and Scott, 1903
Nakaumi (Uye *et al.*, 2000).
15. [?]*Centropages kroeyeri* Giesbrecht, 1892
Nakaumi (Suda *et al.*, 1931).
Remarks: This record is probably a misidentification.
16. [?]*Centropages hamatus* (Lilljeborg, 1853)
Nakaumi (Suda *et al.*, 1931).
Remarks: This record is probably a misidentification.
17. *Sinocalanus tenellus* (Kikuchi, 1928)キスイヒゲナ
ガケンミジンコ
= *Limnocalanus sinensis* var. *tenellus*: Kikuchi,
1928.
Shinjiko (Harada *et al.*, 1985; Kawanabe *et al.*, 1968;
Kikuchi, 1928; Uye, 1997; 2003; Uye *et al.*, 2000),
Ohashi River (Uye, 1997; Uye *et al.*, 2000), Nakaumi
(Harada *et al.*, 1985; Lacuna *et al.*, 2000; Miyadi *et al.*,
1952; 1954; Ohtsuka *et al.*, 1999a; 1999b; Uye, 1997;
Uye *et al.*, 2000).

Stephidae ステフォス科

18. *Stephos* sp.
Nakaumi (Ohtsuka *et al.*, 1999a).

Tortanidae トルタヌス科

19. *Tortanus (Tortanus) forcipatus* (Giesbrecht, 1889)
Nakaumi (Ohtsuka *et al.*, 1999a; Suda *et al.*, 1931; Uye
et al., 2000).

Diaptomidae ディアプトムス科 (ヒゲナガケンミジンコ科)

20. *Eodiaptomus japonicus* (Burckhardt, 1913)ヤマトヒ
ゲナガケンミジンコ
Shinjiko (Harada *et al.*, 1985).

Cyclopoida キクロプス目

Oithonidae オイトナ科

1. [?]*Oithona aruensis* Fruchtl, 1923
Nakaumi (Harada *et al.*, 1985).
Remarks: *Oithona aruensis* reported by Harada *et al.*

(1985) may be identical with *Oithona davisae* because *O. aruensis* recorded only from Ryukyu in Japan, was previously confused with *O. davisae* (Ohtsuka, personal communication).

2. *Oithona brevicornis* Giesbrecht, 1891
Nakaumi (Ohtsuka *et al.*, 1999a).
3. *Oithona davisae* Ferrari and Orsi, 1984
Ohashi River (Uye, 1997; Uye *et al.*, 2000), Nakaumi
(Ohtsuka *et al.*, 1999a; 1999b; Uye, 1997; 2003; Uye *et al.*, 2000).
4. [?]*Oithona nana* Giesbrecht, 1892
Shinjiko (Chiba and Kobayashi, 1959), Nakaumi
(Kawanabe *et al.*, 1968; Miyadi *et al.*, 1952; 1954; Suda
et al., 1931).
Remarks: These early records of *O. nana* may be
identical with *O. davisae* because *O. nana* was previ-
ously confused with *O. davisae* (Ohtsuka, personal com-
munication).
5. *Oithona similis* Claus, 1866
Shinjiko (Chiba and Kobayashi, 1959), Nakaumi
(Miyadi *et al.*, 1954; Ohtsuka *et al.*, 1999a; Suda *et al.*,
1931).

Cyclopinidae キクロピナ科

6. *Paracyclopinina nana* Smirnov, 1935
Shinjiko (Uye, 1997), Ohashi River (Uye, 1997),
Nakaumi (Ohtsuka *et al.*, 1999a).
7. *Cyclopina kiraensis* Hiromi, 1984
Nakaumi (Ohtsuka *et al.*, 1999a; Ueda *et al.*, 2001).
Remarks: *Cyclopina kiraensis* was known only from
two brackish waters, Shinjiko and the mouth of the
Yahagi-furukawa River, Aichi Prefecture (Ueda *et al.*,
2001).

Cyclopidae ケンミジンコ科

8. “*Mesocyclops leuckarti* (Claus, 1857)”アサガオケン
ミジンコ
Shinjiko (Mizuno, 1984).
Remarks: Cyclopid species recorded as *M. leuckarti*
from eastern Asia including Japan are not identical with
M. leuckarti (Kiefer, 1981; Ohtsuka and Ueda, 1999).
The identity of the species from these areas requires
reassessment.

Harpacticoida ハルパクチクス目**Ectinosomatidae** フネガタソコミジンコ科

1. *Microsetella norvegica* (Boeck, 1864) オヨギソコミジンコ
Nakaumi (Miyadi *et al.*, 1952; Ohtsuka *et al.*, 1999a; Suda *et al.*, 1931; Uye *et al.*, 2000).

Tachidiidae カワリコソミジンコ科

2. *Euterpina acutifrons* (Dana, 1847) ウカレソコミジンコ
= *Eutерpe acutifrons*: Miyadi *et al.*, 1952; 1954.
Nakaumi (Miyadi *et al.*, 1952; 1954).
3. *Tachidius* sp.
Nakaumi (Ohtsuka *et al.*, 1999a).

Harpacticidae ソコミジンコ科
(ハルパクチクス科)

4. *Harpacticus uniremis* Krøyer, 1842 ホツカイソコミジンコ
Nakaumi (Chiba, 1950).

Canthocamptidae カントカンプトラス科

5. *Epactophanes richardi* Mrazek, 1894
Shinjiko (Miura, 1984), Nakaumi (Miura, 1984).

Poecilostomatoida ポエキロストム目**Ergasilidae** ニセエラジラミ科

1. *Thersitina gasterostei* (Pagenstecher, 1861)
= *Limnoncaea diuncata* Kokubo, 1914: Okano, 1974; 1985
Shinjiko (Okano, 1974; 1987).
Remarks: *Limnoncaea diuncata* was relegated as a junior synonym of *T. gasterostei* (Ohtsuka *et al.*, 2004).

Oncaeidae オンケア科

2. *Oncaea venusta* Philippi, 1843
Nakaumi (Ohtsuka *et al.*, 1999a).

Corycaeidae コリケウス科

3. *Corycaeus affinis* McMurrich, 1916
Nakaumi (Ohtsuka *et al.*, 1999a).
4. [?] *Corycaeus venustus* (Dana, 1849)
Nakaumi (Suda *et al.*, 1931).
Remarks: This record is probably a misidentification.

Miraciidae ミラシア科

5. *Macrosetella gracilis* Dana, 1852
= *Setella gracilis*: Suda *et al.*, 1931.
Nakaumi (Suda *et al.*, 1931).

Family unknown 科不明

- . *Saphirella*-like copepod spp. サファイラ型カイアシ類
Nakaumi (Ohtsuka *et al.*, 1999a).

Siphonostomatoida シフォノストム目**Caligidae** ウオジラミ科 (カリグス科)

1. *Caligus orientalis* Gussev, 1951
Shinjiko (Suzumoto, 1974).
Remarks: Suzumoto (1974) recorded *C. orientalis* on *Carassius auratus cuvieri* (Temminck and Schlegel, 1846) from Shinjiko.
- . *Caligus* sp.
Shinjiko (Uéno, 1943).
Remarks: Uéno (1943) found *Caligus* sp. on *Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758 from Shinjiko.

Family unknown 科不明

- . Parasitic copepod juveniles
Nakaumi (Ohtsuka *et al.*, 1999a).
Remarks: Ohtsuka *et al.* (1999a) recorded parasitic copepod juveniles as zooplankters.

Cirripedia フジツボ目**Balanidae** フジツボ科

1. *Balanus amphitrite* Darwin, 1854 タテジマフジツボ
Nakaumi (Kato, 2000).
2. *Balanus kondakovi* Tarasov and Zevina, 1957 ドロフジツボ
Nakaumi (Iga, 1973; Kato, 2000).
3. *Balanus improvisus* Darwin, 1854 ヨーロッパフジツボ
Shinjiko (Iga, 1973; Kato, 2000), Nakaumi (Iga, 1973; Kato, 2000; Shimamura and Nakamura, 2001).
4. *Balanus eburneus* Gould, 1841 アメリカフジツボ
Nakaumi (Kato, 2000; Shimamura and Nakamura, 2001).

Malacostraca 軟甲綱**Mysidacea アミ目****Mysidae アミ科**

1. *Neomysis awatschensis* (Brandt, 1851) クロイサザアミ
Nakaumi (Ohtsuka *et al.*, 1999a).
2. *Neomysis intermedia* (Czerniavsky, 1882) イサザアミ
Shinjiko (Ii, 1964; Kamita, 1967; Koshikawa, 2003;
Sato and Kato, 1996), Nakaumi (Koshikawa, 2003; Sato
and Kato, 1996).
3. *Neomysis japonica* Nakazawa, 1910 ニホンイサザアミ
Shinjiko (Kamita, 1967; Kuwabara, 2000), Ohashi
River (Kikuchi, 1964), Nakaumi (Kikuchi, 1964;
Koshikawa, 1999; Kuwabara, 2000; Ohtsuka *et al.*,
1999a).

Cumacea クーマ目**Leuconidae シロクーマ科**

1. *Leucon simanensis* Gamô, 1962 シマネシロクーマ
Shinjiko (Gamô, 1962; Kikuchi, 1964).
Remarks: *Leucon simanensis* known only from two
brackish lakes, Shinjiko and Kamoko of Sado Island
(Gamô, 1997). The type locality of the species is "east
part of Shinji Lake" (Gamô, 1962).

Diastylidae クーマ科

2. *Dimorphostylis asiatica* Zimmer, 1921 トウヨウサザ
ナミクーマ
Nakaumi (Gamô, 1968; Kikuchi, 1964).
Remarks: Although Gamô (1968) reported *D. asiatica*
from "Shinzi Lake (Tottori Prefecture)", Shinjiko is not
in Tottori Prefecture but in Shimane Prefecture. Hence,
the locality recorded by Gamô (1968) must be Nakaumi.

Tanaidacea タナイス目**Tanaidae タナイス科**

1. *Tanais* sp.
Shinjiko (Kikuchi, 1964).
- *Tanaidae* gen. sp.
Shinjiko (Harada *et al.*, 1997).

Isopoda 等脚目**Anthuridae スナウミナナフシ科**

1. *Cyathura shinjikoensis* Nunomura, 2001 シンジコス
ナウミナナフシ
= *Paranthura japonica* ヤマトウミナナフシ:
Kikuchi, 1964.
= *Paranthura* sp.: Kikuchi, 1964.
= *Cyathura kikuchii* キクチスナウミナナフシ:
Sakamoto *et al.*, 1994; Harada *et al.*, 1997.
= *Cyathura* sp.: Miyadi, 1932; Ueno, 1943.
Shinjiko (Harada *et al.*, 1997; Kikuchi, 1964; Miyadi,
1932; Nunomura, 2001; Sakamoto *et al.*, 1994; Ueno,
1943), Ohashi River (Kikuchi, 1964).
Remarks: *Cyathura shinjikoensis* is known only from
Shinjiko and Ohashi River. The type locality of the
species is "off Kimachi, Shinjiko" (Nunomura, 2001).

Paranthuridae ウミナナフシ科

2. [?] *Paranthura japonica* Richardson, 1909 ヤマトウミ
ナナフシ
Nakaumi (Yasugi *et al.*, 1999).
Remarks: This record is probably misidentification of
C. shinjikoensis.

Family unknown 科不明

3. *Epicaridea* gen. sp. ヤドリムシ亜目の1種
Nakaumi (Ohtsuka *et al.*, 1999a).
Remarks: Ohtsuka *et al.* (1999a) recorded *Epicaridea*
gen. sp. as zooplankters.

Idoteidae ヘラムシ科

4. *Cleantiella strasseni* (Thielemann, 1910) オヒラキヘ
ラムシ
Nakaumi (Fujimoto *et al.*, 1999).
5. *Idotea metallica* Bosc, 1801 ナガレモヘラムシ
Nakaumi (Kikuchi, 1964).
6. [?] *Synidotea laevidorsalis* (Miers, 1883) ワラジヘラ
ムシ
Nakaumi (Kikuchi, 1964).
Remarks: As far as I examined, all *Synidotea* collected
from Nakaumi were not identical with *S. laevidorsalis*
and probably an allied species of *S. laevidorsalis*
(Yamauchi, unpublished data).

Cirolanidae スナホリムシ科

7. *Eurydice* sp. ナギサスナホリムシ属の1種

Shinjiko (Yamauchi, 2003).

Remarks: Although I examined only two individuals of *Eurydice* sp. collected from Shinjiko, they were obviously different from three *Eurydice* species previously recorded from Japan: *Eurydice akiyamai* Nunomura, 1981, *Eurydice longiantennata* Nunomura and Ikehara, 1985, and *Eurydice nipponica* Bruce and Jones, 1981 (Yamauchi, 2003).

8. *Excirrolana chiltoni* (Richardson, 1905) ヒメスナホリムシ
= *Excirrolana (Pontogerooides) japonica*: Harada *et al.*, 1997.
Shinjiko (Harada *et al.*, 1997).

Corallanidae ニセウオノエ科

9. *Tachaea chinensis* Thielemann, 1910 エビノコバン
Shinjiko (Nunomura, 2000).

Sphaeromatidae コツブムシ科

10. *Chitonosphaera lata* (Nishimura, 1968) ハバヒロコツブムシ
Shinjiko (Fukuhara *et al.*, 2000).
11. *Gnorimosphaeroma chinense* (Tattersall, 1921) キスイソコツブムシ (シナコツブムシ)
Shinjiko (Fukuhara *et al.*, 2000).
12. *Gnorimosphaeroma hoestlandti* Kim and Know, 1985 フタゲイソコツブムシ
Nakaumi (Nunomura, 1998).
13. *Gnorimosphaeroma naktongense* Kim and Know, 1987 チョウセンイソコツブムシ
Shinjiko (Fukuhara *et al.*, 2000).
14. *Gnorimosphaeroma rayi* Hoestlandt, 1969 イソコツブムシ
= *Neosphaeroma oregonensis*: Kikuchi, 1964.
= *Gnorimosphaeroma oregonensis*: Sakamoto, 1995; Yasugi *et al.*, 1999.
Shinjiko (Kikuchi, 1964; Sakamoto, 1995), Ohashi River (Kikuchi, 1964), Nakaumi (Hoestlandt, 1975; Kikuchi, 1964; Nunomura, 1998; Shimamura and Nakamura, 2001; Yasugi *et al.*, 1999).
15. *Sphaeroma retrolaevis* Richardson, 1904 ヨツバコツブムシ
Shinjiko (Sakamoto, 1995).

Amphipoda 端脚目

Gammaridea ヨコエビ亜目

Ampeliscidae スガメソコエビ科

1. *Ampelisca brevicornis* (A. Costa, 1853) クビナガスガメ
Nakaumi (Kikuchi, 1964).
2. *Ampelisca miharaensis* Nagata, 1959 ヒゲナガスガメ
Nakaumi (Kikuchi, 1964).

Ampithoidae ヒゲナガヨコエビ科

3. *Ampithoe valida* Smith, 1873 モズミヨコエビ
Ohashi River (Kikuchi, 1964), Nakaumi (Kawanabe *et al.*, 1968; Kikuchi, 1964).

Aoridae ユンボソヨコエビ科

4. *Grandidierella japonica* Stephensen, 1938 ニホンドロソコエビ
Shinjiko (Kikuchi, 1964), Ohashi River (Kikuchi, 1964), Nakaumi (Yasugi *et al.*, 1999).

Corophiidae ドロクダムシ科

5. *Crassikorophium crassicorne* (Bruzelius, 1859) トゲドロクダムシ
= *Corophium crassicorne*: Sakamoto, 1995.
Shinjiko (Sakamoto, 1995).
6. *Monocorophium uenoi* (Stephensen, 1932) ウエノドロクダムシ
= *Corophium uenoi*: Yasugi *et al.*, 1999.
Nakaumi (Yasugi *et al.*, 1999).

Pontogeneiidae アゴナガヨコエビ科

7. [?] *Tethygeneia pacifica* (Schellenberg, 1938)
= *Pontogeneia pacifica*: Kawanabe *et al.*, 1968.
Nakaumi (Kawanabe *et al.*, 1968).
Remarks: Kawanabe *et al.* (1968) reported *P. pacifica* as a dominant species in the phytal animals of Nakaumi and Miho Bay. *Pontogeneia pacifica* was originally described from Hawaii, and Kawanabe *et al.* (1968) is the only record of *P. pacifica* from Japan (Ariyama, personal communication). The identity of this species from these areas requires reassessment.

Anisogammaridae キタヨコエビ科

8. [?] *Jesogammarus (Annanogammarus) annandalei* (Tattersall, 1922) アンナンデールヨコエビ

= *Annisogammarus annandalei*: Kikuchi (1964).

Shinjiko (Kikuchi, 1964), Ohashi River (Kikuchi, 1964), Nakaumi (Kikuchi, 1964).

Remarks: This record is probably a misidentification of other anisogammarid species, because *J. annandalei* is endemic to Lake Biwa, and was previously confused with other *Jesogammarus* species and *Eogammarus possjeticus* Tzvetkova, 1967 (Morino, 1985).

9. [?]*Spinulogammarus subcarinatus* (Bate, 1862)

= *Anisogammarus subcarinatus*: Kawanabe *et al.*, 1968.

Shinjiko (Kawanabe *et al.*, 1968), Nakaumi (Kawanabe *et al.*, 1968).

Remarks: Kawanabe *et al.* (1968) reported *A. subcarinatus* as a dominant species in the phytal animals of Shinjiko and Nakaumi. The species is distributed in Bering Sea, Kamchatka, Aleutian Islands, and British Columbia, and Kawanabe *et al.* (1968) is the only record of the species from Japan (Tomikawa, personal communication). The identity of the species from these areas requires reassessment.

Melitidae メリタヨコエビ科

10. *Melita* sp. near *dentate*, Krøyer, 1842 トゲメリタヨコエビの近似種

Shinjiko (Sakamoto, 1995).

11. [?]*Melita koreana* Stephensen, 1944 カギメリタヨコエビ

Shinjiko (Kikuchi, 1964), Nakaumi (Kikuchi, 1964).

Remarks: The intertidal amphipods, which were previously regarded as single species *M. koreana*, consist of several species (Yamato, 1985; 1987; 1988; 1990). The identity of *Melita* species from these areas requires reassessment.

Stenothoidae タテソコエビ科

12. *Stenothoe valida* Dana, 1853 タテソコエビ

Nakaumi (Kikuchi, 1964).

Oedicerotidae クチバシソコエビ科

13. *Pontocrates altamarina* (Bate and Westwood, 1863) ホソハサミンソコエビ

Nakaumi (Kikuchi, 1964).

Hyalidae モクズヨコエビ科

14. *Apohyale punctata* (Hiwatari and Kajihara, 1981) モクズヨコエビ

= *Hyale grandicornis*: Kikuchi, 1964.

Nakaumi (Kikuchi, 1964).

Talitridae ハマトビムシ科

15. *Orchestia* sp.

Nakaumi (Yasugi *et al.*, 1999).

Caprellidea フレカラ亜目

Caprellidae フレカラ科

16. [?]*Caprella penantis* Leach, 1814 マルエラフレカラ = *Caprella acutifrons*: Kikuchi, 1964.

Nakaumi (Kikuchi, 1964).

Remarks: Kikuchi (1964) reported *C. acutifrons* (junior synonym of *C. penantis*) attached on *Sargassum hemiphyllum* of Nakaumi, but this is probably a misidentification of other caprellid species (Mori, personal communication). The identity of this species form Nakaumi requires reassessment.

17. *Caprella scaura* Templeton, 1836 トゲフレカラ

Nakaumi (Kikuchi, 1964).

Decapoda 十脚目

Penaeidae クルマエビ科

1. *Fenneropenaeus chinensis* (Osbeck, 1765) コウライエビ

= *Penaeus orientalis*: Harada, 1968.

Nakaumi (Harada, 1968).

2. *Marsupenaeus japonicus* (Bate, 1888) クルマエビ

= *Penaeus japonicus*: Chiba and Kobayashi, 1959; Harada, 1968; Ishitobi *et al.*, 2000; Koshikawa, 1999; 2003.

Shinjiko (Chiba and Kobayashi, 1959; Harada, 1968; Kuwabara, 2000), Nakaumi (Harada, 1968; Ishitobi *et al.*, 2000; Koshikawa, 1999; 2003; Kuwabara, 2000).

3. *Metapenaeopsis acclivis* (Rathbun, 1902) トラエビ

= *Metapenaeus acclivis*: Hiratsuka, 2001.

Nakaumi (Hiratsuka, 2001).

4. *Metapenaeopsis barbata* (De Haan, 1844) アカエビ

Nakaumi (Hiratsuka, 2001; Ishitobi *et al.*, 2000; Kuwabara, 2000).

5. *Metapenaeus ensis* (De Haan, 1844) ヨシエビ

= *Metapenaeus monoceros*: Ota, 1941; Harada, 1968.

Shinjiko (Harada, 1968; Hiratsuka, 2001; Ishitobi *et al.*, 2000; Kamita, 1964; 1967; Koshikawa, 2003;

Kuwabara, 2000; Ota, 1941), Nakaumi (Harada, 1968; Hiratsuka, 2001; Ishitobi *et al.*, 2000; Koshikawa, 1999; 2003; Kuwabara, 2000; Ota, 1941).

6. *Metapenaeus joyneri* (Miers, 1880) シバエビ
Shinjiko (Chiba and Kobayashi, 1959), Nakaumi (Sato and Kato, 1996).

7. *Penaeus monodon* Fabricius, 1798 ウシエビ
= *Penaeus bubulus*: Harada, 1968.
Nakaumi (Harada, 1968).

8. *Penaeus semisulcatus* De Haan, 1844 クマエビ
Nakaumi (Hiratsuka, 2001; Ishitobi *et al.*, 2000; Koshikawa, 1999; 2003; Kuwabara, 2000).

9. *Trachysalambria curvirostris* (Stimpson, 1860) サルエビ
= *Trachypenaeus curvirostris*: Harada, 1968.
Shinjiko (Harada, 1968), Nakaumi (Harada, 1968).

Sergestidae サクラエビ科

10. *Acetes japonicus* Kishinouye, 1905 アキアミ
Shinjiko (Harada, 1968), Nakaumi (Harada, 1968; Kikuchi, 1964; Koshikawa, 2003; Sato and Kato, 1996).

Atyidae ヌマエビ科

11. *Caridina leucosticta* Stimpson, 1860 ミゾレヌマエビ
Shinjiko (Sato and Kato, 1996; Kamita, 1967; 1970; Kuwabara, 2000).

12. *Neocaridina denticulata* (De Haan, 1849) ミナミヌマエビ
Shinjiko (Anonymous, 2000).

13. *Paratya compressa compressa* (De Haan, 1844) ヌマエビ
Shinjiko (Anonymous, 2000; Ishitobi *et al.*, 2000; Kamita, 1967; Kuwabara, 2000), Nakaumi (Anonymous, 2000).

Palaemonidae テナガエビ科

14. *Exopalaemon orientis* Holthuis, 1950 シラタエビ
= *Palaemon orientis*: Anonymous, 2000; Hiratsuka, 2001; Ishitobi *et al.*, 2000; Koshikawa, 1999; 2003.
= *Palaemon (Exopalaemon) orientis*: Harada, 1968.
Shinjiko (Anonymous, 2000; Harada, 1968; Hiratsuka, 2001; Ishitobi *et al.*, 2000; Kamita, 1964; 1967; Koshikawa, 2003; Kuwabara, 2000; Sato and Kato, 1996), Nakaumi (Anonymous, 2000; Harada, 1968; Hiratsuka, 2001; Ishitobi *et al.*, 2000; Koshikawa, 1999;

2003; Kuwabara, 2000; Sato and Kato, 1996).

15. *Macrobrachium australe* (Guerin-Meneville, 1838) ザラテテナガエビ
Shinjiko (Harada, 1968).

16. *Macrobrachium nipponense* (De Haan, 1849) テナガエビ
Shinjiko (Anonymous, 2000; Armada *et al.*, 1993; Chiba and Kobayashi, 1959; Harada, 1968; Hiratsuka, 2001; Ishitobi *et al.*, 2000; Kamita, 1964; 1967; 1970; Koshikawa, 2003; Kuwabara, 2000; Mashiko, 1990; 2000; Ohno and Armada, 1999; Sato and Kato, 1996; Udagawa and Sato, 1991), Ohashi River (Udagawa and Sato, 1991), Nakaumi (Anonymous, 2000; Harada, 1968; Hiratsuka, 2001; Ishitobi *et al.*, 2000; Koshikawa, 1999; 2003; Kuwabara, 2000; Udagawa and Sato, 1991).

Remarks: Populations of *M. nipponense* in Japan were divided into three groups based on genetic variations obtained by electrophoretic analyses of enzymes, egg and clutch sizes and salinity responses of unfed zoeas (Armada *et al.*, 1993; Ohno and Armada, 1999). According to Armada *et al.* (1993) and Ohno and Armada (1999), the Shinjiko's population is classified as brackish-water lagoon group which occurs in brackish-water lagoons and bears medium numbers of medium-sized eggs.

17. *Palaemon pacificus* (Stimpson, 1860) イソスジエビ
Shinjiko (Sato and Kato, 1996), Nakaumi (Harada, 1968; Hiratsuka, 2001; Ishitobi *et al.*, 2000).

18. *Palaemon paucidens* De Haan, 1844 スジエビ
Shinjiko (Anonymous, 2000; Harada, 1968; Hiratsuka, 2001; Ishitobi *et al.*, 2000; Kamita, 1967; 1970; Koshikawa, 2003; Kuwabara, 2000; Nishino, 1980; Sakamoto, 1995; Sato and Kato, 1996; Udagawa and Sato, 1991), Nakaumi (Anonymous, 2000; Harada, 1968; Koshikawa, 2003).

19. *Palaemon ortmanni* (Rathbun, 1902) アシナガスジエビ
Nakaumi (Harada, 1968).

20. *Palaemon serrifer* (Stimpson, 1860) スジエビモドキ
Shinjiko (Harada, 1968; Kamita, 1967; Koshikawa, 2003; Sato and Kato, 1996), Nakaumi (Anonymous, 2000; Harada, 1968; Hiratsuka, 2001; Ishitobi *et al.*, 2000; Koshikawa, 1999; 2003; Kuwabara, 2000; Shimamura and Nakamura, 2001).

Alpheidae テッポウエビ科

21. *Alpheus bisincisus* De Haan, 1849 フタミゾテッポ

ウエビ

Nakaumi (Anonymous, 2000).

22. *Alpheus brevicristatus* De Haan, 1844 テツポウエビ
Nakaumi (Anonymous, 2000; Harada, 1968;
Kuwabara, 2000).

Hippolytidae モエビ科

23. *Eualus leptognathus* (Stimpson, 1860) ヤマトモエビ
Shinjiko (Hiratsuka, 2001; Ishitobi *et al.*, 2000;
Kuwabara, 2000), Nakaumi (Hiratsuka, 2001; Ishitobi *et al.*, 2000; Kuwabara, 2000).

Crangonidae エビジャコ科

24. [?] *Crangon affinis* De Haan, 1849 エビジャコ
Shinjiko (Hiratsuka, 2001; Ishitobi *et al.*, 2000;
Kuwabara, 2000; Sato and Kato, 1996), Nakaumi
(Harada, 1968; Hiratsuka, 2001; Ishitobi *et al.*, 2000;
Koshikawa, 2003; Kuwabara, 2000).

Remarks: *Crangon affinis* and its allies were revised by Hayashi and Kim (1999), and it is possible that several species are distributed in these lakes (Osawa, personal communication). The identity of *Crangon* from the lakes requires reassessment.

25. *Paracrangon echinata* Dana, 1852 カジワラエビ
Shinjiko (Sato and Kato, 1996).

Cambaridae アメリカザリガニ科

26. *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) アメリカザリガニ
Shinjiko (Anonymous, 2000; Ishitobi *et al.*, 2000;
Koshikawa, 2003; Kuwabara, 2000), Nakaumi (Harada,
1968; Hiratsuka, 2001; Ishitobi *et al.*, 2000; Koshikawa,
2003).

Remarks: *Procambarus clarkii* was introduced to Shimane Prefecture immediately after end of the World War II (Kamita, 1964; 1967).

Callianassidae スナモグリ科

27. [?] *Nihonotrypaea petalura* (Stimpson, 1860) スナモグリ
Nakaumi (Kuwabara, 2000).

Remarks: Kuwabara (2000) reported *N. petalura* from sandy-muddy bottom of Nakaumi, but this is probably a misidentification of allied species, such as *Nihonotrypaea japonica* (Ortmann, 1891) or *Nihonotrypaea harmandi* (Bouvier, 1901), because *N. petalura* normally inhabits in intertidal zone with boulder stones, and *N. japonica* and *N. harmandi* inhabit in sandy tidal wetland (Osawa, personal communication). The identity of *Nihonotrypaea*

form Nakaumi requires reassessment.

Upogebiidae アナジャコ科

28. *Upogebia major* (De Haan, 1841) アナジャコ
Shinjiko (Kuwabara, 2000), Nakaumi (Kuwabara,
2000).

Paguridae ホンヤドカリ科

29. *Pagurus filholi* (De Man, 1887) ホンヤドカリ
= *Pagurus geminus*: Anonymous, 2000; Ishitobi *et al.*, 2000.
= *Pagurus samuelis*: Koshikawa, 1999.
Nakaumi (Anonymous, 2000; Ishitobi *et al.*, 2000;
Koshikawa, 1999).
30. *Pagurus minutus* Hess, 1865 ユビナガホンヤドカリ
= *Pagurus dubius*: Anonymous, 2000; Hiratsuka,
2001; Ishitobi *et al.*, 2000.
Nakaumi (Anonymous, 2000; Hiratsuka, 2001;
Ishitobi *et al.*, 2000; Kuwabara, 2000).

Dromiidae カイカムリ科

31. *Dromia wilsoni* (Fulton and Grant, 1902) ワタゲカムリ
Nakaumi (Koshikawa, 1999).

Matutidae キンセンガニ科

32. *Matuta victor* (Fabricius, 1781) キンセンガニ
Nakaumi (Kuwabara, 2000).

Leucosiidae コブシガニ科

33. *Philyra pisum* De Haan, 1841 マメコブシガニ
Shinjiko (Koshikawa, 2003; Kuwabara, 2000),
Nakaumi (Harada, 1968; Hiratsuka, 2001; Fujimoto *et al.*, 1999; Ishitobi *et al.*, 2000; Koshikawa, 1999; 2003;
Kuwabara, 2000; Yasugi *et al.*, 1999).

Majidae クモガニ科

34. *Achaeus* sp. アケウス属の1種
Nakaumi (Harada, 1968).

Portunidae ワタリガニ科

35. *Charybdis (Charybdis) japonica* (A. Milne-Edwards, 1861) イシガニ
Nakaumi (Harada, 1968; Ishitobi *et al.*, 2000;
Koshikawa, 2003; Kuwabara, 2000).
36. *Charybdis (Gonioneptunus) bimaculata* (Miers,

1886)フタホシイシガニ
Nakaumi (Harada, 1968).

37. *Portunus (Portunus) pelagicus* (Linnaeus, 1758) タイワンガザミ
Shinjiko (Harada, 1968; Kamita, 1967; Koshikawa, 2003), Nakaumi (Harada, 1968; Hiratsuka, 2001; Ishitobi *et al.*, 2000; Koshikawa, 1999; 2003; Kuwabara, 2000).

38. *Portunus (Portunus) trituberculatus* (Miers, 1876) ガザミ
Nakaumi (Koshikawa, 1999; Kuwabara, 2000).

Xanthidae オウギガニ科

39. *Liomera venosa* (H. Milne Edwards, 1834) ベニオウギガニ
Nakaumi (Anonymous, 2000; Ishitobi *et al.*, 2000).

Pilumnidae ケブカガニ科

40. *Pilumnopus makiana* (Rathbun, 1931) マキトラノオガニ
Nakaumi (Anonymous, 2000; Ishitobi *et al.*, 2000).

Grapsidae イワガニ科

41. *Chiromantes dehaani* (H. Milne Edwards, 1853) クロベンケイガニ
Shinjiko (Anonymous, 2000; Kamita, 1967; Kuwabara, 2000), Nakaumi (Anonymous, 2000; Koshikawa, 1999; Kuwabara, 2000).

42. *Chiromantes haematocheir* (De Haan, 1833) アカテガニ
Shinjiko (Kamita, 1967; Kuwabara, 2000), Nakaumi (Kuwabara, 2000).

43. *Eriocheir japonica* De Haan, 1835 モクズガニ
Shinjiko (Anonymous, 2000; Harada, 1968; Ishitobi *et al.*, 2000; Kamita, 1967; Koshikawa, 2003), Nakaumi (Harada, 1968; Hiratsuka, 2001; Ishitobi *et al.*, 2000; Koshikawa, 1999; 2003).

44. *Gaetice depressus* (De Haan, 1833) ヒライソガニ
Nakaumi (Kuwabara, 2000).

45. *Hemigrapsus penicillatus* (De Haan, 1835) ケフサイソガニ
Shinjiko (Hiratsuka, 2001; Koshikawa, 2003; Kuwabara, 2000), Ohashi River (Kuwabara, 2000), Nakaumi (Anonymous, 2000; Harada, 1968; Hiratsuka, 2001; Ishitobi *et al.*, 2000; Koshikawa, 1999; 2003; Kuwabara, 2000).

46. *Hemigrapsus sanguineus* (De Haan, 1835) イソガニ
Nakaumi (Kuwabara, 2000).

47. *Helice tridens* De Haan, 1835 アシハラガニ
Shinjiko (Sakamoto, 1995).

48. *Pachygrapsus crassipes* Randall, 1839 イワガニ
Nakaumi (Kuwabara, 2000).

49. *Sesarmops intermedius* (De Haan, 1835) ベンケイガニ
Shinjiko (Kamita, 1967), Nakaumi (Kuwabara, 2000).

Pinnotheridae カクレガニ科

50. *Pinnotheres* sp. シロピンノ属の1種
Nakaumi (Harada, 1968).

Stomatopoda シャコ目 (口脚目)

Squillidae シャコ科

1. *Oratosquilla oratoria* (De Haan, 1844) シャコ
Nakaumi (Ishitobi *et al.*, 2000; Koshikawa, 2003; Kuwabara, 2000).

ACKNOWLEDGEMENTS

I express my sincere thanks to Dr. S. Ohtsuka (Hiroshima University) for his critical reading of the manuscript. I am also grateful to specialists for their reading of the text and for useful information; Dr. T. Onbé (Higashi-Hiroshima City) on Cladocera, Dr. G. Tanaka (Kanazawa University) on Ostracoda, Dr. H. Ariyama (Osaka-Prefectural Fisheries Experimental Station) on Amphipoda, Dr. M. Osawa (National Science Museum, Tokyo) on Decapoda, Mr. K. Tomikawa (Hokkaido University) for personal comments on Anisogammaridae, and Dr. A. Mori (Marine Biological Research Institute of Japan CO., LTD.) for personal comments on Caprellidea. The present study was supported in part by a grant from the TaKaRa Harmonist Foundation.

REFERENCES

- Anonymous (2000) Hiikawasukei no gyokairui. 183 pp. Izumo Work Office, Chugoku Regional Construction Bureau, Ministry of Construction, Izumo (in Japanese).
- Armada, N., Ohno, A. and Taki, Y. (1993) Differentiation of local populations in the palaemonid shrimp, *Macrobrachium nipponense*, in Japanese waters. *J. Tokyo Univ. Fish.*, 80: 139-153.

- Chiba, T. (1950) A limnological survey of Nakano-umi and Lake Sinji in the coast of the Japan Sea 2. On the plankton of Nakano-umi in summer (1949). *Bull. Jap. Soc. Fish.*, 16: 22-24 (in Japanese with English summary).
- Chiba, T. and Kobayashi, U. (1959) A limnological survey of Nakano-umi and Lake Shinji lying on the Japan Sea coast 3. On the plankton of Lake Shinji in summer. *J. Fish. Jap.*, 41: 9-14 (in Japanese with English summary).
- Chihara, M. and Murano, M. (eds.) (1997) An illustrated guide to marine plankton in Japan. xxxvi + 1574 pp. Tokai University Press, Tokyo (in Japanese with English title).
- Fujimoto, M., Takayasu, K., Yamaguchi, K. and Sonoda, T. (1999) Benthic fauna and environmental characteristics in Honjo-Area of Lake Nakaumi. *Laguna*, 6: 107-117 (in Japanese with English summary).
- Fukuhara, H., Okada, A. and Kimura, N. (2000) Distribution of the three species of Sphaeromatidae with reference to salinity in brackish Lake Shinji, Shimane Pref., Japan. *Jap. J. Limnol.*, 61: 155-160 (in Japanese with English abstract).
- Fukuhara, H., Furukawa, A. and Kimura, N. (2001) Distribution of *Gnorimosphaeroma* (Isopoda; Sphaeromatidae) at the lower reaches of the River Kitakami and the River Tone. *Mem. Fac. Educ. and Human Sci., Natul. Sci., Niigata Univ.*, 4(1): 1-7 (in Japanese with English abstract).
- Gamô, S. (1962) Two new species of Japanese cumacean Crustacea, *Leucon simanensis* sp. nov. and *L. varians* sp. nov. *Zool. Mag.*, 71: 256-261 (in Japanese with English abstract).
- Gamô, S. (1968) Studies on the Cumacea (Crustacea, Malacostraca) of Japan Part III. *Publ. Seto Mar. Biol. Lab.*, 16: 147-192, pl. 18.
- Gamô, S. (1995) Copepoda. In: Guide to seashore animals of Japan with color pictures and keys Vol. II. (ed.) Nishimura, S. pp. 56-112. Hoikusha, Osaka (in Japanese with English title).
- Gamô, S. (1997) Order Cumacea. In: An illustrated guide to marine plankton in Japan. (eds.) Chihara, M. and Murano, M. pp. 1085-1111. Tokai University Press, Tokyo (in Japanese with English title).
- Hanai, T., Ikeya, T., Ishizaki, K., Sekiguchi, Y. and Yajima, M. (1977) Checklist of Ostracoda from Japan and its adjacent seas. *Bull., Univ. Mus., Univ. Tokyo*, 12: 1-119.
- Harada, E. (1968) Ecology and biological production of Lake Naka-umi and adjacent regions, 5. Seasonal changes in distribution and abundance of some decapod Crustacea. *Spec. Publ. Seto Mar. Biol. Lab. Series II*, 2: 75-103.
- Harada, E., Nishino, M. and Narita, T. (1985) A partite plankton sampler and summer vertical structure of zooplankton revealed using in shallow brackish waters, Lake Shinji-ko and Lake Naka-umi. *Physiol. Ecol. Japan*, 22: 37-57.
- Harada, S., Nakamura, M. and Kunii, H. (1997) Seasonal changes of macrobenthic diversity in reed bed of Lake Shinji. *Laguna*, 4: 11-18 (in Japanese with English abstract).
- Hayashi, K.-I. and Kim, J. N. (1999) Revision of the East Asian species of Crangon (Decapoda: Caridea: Crangonidae). *Crust. Res.*, 28: 62-103.
- Hiratsuka, J. (2001) Influence of channeling by conduit pipes on the fish and crustacean assemblage in the enclosed Honjo Area of Lake Nakaumi. *Jap. J. Limnol.*, 62: 61-73 (in Japanese with English abstract).
- Hoestlandt, H. (1975) Occurrences of the Isopoda Flabellifera *Gnorimosphaeroma rayi* Hoestlandt on the coasts of Japan, Eastern Siberia and Hawaii, with a brief note on its genetic polychromatism. *Publ. Seto Mar. Biol. Lab.*, 22: 31-46.
- Iga, T. (1973) Barnacles of Lakes Shinji-ko, Naka-umi and Jinzai-ko. *Mem. Natul. and Cul. Res. San-in Region*, 13: 59-69 (in Japanese with English title).
- Ii, N. (1964) Fauna Japonica, Mysidae (Crustacea). x + 610 pp. Biogeograph. Soc. Japan. Tokyo.
- Ishimaru, S. (1994) A catalogue of gammaridean and ingolfiellidean Amphipoda recorded from the Vicinity of Japan. *Rept. Sado Mar. Biol. Stat., Niigata Univ.*, 24: 29-86.
- Ishitobi, Y., Hiratsuka, J., Kuwabara, H. and Yamamuro, M. (2000) Changes in fish and crustacean assemblage in connected coastal lagoons, Lake Nakaumi and Lake Shinji, Japan. *Jap. J. Limnol.*, 61: 129-146 (in Japanese with English abstract).
- Ishizaki, K. (1969) Ostracodes from Shinjiko and Nakanoumi, Shimane Prefecture, western Honshu, Japan. *Sci. Rep. Tohoku Univ.. 2nd Ser., Geol.*, 41: 197-224, pls. 1-9.
- Kamita, T. (1964) San'in no dôbutsu-shi. 157 pp. Imai Shoten, Matsue (in Japanese).
- Kamita, T. (1967) Shinjiko no dôbutsu-tachi. 192 pp., Hirata (in Japanese).
- Kamita, T. (1970) Studies on the freshwater shrimps, prawns and crawfishes of Japan, revised ed. 213 pp. Sonoyama Shoten Press, Matsue (in Japanese with English summary).
- Kato, T. (2000) Fujitsubo no nakama (Arthropoda: Crustacea: Cirripedia). pp. 72-73. In: Hiikawasuikei no teiseidôbutsu. 170 pp. Izumo Work Office, Chugoku Regional Construction Bureau, Ministry of Construction, Izumo (in Japanese).
- Kawanabe, H., Tezuka-Saito, Y., Sunaga, T., Maki, I. and Azuma, M. (1968) Ecology and biological

- production of Lake Naka-umi and adjacent regions. *Spec. Publ. Seto Mar. Biol. Lab. Series II*, 2: 45-73.
- *Kiefer, F. (1981) Beitrag zur Kenntnis von Morphologie, Taxonomie und geographischer Verbreitung von *Mesocyclops leuckarti* auctorum. *Arch. Hydrobiol.*, Suppl. 62: 148-190.
- Kikuchi, K. (1928) Freshwater Calanoida of middle and southwestern Japan. *Mem. Coll. of Sci., Kyoto Imp. Univ.*, Ser. B, 4(1): 65-79, pls. 18-22.
- Kikuchi, T. (1964) Ecology and biological production of Lake Naka-umi and adjacent regions. 3. Macrobenthic communities of Lake Shinji-ko and Lake Naka-umi. *Spec. Publ. Seto Mar. Biol. Lab. Series II*, 1: 21-44.
- Konishi, K. (1997) Order Decapoda. In: An illustrated guide to marine plankton in Japan. (eds.) Chihara, M. and Murano, M. pp. 1439-1479. Tokai University Press, Tokyo (in Japanese with English title).
- Koshikawa, T. (1999) A study of fish of Honjou area in Lake Nakaumi -data analysis of wholesale of fish-. *Laguna*, 6: 157-164 (in Japanese with English summary).
- Koshikawa, T. (2003) Shinjiko Nakaumi-suiiki no gyokairui no genkyô. *Kisui-kenkyû*, 13: 80-95 (in Japanese).
- Kuwabara, H. (2000) Ebi no nakama (Arthropoda: Crustacea: Decapoda), Kani no nakama (Arthropoda: Crustacea: Decapoda), Sonota no kôkakurui. pp. 76-85. In: Hiikawasuikei no teiseidôbutsu. 170 pp. Izumo Work Office, Chugoku Regional Construction Bureau, Ministry of Construction, Izumo (in Japanese).
- Lacuna, D. G. and Uye, S. (2000) Effect of UVB radiation on the survival, feeding, and egg production of the brackish-water copepod, *Sinocalanus tenellus*, with notes on photoreactivation. *Hydrobiologia*, 434: 73-79.
- Mashiko, K. (1990) Diversified egg and clutch sizes among local populations of the fresh-water prawn *Macrobrachium nipponense* (de Haan). *J. Crust. Biol.*, 10: 306-314.
- Mashiko, K. (2000) Variations in body size of individuals at sexual maturity among local populations of the freshwater prawn *Macrobrachium nipponense* (de Haan), with special reference to freshwater colonization. *Crust. Res.*, 29: 20-26.
- Miura, Y. (1984) Nihon no tansuisan Harpacticoida (Sokomijinko-rui). In: Chugoku/Nihon Tansuisan Kaiashirui (Freshwater Copepoda of China and Japan). (eds.) Shen, C.-J. and Mizuno, T., pp. 500-563. Tatarashobo, Tottori (in Japanese).
- Miyadi, D. (1932) Studies on the bottom fauna of Japanese lakes. IV. Lakes of the Japan Sea coast of southern Honshu. *Jap. Jour. Zool.*, 4: 41-79.
- Miyadi, D., Habe, T. and Yamazi, I. (1952) [Hydrography and biotic communities of Miho Bay and Lake Naka-umi. I]. *Contr. Physiol. Ecol. Kyoto Univ.*, 76: 1-29 (in Japanese).
- Miyadi, D., Habe, T., Yamazi, I. and Fuse, S. (1954) [Hydrography and biotic communities of Miho Bay and Lake Naka-umi. II]. *Contr. Physiol. Ecol. Kyoto Univ.*, 78: 1-43 (in Japanese).
- Mizuno, T. (1984) Nihon no rikusuisan Cyclopoida. In: Chugoku/Nihon Tansuisan Kaiashirui (Freshwater Copepoda of China and Japan). (eds.) Shen, C.-J. and Mizuno, T., pp. 564-620. Tatarashobo, Tottori (in Japanese).
- Mizuno, T. (1991) Order Cyclopoida. In: An illustrated guide to freshwater zooplankton in Japan. (eds.) Mizuno, T. and Takahashi, E. pp. 17-50. Tokai University Press, Tokyo (in Japanese with English title).
- Mori, T. (1940) Two new copepods from Japanese waters. *Zool. Mag.*, 52: 328-330.
- Morino, H. (1985) Revisional studies on *Jesogammarus-Annanogammarus* group (Amphipoda: Gammaroidea) with descriptions of four new species from Japan. *Publ. Itako Hydrobiol. Stn.*, 2(1): 9-55.
- Nishimura, S. (1980) Nihonkai no seiritsu (The origin of the Sea of Japan), 2nd ed. Chikuji-shokan, Tokyo, 228 pp (in Japanese).
- Nishimura, S. (1981) Chikyu no umi to seimei (Sea and organisms of the earth: an introduction to marine zoogeography). Kaimei-sha, Tokyo, 284 pp (in Japanese).
- Nishino, M. (1980) Geographical variations in body size, brood size and egg size of a freshwater shrimp, *Palaemon paucidens* de Haan, with some discussion on brood habit. *Jap. J. Limnol.*, 41: 185-202.
- Nunomura, N. (1996) Specimens of the genus *Gnorimosphaeroma* from Takaoka City. *Toyama no seibutsu*, 35: 13-16 (in Japanese with English summary).
- Nunomura, N. (1998) On the genus *Gnorimosphaeroma* (Crustacea, Isopoda, Sphaeromatidae) in Japan with descriptions of six new species. *Bull. Toyama Sci. Mus.*, 21: 23-54.
- Nunomura, N. (2000) Warajimushi no nakama (Arthropoda: Crustacea: Isopoda). In: Hiikawasuikei no teiseidobutsu. 170 pp. Izumo Work Office, Chugoku Regional Construction Bureau, Ministry of Construction, Izumo (in Japanese).
- Nunomura, N. (2001) A new species of the genus *Cyathura* (Crustacea: Isopoda) from the Lake Shinji-ko, Shimane Prefecture, western Japan. *Bull. Toyama Sci. Mus.*, 24: 19-23.
- Ohno, A. and Armada, N. (1999) Differentiation of the palaemonid shrimp, *Macrobrachium*, in Japanese islands. *Aquabiology*, (123): 319-329 (in Japanese)

- with English abstract).
- Ohtsuka, S. (1997) Order Poecilostomatoida. In: An illustrated guide to marine plankton in Japan. (eds.) Chihara, M. and Murano, M. pp. 961-1001. Tokai University Press, Tokyo (in Japanese with English title).
- Ohtsuka, S. and Ueda, H. (1997) Order Calanoida. In: An illustrated guide to marine plankton in Japan. (eds.) Chihara, M. and Murano, M. pp. 660-931. Tokai University Press, Tokyo (in Japanese with English title).
- Ohtsuka, S. and Ueda, H. (1999) Zoogeography of pelagic copepods in Japan and its adjacent waters. *Bull. Plankton Soc. Japan*, 46: 1-20 (in Japanese with English abstract).
- Ohtsuka, S., Ueda, H. and Lian, G.-S. (1995) *Tortanus derjugini* Smirnov (Copepoda: Calanoida) from the Ariake Sea, western Japan, with notes on the zoogeography of brackish-water calanoid copepods in East Asia. *Bull. Plankton Soc. Japan*, 42: 147-162.
- Ohtsuka, S., Hoshina, T., Seike, Y., Ohtani, S. and Kunii, H. (1999a) Seasonal changes of zooplankton community in Honjo area and its neighboring waters of Lake Naka-umi. *Laguna*, 6: 73-87 (in Japanese with English abstract).
- Ohtsuka, S., Ohtani, S., Seike, Y., Kunii, H. and Nishida, S. (1999b) Feeding habits of zooplankton, in particular, copepods in Lake Naka-umi. *Laguna*, 6: 89-105 (in Japanese with English abstract).
- Ohtsuka, S., Ho, J.-S., Nagasawa, K., Morozinska-Gogol, J. and Piasecki, W. (2004) The identify of *Limnoncaea diuncata* Kokubo, 1914 (Copepoda: Poecilostomatoida) from Hokkaido, Japan, with the relegation of *Diergasilus* Do, 1981 to a junior synonym of *Thersitina* Norman, 1905. *Syst. Parasit.*, 57: 35-44.
- *Okano, I. (1974) Biwako no dôbutsu-plankton. In: Shiga no Seibutsu. (ed.) Shiga no seibutsu henshû-iinkai, pp. 137-153. Shiga-ken-rikakyôiku-kenkyûbukai, Ôtsu (in Japanese).
- Okano, I. (1987) Tansuisan-kenmijinko no tokusyuna suurei ni tsuite - *Limnoncaea* zoku ni kansuru chicken-. In: Okano, I. (ed.) Tansui no plankton, pp. 51-58. Takatsuki (in Japanese).
- Onbé, T. (1997) Class Branchiopoda. In: An illustrated guide to marine plankton in Japan. (eds.) Chihara, M. and Murano, M. pp. 609-624. Tokai University Press, Tokyo (in Japanese with English title).
- *Ota, S. (1941) Ecological research on a shrimp, *Metapenaeus monoceros*, in Lake Shinji-ko and Nakaumi. *Res. Note Fish. Agency*, 28: 1-18 (in Japanese).
- Saito, N., Itani, G. and Nunomura, N. (2000) A preliminary check list of isopod crustaceans in Japan. *Bull. Toyama Sci. Mus.*, (23): 11-107 (in Japanese with English abstract).
- Sakamoto, I. (1995) Shinjiko no yoshi-ikada no suiseiseibutsu. *Kisuiikokenkyû*, 5: 7-13 (in Japanese).
- Sakamoto, Y., Kunii, H. and Nakamura, M. (1994) Shinjiko no yoshitai to macrobenthos. *Kisuiiko-kenkyû*, 4: 68-72 (in Japanese).
- Sato, H. and Kato, T. (1996) Catalogue of the animal specimens of Kamita collection in the Sanbe Shizenkan Open Field Museum -Crustaceans-. *Catalogue of the Collection in the Shimane Prefectural Sanbe Shizenkan Open Field Museum*, 1: 1-138 (in Japanese with English introduction).
- Shimamura, K. and Nakamura, M. (2001) Succession of biotic community on an artificial reef in the coast of Lake Nakaumi, brackish water, Shimane, Japan. *Suisanzoshoku*, 49: 299-304 (in Japanese with English abstract).
- Suda, K., Matsudaira, Y., Takabatake, T. and Mizuuchi, M. (1931) Nakaumi kaiyo kansoku chosa hokoku. *Kaiyô Jihô*, 3: 120-153 (in Japanese).
- Suzumoto, H. (1974) On a caligid parasite found on injured crasian carp, *Carassius auratus* C., in Lake Shinji. *Fish Pathol.*, 9: 23-27 (in Japanese with English abstract).
- Takayasu, K., Ueda, K. and Ohta, H. (1990) Natural history of the Nakano-umi and Shinji Lakes XII. Ostracode thanatocoenoses from the bottom deposits of Lake Nakano-umi and their historical distribution. *Geo. Rept. Shimane Univ.*, 9: 129-144 (in Japanese with English title).
- Tanaka, G., Seto, K. and Takayasu, K. (1998) The relationship between environments and ostracode assemblages from Miho Bay to Lake Shinji. *Laguna*, (5): 81-91 (in Japanese with English abstract).
- Udagawa, H. and Sato, H. (1991) San'inchihô ni okeru tansuiebi no bunpu ni tsuite. *Shimane-yaseiseibutsu-kenkyukai-kaihô*, (7): 19-21 (in Japanese).
- Ueda, H., Ohtsuka, S., Seike, Y. and Ohtani, S. (2001) Second Record of *Cyclopina kiraensis*, a small, brackish-water cyclopoid copepod, in Japan. *Limnology*, 2: 49-50.
- Uéno, M. (1943) Ecological studies on Japanese brackish waters, with special reference to brackish lakes. I. Benthic fauna of brackish lakes along the Japan Sea coast. *Sci. Rep. Hattori Hokokai*, (10): 409-425.
- Uye, S. (1997) Ecological characteristics of brackish-water zooplankton. *Bulletin on Coastal Oceanography*, 35: 49-55 (in Japanese with English abstract).
- Uye, S. (2003) Ecosystem and material cycling in enclosed costal seas (6). Geographical and seasonal variations in mesozooplankton in Lake Shinji-Ohashi River-Lake Nakaumi brackish-water system and their ecological roles. *Aquabiology*, 147: 277-282 (in Japanese with English abstract).

- Uye, S., Shimazu, T., Yamamuro, M., Ishitobi, Y. and Kamiya, H. (2000) Geographical and seasonal variations in mesozooplankton abundance and biomass in relation to environmental parameters in Lake Shinji-Ohashi River-Lake Nakaumi brackish-water system, Japan. *J. Mar. Systems*, 26: 193-207.
- Yamato, S. (1985) Discrimination of four intertidal melitid species (Amphipoda: Melitidae) in the Inland Sea of Japan, and evidence of their reproductive isolation. Preliminary report. *Benthos Res.*, 28: 36-41 (in Japanese with English abstract).
- Yamato, S. (1987) Four intertidal species of the genus *Melita* (Crustacea: Amphipoda) from Japanese waters, including descriptions of two new species. *Publ. Seto Mar. Biol. Lab.*, 32: 275-302.
- Yamato, S. (1988) Two species of the genus *Melita* (Crustacea: Amphipoda) from brackish waters in Japan. *Publ. Seto Mar. Biol. Lab.*, 33: 79-95.
- Yamato, S. (1990) Two new species of the genus *Melita* (Crustacea: Amphipoda) from shallow waters of the Seto Inland Sea of Japan. *Publ. Seto Mar. Biol. Lab.*, 34: 149-165.
- Yamauchi, T. (2003) *Eurydice* from Shinji-ko (Isopoda: Cirolanidae). *Bull. Hoshizaki Green Found.*, (6): 172 (in Japanese with English abstract).
- Yasugi, S., Nakamura, M., Miura, S. and Nakao, S. (1999) Successional changes of macro benthos community on the artificial bottom in Lake Nakaumi. *Suisanzoshoku*, 47: 181-190 (in Japanese with English abstract).
- [*Not seen directly]

中海産渦鞭毛藻群集の出現特徴

小島夏彦¹

The characteristics of dinoflagellate assemblages in Lake Nakaumi

Natsuhiko Kojima¹

Abstract: Lake Nakaumi, a brackish-water lake in western Japan, can be divided into three areas based on dinoflagellate assemblage characteristics. Four dinoflagellate groups are present throughout the lake in all seasons. These ubiquitous species are adapted to radical changes in brackish-water conditions. Ubiquitous species are able to take advantage of the highly variable environment because their numbers can increase quickly when ambient conditions are appropriate for that dinoflagellate taxon. This lifestyle results in a clear competitive advantage over that of cyst forming species.

Key words: Lake Nakaumi, dinoflagellate, cyst, brackish water

はじめに

中海は低鹹汽水湖の宍道湖と日本海とに挟まれる高鹹汽水の湖である。他の半閉鎖系汽水湖と同様に本湖も人為的な影響を強く受けることにより、日本の高度成長期以後急速な富栄養化が進行している。このような場所では古来豊かな海産資源が人々に利用されてきた。その豊富な海産資源のベースとなるものが湖の一次生産者である。これら一次生産者の中では珪藻の働きに注目が集まる一方、同じ一次生産者である渦鞭毛藻の全体像に関しては不明な点が数多く存在している。その理由としては先ず第一に渦鞭毛藻が赤潮、貝毒の原因種として大きな位置を占めているため、もっぱらその方面の研究が中心になってきたことがあげられる。次に渦鞭毛藻は藻類といっても約半数は従属栄養種でその生態を他の藻類と同様に一元的に理解することが困難であったことなどが指摘できよう。本稿では 1998 年~2000 年にかけて中海で実施した全湖的な渦鞭毛藻の調査の結果から、過去の産出状況と比較しつつ中海の渦鞭

毛藻の分布特性を明らかにし、またその特徴をもたらしている原因について考察した。

中海における渦鞭毛藻を中心とした藻類の出現記録

宍道湖・中海の藻類研究会(1996)の中で中海の藻類研究の歴史がまとめられているが、ここではそれを参考しつつ渦鞭毛藻に焦点をあて直してその研究史をたどり、現在から見た意味についてもまとめておきたい。

中海の藻類研究史の中で初めて渦鞭毛藻が登場するのは石井(1931)の報告で、動物プランクトンの *Oithona*, *Paracalanus* と珪藻の *Chaetoceros* が優占種となっている中で *Ceratium* が少数ながら含まれていたとするものである。佐野(1992)によると 1930 年に竣工した境港の修築工事がその後の中海の水質を大きく変えたとしているので、この報告は環境改変後間もない藻類群集の状況を伝えるものとしてとらえられる。また、倉茂・喜多村(1933)でも珪藻類

¹ 大阪工業大学生物学研究室 Laboratory of Biology, Osaka Institute of Technology, Osaka, 535-8585, Japan

が主体でその中に *Ceratium* が含まれているという類似した報告がある。

戦後になると千葉(1950)がネットプランクトン調査で28種中25種が珪藻と珪藻主体のプランクトン群集を報告し、その中で前年の調査で *Ceratium* 2種が珪藻類とともに優勢であったと記している。梶川(1955)も1952年の調査では珪藻類が優占し、渦鞭毛藻の中では *Ceratium* がよく出現したことを記している。諸報告を見ると1955年ごろを境に中海環境に再び大きな変化が生じたことが報じられている。この頃から海草や貝類の収量が減少し、それと時を同じくして植物プランクトン組成が変わってきている。すなわち珪藻類では優占種が交替し、*Melosira* や *Biddulphia* が主体の赤潮が発生するようになったという(岸岡, 1975)。一方、千田(1959)は1957~1959年の間の調査で出現プランクトンを調べているが、それによると植物性プランクトン42種中39種が珪藻であることを報告している。しかし、この中で注目されるのは渦鞭毛藻の *Exuviaella* が時に大発生するという記述である。*Exuviaella* は現在では Taylor (1976) などにより *Prorocentrum* の synonym とされており、ここで *Exuviaella apora* と同定されているものはその後の分類学上の混乱を考慮に入れると *Prorocentrum minimum* の可能性が高いと考えられる。そうすると現在の中海で定常化している *Proro. minimum* の大量発生(ブルーム)は1950年代末には始まっていたことになる。千田(1959)はこの他 *Ceratium* 4種も報告しているがその出現頻度は高くない。

1974年からは島根大学のグループがナノプランクトンを含めたそれ以前よりはるかに精密な調査を開始し、中海のプランクトン群集のデータは飛躍的に増加した(伊達, 1975など)。その初期の報告の中で、伊達(1975, 1976, 1977)が *Exuviaella marina*, *E. baltica*, *Prorocentrum* sp. が大量発生することを報告しているが、顕微鏡写真や前述した *Exuviaella* の分類学上の問題からこれらはすべて *Proro. minimum* と判断される。また同時に珪藻類では *Skeletonema costatum* や *Cyclotella* が優占種として報告されていることから現在の中海における植物プランクトンの組成と近似した状況がこの時期にすでに確立されていたことをうかがわせる。しかしその後は植物プランクトンの大きな組成変化は報告からは認められていない(伊達, 1978, 1979, 1982, 1986)。一方でこの30年の間には新顔の赤潮形成種も登場している。すなわち珪藻類の *Coscinodiscus* sp. やクリプト藻類

の *Cryptomonas* sp. とともに渦鞭毛藻の *Gymnodinium* sp. も新たにブルームを引き起こしているのである。また伊達(1989)は汚濁の進んだ米子湾で鞭毛藻類(渦鞭毛藻を含む)が多いことを報告し、中海内での出現藻類の水域特性を報告している。さらに大谷(1999)は本庄工区という中海内の特殊水域から数種の渦鞭毛藻を報告している。小島ほか(2002)は今まで行われてこなかった渦鞭毛藻に的を絞った中海の藻類研究を行い、37種を確認した。このように新知見が積み重ねられてはいるが中海内ではここ30年間は渦鞭毛藻をはじめとする植物プランクトン群集の出現に関する大枠には大きな変化はない。

以上過去の研究ではそこに存在する渦鞭毛藻の影は薄いものとなっているが(*Proro. minimum* を除いて)、その理由はかつてのプランクトン群集調査にはネットを用いていたため小型種を見逃していることや富栄養化の程度が相対的に現在よりも低かった時期は現在の中海ほど渦鞭毛藻を涵養する環境ではなかったことも考えられる。しかし、総じて過去の渦鞭毛藻の報告は同定が不十分で近年の報告でも一部の種を除いて属レベルにとどまっておき、実際には多様な種が含まれていた可能性が大きいと推測される。

材料と方法

1998年9月から2000年8月まで、毎月の定期調査で5測点、3ヶ月に一度の精査で10測点を中海に設定し、水質(水温、塩分、DO、pH)、プランクトン調査用の採水(表層と底層で各々グルータルアルデヒドで固定した試水と無固定試水の2種の採水を実施)とFTO式コアラーでの底質採取を行った(図1)。水質計はハイドロラボ社のモデルH-20とクオンタを使用した。また採水はバンドン採水器を使用し、採水試料で無固定のものは24時間以内にその中の渦鞭毛藻を中心としたプランクトンの同定を光学顕微鏡下で行った。プランクトン計数は試水を0.2 mlを量りとりその中に含まれているプランクトンを数え、これを3回繰り返して平均をとった。FTO式コアラーで採取した底質は透明なアクリルチューブに入った状態なのでこれの最上部2 cmを擾乱させないように取り出し、渦鞭毛藻シスト観察および発芽実験の試料に用いた。発芽実験では底質試料を湿重0.15 g量りとり、そのまま滅菌濾過海水を入れたマルチウェルディッシュに接種し、20°C、12 h 明暗サイクルに調整したインキュベータ内に静置し、

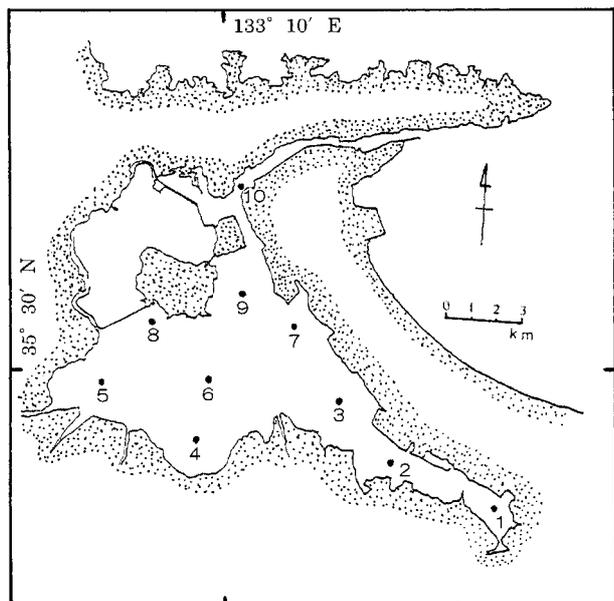


図1. 中海の測点位置.

Fig. 1. Location map showing the sampling station in Lake Nakaumi.

7日後の発芽状態を観察した。なお、発芽実験に使用した底質試料は一定期間(3ヶ月以上)低温環境に置きシストの成熟を待った。

結果および考察

(1) 中海の渦鞭毛藻群集の全体像

小島ほか(2002)は37種の渦鞭毛藻を報告し、中海には多様な種が存在することを明らかにしている。そしてこれらの渦鞭毛藻はいくつかの群集の特徴を持っていることがわかりつつある。精査時に観測された渦鞭毛藻優占種(ここで言う優占種は、伊達(1977)が 10^5 cells/l以上存在するものという定義に従った)の産出特徴も参考(図2, 3)に産出特性のいくつかを見てみると次のようなことが言える。まず周年観察されるものとして *Prorocentrum minimum*, *Heterocapsa rotundata*, *Gyrodinium dominance*, small *Gymnodinium complex* の4つの小型種を中心としたグループが挙げられる。小島ほか(2002)ではこのうち *Gyro. dominance* を加えていないのだが本種は個体数が多くはないながらも安定して周年検出されることから本報告ではこの種を加えて周年産出種を4グループとした。まず *Proro. minimum* は秋から春にかけてブルームを起こすことが知られてきたが、1975年には米子湾で 689×10^5 cells/l という記録が残っている(伊達, 1976)。本調査期間内でも最高

122×10^5 cells/l (1999年2月2日)という赤潮状態を観測しているし、また数量的に少ないと言われてきた7, 8月でも例えば1998年8月には 3×10^5 cells/l を観測した測点もあり優占種になっている。*H. rotundata* も秋から春にかけて多く観察されるが、この種の特徴としては底層水にも数多く生息する場所があるということである。本種はプランクトンとして扱われるとともに堆積物の隙間に生息する底生種としても認識されている。本研究でも1999年11月のSt. 4底層水で 5×10^5 cells/l で優占種になっている。*Gyr. dominance* については *Proro. minimum* と共産することが多い。前述した2種と異なり従属栄養種である。*Proro. minimum* と共産することが多いので *Proro. minimum* を捕食している可能性もあるが今のところその報告はない。small *Gymnodinium complex* は複数種からなる小型の *Gymnodinium* のグループである。複数種からなる集団というだけで詳細は不明であるが、米子湾を中心に中海全域から産出していることから絶対量は全湖的かなり多いものと推測される。周年出現種以外では小島ほか(2002)で述べたように、無殻渦鞭毛藻種が大きな位置を占めている。無殻渦鞭毛藻は有殻種と比べて扱いが難しいため(物理耐性、薬品耐性に対し脆弱な場合が多い)同定が困難で、今まではひとまとめにして放置されるような取り扱いもされてきた。しかし、無殻渦鞭毛藻の中には重要な赤潮原因種が存在するとともに生態系における位置を無視できないような様々なタイプのものが知られていることから正確な分類と動態の追跡は中海のプランクトン全体を考えると必須の情報と考えられる。さらに *Protoperidinium* 属の種類も多い。*Protoperidinium* 属はほとんどが従属栄養種からなり、いわゆる藻類とは生態的に別の見方をする必要がある。本属は種類は多いが個体数としては優占することはなく目立つ存在ではない。

調査期間の2年間の渦鞭毛藻産出状況を見ると、詳細な調査を行った3, 6, 9, 12月の傾向は次のようにまとめられる。3月は *Hetero. rotundata* が全域で産出していること。渦鞭毛藻以外のプランクトン、*Pseudopedinella* sp., *Cryptomonas* sp., *Monoraphidium* sp., *Ebria tripartita* などと共産することが多い。6月は2度の観測でかなり内容が異なるため産出種の傾向という点でまとめることができない。これは降雨量が多いため、それが反映されたためと考えられる。雨期におけるプランクトン群集は降雨量の程度によりかなり頻繁に入れ替わっていることが類推される。しかし環境が比較的安定している場合には

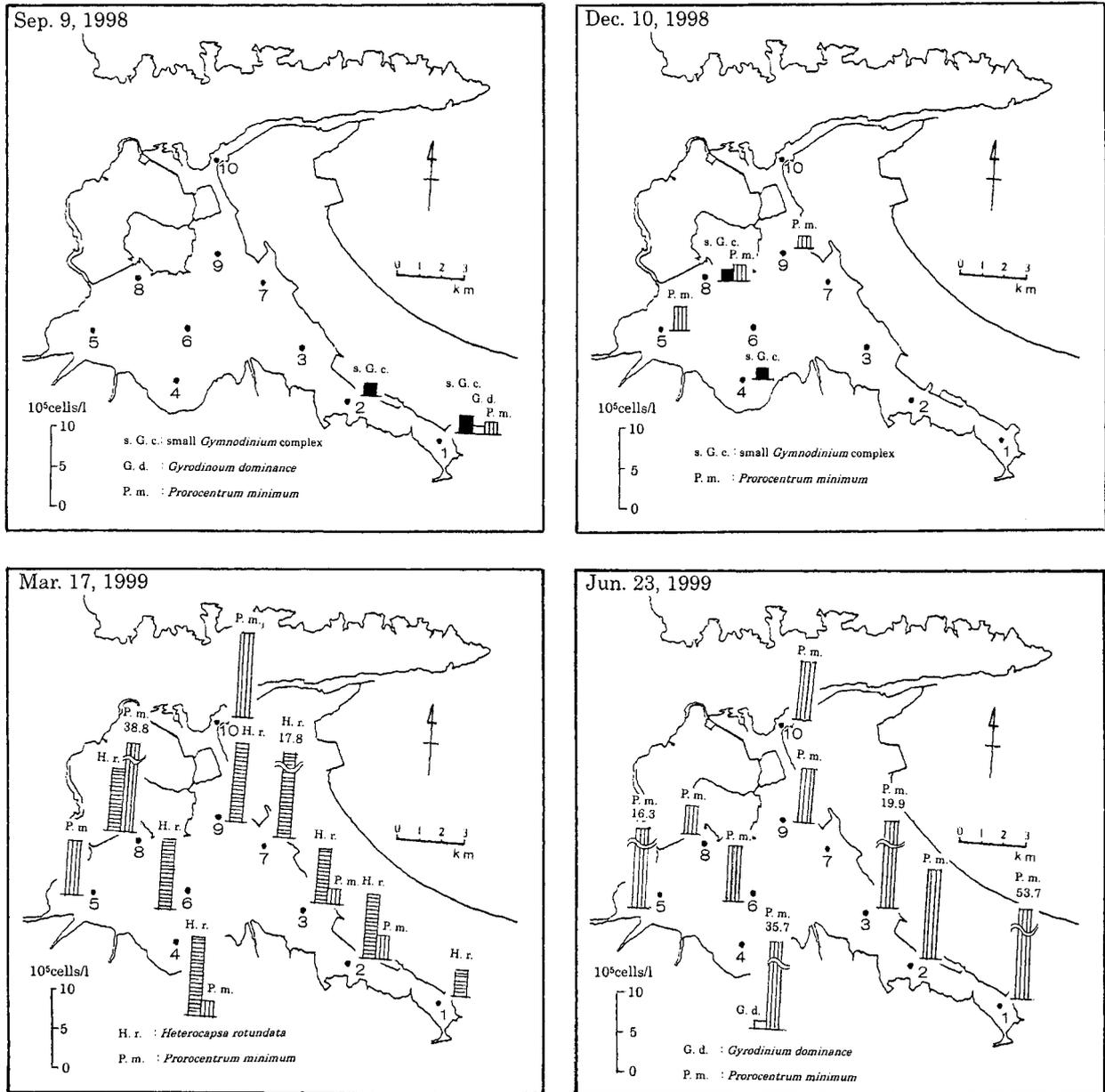


図2. 中海の渦鞭毛藻優占種の産出状況 (1998年9月~1999年6月).
Fig. 2. Distribution map of dinoflagellate dominant species in Lake Nakaumi (1998/9~1999/6).

1999年6月調査データのように *Proro. minimum* が中心で無殻種が共産するという形が記録されている。9月は渦鞭毛藻自体の多様性が最も高くなっている。特に未確認種がかなり含まれていると考えられている small *Gymnodinium* complex がこの時期に多く観察されることは注目される。12月は *Proro. minimum* の季節である。しばしばブルームを起こし他のプランクトンを圧倒している。この傾向は1974年以降継続している(伊達, 1975など)。競合するものは渦鞭毛藻よりはむしろ珪藻(*Skeletonema costatum*)など他の分類群のものが量的には多い。

近藤(1990)は宍道湖・中海のプランクトン分布と様々な環境要因との関係を調べた結果塩分濃度の分布と構成種に類似性を認め、植物プランクトンの種構成の相違を生み出す主要因であるとした。また Kondo *et al.* (1990)は中海の植物プランクトンのうち優占種14種で塩分と水温との関係を調べた結果、この2要因のうちでは塩分濃度に強く支配されていると報告している。しかし、渦鞭毛藻だけを考えた場合塩分適応の幅が広いと考えられる種が一年を通じて存在するとともに一定の量も維持しているので、単純に塩分が規制条件であるとしてしまうのには難

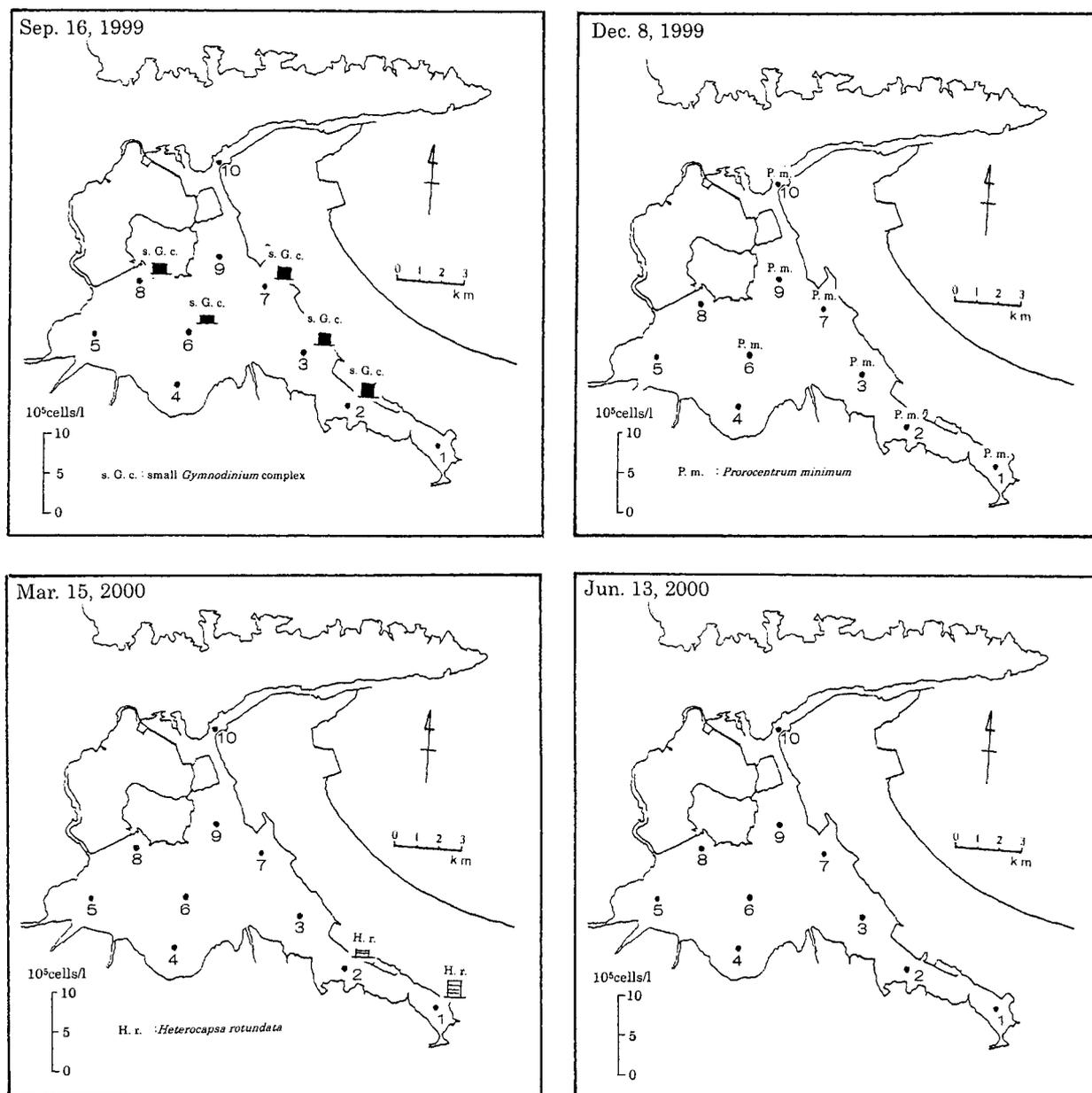


図3. 中海の渦鞭毛藻優占種の産出状況 (1999年9月~2000年6月).

Fig. 3. Distribution map of dinoflagellate dominant species in Lake Nakaumi (1999/9~2000/6).

がある. 事実, Kondo *et al.* (1990) は赤潮形成種 *Proro. minimum* は珪藻 *Skeletonema costatum* の分泌物が増殖を促す要因であることを報告しており、他の生物との関係を含めた様々な要因を考慮する必要性を示唆している.

(2) 中海の渦鞭毛藻の水域別特性

毎月の定期調査の測点はほぼ塩分傾度に沿った設定であったが、3ヶ月毎の精査では中海全域にわたって10測点を設置して水域による渦鞭毛藻の群集特性を他の豊産藻類との関係の中で検証した.

2年間の産出状況を見ると、1998年9月は中海全域にわたって無殻渦鞭毛藻、主に *Gyrodinium dominance*, *Gyr. impudicum* が認められた. 特に米子湾に位置する St. 2 では *Gyr. dominance* と *Prorocentrum minimum* 双方とも一定量産出している. また small *Gymnodinium complex* に属する小型無殻種が米子湾を中心とした湖東部で連続してまとまった量が観察された. シスト形成種の *Gyrodinium impudicum* は St. 5, 7 で最優占種に次ぐ量が観察された. 1998年12月は *Prorocentrum minimum* の全湖の産出は9月の傾向と一致するが、量的には減じている. 湖東部では無

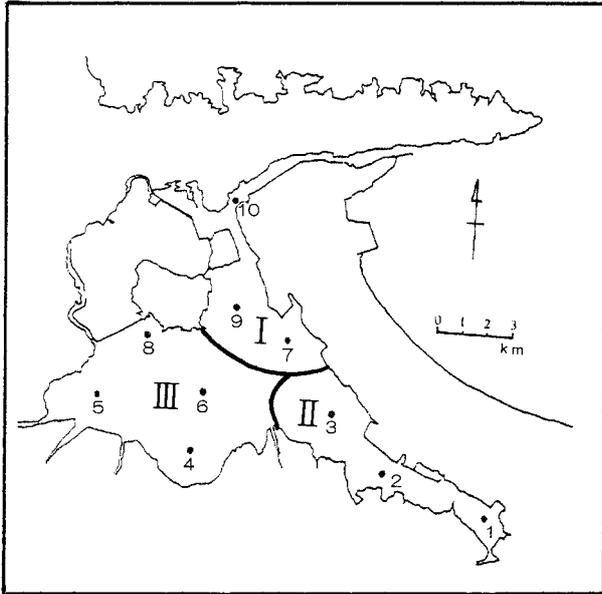


図4. 渦鞭毛藻群集から識別された3水域.

Fig. 4. Map showing three areas by dinoflagellate assemblage characteristics.

殻種の *Nematodinium armatum* が産出しているのが目立つ。湖西部では *Proro. minimum* のほか *Heterocapsa rotundata* が共産するのが特徴になっている。また湖東部を中心にこれら渦鞭毛藻群集とともに珪藻の *Skeletonema costatum* が数多く観察される。1999年3月は全湖的に *Heterocapsa rotundata* が観察されて、特に湖東部で最大の優占種になっている。米子湾最奥部の St. 1 では体長 $5\ \mu\text{m}$ 以下の所属不明小型鞭毛藻が大量に認められた。また大根島周辺の St. 6, 8, 9 では渦鞭毛藻以外に黄金色藻類の *Pseudopedinella* sp. やクリプト藻類の *Cryptomonas* sp. が共産する。湖西部と境水道口に位置する St. 10 では *Prorocentrum minimum* が最優占種になっている。1999年6月は全湖で *Prorocentrum minimum* がブルーム状態であった。1999年9月は全域で *Prorocentrum minimum* が産出するのは同じだが産出はかなり減り、必ずしも各測点で最優占種にはなっていない。特に St. 3, 6, 7, 8, 9 では small *Gymnodinium* complex が数量的には最も多くなっている。*Proro. minimum* が最優占種である測点は米子湾最奥部の St. 1, 湖西部の St. 4, 5 境水道口の St. 10 の4点のみであった。1999年12月は *Proro. minimum* が再び増加している。ここでは共産種として *Hetero. rotundata* がほぼ全測点から検出されている。また *Gyr. dominance* も St. 1, 2, 6, 10 で共産する。湖東部に比べ湖西部で産出傾向に大きな違いがある。St. 4, 5 では *Hetero. rotundata* が最優占種

でその他のプランクトンは極めて少ない状態であった。St. 4, 6, 9, 10 という南北の測点ではラフィド藻の *Heterosigma akashiwo* が産出している。2000年3月は *Hetero. rotundata* が湖東部を中心に増え、緑藻類の *Monoraphidium* sp. が共産する形が基本になっている。しかし、湖西部では渦鞭毛藻がほとんど産出なくなり、緑藻類の *Monoraphidium* sp. と *Cryptomonas* sp. の組み合わせが多い。2000年6月は産出プランクトンが極めて少ない。湖西部を中心に無殻種がわずかに見られる。St. 4, 5, 6 で *Gymnodinium* sp., St. 8 で *Nematodinium armatum* がわずかに検出される。

以上の結果から中海における産出種の水域特性として、渦鞭毛藻の産出の状況から湖内を3水域に分けられることがわかった(図4)。まず東北部水域(図中I)は St. 7, 9, 10 の付近で産出渦鞭毛藻群集の類似性が周年を通じて認められる。米子湾の St. 1 と隣接する St. 2, 3 は他の測点と違い米子湾からの影響を強く受けている。この傾向は境水道から中浦水門を経由して進入してくる海水が水深の深い湖の東部に沿って南下してくるが、安来港沖から米子湾になるとその影響が消え湾内水の富栄養化した停滞水塊の影響下におかれることから生じているのであろう(図中II)。この水域では特に濃い *Proro. minimum* 赤潮が発生していることが観測されているとともに渦鞭毛藻以外の分類群の鞭毛藻類も他水域に比べ明らかに多く認められる。この米子湾域では1970年代から鞭毛藻が多産することが報告されており、その中で渦鞭毛藻の *Gymnodinium* sp. が1977年11月に $84.6 \times 10^5 \text{ cells/l}$ という高い水準まで増殖している(伊達, 1978)。この傾向は1978, 1979年に特に顕著に現れている。ところが1980年には全く姿を消し、1981年以降再び出現している。本報告では米子湾域で渦鞭毛藻、特に *Gymnodinium* 属が多産するという点では上記の報告と同じであるが、1970年代では *Gymnodinium* sp. の多産という報告に対し、今回の調査では small *Gymnodinium* complex が主体となっている。伊達(1984)が米子湾で *Gymnodinium* 属の渦鞭毛藻を *Gymnodinium* spp. という形で報告していることを考えれば、1970年代の *Gymnodinium* sp. の多産は明らかに未同定の特定種を指しているものと考えられる。ここで想起されるのが、1995, 1996年ごろに中海調査で検出された *Gymnodinium* sp. (Midorishio) と考えられる種である(小島:未公表)。この時分離した個体を培養したところ滅菌濾過海水中で大量に増殖し、外部形態や体長(約 $20\ \mu\text{m}$)、色(黄緑色)、増殖時の臭い(アオサ臭)などから上記の種と判断さ

れた。本種はこの時期一般的に検出され増殖も確認されていたが1998~2000年の間では観察されなかった。普通このようにまとまった個体群が検出される中型の *Gymnodinium* 属は中海ではかなり目立つ。よって上述したような断続的な産出傾向などの類似性なども考慮すると、断定はできないが1970年代の米子湾で増殖した *Gymnodinium* 属は Midorishio タイプの可能性も考えられる。本種は過去九州北部沿岸域で赤潮を起こしており(松岡, 1990), 同じ対馬海流沿いの中海に外洋から入り込んで増殖してもおかしいことではない。さらに西部水域, 特に St. 4, 5, 6, 8 付近では西から流れ込む大橋川からの淡水の影響が大きい。渦鞭毛藻群集は前述した2水域(東北部, 米子湾域)と比べると明瞭な特徴を示さず, 2水域と大橋川の影響の混在した特徴をもつ水域と位置づけられる(図中Ⅲ)。すなわち両水域の影響の強さにより渦鞭毛藻群集の性質が大きく変化することが認められる。

(3) 底質から供給される渦鞭毛藻やその他の藻類

本研究では中海の渦鞭毛藻群集が形成されるプロセスを明らかにするための一環として, 底質中のシスト(休眠孢子)の役割を考えた。つまり, シストから水中へ遊泳体の供給がどのような形で群集に影響を与えているかを採取した底質表層泥を用いて発芽実験から考えた(必ずしも底質から供給されるプランクトンは休眠孢子からの発芽とは限らないが, ここでは便宜的に発芽という言葉を使う)。採取した底泥をそのままマルチウェルディッシュに接種する方式をとり, 発芽してきたプランクトンを同定したところ図5のような結果を得た。

これらの結果からいくつかの傾向が読みとれる。ひとつは全域のサンプルで実験を行っているにも関わらず, 発芽する試料には極めてはっきりした水域の偏りがある。すなわち, 圧倒的に湖の東北部のサンプルから発芽するのである。最も発芽種が多様で数量的にも多いのは St. 9, 10 である。底質中のシスト数からみてもいわゆるシードポピュレーションが特に多い水域ではないが(Kojima *et al.*, 1994), シストの置かれている条件がこのような状況を作っていると考えられる。一般に内湾域で底質に硫化物が一定量存在するような環境ではそこに含まれる渦鞭毛藻シストの発芽率は極めて低く, そのような場合はシスト表面を取り巻く堆積物を取り除くことにより発芽率が向上する事実がある(今井氏(京都大): 私信)。St. 9, 10 はともに中海東北部に位置し, 設置測

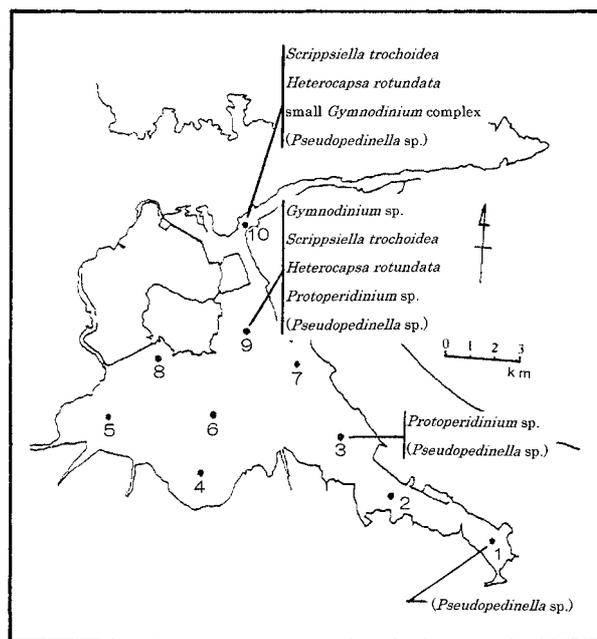


図5. 発芽実験により得られた遊泳体の種類と分布(1999年3月)。

Fig. 5. Distribution map of motile cell from sediments on germination experiments. (March, 1999)

点の中では一番新鮮な海水の影響下にあり汽水湖でしばしば生じる夏期の貧酸素水の影響をあまり受けていないと思われる。そのため, 夏期に多くの測点の底層部が貧酸素化し, 硫化物が生成されるような中海中央部を中心とした水域では発芽率が低くなるものと考えられる。また, 出現した渦鞭毛藻類等多くがシスト形成種として知られているものであったが, small *Gymnodinium* complex を構成する種も含まれていることからこれら小型 *Gymnodinium* にもシスト形成種が存在することが予想された。そしてそのスケールはかなり小型のものと推測される。さらに渦鞭毛藻以外で, *Heterosigma akashiwo*, *Skeletonema costatum*, *Pseudopedinella* sp. が出現したが, ラフィド藻の *H. akashiwo* はシスト形成が知られていることから中海でも底質中に本種のシストが存在するものと考えられる。珪藻の *S. costatum* に関しては, 中海では周年栄養細胞が湖水中に存在するので発芽実験で増殖していた個体群は底泥に含まれていた栄養細胞がそのまま増殖したのものであろう。ただし, 本種は夏期にも冬期にも増えて増殖時期が一定ではない(高野, 1990)ことから水温によって増殖したものか, 栄養塩によって増殖したものか, さらに共存していた他の藻類の排出物が増殖要因になったのかもよくわからない。黄金色藻の *Pseudopedinella* sp. につい

では今のところシストは見つかっていないが、近縁の *Pseudopedinella tricostata* がシストを持つことから (Thomsen, 1988) 小型 (5 μm 程度) のシストが存在してもおかしくないし、栄養細胞のまま底泥に潜んで生息していた可能性も考えられる。 *Pseudopedinella* sp. は発芽後の増殖がかなり活発で同時に発芽した他の渦鞭毛藻類をしのぐほどの群集をディッシュ内に形成した。これら渦鞭毛藻以外の発芽藻類との競合関係も渦鞭毛藻群集の形成過程を考える上で考慮していく必要がある。

精査試料による発芽実験の他に定期調査の試料でも同様の実験を行い、その結果精査試料で出現しなかった種がいくつか出ている。以下にすべての発芽実験で出現した渦鞭毛藻類および他のプランクトンのリストをあげる。

渦鞭毛藻

Gymnodinium sp.4

Gymnodinium sp. (ca.15 μm)

Gymnodinium spp. (10 μm >)

Gymnodinium catenatum Graham 1995

Gyrodinium instriatum Freundenthal et Lee 1963

Heterocapsa rotundata (Lohmann) Hansen 1995

Nematodinium armatum (Dogiel) Kofoid et Swezy 1921

Polykrikos schwartzii Butschli 1873

Gonyaulax spinifera (Claparede et Lachmann) Diesing 1866

Alexandrium sp.

Lingulodinium polyedra (Stein) Dodge 1989

Protoperidinium leonis (Pavillard) Balech 1974

Protoperidinium pyriforme (Paulsen) Balech 1974

Protoperidinium sp. (ca.20 μm)

Scrippsiella trochoidea (Stein) Loeblich 1976

他の藻類

Pseudopedinella sp.

Heterosigma akashiwo (Hada) Hada 1968

Skeletonema costatum (Greville) Cleve 1878

(4) 地中海の渦鞭毛藻シストの役割

地中海における渦鞭毛藻群集の生態的な特徴は小島ほか(2002)で概略が示されているが、これからわかることは、前述したように *Prorocentrum minimum*, *Heterocapsa rotundata*, *Gyrodinium dominance* と small *Gymnodinium* complex がほぼ1年を通して地中海に存在することである。しかし、すべての季節にこれら

のプランクトンは存在するがその量的な部分はかなり変動する。生存適期とそうでない時期では個体数は全く異なる。かつては渦鞭毛藻の赤潮・貝毒種の遊泳体の供給源として、底泥中のシストの持つシードポピュレーションはその重要性が指摘されてきた(飯塚, 1980など)。シストを形成する種であれば、生存に不都合な環境をシスト形態で乗り切り、環境が良くなってから発芽して増殖するということが合理的な説明としてされてきたのである。ところが上記の4グループのほとんどはシストを形成しない。環境変動が激しい場所で非シスト形成種が優占種として維持されるとはどういうことを意味するのか。これを説明するには地中海の周年環境変動の特徴を考えねばならない。地中海では水温は非常に規則正しく季節変動を示すのに対し、塩分濃度や溶存酸素については変動が不規則である(小島ほか, 2002など)。すなわち陸水からの淡水供給の程度によって大きく地中海の水質は変化しており、その環境変動の移り変わりは非常に激しい。地中海の渦鞭毛藻はこのような激しい環境変化の中で生息することになる。ということは短期間に劇的に変化した水質にいち早く対応して増殖する事が競争に勝つ最も大切な戦略になる。好適環境下での増殖についてはそれほど問題はないが、最も重要なことはどうしたら最も早く増殖体制に入れるかである。増殖体制に入るタイミングが早ければ早いほど他の種に対してアドバンテージを得ることができるのがr-戦略者の鉄則でもある。それには生存不適期間をどのような形で過ごすかが大きな問題になってくる。そこで出てくるのが「シストか遊泳体か」の問題である。シストは外部環境からのシェルターとしては極めて優れているが急な環境変動に対する反応ということで言えば、環境が変化したときにすぐにそれに対応できる遊泳体でいたほうがはるかに有利である。故に地中海のような汽水湖では優占種の多くがシストを形成しない種で占められることになるのではと考えられる。実際地中海以外でも、シスト形成種である *Scrippsiella* が1年を通じて遊泳体が水中に存在し、春のブルームはシストからの一斉発芽ではなく冬期にほそほそと生存していた個体がもととなって増殖するということが明らかにされている(石川・谷口, 1995)。

これらのことを考えると汽水湖では周年水中に遊泳体が維持される種群にとって有利な環境になっていると言える。また、汽水湖は貧酸素水塊の存在から底質に硫化物が生成されやすくシストの発芽阻害要因にもなることもこれらのことを考えるうえで重

要な点と思われる。したがって、このような環境でのシスト形成はDale(1983)が言うような不適な環境を生き抜く生存戦略というよりは生物としての活性を高める有性生殖上の役割のほうが強いと考えた方が合理的である。中海における優占種のひとつである *H. rotundata* も基本的には *Proro. minimum* と同様な生態戦略をとっていると考えられる。しかし *H. rotundata* は底生渦鞭毛藻としても知られている。底生生活の詳細については不明であるが不適環境の過ごし方と考えればシスト形成種に近い部分もあり、*Proro. minimum* よりさらに柔軟性の高い優れた戦略と言うこともできる。なぜなら汽水湖の底質環境は表層部に比べると安定している。底層水が貧酸素化しない限りにおいて多くの *H. rotundata* がそのままの個体数を維持して底質で増殖適期を待つのであれば、増殖開始時の初期個体数の多さという面で他の種よりも有利になることは明らかである。

今回の発芽実験で中浦水門の外側の St. 10 で多く個体が発芽したが、St. 10 は比較的水深があり場所柄底層水が貧酸素化しにくいために *H. rotundata* のような戦略をもつ種には好適な環境であったためとも考えられる。また、一般的に今まで夏期の中海に形成される成層はくずれにくく、降水により大橋川から多量の淡水が流入して多少の躍層の降下はあっても貧酸素水塊は大部分残ると考えられてきたが(奥田, 1997), 森脇・大北(2003)は夏期の降水により中海の貧酸素水塊が大規模に縮小するデータを示している。故に、夏期成層期の貧酸素水塊の底層部での停滞は、夏期の降雨などで考えられてきた以上に解消される機会が多いのではないかと推測される。すると、このような場所の底質中に存在する渦鞭毛藻シストは成層解消時に同時に起こるであろう堆積物の巻き上げなどと連動して、発芽が引き起こされることもあるであろう。ただし、中海は底層環境での酸素消費速度が他の水域に比べてかなり高い(森脇・大北, 2003)ことから再び急速に貧酸素水塊を形成するものと考えられる。以上のことから、中海の渦鞭毛藻シストは夏期の貧酸素水塊の解消時に選択的に発芽できる条件をあたえられているという特殊な条件下にあると言える。

ま と め

①中海の渦鞭毛藻群集には周年一定量水中に存在する少なくとも4つの小型種中心のグループ(*Prorocentrum minimum*, *Heterocapsa rotundata*,

Gyrodinium dominance, small *Gymnodinium* complex)が存在し、環境変動にもなってその個体数を大きく変化させている。

②中海の渦鞭毛藻群集は特定の優占種が全域に広がる傾向があるが、境水道からの進入海水と大橋川からの淡水の影響から大きく分けて3つの渦鞭毛藻群集分布域がある。

③中海の渦鞭毛藻を中心としたプランクトン群集では底質からのシスト発芽や底質部生息個体などからの個体群への供給も発芽実験から確かめられた。しかしながら、発芽は中海東北部水域の底質からのものが大部分で水域的偏りが認められた。

④中海の渦鞭毛藻群集の中で最も成功しているグループは(例：*Prorocentrum minimum*)周年水中に遊泳体が存在し、汽水域の激しい環境変動の中で生息好適期にいち早く増殖体制をとることができるような戦略を持つ一部の種であることが推測された。

謝 辞

中海調査では島根県内水面水産試験場の中村幹雄元場長、三浦常廣研究員、大北晋也氏、常盤保氏、島根大学汽水域研究センターの高安克己センター長、中山大介研究員、松本雅夫氏に多大な御協力をいただいた。また本研究の一部は文部省科学研究補助金(課題番号 10640454)を用いて行われた。記して関係各位に感謝の意を表す。

引用文献

- 千葉卓夫(1950)中海、宍道湖の湖沼調査。II。中海の夏期のプランクトンに就いて(1949)。日本水産学会誌, 16(5): 22-24.
- 千田哲資(1959)プランクトン。中海干拓基本調査報告書。鳥取県水産試験場, 105-137.
- Dale, B.(1983) Dinoflagellate resting cysts: "benthic plankton" In Survival strategies of the algae, ed.G. A. Fryxell, Cambridge Univ. Press, pp.69-136.
- 伊達善夫(1975)富栄養化に関する実験的研究と将来予測。中海・宍道湖の水質保全に関する調査報告書。(第1報)島根県。pp.1-30.
- 伊達善夫(1976)中海における水質汚濁機構の解析と水質の将来予測。中海・宍道湖の水質保全に関する

- る調査報告書。(第2報)島根県。pp.1-22.
- 伊達善夫(1977)中海における水質汚濁機構の解析と水質の将来予測(Ⅱ)。中海・宍道湖の水質保全に関する調査報告書。(第3報)島根県。pp.1-24.
- 伊達善夫(1978)中海における水質汚濁機構の解析と水質の将来予測(Ⅲ)。中海・宍道湖の水質保全に関する調査報告書。(第4報)島根県。pp.1-23.
- 伊達善夫(1979)中海における水質汚濁機構の解析と水質の将来予測(Ⅳ)。中海・宍道湖の水質保全に関する調査報告書。(第5報)島根県。pp.1-31.
- 伊達善夫(1982)中海の植物プランクトン相と水質汚濁機構の解析に関する研究(Ⅶ)。中海・宍道湖の水質保全に関する調査報告書(第7報)島根県。pp.1-21.
- 伊達善夫(1984)中海の植物プランクトン相に関する調査と研究(Ⅸ)。中海・宍道湖の水質保全に関する調査報告書(第9報)。島根 pp.1-11.
- 伊達善夫(1986)中海の植物プランクトン相に関する調査と研究(Ⅺ)。中海・宍道湖の水質保全に関する調査報告書(第11報)島根県。pp.1-25.
- 伊達善夫(1989)半閉鎖性水域での水質問題—中海・宍道湖—第15回日本水質汚濁研究会セミナー「ウォーターフロントと水環境」講演要旨集, pp.38-62.
- 飯塚昭二(1980)赤潮生物の生態学的特性。赤潮—発生機構と対策, 恒星社厚生閣, 東京。pp.38-49.
- 石井省一郎(1931)中海の赤潮についての調査。海洋時報, 3: 195-198.
- 石川 輝・谷口 旭(1995)*Scrippsiella* の個体群動態とシストの役割。月刊海洋, 304: 619-627.
- 梶川豊明(1955)中海の赤潮に関する化学的研究。鳥取県水産試験場研究報告. 35: 1-364.
- 岸岡 努(1975)潟湖の汚濁—中海の生態学的長期研究。技研出版, 東京, 237 p.
- 小島夏彦・三浦常廣・中村幹雄(2002)中海の渦鞭毛藻(予報)。Laguna(汽水域研究), 9: 31-45.
- Kojima, N., Seto, K., Takayasu, K. and Nakamura, M. (1994) Dinoflagellate cysts assemblage found in the surface sediments of Lake Nakaumi, western Japan. Laguna, 1: 45-51.
- 近藤邦夫(1990)中海における植物プランクトンの出現を支配する環境要因。国際生態学シンポジウム'90。汽水域・その豊かな生態系を求めて。報告集。pp.19-28.
- Kondo, K., Seike, Y. and Date, Y. (1990) Red tides in the brackish lake Nakanoumi (Ⅲ). The stimulative effects of organic substances in the interstitial water of bottom sediments and in excreta from *Skeletonema costatum* on the growth of *Prorocentrum minimum*. Bull. Plankton soc. Japan, 37 (1): 35-47.
- 倉茂英次郎・喜多村一男(1933)中海における硅藻と赤潮(昭和8年夏期中海海洋調査報告第Ⅱ部)。気象集誌, 12: 287-300.
- 松岡敷充(1990) *Gymnodinium* sp. (Midorishio) (anonymous species). Ⅲ. 渦鞭毛藻綱。日本の赤潮生物。内田老鶴圃, 東京, pp.56-57.
- 森脇晋平・大北晋也(2003)中海に出現する貧酸素水塊の海況学的特性と海洋構造。Laguna(汽水域研究), 10: 27-34.
- 森脇晋平・大北晋也・藤井智康(2002)貧酸素水調査。宍道湖・中海水産振興対策検討調査事業。平成13年度島根県内水面水産試験場事業報告, 9-21.
- 奥田節夫(1997)汽水湖における水塊の移動と混合過程。沿岸海洋研究, 35 (1): 5-12.
- 大谷修司(1999)4. 植物プランクトンの種類組成。中海本庄工区の生物と自然。(國井秀伸編) pp.32-38. たたら書房, 米子。
- 佐野 茂(1992)学術論文にみる中海水質の変遷。山陰地域研究, 8: 95-106.
- 宍道湖・中海の藻類研究会(1996)宍道湖・中海水系の藻類。宍道湖・中海の藻類研究会出版。松江, 130 p.
- 高野秀昭(1990) *Skeletonema costatum* (Greville) Cleve. Ⅳ硅藻綱。日本の赤潮生物。内田老鶴圃, 東京, pp.178-179.
- Taylor, F.J.R. (1976) Dinoflagellates from the international Indian Ocean expedition. A report on material collected by the R.V. "Anton Bruun" 1963-1964. Bibl. Bot., 132: 1-234.
- Thomsen, H. A. (1988) Ultrastructural studies of the flagellate and cyst stages of *Pseudopedinella tricostata* (Pedinellales, Chrysophyceae). Br. Phycol. J., 23: 1-16.

汽水湖の生物相：塩分による直接・間接的な生物相の維持

宮本 康¹

Biota in brackish lakes: Maintenance of biota through direct and indirect salinity effects

Yasushi Miyamoto¹

Abstract: Salinity strongly affects biota in brackish lakes not only directly through osmotic pressure, but also indirectly through modifying water chemistry and through biological interactions. These salinity effects are summarized as follows: (1) a direct effect through osmotic pressure: the salinity level in brackish systems limits the biota to a set of organisms that can live under these osmotic pressure condition; (2) indirect effect through water chemistry: salinity often affects aspects of water chemistry such as dissolved oxygen and nutrient content, and these impacts often result in mass extinctions and shifts in the distribution of organisms; (3) indirect effects through biological interactions: biota, affected by the above mechanisms often experience further modifications through biological interactions such as predation and competition. These findings strongly suggests that salinity shifts can trigger rapid and large changes in biota, which result from both direct and indirect processes.

Key words: brackish-lake, direct effect, fauna, flora, indirect effect

緒 言

淡水と海水が混ざり合う汽水域では、淡水とも海とも異なる塩分環境と、特有の生物相が維持されることが広く知られている (Remane and Schlieper, 1971; Cognetti and Maltagliati, 2000). このような、汽水域における特有の生物相と塩分の関係を調べた過去の研究の多くは、「浸透圧の変化」による、塩分の直接的な影響に注目してきた (Hartog, 1967; Remane and Schlieper, 1971; Schallenberg *et al.*, 2003; Floder and Burns, 2004). これらの研究は、汽水域に生育する生き物の個体群動態が塩分の直接的な影響下にあることを示し、汽水域の生物相の維持において塩分の直接的な効果が非常に重要であることを示してきた。

しかし、塩分が生き物に与える影響は、浸透圧を

介した直接的なものばかりではない。近年になり、塩分は生物相に対して間接的な影響も及ぼしうることが注目され始めた。その1つは、塩分が「水質の変化」を導くことで、生物相の変化を引き起こすというものである (図 1)。河川水と海水の混合の程度が弱い潟湖(ラグーン)のような汽水湖では、水中の塩分は湖に密度躍層を作り上げる。そして、湖水の鉛直混合を抑制することで下層の貧酸素化を促し、底質からの栄養塩の溶出を加速させる (Kuwabara, 2001; 三瓶, 2001)。湖水中の塩分の増加が引き起こす貧酸素化、富栄養化といった水質の変化は、生物の大量斃死や分布域の大幅な変化を引き起こすなど、生物相に甚大な影響を与えうることが、近年、環境問題の1つとして認知されるようになった (園田ほか, 1998a; Ishitobi *et al.*, 2000; Yamamuro *et al.*, 2000)。

¹ 京大大学生態学研究センター Center for Ecological Research, Kyoto University

各 論

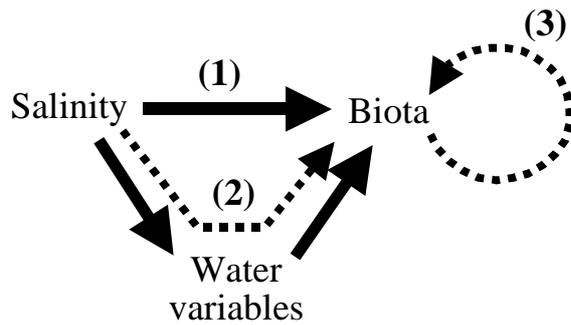


図1. 汽水湖における塩分の直接的・間接的な生物相に対する影響。(1) 浸透圧を介した直接的な影響、(2) 水質を介した間接的な影響、(3) 種間相互作用を介した間接的な影響。

Fig. 1. Schematic representation of direct and indirect salinity effects on biota in brackish lake. (1) direct salinity effect through osmotic pressure; (2) indirect salinity effect through water variables; (3) indirect salinity effect through biological interactions.

そして、もう1つの間接的な塩分の影響は、生物相の変化が「種間関係」を変化させることで、さらなる生物相の変化を引き起こすというものである(図1)。塩分濃度の変化は、上述のように浸透圧の変化と水質の変化を介して生物相に変化を生じさせる。その結果、出現する生き物の組み合わせが変わってしまうため、生き物の間で生じる種間関係までが変わってしまうのである。その実証例が、近年になり汽水湖を対象とした研究から報告されるようになった(Aaser *et al.*, 1995; Jeppesen *et al.*, 1997; Jakobsen *et al.*, 2003)。

塩分が生物相に与える間接的な影響、すなわち、水質の変化を介した効果と種間相互作用の変化を介した効果は、近年になり注目度が高まりつつある。しかしながら、現時点においてその情報が十分に整理されているとは言い難い。そこで本稿は、湖水に含まれる塩分が、生物相に対してどのような直接的・間接的な影響を与えているのかについて、過去の資料を整理することを目的とした。具体的には、以下の3つの塩分の効果について整理を行う(図1参照)。

- 1) 浸透圧の変化を通じた、生物相に対する塩分の直接的な効果
- 2) 水質の変化を通じた、生物相に対する塩分の間接的な効果
- 3) 種間関係の変化を通じた、生物相に対する塩分の間接的な効果

1 浸透圧の変化を通じた塩分の直接的な効果

塩分の変化は、汽水域に棲む生き物の成長や繁殖、死亡に大きな影響を与える(Teschner, 1995; Baillieul *et al.*, 1998; Hall and Burns, 2002 a; b)。これは、塩分の変化が「浸透圧の変化」として、生き物にとって大きなストレスになるためである。このような塩分によるストレスの影響は、汽水域に棲む個々の生物個体群の動態に反映され、さらには汽水域の種組成と種多様性に大きな影響を与える。特に、移動性が小さく、不適な環境から即座に逃れることのできない生き物たちは、このような塩分変化による不利益を被りやすい。ここでは、まず、塩分の変化に応じた生物の種多様性の変化について整理し、次に、塩分の変化に応じた生物相(種組成)の変化を、特に中海—汽水湖水系に生育する移動性の小さい生物群(藻類・ベントス・動物プランクトン)に注目して整理する。

1-1 塩分の変化に応じた種多様性の変化

汽水域は、水中で生活する多くの生き物にとって棲みづらい環境である。その証拠として、海由来の生き物は汽水域で体サイズが低下し(Remane and Schlieper, 1971)、同様に、淡水由来の生き物も汽水域で体サイズが低下する傾向が認められている(Yamamuro, 2000)。これは、生き物たちが淡水とも海水とも異なる汽水環境の下で、浸透圧調節が最も困難になるためである(Kies, 1997; Cognetti and Maltagliati, 2000; Floder and Burns, 2004)。汽水環境の下で、海産の生き物たちは低塩分に対する浸透圧調節に苦しみ、反対に、淡水産の生き物たちは高塩分に対する浸透圧調節に苦しむ。その結果として、汽水域では生育できる生物の種数が減少することが、植物プランクトン(Hartog, 1967)、動物プランクトン(Grindley, 1981; Schallenberg *et al.*, 2003)、マクロベントス(Remane and Schlieper, 1971)など、移動性の小さい生物群の多くで認められている。

出現種の多様性の低下は、淡水と海水の中間の塩分ではなく、むしろ淡水に近い5-7 psuの塩分環境の下で急激に生じる(Remane and Schlieper, 1971)。このように、種多様性の著しい低下を引き起こす塩分は「塩分の閾値(salinity thresholds)」と呼ばれている(Jeppesen *et al.*, 1994; Schallenberg *et al.*, 2003)。淡水に近い塩分環境の下に「塩分の閾値」があることは、多くの生物群で共通しているものの、具体的な閾値は分類群間で違いがあるようである。特に、こ

表 1. 中海・宍道湖水系における塩分の変化に応じた生物相の空間変化
Table 1. Spatial variation of biota along salinity gradient in lake Nakaumi and lake Shinji

Organisms	Distribution range				References
	Lake Shinji	Ohashi river	Lake Nakaumi	Sakai channel	
	Low salinity	←————→		High salinity	
Macroalgae	Freshwater	Blackish	Euryhaline	Marine	秋山, 1977
	species	species	species	species	大野, 1986
Microalgae	Freshwater		Marine and		大谷, 1997
(Phytoplankton)	and brackish		brackish		
	species		species		
Benthos	Brackish fauna		Estuarine fauna		園田ほか, 1998a
(Polychaete)					
Zooplankton	←————→ Copepods dominate				Uye et al., 2001
					大塚, 1999
					大塚ら, 1999

の分野の研究事例が多い動物プランクトンでは、一般的に知られている 5–7 psu の塩分よりも低い範囲に閾値があることが、世界中の動物プランクトン群集に関する知見をまとめた Schallenberg *et al.* (2003) により示されている。

1–2 塩分の変化に応じた藻類相の変化

中海と宍道湖水系では、塩分の変化と生物相の関係を調べた研究は、藻類を対象としたものが特に多い。大型海藻については、日本海から中海、宍道湖、斐伊川へと遡るにつれて、塩分の低下に応じて種組成が変化することが報告されている (秋山, 1977) (表 1)。外洋に面したところは外海性といわれているテングサ属 *Gelidium*, ユカリ *Plocamium telfairiae*

などがみられ、中海には内湾性(広塩性)のアナアオサ *Ulva pertusa*, オゴノリ *Gracilaria verrucosa*, フクロノリ *Gloiopeltis furcata* などがあり、宍道湖の入口までのさらに塩分の低い区域では、汽水性のスジアオノリ *Enteromorpha prolifera*, カヤモノリ *Scytosiphon lomentarius* やシオミドロ *Ectocarpus siliculosus* が出現する (大野, 1986)。

植物プランクトンでは、塩分の高い中海では海産種と汽水種が、中海に較べて塩分の低い宍道湖では汽水種と淡水種が主な構成種となっている (大谷, 1997) (表 1)。中海の植物プランクトンに関しては、水深 1 m の塩分濃度と種組成に対応があり (近藤, 1990), 塩化物イオン濃度が 2,500–3,000 ppm で淡水

種がほとんど姿を消し、内湾型の藻類フロラに変わることが報告されている(秋山, 1982). 塩分濃度の変化に応じた植物プランクトン相の変化は宍道湖でも認められており, 1994年の少雨の夏には, 本来なら中海で赤潮をつくる種が宍道湖で赤潮を形成し, 淡水性緑藻類, 珪藻類はまったく姿を消したことが報告されている(大谷, 2001).

1-3 塩分の変化に応じたベントス相の変化

中海と宍道湖水系において, 藻類に次いで塩分と生物相の関係が知られているのは, 二枚貝と多毛類というマクロベントスの仲間である. 多毛類相については, 塩分の異なる中海と宍道湖の間で多様性と種構成に違いが認められている(表1). 塩分が常に高い中海では, ヨツバナスピオ *Paraprionospio pinnata* が優占する多様性の高い内湾型の多毛類相が, 反対に, 平均的に塩分が低い宍道湖では, ヤマトスピオ *Prionospio (Minuspio) japonica* が卓越的に優占する多様性の低い汽水型が認められている(園田ほか, 1998a). また, 二枚貝では, 境水道付近から大橋川付近にかけての塩分勾配に沿って, 各種の出現頻度が変化することが報告されている(瀬戸ほか, 1999; 山口, 2001). ムラサキイガイ *Mytilus galloprovincialis* とナミマガシワ *Anomia chinensis* は塩分が比較的高いところに分布が限られ, ホトトギスガイ *Musculista senhousia*, コウロエンカワヒバリガイ *Xenostrobus securis*, マガキ *Crassostrea gigas* は, 中海全域に分布が認められている(山口, 2001).

1-4 塩分の変化に応じた動物プランクトン相の変化

Uye *et al.*, (2000) は, 中海と宍道湖水系を対象とした動物プランクトン群集に関する野外調査を行い, 塩分勾配に応じた種組成の空間的な変化を報告した. この報告により, 宍道湖から境水道にかけての広い範囲で, カイアシ類が卓越的に優占するものの(表1), カイアシ類を構成する種の組成が塩分濃度に応じて変化することが明らかにされた. 塩分が最も低い宍道湖では(平均塩分4 psu), *Sinocalanus tenellus* による単独的な優占が認められ, 次に塩分が低い大橋川では(平均9.9 psu), *Acartina hudsonica*, *Acartina sinjiensis*, *Eurytemora pacifica*, *Oithona davisae* が群集に加わる. 中海と本庄工区では(平均16.4 psu と 21.7 psu), 大橋川で新たに加わった4種の優占度が宍道湖の優占種を上回り, 海に最も近い境水道では(平均24 psu), さらに *Paracalanus spp.* の優占度が増す. 中海と本庄工区におけるカイアシ類の卓越的な優占は, 大塚(1999)と大塚ら(1999)によっても確認されている.

2 水質の変化を通じた塩分の間接的な効果

湖水に含まれる塩分は, 溶存酸素量や栄養塩濃度等の水質に大きな影響を与えている. 塩分が水質に与える影響は, 特に富栄養化が進んだ汽水湖で夏季の高水温期に顕著に表れ, その影響は生物の分布や種構成にまで波及する. ここでは, まず中海を含むさまざまな汽水湖で観察されている水質の変化について整理し, 次にそれに起因する生物相の変化について整理する.

2-1 塩分が水質に与える影響

塩分に起因する水質の変化が顕著に生じるのは, 淡水と海水の混合の程度が弱く, 明瞭な塩分躍層が形成される汽水湖である(汽水域における淡水と海水の混合に関しては, 宇野木(1984), 石飛(2001)を参照). このような汽水湖では, 夏季の高水温期に貧酸素水塊が下層に生じ, 時に「青潮」となって上層にまで姿を表すことが, 国内だけでも, 中海(石飛, 2001; 三瓶, 2001), 網走湖(Mikami *et al.*, 2002), 尾駱沼(Ueda *et al.*, 2000), 浜名湖(Sanukida *et al.*, 1985)等の様々な湖沼で知られている.

青潮は, 下層で生じた貧酸素水塊が, 湧昇により上層に運び上げられることで生じる. 成層した夏季の汽水湖では, 上層の豊富な酸素が下層に供給されないことと, 湖底における有機物の分解の活発化により酸素消費が増加することで, 湖底が貧酸素状態に陥る. その結果, 貧酸素条件下で生じる種々の化学反応を経て(Gunnars and Blomqvist, 1997; 三瓶, 2001; Rozan *et al.*, 2002を参照), リン酸態リンやアンモニア態窒素等の栄養塩が底質より溶出する. そして最終的に, これらの栄養塩に富んだ貧酸素水塊が下層に形成される(Ueda *et al.*, 2000; 三瓶, 2001). この貧酸素水塊が, 強風の吹き続いた後に生じる湧昇により上層に運び上げられて青潮となる(Mikami *et al.*, 2002). 青潮の発生は, 本来なら酸素に富む栄養塩濃度の低い上層水の水質を, 正反対の状態に激変させる. また, 顕著な湧昇が生じない場合には青潮は発生せず, 栄養塩のゆるやかな拡散が下層から上層に対して生じるのみである(Mikami *et al.*, 2002).

一方, 浅い汽水湖, すなわち塩分躍層が形成されるには浅すぎる湖では, 大規模な貧酸素水塊や青潮は発生しないものの, 夏季に湖底からリン酸態リンやアンモニア態窒素等の栄養塩が溶出することで, これらの栄養塩の濃度が増加する傾向がある(Jeppesen *et al.*, 1997; Scheffer, 1998; Rozan *et al.*, 2002). この傾向は, 海水由来の硫酸イオンが原因と

表 2. 汽水湖において塩分が原因となる水質の変化とそれに応じた生物相の変化

Table 2. Changes in water variables caused by salinity, and its consequential biota changes in various brackish lakes

Lake type	Changes in water variables	Changes in biota	Lake	References
Deep lake	Oxygen depletion (due to anoxia)	Benthos extinction	Lake Nakaumi	Yamamuro et al., 2000
			Lake Hamana	Sanukida et al., 1985
		Upward-shift of benthos distribution	Lake Abashiri	園田ほか, 1998b
			Lake Nakaumi	Yamamuro et al., 2000 山口, 2001
		Upward-shift of Zooplankton distribution	Lake Nakaumi	Uye et al., 2000 Harada et al., 1985
	Oxygen depletion (due to blue-tide)	Littoral and pelagic organisms extinction	Lake Nakaumi	Ishitobi et al., 2000
	Nutrient increase	Phytoplankton increase	Lake Abashiri	Mikami et al., 2002
Shallow lake	Nutrient increase	Phytoplankton increase	Danish lakes	Jeppesen et al., 1997 Scheffer, 1998
		Macroalgae increase	Delaware	Timmons and Price, 1996
			Inland Bays	Rozan et al., 2002

なり生じる。底泥に入り込んだ硫酸イオンは、硫酸還元細菌の働きによって硫化水素に還元される(三瓶, 2001; Rozan *et al.*, 2002)。そして、この硫化水素に含まれる硫黄が栄養塩を吸着した鉄と結合することで、栄養塩が水中に放出されるのである(Scheffer, 1998; Rozan *et al.*, 2002)。特に、夏季の高水温期、すなわち硫酸還元細菌の働きが活発になる時期には、上述の一連の反応が加速され、底泥からの栄養塩の溶出が促進される。このような、浅い汽水湖における湖底からの栄養塩の溶出は、特に富栄養化が進んだ湖で観察されている(Jeppesen *et*

al., 1997; Rozan *et al.*, 2002)。

2-2 水質の変化が生物相に与える影響

夏季に水深のある汽水湖で発生する貧酸素水塊や青潮は、様々な生物群に大量斃死を生じさせ、彼らの分布域を変化させる(表2)。一般に、下層に貧酸素水塊が形成されると、そこで生活する生き物の大量死亡が生じ、その結果、多くの生き物で分布域が上層に押し上げられる。このような傾向はベントスに関して特に顕著である。中海の湖底に生育するホトトギスガイの分布は、貧酸素水塊が形成される夏季に、深所に生育する個体が貧酸素水にさらされて

死亡することで分布域が水深2 m以浅に狭められ、反対に、貧酸素水塊が消失する晩秋以降は、2 m以深に分布が広がることが報告されている(Yamamuro *et al.*, 2000) (表2)。また、中海湖心にある観測塔の脚部では、夏季に貧酸素化が生じる水深4–5 m以深には貝類の生息が認められていない(山口, 2001) (表2)。貧酸素水塊の形成に応じたベントスの分布域の変化は、網走湖においても報告がある。1930年代には無酸素層が水深14 m以深に位置し、ベントスの分布も10 m以深まで認められていたが、表層の汽水化が進んだ今日では、無酸素層が水深7 m程度にまで上昇し、それに伴って、ベントスの分布も5 m以深では見られなくなった(園田ほか, 1998b) (表2)。

分布域が貧酸素水塊の強い影響を受けるのはベントスに限られたことではない。中海では、動物プランクトンの分布と水中の溶存酸素量の関係を調べた研究から、彼らの分布が溶存酸素に富む上層のみに限られていることが明らかにされている(Harada *et al.*, 1985) (表2)。

貧酸素水塊が青潮化すると、その影響は上層や沿岸域にまで及ぶことになる。青潮の発生は、沿岸域に生育する底棲の魚類や甲殻類に致死的な影響を与える(表2)。1996年の8月に中海で発生した青潮は、ガザミ *Portunus pelagicus* を代表とする甲殻類と底棲の魚類に大量の死亡をもたらした(Ishitobi *et al.*, 2000)。青潮の発生に起因する上層の生物(魚類)の死亡は、網走湖においても報告がある(Kuwabara, 2001)。

一方、夏季の浅い汽水湖や、深い汽水湖でも湧昇の規模が小さく、大規模な青潮が発生しない場合には、下層から上層に栄養塩が供給されることで、植物プランクトンが増加する(表2)。湧昇の規模が小さい年の網走湖では、貧酸素水塊が形成される春から秋にかけて、下層から上層へ栄養塩が供給されることで、植物プランクトン *Anabaena flos-aquae* のブルームが生じる(Mikami *et al.*, 2002) (表2)。また、デンマークの水深の浅い汽水湖 Lake Ørslevkloster では、塩分濃度が増加した年に、湖水中のリン酸態リン濃度が増加し、それに伴って植物プランクトンが著しく増加する傾向が認められている(Jeppesen *et al.*, 1997; Scheffer, 1998) (表2)。このような湖水中の栄養塩の増加は、硫酸イオンに起因した、高水温期における湖底からの栄養塩の溶出が原因である(Jeppesen *et al.*, 1997; Scheffer, 1998)。

底質から溶出した栄養塩は、表層の植物プランク

トンではなく、底生の大型藻類を増加させる場合もある(表2)。北米太平洋岸の Delaware Inland Bays は水深の浅い汽水湖群である。ここでは、夏季の高水温期に湖底が貧酸素状態に陥ると、そこから栄養塩が溶出することで、大型藻類の現存量が一時的に増加する傾向が認められている(Timmons and Price, 1996; Rozan *et al.*, 2002)。

3 種間相互作用を通じた塩分の間接的な効果

塩分の変化が浸透圧と水質の変化を通して生物相に変化をもたらすことは既に説明した通りだが、このような生物相の変化は、さらなる生物相の変化を引き起こすことがある。なぜなら、湖沼に生育する全ての生き物たちが、食う一食われるの関係に代表される種間相互作用のネットワークに組み込まれているからである。ここでは、塩分の変化が招いた生物相の変化が原因で生じる「種間相互作用を通じた生物相の変化」について整理する。現時点において、中海・宍道湖水系ではこの分野の研究事例が少ないので、国内外の汽水湖を対象に行われた野外調査と野外実験の結果を中心に紹介する。

3-1 動物プランクトン群集の変化を通じた植物プランクトンの増加

汽水湖における塩分濃度の増加は、いくつかの種間相互作用を経て、植物プランクトンを増加させる。その1つは、塩分が増加すると体サイズの小さい動物プランクトンが優占するために、植物プランクトンに対する捕食圧が弱まるというものである(表3)。淡水湖や塩分濃度が非常に低い汽水湖(<2 psu)では、植物プランクトンの天敵である大型のミジンコ類(*Daphnia sp.*)が優占する。ミジンコ類の植物プランクトンに対する捕食圧は非常に強く(Pace, 1984; Carpenter and Kitchell, 1993)、彼らが増加する春には植物プランクトンが大幅に減少するために、湖水の透明度が向上することが広く知られている(Lampert *et al.*, 1986; Hanson and Butler, 1994; Scheffer, 1998)。しかし、ミジンコ類は塩分耐性が小さいため、塩分濃度が増加すると姿を消してしまい、代わりに体サイズの小さいカイアシ類が優占する(Jeppesen *et al.*, 1994; Moss, 1994; Schallenberg *et al.*, 2003)。その結果、植物プランクトンに対する捕食圧が低下するのである。デンマークの汽水湖 Lake Ørslevkloster では、塩分濃度が低下する年に動物プランクトン群集の中でミジンコ類が優占すること、そして、その折に植物プランクトンが減少することが観察されている(Jeppesen *et al.*, 1997; Scheffer,

表 3. 汽水湖において種間相互作用が原因となる生物相の変化
Table 3. Changes in biota caused by biological interactions in various brackish lakes

Causal changes in biota	Changes in biological interactions	Consequential changes in biota	Lakes	References
Large zooplankton decrease	Grazing pressure decrease	Phytoplankton increase	Danish lakes	Jeppesen et al., 1994
Planktivorous fish increase	Grazing pressure decrease (due to trophic cascade)	Phytoplankton increase	Danish lakes	Jeppesen et al., 1997 Jakobsen et al., 2003
Mysid increase	Grazing pressure decrease (due to trophic cascade)	Phytoplankton increase	Danish lakes	Aaser et al., 1995
Phytoplankton increase	Competition for light becomes severe	Macrophyte decrease	British lakes	Irvine et al., 1993 Moss, 1994
Phytoplankton decrease	Competition for light becomes less severe	Photosynthetic bacteria increase	Lake Abashiri	Mikami et al., 2002

1998) (表 3). 中海と本庄工区でも体サイズの小さいカイアシ類 (*Oithona davisae*) が優占することより (大塚, 1999; 大塚ほか, 1999), 中海水系では, 植物プランクトンに対する動物プランクトンの捕食圧は弱いことが予想される. この予想を裏付けるように, 1997 年 12 月の本庄工区湖心において動物プランクトンの密度が著しく増大した折に, クロロフィル a 量の著しい低下は認められなかった (大谷ら, 1999).

3-2 栄養カスケードを通じた植物プランクトンの増加

植物プランクトンを増加させるもう 1 つの種間相互作用は少し複雑である. それは, 塩分が増加すると, 動物プランクトンを食べる生き物が増えるために植物プランクトンが増えるという, 3 段階の相互作用である (図 2; 表 3). これは「栄養カスケード (trophic cascade)」と呼ばれる種間相互作用で, 水域

の生態系で一般的に見られるものである (Brett and Goldman, 1996; 1997; 宮下・野田, 2003). 塩分濃度の増加に応じたプランクトン食魚 (トゲウオ類: *Gasterosteus aculeatus*) の増加と, それに応じた植物プランクトンの増加は, デンマークの湖沼を対象とした野外調査と野外実験の結果から明らかにされている (Jeppesen et al., 1997; Jakobsen et al., 2003) (表 3). 中海でも, コノシロ *Konosirus punctatus* やサヨリ *Hyporhamphus sajori*, サツパ *Sardinella zunasi* などのプランクトン食魚が外海より侵入する春から秋に動物プランクトンの密度が低くなること (Uye et al., 2000), 過去 30 年の間にプランクトン食魚が増加し, それに応じて植物プランクトンが増えたことから (Ishitobi et al., 2000), 栄養カスケードが生じている可能性が考えられる. ただし, この可能性は, 中海に優占する小型の動物プランクトンは植物プランクトンの現存量に大きな影響を与えないとする上記の

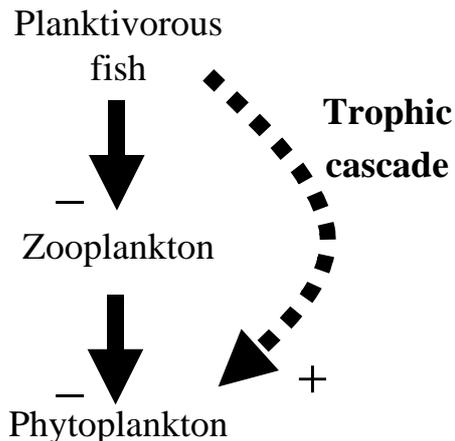


図2. 汽水湖における栄養カスケードの一例
Fig. 2. An example of trophic cascade in brackish lake.

予測と矛盾する。この矛盾の解消，すなわち中海における栄養カスケードの有効性を検討するためには，動物プランクトンと植物プランクトンの量的関係に関する情報が必要である。

栄養カスケードを通じて植物プランクトンを増加させる生き物は魚類だけではない。中海でもよく見られるアミの仲間(*Neomysis integer*)も，動物プランクトンを捕食することで植物プランクトンを増加させることが，欧州の汽水湖を対象とした野外実験と室内実験の結果から明らかにされた(Aaser *et al.*, 1995) (表3)。アミ類は世界中の様々な水域で動物プランクトンの種組成や現存量に影響を与えていることから(Hanazato and Yasuno, 1998; Hansson *et al.*, 1990; Irvine *et al.*, 1995; Moss *et al.*, 1996)，彼らが植物プランクトンに与える影響は，普遍的に生じていることが予想される。

ただし，アミ類の植物プランクトンに対する正の影響は，単なる栄養カスケードを通じた効果だけではなさそうである。彼らの排泄物や分泌物が水中の全リン濃度を増加させることが，野外実験の結果より明らかにされている(Aaser *et al.*, 1995)。したがって，アミ類は栄養カスケードだけではなく，栄養塩の供給も介して，植物プランクトンを増加させていると考えられる。

3-3 植物プランクトンの増加による水中植生の減少

上記のような，塩分の増加に応じた植物プランクトンの増加は，汽水湖の沿岸域において水生植物を減少させることがある。なぜなら，植物プランクトンの増加は湖水の透明度を低下させ，水生植物が利用できる光の量を低下させるからである。イギリスの汽水湖では，塩分が増加する年には植物プランク

トンも増加し，透明度が低下した結果，水生植物が減少した事例が報告されている(Bales *et al.*, 1993; Irvine *et al.*, 1993; Moss, 1994) (表3)。中海でも透明度の低下に応じた沿岸藻場の減少が認められることから(宮本，未発表)，植物プランクトンを介した，塩分の変化に応じた藻場の規模の変化が生じている可能性が考えられる。

3-4 植物プランクトンの減少による光合成バクテリアの増加

ここまでで紹介した事例とは反対に，汽水湖における塩分の増加が植物プランクトンを著しく減少させ，その波及効果が他の生物に及ぶ場合がある。それは，青潮が引き起こす急激な塩分の増加が植物プランクトンを激減させ，下層の光合成バクテリアを著しく増加させるというものである(表3)。1986年以前の網走湖では，毎年のように夏になると植物プランクトン *Anabaena flos-aquae* によるブルーム(アオコ)が生じていた。しかし，1987年より青潮が発生するようになると，アオコの発生はなくなり，代わりに，湖底付近の貧酸素層の最上部に光合成バクテリア(*Chlorobium* sp.)の高密度なマットが形成されるようになった(表3)。この一連の出来事は，青潮がもたらした高い塩分が植物プランクトン *Anabaena* を激減させたことで透明度が改善され，光が貧酸素層の最上部まで届くようになったことが原因であると考えられている(Mikami *et al.*, 2002)。なお，光合成バクテリアが高密度なマットを形成すると，その状態がしばらく続くようである。なぜなら，バクテリアのマットは，下層から上層への栄養塩の供給を遮断することで植物プランクトンのバイオマスを低下させ，自らにとっての光条件を良好に保つからである(Mikami *et al.*, 2002)。

ま と め

本稿は，湖水に含まれる塩分が浸透圧による直接的な効果だけではなく，水質と種間相互作用を介した間接的な効果を通じて汽水湖の生物相に大きな影響を与えていることを，過去の研究成果に基づいて整理した(図1)。塩分の変化がこのような複雑な経路を経て生物相に著しい変化をもたらすことは，1980年代の後半から欧州で行われた一連の研究により指摘され始めた(Moss *et al.*, 1991; Bales *et al.*, 1993; Irvine *et al.*, 1993; Jeppessen *et al.*, 1994; 1997)。そして今日では，塩分の増加が本稿で紹介した様々な直接・間接効果を引き起こすことで，生物相に大

きな変化を生じさせる「スイッチメカニズム」であることが認識されるようになった (Moss, 1994)。

しかし、「スイッチメカニズム」としての塩分の効果は、その全貌が明らかにされたわけではない。浸透圧を介した直接的な効果と水質を介した間接的な効果は、中海や宍道湖水系を含めて報告例が豊富に存在することは本稿で紹介した通りだが、種間相互作用を介した間接的な塩分の効果は、現時点においても研究例が少ないと言える。しかし、この事実は種間相互作用を介した間接的な塩分の効果が、汽水湖の生物相の維持に重要でないことを意味するものではない。事実、種間相互作用を介した間接的な塩分の効果の重要性は、この効果に注目した研究の中だけではなく (Aaser *et al.*, 1995; Jeppesen *et al.*, 1997; Jakobsen *et al.*, 2003), 塩分の直接効果に注目した研究の中でも指摘されている (Schallenberg *et al.*, 2003; Flöder and Burns, 2004)。汽水湖の生物相と塩分の関わりについての理解を深める上で、今後、この方面の知見のさらなる蓄積が必要になるとと思われる。

引用文献

- Aaser, H. F., Jeppesen, E and Sondergaard, M. (1995) Seasonal dynamics of the mysid *Neomysis integer* and its predation on the copepod *Eurytemora affinis* in a shallow hypertrophic brackish lake. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 127: 47-56.
- 秋山優 (1977) 宍道湖のプランクトンおよび淡水藻の発生予察に関する調査。中海・宍道湖の水質保全に関する調査報告 (3報)。島根県。pp. 25-72.
- 秋山優 (1982) 中海・宍道湖の藻類。遺伝, 36: 90-94.
- Baillieul, M. and De Wachter, B. and Blust, R. (1998) Effect of salinity on the swimming velocity of the water flea *Daphnia magna*. *Physiol. Zool.*, 71: 703-707.
- Bales, M., Moss, B., Phillips, G., Irvine, K. and Stansfield, J. (1993) The changing ecosystem of a shallow, brackish lake, Hickling Broad, Norfolk, U.K. II. Long-term trends in water chemistry and ecology and their implications for restoration of the lake. *Freshwater Biol.*, 29: 141-165.
- Brett, M. T. and Goldman, C. R. (1997) Consumer versus resource control in freshwater pelagic food webs. *Science*, 275: 384-386.
- Brett, M. T. and Goldman, C. R. (1996) A meta-analysis of the freshwater trophic cascade. *Proc. Nat. Acad. Sci.*, 93: 7723-7726.
- Carpenter, S. R. and Kitchell, J. F. (1993) The trophic cascade in lakes. Cambridge University Press, Cambridge, U.K., 385 p.
- Cognetti, G. and Maltagliati, F. (2000) Biodiversity and adaptive mechanisms in brackish water fauna. *Mar. Poll. Bull.*, 40: 7-14.
- Flöder, S. and Burns, C. W. (2004) Phytoplankton diversity of shallow tidal lakes: influence of periodic salinity changes on diversity and species number of a natural assemblage. *J. Phycol.*, 40: 54-61.
- Grindley, J. R. (1981) Estuarine plankton. In: *Estuarine ecology with particular reference to southern Africa.* (ed.) Day, J. H. AA Balkema, Rottwrdam.
- Gunnars, A. and Blomqvist, S. (1997) Phosphate exchange across the sediment-water interface when shifting from anoxic to oxic conditions: An experimental comparison of freshwater and brackish-marine systems. *Biogeochemistry*, 37: 203-226.
- Hall, C. J. and Burns, C. W. (2002a) Mortality and growth responses of *Daphnia carinata* to increases in temperature and salinity. *Freshwat. Biol.*, 47: 451-458.
- Hall, C. J. and Burns, C. W. (2002b) Effects of temperature and salinity on the survival and egg production of *Gladioferens pectinatus* Brady (Copepodas: Calanoida). *Estuar. Coast. Shelf. Sci.*, 55: 557-564.
- Hanazato, T. and Yasuno, M. (1988) Impact of predation of *Neomysis intermedia* on a zooplankton community in Lake Kasumigaura. *Verh. int. Ver. Limnol.*, 23: 2092-2098.
- Hanson, M. A. and Butler, M. G. (1994) Responses of plankton, turbidity, and macrophytes to biomanipulation in a shallow prairie lake. *Hydrobiologia*, 200/201: 317-328.
- Hansson, S., Larsson, U. and Johansson, S. (1990) Selective predation by herring and mysids and zooplankton community structure in a Baltic sea coastal area. *J. Plankton Res.*, 12: 1099-1116.
- Harada, E., Nishino, M. and Narita, T. (1985) A particle plankton sampler and summer vertical structure of zooplankton revealed using it in shallow brackish waters, lake Shinji-ko and Lake Nakaumi. *Physiol. Ecol. Jpn.*, 22: 37-57.
- Hartog, C. D. (1967) Brackish water as an environment for algae. *Blumea*, 15: 31-43.
- Irvine, K., Moss, B., Bales, M. and Snook, D. (1993) The

- changing ecosystem of a shallow, brackish lake, Hickling Broad, Norfolk, UK I. Trophic relationships with special reference to the role of *Neomysis integer*. *Freshwater Biol.*, 29: 119-39.
- Irvine, K., Snook, D. and Moss, B. (1995) Life histories of *Neomysis integer*, and its copepod prey, *Eurytemora affinis*, in an eutrophic and brackish shallow lake. *Hydrobiologia*, 304: 59-76.
- 石飛裕 (2001) 汽水湖の物理特性—水塊の動き. In: 汽水湖の科学. (編)高安克己. pp. 10-18. たたら書房, 米子.
- Ishitobi, Y., Hiratsuka, J., Kuwabara, H. and Yamamuro, M. (2000) Comparison of fish fauna in three areas of adjacent eutrophic estuarine lagoons with different salinities. *J. Mar. Syst.*, 26: 171-181.
- Jakobsen, T. S., Hansen, P. B., Jeppesen, E., Gronkjar, P. and Søndergaard, M. (2003) Impact of three-spined stickleback *Gasterosteus aculeatus* on zooplankton and chl a in shallow, eutrophic, brackish lakes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 262: 277-284.
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Kanstrup, E., Petersen, B., Eriksen, R. B., Hammershøj, M., Mortensen, E., Jensen, J. P. and Have, A. (1994) Does the impact of nutrients on the biological structure and function of brackish and freshwater lakes differ? *Hydrobiologia* 275/276: 15-30.
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Jensen, J. P., Kanstrup E. and Petersen B. (1997) Macrophytes and turbidity in brackish lakes with special emphasis on the role of top-down control. In: *The structuring role of submerged macrophytes in lakes.* (ed.) Jeppesen, E., Søndergaard, M., Søndergaard M. and Kristoffersen, K. pp. 369-377. Springer Verlag, New York.
- Kies, L. (1997) Distribution, biomass and production of planktonic and benthic algae in the Elbe Estuary. *Limnologia*, 289: 57-64.
- Kuwabara, R. (2001) Long-term changes in the aquatic biota of Lake Abashiri, a meromictic lake in northeastern Hokkaido, Japan. *Lakes and Reservoirs: Res. And Manag.*, 6: 175-181.
- 近藤邦男 (1990) 中海における植物プランクトンの出現を支配する環境要因. 国際シンポジウム'90. 汽水湖その豊かな生態系を求めて. 報告集 pp. 19-28.
- Lampert, W., Fleckner, W., Rai, H. and Taylor, B. E. (1986) Phytoplankton control by grazing zooplankton: a study on the spring clear-water phase. *Limnol. Oceanogr.*, 31: 478-490.
- 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.
- 宮下直・野田隆史 (2003) 群集生態学. 東京大学出版会, 東京, 187 p.
- Moss, B., Stansfield, J. and Irvine, K. (1991) Development of daphnid communities in diatom-dominated and cyanophyte-dominated lakes and their relevance to lake restoration by biomanipulation. *J. Appl. Ecol.*, 28: 586-602.
- Moss, B. (1994) Brackish and freshwater shallow lakes—different systems or variations on the same theme? *Hydrobiologia*, 275-276: 1-14.
- Moss, B., Stansfield, J., Irvine, K., Perrow, M. and Phillips, G. (1996) Progressive restoration of a shallow lake: A twelve-year experiment in isolation, sediment removal and biomanipulation. *J. Appl. Ecol.*, 33: 71-86.
- 大谷修司 (2000) 宍道湖・中海水系の藻類. In: 汽水湖の科学. (編)高安克己. pp. 48-55. たたら書房, 米子.
- 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: 35-47.
- 大谷修司・清家泰・奥村稔・相崎守弘 (1999) 中海本庄工区における植物プランクトンの種類組成と現存量の季節変化. *LAGUNA*, 6: 63-71.
- 大野正夫 (1986) 汽水湖の藻類の生態. In: 藻類の生態. (編) 秋山優・有賀祐勝・坂本充・横浜康継. pp. 347-370. 内田老鶴圃, 東京.
- Pace, M. L. (1984) Zooplankton community structure, but not biomass, influences the phosphorus-chlorophyll a relationship. *Can. J. Fish. Aqua. Sci.*, 41: 1089-1096.
- Remane, A. and Schlieper, C. (1971) *Biology of Brackish Water.* Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, p.372.
- Rozan, T. F., Taillefert, M., Trouwborst, R. E., Glazer, B. T., Ma, S., Herszage, J., Valdes, L. M., Price, K. S. and Luther III, G. W. (2002) Iron-sulfur-phosphorus cycling in the sediments of a shallow coastal bay: Implications for sediment nutrient release and benthic macroalgal blooms. *Limnol. Oceanogr.*, 47: 1346-1354.

- Sanukida, S., Okamoto, H. and Hitomi, M. (1985) Bottom environments causing the extinction of macrobenthic fauna in the stagnant period in Lake Hamana on the Pacific coast of Central Japan. *Bull. Japan. Soc. Sci. Fish.*, 50: 1407-1417.
- 三瓶良和 (2001) 汽水湖の底質特性－“ヘドロ”と湖底環境－. In: 汽水湖の科学. (編)高安克己. pp. 38-47. たたら書房, 米子.
- Schallenberg, M., Hall, C. J. and Burns, C. W. (2003) Consequences of climate-induced salinity increases on zooplankton abundance and diversity in coastal lakes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 251:181-189.
- Scheffer, M. (1998) *Ecology of Shallow lakes*. Chapman and Hall, London, UK, 357 p.
- 園田武・中尾繁・中村幹雄・高安克己 (1998a) 宍道湖・中海・神西湖の多毛類相. *LAGUNA*, 5: 101-108.
- 園田武・中尾繁・高安克己・川尻敏文・坂崎繁樹 (1998b) 網走湖のベントス相. *LAGUNA*, 5: 117-122.
- Teschner, M. (1995) Effects of salinity on the life history and fitness of *Daphnia magna*: variability within and between populations. *Hydrobiologia*, 307: 33-41.
- Timmons, M. and Price, K. S. (1996) The macroalgae and associated fauna of Rehoboth and Indian River Bays in Delaware. *Bot. Mar.*, 39: 231-238.
- Ueda S., Kawabata, H., Hasegawa, H. and Kondo, K. (2000) Characteristics of fluctuations in salinity and water quality in brackish Lake Obuchi. *Limnology*, 1: 57-62.
- Uye, S., Shimazu, T., Yamamuro, M., Ishitobi, Y. and Kamiya, H. (2000) Geographical and seasonal variations in mesozooplankton abundance and biomass in relation to environmental parameters in Lake Shinji-Ohashi River-Lake Nakaumi brackish-water system, Japan. *J. Mar. Syst.*, 26: 193-207.
- 宇野木早苗 (1984) 内湾の物理環境. In: 内湾の環境科学 (上), p.63-162, 培風館, 東京.
- 山口啓子 (2001) 汽水湖のベントス. In: 汽水湖の科学. (編)高安克己. pp. 65-75. たたら書房, 米子.
- Yamamuro, M. (2000) Abundance and size distribution of sublittoral meiobenthos along estuarine salinity gradients. *J. Mar. Syst.*, 26: 135-143.
- Yamamuro, M., Hiratsuka, J. and Ishitobi, Y. (2000) Seasonal change in a filter-feeding bivalve *Musculista senhousia* population of a eutrophic estuarine lagoon. *J. Mar. Syst.*, 26: 117-126.

神西湖人工池におけるヤマトシジミの摂餌, 排出と消化過程

大谷修司¹・辻井要介²・江原 亮²・草田和美¹・板倉俊一¹
山口啓子²・品川 明³・秦 明德¹・中村幹雄⁴

Feeding, egestion and digestion of *Corbicula japonica* collected from an artificial shallow pond near the brackish Lake Jinzai

Shuji Ohtani¹, Yosuke Tsujii², Ryo Ehara², Kazumi Sohta¹, Shunichi Itakura¹,
Keiko Yamaguchi², Akira Shinagawa³, Akinori Hada¹, Mikio Nakamura⁴

Abstract: We studied feeding, egestion and digestion of *Corbicula japonica* in the laboratory. Clams were collected from an artificial shallow pond (20–60 cm deep) near the brackish Lake Jinzai in 2001. Pond water was supplied continuously from Lake Jinzai using a pump. Feces and pseudo-feces of the clams were observed by microscope.

Clam pseudo-feces were irregular, wooly, and brown in color when clam fed phytoplankton. These were mainly composed of living micro-algae, detritus, cf. amoebocytes and protozoa. When clams were placed in filtrated water, they mainly egested inorganic particles and detritus. Clam fecal pellets were clearly divided into two types, namely, “undigested feces” and “digested feces”. “Undigested feces” consisted of many living cells of benthic and planktonic micro-algae (diatoms, chlorophytes, dinoflagellates, cyanobacteria) and detritus. These were rod or ribbon shaped, opaque, dark brown in color. “Digested feces” consisted of many brown particles (ca. 0.5–3 μm), mucilage, bacteria, and a small number of micro-algae and protozoa. These were ribbon or intestine shaped, translucent or opaque, brown or dark brown in color.

From small particle sizes and almost absence of micro-algae in digested feces, and from presence of many living cells of micro-algae in undigested feces, *C. japonica* seems to feed and digest detritus, small living planktonic and benthic micro-algae which could pass through mouth to midgut gland of the clams. Foods ingested from mouth which could not pass to midgut gland egested as undigested feces.

Key words: *Corbicula japonica*, micro-algae, feeding, egestion, digested feces, undigested feces.

1. はじめに

ヤマトシジミ (*Corbicula japonica*) は主に日本沿岸の河口域や塩分が比較的低い汽水域に多く生息する内在性二枚貝であり, 本種は宍道湖や神西湖など汽

水湖で重要な水産資源の一つとなっている(中村他, 1998; 中村・松本, 1995). ヤマトシジミが高密度に生息している場所は, 宍道湖では, 水深 3~4 m 以浅の沿岸部の砂あるいは砂泥質の湖棚の部分であり(中村, 1998), 神西湖では水深 1 m 程度の岸から数

¹ 島根大学教育学部 Faculty of Education, Shimane University, Matsue, 690-8504, Japan

² 島根大学生物資源科学部 Faculty of Life and Environmental Science, Shimane University, Matsue, 690-8504, Japan

³ 学習院女子大学 Environmental Education Center, Gakushuin Women's College, Tokyo, 162-8650, Japan

⁴ 日本シジミ研究所 Japan Corbicula Research Institute, Tamayu-cho, 699-0204, Japan

十 m の範囲とされている (中村・松本, 1995)。

ヤマトシジミなど二枚貝は一般に懸濁物食性と言われており, このような二枚貝は水中の懸濁物を入水管から取り入れ, 鰓によって濾過し, 濾過した懸濁物のうち経口に不向きな大型の粒子や余剰な粒子は擬糞として排出し, 口に運んだ懸濁物を主に中腸腺で細胞内消化し糞として排出するとされている (Morton, B, 1983; 奥谷, 1999)。ヤマトシジミは, 湖水中の懸濁物を餌として取り込みそれらを同化し, 同時に擬糞や糞を排出し湖底に有機物を供給, 堆積させている。ヤマトシジミは漁獲や高次消費者に捕食されることから, 汽水湖の物質循環や食物連鎖を通じた水質浄化に大きく寄与していると考えられている。(山室, 1992; 山口・相崎, 2003; 山口他, 2004)。

ヤマトシジミの食性に関しては山路(1965)が木曾川等河口域においてホルマリン固定した消化管を解剖した結果, 内容物はデトリタス, 微小生物, 微細な砂泥からなり, 生物の中では底生性の羽状珪藻が最も多いことを報告している。山室(1994)は宍道湖のヤマトシジミは窒素換算で取り込んだ餌の 4 割程度を排泄し, その糞には未消化の微細藻類が含まれていることを報告している。*Corbicula* 属に関する研究では, 林・遠藤 (1956) が瀬田川のセタシジミ (*Corbicula sandai*) のホルマリン固定した消化管内から, 珪藻, 緑藻を認め, 飼育下のセタシジミの糞塊中には珪藻 *Navicula*, *Pinnularia*, *Synedra* が滑走運動をしたことを報告した。林・大谷(1967)はセタシジミの消化管内の動植物は 29–36% であり, 腐植質が 62–70% におよぶことから, 貝の食物として腐植質は重要な存在であろうと述べている。Hakenkamp and Palmer (1999) はアメリカ合衆国の小川に生息するタイワンシジミ (*Corbicula fluminea*) は懸濁物食の場合のみより, 足を用いた pedal feeding を併せた方がその成長が良いことを実験によって示している。

これらのことから一般にシジミ類は, 浮遊物を取り込み, 微細藻類や腐植質を主な食物としている傾向が認められるが, ヤマトシジミに関しては, 消化管に取り込まれた食物の排出, 消化過程に関しては知見が少ない。本報告では, 神西湖人工池におけるヤマトシジミの摂餌とその排出, 消化過程に関して特に微細藻類に焦点をあて調査を行ったのでその結果を報告する。

2. 採集地点の概要

神西湖は島根県東部に位置する, 面積 1.35 km² の

湖であり, 流入河川からの淡水に差海川からの海水がまざった汽水湖である。ヤマトシジミの採集は, その湖畔に造成された人工池で行った。人工池については相崎ほか(2004)に詳述されており, その大きさは, 縦 10 m, 横 5 m であり, 池内の水は神西湖畔から湖水をポンプによりくみ上げ, 連続的に供給され (5 t/m²/day), 湖水の滞留時間は 2 時間に設定されている。人工池の底面には堆積物の排出を目的として傾斜をつけてあり, 水深は浅いところで約 20 cm, 深いところで 60 cm である。実験に用いたヤマトシジミは水深 30–40 cm から採集した。

3. 材料および方法

ヤマトシジミの食性を, 消化管の解剖を行わず, 排出物から調査するために, 擬糞および糞を現地の濾過表層水を与え絶食状態で排出させた。また, この絶食条件における排出物の種類や形状を懸濁体が表層水にある場合と比較するために, 対照実験として浮遊珪藻が優占する現地の表層水, または培養珪藻をヤマトシジミに与えた。

神西湖の人工池より採集したヤマトシジミ及び表層水は保冷し, 実験室に持ち帰った。排出物実験用の表層水は保冷せず, そのまま持ち帰った。表層水中の微細藻類の同定, 及びその相対出現頻度を求めるために, 未固定の表層水 200 ml を 0.45 μm メンブレンフィルター (Millipore 製) で濾過し, 2 ml の 100 倍濃縮試料を作製した。ヤマトシジミの排出物を採集するために, プラスチック製容器 (200 ml, 径 7.5 cm, 高さ 6.5 cm) を用いた。なお, 容器の外側を黒のビニールテープで覆った。容器にはヤマトシジミ 1 個体を入れ, 容器の 7 分目程度まで水が満たされるように試水を (約 150 ml) 加えた。温度の制御はせず, 排出実験は室温で行った。容器を設置した場所は廊下のテーブルの上で蛍光灯の光があたっており, 照度は約 100–150 lux であった。ヤマトシジミの排出物を時間経過を記録しながらパスツールピペットを用いて採集した。ヤマトシジミは実験開始数時間は, 頻繁に排出物を出したためそのつど採集し, 排出量と排出頻度が減少してからは原則 1 時間に 1 回採集した。数時間回収ができなかった場合は, 容器内にたまった排出物をまとめて採集し, 排出がほとんどなくなった場合に実験を終了した。排出物は採集後, できる限り数時間以内に顕微鏡で観察したが, 1 日~3 日後に観察した場合もあった。その場合の糞の形態は数時間以内に観察したものと形態や内

部の構造に差異は認められなかった。8月29日の未消化糞のみ、一部40時間放置したため糞の構造が変化していた。

表層水濃縮試料及び排出物の観察は、光学顕微鏡(OLYMPUS, BX 60)で行い、顕微鏡写真は顕微鏡デジタルカメラ(OLYMPUS, DP 10)で撮影した。

以下に、1)濾過した表層水、2)浮遊珪藻が優占する表層水、3)珪藻を培養した溶液を用いた場合の実験方法を示す。

1) 濾過した表層水(絶食条件)

現地で採集した表層水を孔径 $0.45\mu\text{m}$ のメンブレンフィルター(Millipore製)で濾過し、浮遊物を取り除き、濾過水をプラスチック製容器に静かに加え静置した。なお、実験には2001年6月27日、8月29日と12月20日に採集した試料を用いた。6月、8月は採集当日の夕方から実験を開始し、12月は翌日午前中に実験を開始した。6月は2個体で実験を行ったが、そのうちの1個体(No. 1)の糞の排出経過のみを結果に示した。残りの1個体(No. 2)の観察結果は、No. 1個体と基本的に同じであり、この個体の結果は、排出物の分類、その記載と図版に用いた。

2) 浮遊珪藻が優占する表層水

2001年12月20日に人工池の表層水を持ち帰り、実験は12月21日に行った。現地の水温は 8.5°C (午前10時40分)、電気伝導度 9.5mS/cm であった。表層水中のプランクトンは浮遊性珪藻の*Skeletonema costatum*がほぼ単一であり、優占種となっていた。細胞密度をトーマの血球計算盤で計測したところ、3回の平均値は 4.1×10^8 細胞/lであった。デトリタスも比較的多く含まれていた。表層水は10時15分に入れ、その後は、13時20分、16時20分と翌日の16時20分にすべて入れ替えた。

3) 珪藻培養溶液

2001年12月21日、1)の実験と平行して実施した。餌とした珪藻*Thalassiosira pseudonana*は2001年5月に宍道湖より分離したものであり、f/2培地を4psuに調整し、11フラスコにて 20°C で20日間培養を行なった。本種は単細胞で、殻径が $3\text{--}5.5\mu\text{m}$ 、帯面の長さは $4\text{--}7\mu\text{m}$ あり栄養細胞は茶筒形である。褐色の円盤状の葉緑体を2~4枚有す。細胞密度をトーマの血球計算盤で計測したところ、3回の平均値は 1.06×10^9 細胞/lであった。超音波洗浄器で細胞を分散させたのち、プラスチック容器内に静かに加え、

静置した。開始日の16時30分と翌日の16時20分に珪藻培養液をすべて入れ替えた。

採集したヤマトシジミの排出物は固定処理を行うことなく、生の状態で以下の観察を行った。まず、排出物をプレパラートにのせ、カバーガラスをかけたまま低倍率で排出物の大きさ、色、形状を観察した。その後、カバーガラスをかけた光学顕微鏡で排出物の内容物を調べるとともに、微細藻類の種の同定、相対出現頻度と消化の程度を観察した。微細藻類の消化程度は、細胞の形態、葉緑体の形態、運動性の有無等から判断した。本報告では生物の遺骸の他、微小な無機物を含めたものに対してデトリタスの用語を用いた。微細藻類やデトリタスの現存量については相対出現頻度で、非常に多い(cc)、多い(c)、普通(+)、少ない(r)、非常に少ない(rr)の5段階に区分した。

4. 結 果

1) 濾過表層水を加えた実験

1)–1. 6月27日~6月28日実施実験(表1)

実験に用いたヤマトシジミの殻長は 18.7mm 、殻高 17.0mm 、殻幅 12.1mm 、重量 2.7g であった。水温は記録していない。実験開始後7分以内に、輪郭が不明瞭で、角張るデトリタスを多く含む不定形の排出物を排出した。実験開始直後に排出され、内容物が消化されていないこと、消化管内を通過した糞には見られない大きさの無機物粒子とともに排出されたことから、擬糞と判断した。この擬糞中の底生性珪藻*Tryblionella*属や*Navicula*属の種の相対出現頻度は(r)であり、前者は滑走運動能を有していた。擬糞周囲の無機物粒子の大きさは $300\mu\text{m}\times 350\mu\text{m}$ 、 $350\mu\text{m}\times 500\mu\text{m}$ であった。

次いで糞が排泄されたが、糞中の微細藻類の細胞は未消化のものが多く含まれていた。このように未消化の微細藻類を多く含む糞を今後「未消化糞」と呼称する。未消化糞は、実験初日は実験開始直後から実験終了時19時20分までの約2時間半の間、頻繁に排出された。外形は回収した時間によって異なっており、17時07分~18時45分の外形はこん棒状で不透明、黒褐色で、幅 $490\text{--}600\mu\text{m}$ 、長さ $1.3\text{--}1.5\text{mm}$ であった。19時05分と19時20分に回収された未消化糞は、それ以前のものに比べ細長くひも状で、先端が細くなり、幅 $100\text{--}290\mu\text{m}$ 、長さは約 2mm であった。底生性珪藻の*Melosira*属(図2-D)、*Tryblionella*

表 1. 濾過表層水を用いたヤマトシジミの排出物の時間経過 (2001 年 6 月).

Table 1. Progress of excrements of *Corbicula japonica* in filtrated surface water (June 2001).

Time and date	Pseudo-feces	Undigested feces	Digested feces	Others
17:00, 27 Jun.	—	—	—	—
17:07	○	○	—	—
17:20	—	○	—	—
17:34	—	○	—	—
18:05	—	○	—	—
18:20	—	○	—	—
18:45	—	○	—	—
19:05	—	○	—	—
19:20	—	○	—	—
11:30, 28 Jun.	—	○	○	—

○: present, —: absent.

表 2. 濾過表層水を用いたヤマトシジミの排出物の時間経過 (2001 年 8 月).

Table 2. Progress of excrements of *Corbicula japonica* in filtrated surface water (August 2001).

Time and date	Pseudo-feces	Undigested feces	Digested feces	Others
17:30, 29 Aug.	—	—	—	—
17:45	○	—	—	○
18:00	○	—	—	—
19:00	—	—	—	○
20:05	○	—	—	—
21:10	—	○	—	—
23:00	—	○	—	—
10:00, 30 Aug.	—	○	○	—
12:00	—	○	○	—
13:00	—	—	○	—
15:00	—	—	○	—

○: present, —: absent.

属 (図 2-C), *Nitzschia* 属の一種は相対出現頻度が (r), 未同定の羽状珪藻の一種が (r~c) であった. 多くの珪藻は擬糞中と同様に滑走運動能を有していた. 浮遊性珪藻の *Cyclotella* 属は (rr~r) であった. 緑藻では, 浮遊性の *Scenedesmus* 属の一種 (図 2-E), 球形の単細胞種がともに (rr) であり, 細胞は消化されていなかった. 藍藻は浮遊性の微小な単細胞から 2 細胞の種 (細胞径約 1 μ m) が (c), 浮遊性の *Microcystis* 属の一種 (図 2-F) が (r), であり, 後者はコロニーの周囲には明瞭な粘質があり, 細胞は消化されていなかった. また, 浮遊性珪藻や底生性珪藻の遺骸 (図 3-A, B) や花粉 (図 3-C), 輪虫の遺骸 (図 3-D), 菌類の孢子などが観察された.

翌日は内容物がほとんど消化され, 生きた微細藻類をほとんど含まない糞を排泄した. この糞を今後「消化糞」と呼称する. その長さは 4 mm, 外形はひも状, 先端は細く褐色であった. カバーガラスをかけ軽く圧すと細かい断片に分散し, 内部は多数の褐色の径約 0.5–3 μ m の粒子と細菌, 及び径約 1–15 μ m の油滴からなっていた. 径 6–8 μ m の小球と, 珪藻, 角のあるデトリタスが稀に観察された.

濾過前の表層水には優占種はなく, 生きた細胞では, 浮遊性珪藻 *Cyclotella* 属の数種が相対出現頻度は (r), 底生性珪藻 *Nitzschia* 属の一種が (rr), 微小な単細胞の藍藻数種が (r) であった. 遺骸としては, 珪藻の *Melosira* 属, *Navicula* 属, *Cymbella* 属, *Surirella* 属が稀に (rr~r) 観察されたに過ぎず, デトリタスは (c) であった.

1)–2. 8 月 29 日~8 月 30 日実施実験 (表 2)

実験に用いたヤマトシジミの殻長は 26.1 mm, 殻高 23.4 mm, 殻幅 16.1 mm, 重量 5.8 g, 実験開始時の水温は 23.5 $^{\circ}$ C, 終了時は 25.0 $^{\circ}$ C であった. 実験開始後 15 分以内に無機物粒子, 有孔虫の遺骸, 鞭毛を有

す原生動物を含む擬糞と判断されるものが排出された. 無機物粒子の大きさは, 250–540 μ m \times 430–700 μ m であり, 有孔虫の大きさは 430 μ m \times 490 μ m であった. 17 時 45 分の一部と 19 時 00 分の排出物は, 細菌と数 μ m の球形細胞などが含まれていたが, 擬糞, 消化糞, 未消化糞のいずれにも区分できなかった.

未消化糞は, 21 時 10 分に初めて排泄された. この未消化糞と 23 時 00 分の未消化糞は, 観察するまで, 回収後約 40 時間室温で放置したため, 外形が少し変化していた. この未消化糞を被っていた薄い膜は分解し始め, その周囲に底生性珪藻の *Tryblionella* 属の種, 未同定の羽状珪藻の種が多数滑走運動をしているのが観察された. これらはしばらく放置したため, 未消化糞中のものが時間の経過とともに外部へ出てきたものと考えられる.

消化糞は翌日排泄され, 幅 100–140 μ m, 長さ約 3 mm, 半透明で内部がまだら状であった. カバーガラスをかけ軽く圧すと細かい断片に分散し, 内部は微小な顆粒 (径 0.5–1 μ m) と細菌からなり, 角のあるデトリタスや生きた微細藻類は観察されなかった. 13 時 00 分に排泄された糞はピペットで採集すると形が崩れたが, 微小な茶色の顆粒が大部分を占めることから消化糞と判断した. この中には鞭毛を有する原生動物が多数観察された (図 5-A, B). この原生動物の細胞の径は 7–12 μ m であり, 長さ約 20 μ m の鞭毛が数十本生じていた. 15 時 00 分の消化糞は幅 370 μ m, 長さ 2 mm 不透明黒褐色で, 13 時 00 分と同様の原生動物が観察された.

濾過前の表層水には優占種はなく, プランクトンは極めて少なかった. *Cyclotella* 属の遺骸, ミドリムシ類等が稀に観察されたに過ぎず, デトリタスも少なく (r) であった. 現地の水温は 28.7 $^{\circ}$ C (午前 10 時 40 分), 電気伝導度は 19.20 mS/cm であった.

表3. 濾過表層水を用いたヤマトシジミの排出物の時間経過 (2001年12月).

Table 3. Progress of excrements of *Corbicula japonica* in filtrated surface water (December 2001).

Time and date	Pseudo-feces	Undigested feces	Digested feces	Others
10:15, 21 Dec.	—	—	—	—
10:50	○	—	—	—
12:00	○	○	—	—
13:15	—	—	—	—
14:22	—	—	—	—
15:25	—	○	○	—
16:30	—	—	—	—
17:20	—	—	—	—
18:38	—	—	—	—
16:20, 22 Dec.	—	—	○	—
21:20	—	—	○	—
10:20, 23 Dec.	—	—	○	—
12:20	—	—	○	—

○: present, —: absent.

1)–3. 12月21日～23日実施実験(表3)

実験に用いたヤマトシジミの殻長は27.0 mm, 殻高24.6 mm, 殻幅17.0 mm, 重量6.9 g, 実験開始時の水温は15.2℃, 終了時は14.9℃であった。実験開始後35分以内に無機物粒子やデトリタスを含む擬糞が排出された。無機物粒子の大きさは、200 μm × 300 μmであった。

未消化糞は12時00分と15時25分に排泄された。生きている *Skeletonema costatum* を相対頻度で(+～c)含み、本種と *Navicula* 属の死骸を含んでいた。なお、デトリタスは角張っていた。

翌日から実験終了日にかけては擬糞や未消化糞は排出されず、消化糞のみを排泄した。消化糞の形態は黒褐色、不透明で幅約200 μmで長さ6 mmのものがあつた。カバーガラスをかけ軽く圧すと細かい断片に分散し、内部は微小な褐色の粒子(径0.5–3 μm), 油滴(径2–40 μm)からなり、細菌を含んでいた。この中には未消化糞で優占した *S. costatum* や底生性の羽状珪藻の遺骸は観察されなかつた。

濾過前の表層水の優占種は *S. costatum* であり、相対出現頻度は(cc)であった。その他には微細藻類は認められなかつた。

2) 珪藻 *S. costatum* が優占する表層水を用いた実験, 12月21日～25日(表4)

実験に用いたヤマトシジミの殻長は28.5 mm, 殻高24.6 mm, 殻幅15.9 mm, 重量7.0 g, 実験開始時の水温は10℃, 終了時は13.5℃であった。ヤマトシジミは実験開始25分後から不定形綿毛状の排出物を入水管付近から排出した。入水管付近から排出されたこと、実験開始後すぐに排出されたこと、加えた表層水の *S. costatum* がその主要な構成要素であり、細胞が原形を留めていることから、これを擬糞

と判断した。擬糞は表層水中に *S. costatum* の細胞が十分にある場合は、30分～1時間間隔で回収したほとんどすべての場合に排出された。擬糞には、*S. costatum* の糸状体とアメーバ状細胞と鞭毛を有す原生動物が混在していた(図1-A～D)。アメーバ状細胞は無色で偽足をもち、大きさは15–20 μmあり(図1-C), *S. costatum* を補食していた(図1-E)。鞭毛を有す原生動物は無色、球形で径は12–13 μmあり、約20 μm長の鞭毛を数十本有し活発に運動していた(図1-F)。8月の消化糞に見られた原生動物と形態は類似していた。

実験初日に排出された糞はすべて未消化糞であった。未消化糞の形状は、こん棒状からひも状で、色は褐色、不透明であつた。幅は400–550 μm, 長さ2.0–2.4 mmあり、末端が細くなる場合もあつた。内部にはデトリタスが多く(c～cc), *S. costatum* の他、底生性珪藻 *Tryblionella* 属, 浮遊性渦鞭毛藻 *Heterocapsa* 属や緑藻 *Chlamydomonas* 属の一種が観察された。これらはいずれも未消化であり、運動性を有し、葉緑体は細胞内に広がっていた。擬糞にみられたようなアメーバ状細胞や原生動物は観察されなかつた。給餌して5時間後の未消化の糞には多くの *S. costatum* が含まれていた。これ以前の未消化の糞には *S. costatum* は少なかつたので、この未消化の糞は実験開始後に取り込まれ消化管を通過し排泄されたものと推察された。

消化糞は、翌日の16時20分の回収時に初めて排泄されていた。その後は実験が終了するまで数時間おきに消化糞を排泄した。消化糞はひも状で周囲が波打ち、半透明または不透明の褐色、幅40–200 μmであり、太い部分は幅500 μmあつた。消化糞内部は大部分が褐色の微粒子(0.5–3 μm)からなり、小さい油滴を数個含む小球(径約6 μm)が普通に、内部が不明瞭な小球(径約10 μm)が稀に観察された。稀に角のあるデトリタスもあり、18 μm × 25 μmの大きさのものまで観察された。同一プレパラート中に、珪藻 *S. costatum* の生きた細胞と分解された細胞、および生きた緑藻を含む部分があり、消化糞と未消化糞が混在しているような状態であつたがこのような糞は稀であつた。別の消化糞では、こん棒状(幅300 μm, 長さ670 μm)～小腸状(幅400 μm, 長さ6 mm)のものもあつた。デトリタスと細菌が多く、褐色の径約0.5–3 μm程度の微粒子からなっていた。

3) 珪藻培養液を加えた実験, 12月21日～25日(表5)

実験に用いたヤマトシジミの殻長は23.6 mm, 殻

表4. 珪藻 *Skeletonema costatum* が優占する表層水を用いたヤマトシジミの排出物の時間経過.

Table 4. Progress of excrements of *Corbicula japonica* in surface water dominated by *Skeletonema costatum*.

Time and date		Pseudo-feces	Undigested feces	Digested feces	Others
10:15, 21 Dec.	Feeding	—	—	—	—
10:40		○	—	—	—
10:15		—	○	—	—
11:10		—	○	—	—
11:20		○	—	—	—
11:45		○	—	—	—
12:00		—	—	—	—
13:17		○	○	—	—
13:20	Feeding	—	—	—	—
14:27		○	—	—	—
15:20		○	○*	—	—
16:15		○	○*	—	—
16:30	Feeding	—	—	—	—
17:20		○	○*	—	—
18:20		○	—	—	—
16:20, 22 Dec.	Feeding	○	—	○	○
17:20		○	—	—	—
18:20		○	—	—	—
19:20		○	—	—	—
21:20		○	—	○	—
22:20		○	—	—	—
23:20		○	—	—	—
00:20, 23 Dec.		○	—	—	—
10:20		—	—	—	○
15:20, 24 Dec.		—	○*	○	—
16:20		—	—	○	—
17:20		—	—	○	○
12:20, 25 Dec.		—	—	○	—

○: present, —: absent. * Feces containing many cells of *S. costatum*.

高 22.0 mm, 殻幅 14.7 mm, 重量 5.1 g, 実験開始時の水温は 23.8℃, 3 時間後は 16.6℃, 実験終了時は 13.3℃であった。初日の餌が豊富にある状況では, すべての回収時に擬糞と判断されるものが排出された。擬糞は不定形, 綿毛状であり透明観があった。擬糞にはアメーバ状細胞が混在し, *T. pseudonana* の細胞を数個取り込んでいるのが観察された。擬糞では *T. pseudonana* が相対頻度(cc)であり, *Navicula* 属の種類, *S. costatum* は(r)であった。実験開始約 6 時間後(16 時 15 分), 黒褐色半透明の塊を排出し, 内部には黒褐色の径 18 μm 球状体と粘質が混ざっていた。この排出物は実験中, 唯一観察されたものであるが未消化の珪藻等は未確認であり, 未消化糞には該当しなかった。

未消化糞は実験開始約 8 時間後に排泄した。未消化糞の形状はひも状, 褐色不透明, 幅 400 μm, 長さ 1.6 mm であり, 底生性珪藻を含んでいた。実験 2 日目の未消化糞の内容物は現地の珪藻が含まれていたが, 実験 3 日目の 10 時 20 分(実験開始 48 時間後)には, 餌として与えた *T. pseudonana* を主とする未消化糞が排泄された。

消化糞は実験開始の翌日の 16 時 20 分の回収時に初めて確認され, その後は実験が終了するまで数時間おきに排泄した。消化された糞は半透明または不透明の黒褐色であり, ひも状または小腸状で幅 150–200 μm, 長さ 6–9 mm であり先端が細くなっていた。デトリタスと細菌が多く, 褐色の径約 0.5–3 μm の微粒子からなっていた。

4) ヤマトシジミの排出物の分類とその概要

濾過表層水を用いた 1) 絶食条件と, 懸濁体(餌)として 2) 植物プランクトンを含む表層水, 3) 珪藻の培養液を与えた場合を比較すると, 擬糞は, 2) と 3) の懸濁体を与えた場合に著しく増加したが, 消化管を通り排泄された糞については, 外形や内部の構造に明瞭な差異は認められなかった。未消化糞と消化糞がモザイク状に混ざった糞はごく稀にしか認められず, 互いに異なった糞塊として排泄された。これらは, 「擬糞」, 「未消化糞」, 「消化糞」に区分することができたのでその特徴を以下に記し, 概要を表 6 に示した。

表 5. 珪藻 *Thalassiosira pseudonana* の培養液を用いたヤマトシジミの排出物の時間経過.

Table 5. Progress of excrements of *Corbicula japonica* in culture medium of *Thalassiosira pseudonana*.

Time and date		Pseudo-feces	Undigested feces	Digested feces	Others
10:30, 21 Dec.	Feeding	—	—	—	—
12:00		○	—	—	—
13:22		○	—	—	—
14:22		○	—	—	—
15:20		○	—	—	—
16:15		○	—	—	○
16:30	Feeding	—	—	—	—
17:20		○	—	—	—
18:20		○	○	—	—
16:20, 22 Dec.	Feeding	○	○	○	—
17:20		—	—	—	—
18:20		—	—	—	—
19:25		○	—	—	—
21:20		○	—	○	—
22:20		○	—	—	—
23:20		○	—	○	—
00:20, 23 Dec.		○	—	—	—
10:20		○	○*	○	—
11:20		—	—	—	—
15:20, 24 Dec.		—	—	○	—
12:20, 25 Dec.		—	○*	○	—

○: present, —: absent. *Feces containing many cells of *T. pseudonana*.

「擬糞」

擬糞は不定形で大きさ数 mm であった。餌として表層水の *S. costatum*, 培養珪藻の *T. pseudonana* を与えたときは、擬糞は頻繁に排出された。その形状は綿毛状、褐色で透明観があり、輪郭は不明瞭であった。擬糞内の微細藻類は原形を留めていた(図 1-A, B)。アメーバ状細胞(図 1-C, D)や鞭毛を有す原生動物(図 1-F)が藻類コロニーに混在しており、アメーバ状細胞は、時々植物プランクトンを取り込んでいた(図 1-E)。濾過した湖水を与えた場合は、無機物粒子(径が約 500 μm)やデトリタス、珪藻の遺骸などを含んでおり、生きた微細藻類は稀にしか排出されなかった。

「未消化糞」

未消化糞の形態は、こん棒状からひも状であり、太さは 400–600(稀に 290) μm, 長さは 750–2400 μm であった(図 2-A)。時々先端が細くなり、消化糞と類似した形態をした(図 2-B)。未消化糞はカバーガラスをかけて軽く押しつぶすと均一に広がった。未消化糞には、角のあるデトリタスが多く含まれていた。未消化糞中の無機物粒子は径が約 50 μm と擬糞に比較し小さかった。生物としては、底生性の珪藻類が多く、未消化の *Melosira* 属、滑走運動能を保持する *Tryblionella* 属、*Navicula* 属の種が観察された(図 2-C, D)。表層水に浮遊性微細藻類が少なかった

6月, 8月は、浮遊性珪藻 *S. costatum* や *Cyclotella* 属の種は相対的に量が少なかったが、表層水に *S. costatum* が優占した12月は本種が未消化糞中に多く存在した。渦鞭毛藻の *Heterocapsa* 属の一種や緑藻 *Chlamydomonas* 属の一種が稀に出現し、両者ともに運動性を保持していた。緑藻 *Scenedesmus* 属の数種や未同定種が数種稀に出現したが、いずれも消化されていなかった(図 2-E)。藍藻は概して少ないが、径が約 1 μm の単細胞から 2 細胞の種が相対出現頻度(c)となる場合があった。*Microcystis* 属の一種が稀に観察されたが、粘液質に包まれ消化されていなかった(図 2-F)。珪藻類や緑藻の遺骸や松の花粉、輪虫の遺骸、菌類の胞子なども稀に観察された(図 3-A~D)。

「消化糞」

消化糞はひも状、または小腸状で(稀にこん棒状)、先端が細くなることが多く、稀に周囲が波打っていた(図 4-A, E)。半透明または不透明で褐色から黒褐色、大きさは、幅 100–300(稀に 500) μm, 長さ 1.5–9(稀に 0.6) mm であった。消化糞はカバーガラスをかけて軽く押しつぶすと細かい断片に分かれた。消化糞の内部は褐色の径が約 0.5–3 μm 微細粒子がつまり(図 4-B, C)、粘液や球形から不定形の油滴を含んでいた(図 4-F)。まれに微細粒子が内部にある小球(径 7–10 μm)が観察された。浮遊性や底生性

表 6. 神西湖人工池におけるヤマトシジミの排出物の特徴.

Table 6. Characteristics of excrements of *Corbicula japonica* at an artificial shallow pond near the Lake Jinzai.

Characteristics	Pseudo-feces	Undigested feces	Digested feces	
Shape	irregular, woolly	rod or ribbon shaped	ribbon or intestine shaped, attenuate to apices	
Outline	not clear	clear	clear	
External form	Color	brown	brown or dark brown, translucent or opaque	
	Size	a few mm	length 0.8–2.4mm width (290)400–550 μm	
Contents	Living cells	abundant	very rare	
	Taxa of micro-algae	diatoms, dinoflagellates, chlorophytes, cyanobacteria	diatoms	
	Detritus	common, with edge	abundant, with edge	rare
	Small brown particles	absent	absent	abundant
	Inorganic particles	length 390–1200 μm , width 230–820 μm	length 50 μm , width 40 μm	almost absent
	Oil droplets	absent	absent	common
	Bacteria	rare	rare	abundant
	cf. Amoebocyte	common	absent	absent
	Protozoon	common	occasional	common
	Change of contents by press of the cover glass	not clear	expand uniformly	disperse to small fractions

Parenthesis showing rare size.

の微細藻類の細胞, 角のあるデトリタスは少なく, 微細藻類の細胞があった場合もそれらは未消化であった(図 4-D). 運動性のある細菌類が多く消化糞で観察されたが運動性のない場合もあった. 鞭毛を有す原生動物が時々見られた(図 5, A, B). 一般に消化糞は, 未消化糞に比べ細長い傾向にあるが, 未消化糞も排泄時期によって消化糞と似た形状を示すことから, カバーガラスで押しつぶし, 内容物を確認し区別することが確実であった.

5. 考 察

5.1 絶食条件と懸濁体を与えた条件での排出物の比較

結果に示したように, ヤマトシジミの絶食条件での 3 回の排出実験と, 表層水の植物プランクトンまたは培養した珪藻を与えた場合の排出実験を比較すると, 偽糞の量を除き, 絶食条件で排泄された消化糞と未消化糞の外形や内部構造は懸濁体を与えた条件と基本的に同じであった. このことから, ヤマトシジミを数日間, 絶食条件で消化管内の未消化糞, 消化糞を排泄させても, 糞の形態と内部構造には大きな影響は与えないと考えられた. また, 未消化糞

中には現地でヤマトシジミが取り込んだ浮遊性および底生性の微細藻類やデトリタスあるいはその他の懸濁体を, ほとんど損傷を受けずに含んでいることから, 絶食条件でヤマトシジミに糞を排泄させ, 生の状態で顕微鏡観察する方法は, ヤマトシジミの現地における食性を解剖することなく調査する有効な方法と考えられた. ホルマリン固定を行うと細胞壁が薄い鞭毛藻類や原生動物の細胞や, 葉緑体が破壊されてしまうことから, 排泄された糞を生の状態で顕微鏡観察することが必要であった.

5.2 ヤマトシジミ消化管内の内容物の特徴

本研究では, ヤマトシジミの消化糞中には微細藻類の遺骸などは稀であり, どのようなものが中腸腺で細胞内消化されるかは不明であった. 一方, 未消化糞中には底生性または浮遊性の微細藻類やその他微小動物, デトリタスが湖水中と同様の形態を残しており, 未消化糞の内容物から, ヤマトシジミの消化管内内容物の特徴を把握することが可能であった.

微細藻類としては, 珪藻, 渦鞭毛藻, 緑藻, 藍藻が検出され, 珪藻は浮遊性及び底生性の種の両方が認められ, 相対出現頻度は(c~r)であった. 珪藻類以外の相対出現頻度は(r~rr)であり, 人工池では微

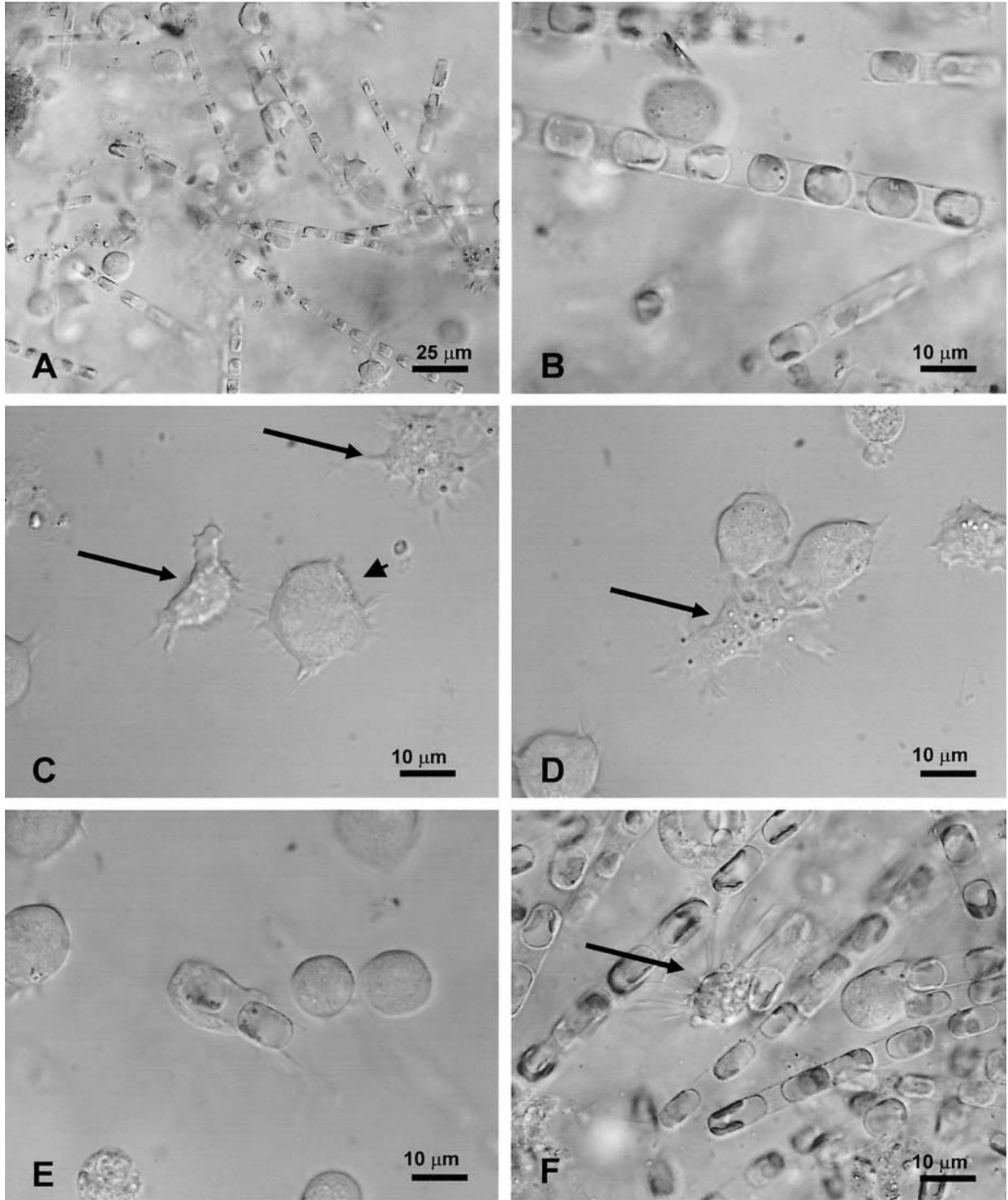


図 1. ヤマトシジミの擬糞. *Skeletonema costatum* が優占する表層水を与えた場合. A, 不定形コロニーの一部. *S. costatum* とアメーバ状細胞からなる. B, 原形を留めた *S. costatum* の糸状体. C, アメーバ状細胞. 矢印の細胞は細胞内粒子が明瞭. 中央右は細胞内が均一に見える (矢じり). D, 中央に3つの細胞があり, 1つの細胞は放射状にのびた仮足と細胞内顆粒が明瞭 (矢印). E, *S. costatum* の2細胞を補食中のアメーバ状細胞 (食作用). F, 数十本の鞭毛を有す原生動物 (矢印).

Fig. 1. Pseudo-feces of *Corbicula japonica* in surface water dominated by *Skeletonema costatum* on 21 December. A, A part of irregular shaped pseudo-feces composed of *S. costatum* and amoeba like cells (cf. amoebocytes). B, Undigested cells of *S. costatum*. C, Amoeba like cells. Arrow showing cells with granules and pseudopodia. Arrow head showing a cell without granules. D, Arrow showing a cell with granules and developed pseudopodia. E, An amoeba like cell ingesting two cells of *S. costatum* (phagocytosis). F, A cell of protozoan with tens of flagella (Arrow).

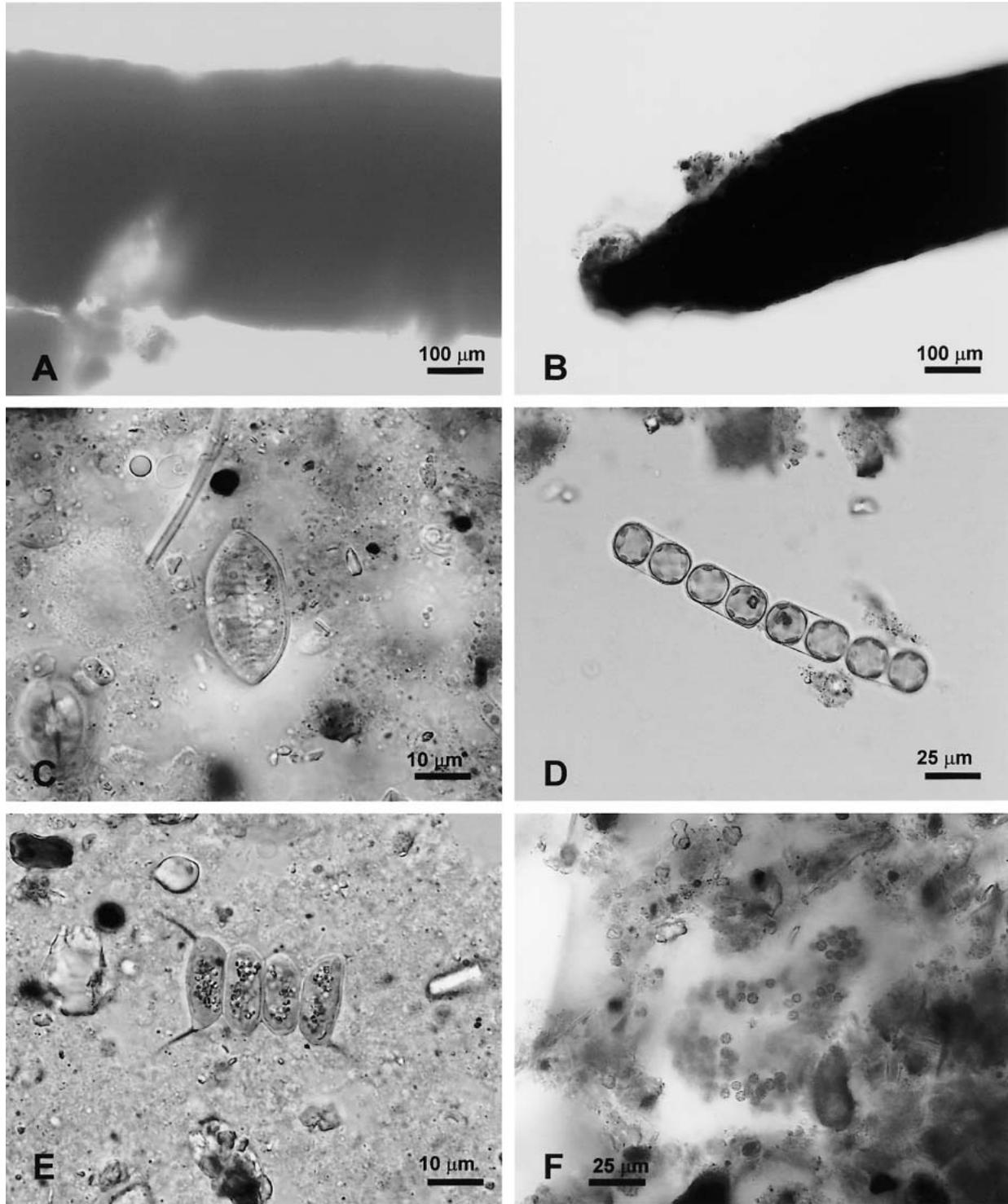


図2. ヤマトシジミの未消化糞，濾過表層水を与えた場合，6月27日，No 1 個体. A, こん棒状の未消化糞の中央. B, 細くなったヒモ状の未消化糞の先端. C, 底生性珪藻 *Tryblionella* 属の一種とデトリタス. D, 底生性珪藻 *Melosira* 属の一種. E, 浮遊性緑藻 *Scenedesmus* 属の一種とデトリタス. F, 粘質に被われた浮遊性藍藻 *Microcystis* 属の一種.

Fig. 2. Undigested feces of *C. japonica* in filtrated surface water on 27 June. A, Middle part of rod shaped undigested feces. B, An attenuated apex of undigested feces. C, A benthic diatom, *Tryblionella* sp. and detritus. D, A epibenthic diatom, *Melosira* sp.. E, A planktonic alga, *Scenedesmus* sp. and detritus. F, A planktonic cyanobacterium, *Microcystis* sp. with mucilage.

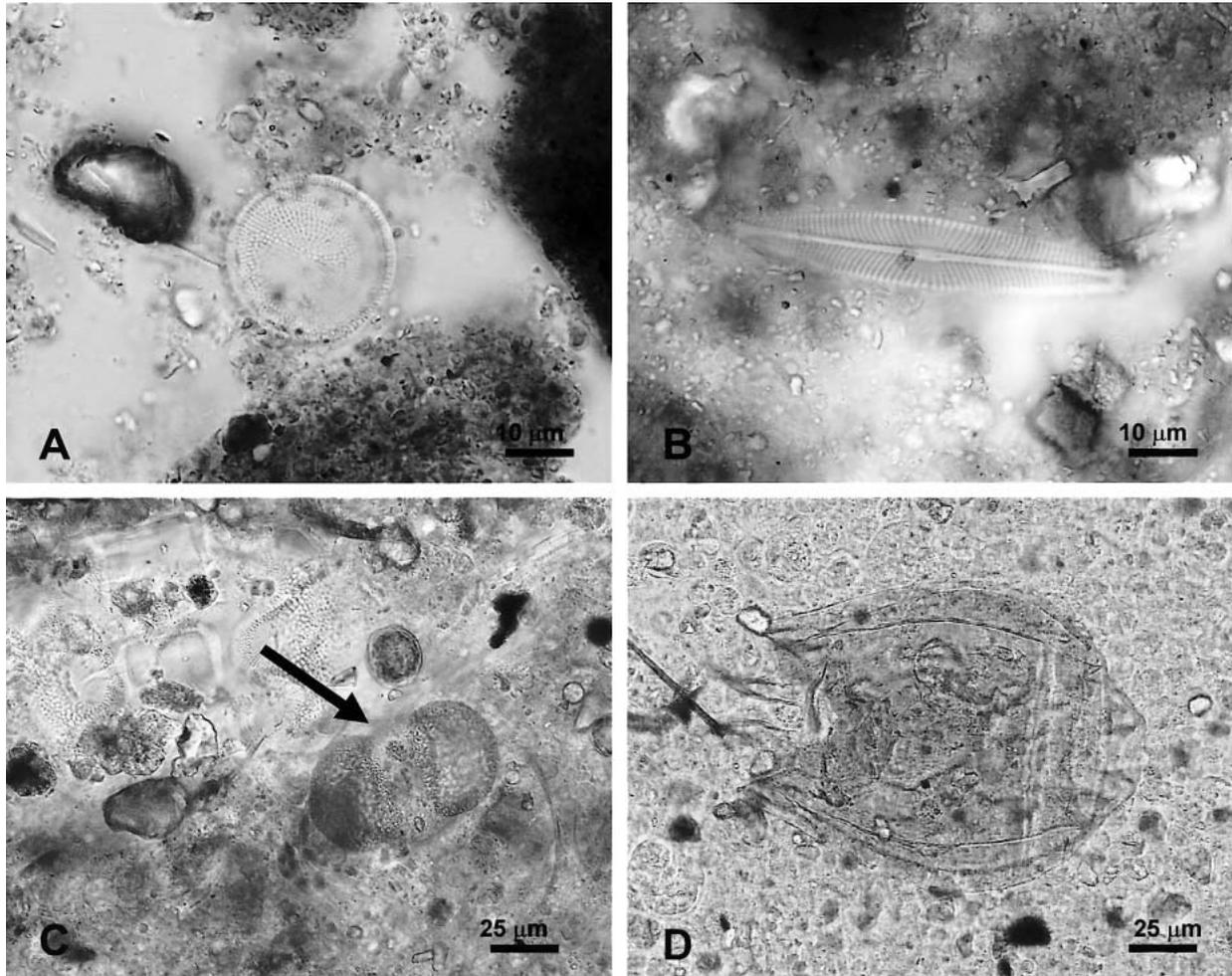


図3. ヤマトシジミの未消化糞中のデトリタスに埋まる生物の遺骸等，濾過表層水を与えた場合，6月27日，No 1 個体. A, 浮遊性の中心目の珪藻の遺骸. B, 底生性の *Navicula* 属の一種の遺骸. C, 松の花粉(矢印). D, 輪虫.
Fig. 3. Dead cells and other components embedded in detritus of undigested feces of *C. japonica* in filtrated surface water on 24 June (Individual No. 1). A, A dead cell of a planktonic centric diatom. B, A dead cell of benthic diatom, *Navicula* sp. C, Pollen of *Pinus* sp. D, An individual of rotifer.

細藻類の中では珪藻が未消化糞の中では主たる構成要素であった。未消化糞中に6月，8月に底生珪藻類が普通に観察されたことは，人工池は水深が20～60 cmと浅く，光が底まで十分届くため，底生性の珪藻類がヤマトシジミの周囲に繁殖していたこと，12月に浮遊珪藻 *S. costatum* が未消化糞中で優占したのは，表層水中の優占種が浮遊珪藻 *S. costatum* であり，ヤマトシジミが積極的に本種を取り入れた結果と考えられる。本研究のように，珪藻が消化管内容物の中で優占することを，山路(1965)が，木曾川等河口域のヤマトシジミで，林・遠藤(1956)が瀬田川のセタシジミで報告している。

本研究の未消化糞では，デトリタスが最も多く含まれ，その他，花粉，菌類の胞子，輪虫などが含まれていたが，山路(1965)もヤマトシジミの消化管に

は，デトリタス，微小な砂泥が微小生物ともに含まれていることを，林・大谷(1967)はセタシジミの消化管中の動植物は29～36%であり，腐植質が62～70%におよぶことを報告している。微細藻類以外では，セタシジミから輪虫と淡水海綿(林・遠藤，1956)，ニホンマメシジミ(*Pisidium nipponense*)から原生動物と輪虫(長谷川，1993)が報告されている。

草田(2003)は宍道湖産ヤマトシジミの排泄物と底質堆積物をX線回折の結果，排泄物中に存在した鉱物，粘土鉱物の種類は，底質堆積物中に存在する鉱物，粘土鉱物と一致していることから，懸濁物食性および堆積物食性の二枚貝であると報告している。浅い人工池のヤマトシジミは，底生性の珪藻類を多く消化管内に取り込んでいたことから，草田(2003)と同様に池の底表面の生物の遺骸を含めてデトリタ

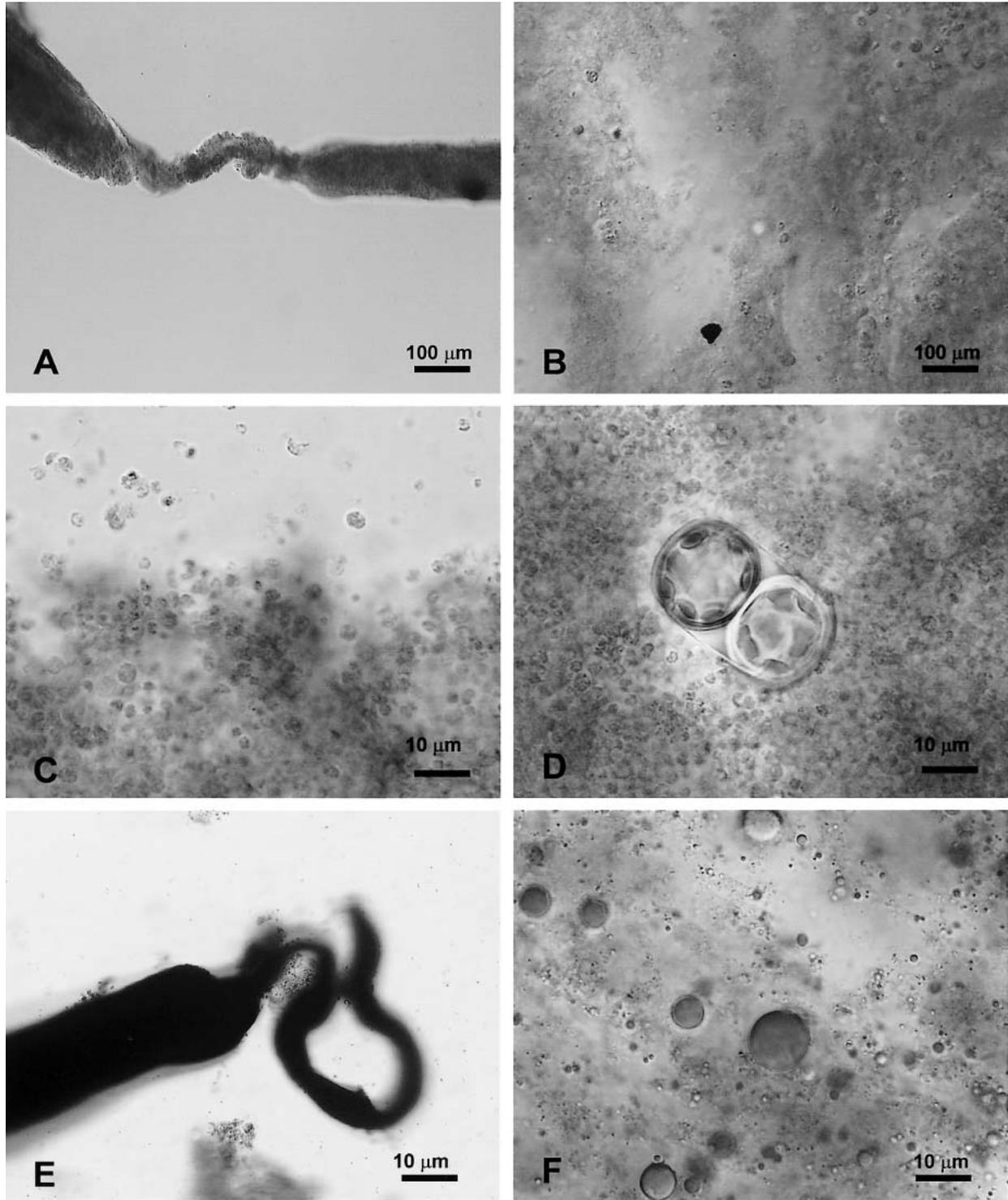


図4. ヤマトシジミの消化糞。A~D, 濾過表層水を与えた場合, 6月28日, No2個体。A, ヒモ状の消化糞の細い部分。B, 糞の大部分を占める褐色の微小粒子と粘質。C, 未消化糞縁辺部の微小粒子。D, 消化糞内部で消化されずに残った *Melosira* sp. の2細胞。E, F, 培養した珪藻を与えた場合, 12月22日。E, ヒモ状の消化糞の先端。F, 油滴状の粒を多数含む消化糞。

Fig. 4. Digested feces of *C. japonica*. A–D, Digested feces in filtrated surface water on 28 June (Individual No. 2). A. A part of ribbon shaped digested feces. B, Digested feces consisted of fine brown granules and mucilage. C, Fine granules at the margin of the feces. D, Two cells of living cells of *Melosira* sp. in digested feces. E, A part of digested feces attenuated to apex on 22 December. F, Fine granules and oil droplets in digested feces.

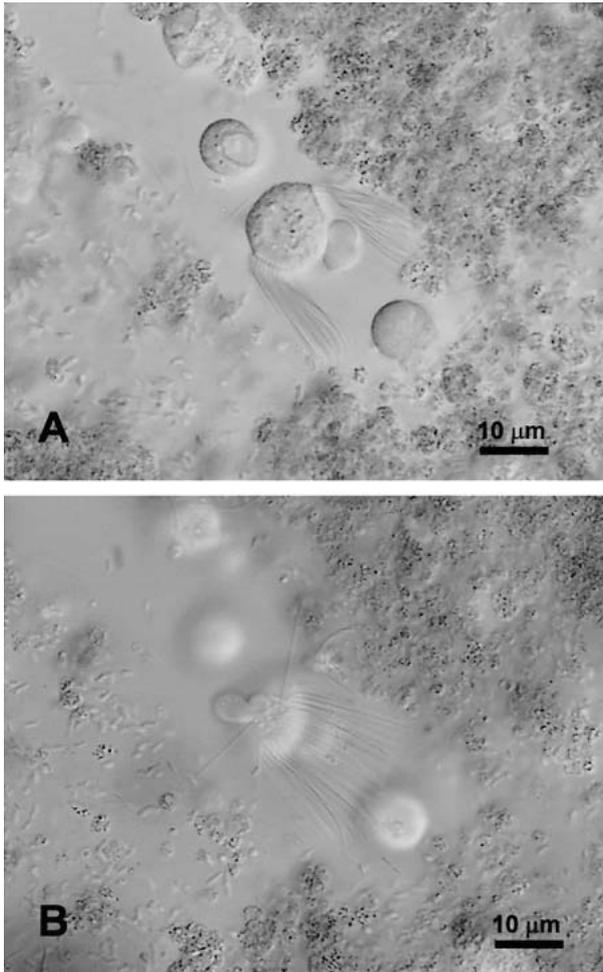


図5. 消化糞中に見られた鞭毛を有す原生動物, 8月30日.

Fig. 5. A cell of protozoan with many flagella in digested feces on 30 August.

スを取り込んでいることが推察された。

以上のことから、神西湖人工池のヤマトシジミは、デトリタスを主としそれに加えて、浮遊性及び底生性微細藻類、花粉、菌類の胞子や輪虫など口を通過できるサイズの粒子を消化管に取り込んでいることが明らかとなった。

ヤマトシジミの擬糞にはたびたびアメーバ状の細胞が観察された(図 1-C, D)。一部の細胞は珪藻類を食作用によって取り込んでいた(図 1-E)。二枚貝の血液は無色透明であり、原生細胞(amoebocyte)を含むことが知られている(Morton, 1983; 奥谷 1999)。Narain (1973)は、二枚貝には原生細胞が広く認められ、原生細胞は仮足をもち、アメーバ状の運動をし、食作用を行うことを報告している。Takatsuki (1934)はヨーロッパガキ(*Ostrea edulis*)の原生細胞の詳細な図を示し、それを鰓の表面や消化管から報告して

いる。今回、ヤマトシジミの擬糞に含まれていたアメーバ状の細胞の形態は、Narain (1973)や Takatsuki (1934)の報告と類似していることから、ヤマトシジミのアメーバ状細胞は原生細胞である可能性がある。また、数十本の鞭毛を有す原生動物が、擬糞や消化糞中に含まれていた(図 1-F, 図 5-A, B)。この原生動物は池の表層水や未消化糞中にも観察されなかったことから、この原生動物はヤマトシジミの体内に生息している可能性がある。

5.3 ヤマトシジミの未消化糞と消化糞

ヤマトシジミを含めて一般に濾過食の二枚貝では、入水管から入った懸濁体粒子は、鰓と唇弁によって選択され、次いで口から入った懸濁体粒子は胃を通じて中腸腺に運ばれ、食細胞(digestive cell)によって細胞内消化されることが多くの二枚貝で報告されている(Morton, J.E., 1956; Morton, B, 1983)。中腸腺に運ばれ細胞内消化された糞と、中腸腺を通過せずそのまま腸へ送られた糞が消化管に存在することはこれまでの知見から明らかであるが、これらが消化管内で混在するのか、あるいは別々の糞塊として存在するのかについては、我々の調べた範囲では少なくともヤマトシジミではこれまでに知られていない。

本研究では、直接中腸腺を観察していないので、最初に本研究で定義をした消化糞が中腸腺で消化されたものかどうかについて以下に考察する。草田(2003)は市販されている*Chlorella vulgaris*(チクゴ株)の錠剤を超音波洗浄器にかけ懸濁液を作製し、宍道湖産ヤマトシジミの消化の過程を調べた。本種は単細胞緑藻で細胞の大きさは3-5 μmであり、チクゴ株は通常の*C. vulgaris*に比べ細胞壁が約10分の1と薄く消化吸収率が高いことが特徴とされている。草田(2003)は中腸腺の食細胞に*C. vulgaris*が取り込まれたかどうかは明らかにしていないが、摂餌5時間後、本種の細胞が中腸腺内で形状が変化し、褐色または透明白色に変色したことを報告した。さらに、12時間後には中腸腺全体は白黄色に変わり、本研究で認めた消化糞と同様に微小な径0.5-1 μmの粒子からなる糞が排泄されたことを報告している。また、Morton(1956)が小型の二枚貝、*Lasaea rubra*の中腸腺消化物は褐色の小球(small sphere)からなり、これらが胃へ押し出され、分解されていることを報告した。Barnes(1987)は二枚貝の総説で excretory spheres が食細胞から排泄されることを記載している。本研究の未消化糞は長いもので9 mm

あり、薄い粘液で包まれた糞塊であった。内部には稀に excretory spheres と類似した形態の小球(径6–10 μm)が含まれ、また、それが分解されたと考えられる微粒子(径約0.5–3 μm)は消化糞の大部分をなすものであった。草田(2003)のヤマトシジミの中腸腺直接観察の結果と、Morton(1956)、Barnes(1987)の他の二枚貝の中腸腺の観察結果との比較から、本研究で定義をしたヤマトシジミの消化糞は中腸腺で細胞内消化されものと考えられる。

一方、未消化糞は、長くても2mm程度の長さであり、薄い粘膜に包まれた糞塊であった。内部には、デトリタスと珪藻の遺骸も含まれているが、生きた微細藻類を多数含んでいること、中腸腺の食細胞由来と考えられる褐色の微粒子を全く含んでいないことから、中腸腺に送られることなくそのまま消化管を通過したものと考えられる。

結果に示したように、5回の実験でいずれも、未消化糞が最初に排泄され、その後しばらくして消化糞が排泄された。未消化糞排泄後、消化糞が排泄されるまで少なくとも3時間を要していた。また、両者が混ざった糞は稀であり、ほとんどの場合、未消化糞が消化糞のいずれかに分類することができた。これらのことから、ヤマトシジミは一定の期間、中腸腺へ取り込み可能な食物を選別しながら送りこみ、中腸腺に取り込むことのできない大きさの食物や余分な食物を薄い粘膜で包まれた未消化糞として排泄し、一方、中腸腺に取り込んだ食物は、細胞内消化後、一定の時期に、薄い粘液に包まれた糞としてまとめて排泄することが考えられた。

ヤマトシジミの摂餌に関してリズムが無いとすると、すでに人工池で中腸腺に取り込まれ消化された糞が、実験の最初に排泄される可能性があるが、実際は、最初に未消化糞が排出された。今回のヤマトシジミの採集は午前10時から午後2時の日中に行われていたことから、摂餌リズムが存在すると仮定すると同じ排泄パターンが観察されたことが考えやすい。摂餌、消化に関するリズムに関しては潮の干満のあるところに生育する *Cardium edule* (Morton, B, 1970) や *Lasaea rubra* (Morton, J, E., 1956) などの二枚貝で知られている。Morton, J, E. (1956) によると *L. rubra* の場合、餌は潮に被われる数時間に取り込み、その後、消化が進み、中腸腺での消化の最後の過程で中腸腺上皮が同調的に排泄されることを報告している。本研究の結果は人工池において生育しているヤマトシジミにも摂餌や消化排泄にリズムがある可能性を示している。

結論として、人工池のヤマトシジミは、未消化糞と消化糞を、お互いに別々の糞塊として、タイミングをずらして排泄していることが言える。

5.4 ヤマトシジミの利用できる食物の種類と大きさ

擬糞や未消化糞に含まれていた内容物の大きさから、ヤマトシジミが利用することのできる餌について考察する。

擬糞には、一辺が300 μm を超える無機物粒子や有孔虫の破片が含まれていたが、この大きさの無機物粒子は消化管内には認められなかった。消化管内の最大のもは長さ約150 μm のワムシであった。未消化糞で普通に観察された底生性珪藻の殻長の最大値は、*Tryblionella* 属58 μm 、*Navicula* 属58 μm 、優占した未同定の羽状珪藻18 μm であった。本研究に用いた殻長が18.7–28.5mmのヤマトシジミの場合、150 μm を超える大きさの粒子は口に取り込まれず、通常は100 μm 以下の生物を含めた粒子取り込まれると考えられる。

未消化糞には、生きた珪藻、渦鞭毛藻、緑藻、藍藻などが比較的多く観察され、8月、10月、12月ともに、大部分の微細藻類は消化を受けずに消化管を通り抜けていた。草田(2003)は宍道湖産ヤマトシジミを解剖し、殻長2.1–2.3cmの場合、中腸腺導管は最も細いところで15 μm あり、中腸腺内腔の内容物の大きさが最大で8 μm であったことを報告している。本研究で用いたヤマトシジミの殻長は18.7–28.5mmであり、草田(2003)の用いた個体よりやや大きいものが含まれているが、ほぼ同様の大きさの食物を中腸腺にとり込むと仮定すると、底生性の羽状珪藻殻長10 μm 以上の種類がほとんどであったことから(図2-C, D)、細胞が破壊されない場合、物理的に中腸腺に取り込まれることができずそのまま腸へ送られ、生きたまま未消化糞中に多く観察されたことが推察された。ごく稀に、角のあるデトリタスや珪藻が消化糞中に観察されたが(図4-D)、珪藻は消化されていないことから偶然に取り込まれ、そのまま排泄されたと考えられる。本研究に用いた培養した珪藻 *T. pseudonana* の大きさは殻径3–5.5 μm 、細胞の長さは4–7 μm あり、中腸腺に取り込まれる可能性は否定できないが、消化糞中には本種の遺骸が確認できておらず、本種の分解した細胞や分泌物が中腸腺に運ばれ消化されたことが推察される。Morton, J, E. (1956) は、二枚貝 *Lasaea rubra* に dogfish の赤血球や植物プランクトンを与えた実験で、赤血球は中腸腺内腔で、植物プランクトンは胃で細胞外消化され

ることを報告している。本研究では、未消化糞中に浮遊性および底生性珪藻類の遺骸がたびたび確認された(図 3-A, B)。この珪藻が取り込まれる前から遺骸であったのか、胃等によって細胞外消化されたものかは消化管を直接顕微鏡観察しておらず、不明である。珪藻の消化に関しては、今後ヤマトシジミの中腸腺内腔を含めその他の器官における消化過程について詳細な研究が必要である。

本研究と同様に、藻類が消化管で未消化であった報告としては、宍道湖産ヤマトシジミの糞に微細藻類が未消化で含まれていたこと(山室, 1994)、セタシジミの飼育下で排泄された糞塊中で珪藻 *Navicula*, *Pinnularia*, *Synedra* が滑走運動をしたこと(林・遠藤, 1956)、ニホンマメシジミでは *Pinnularia* 属, *Neidium* 属の細胞内容物が認められたこと(長谷川, 1993)、ドブシジミ(*Sphaerium transversum*)の肛門直前に、多くの珪藻、緑藻と藍藻が未消化の状態を観察されたこと(Gale and Lowe, 1971)、イケチョウガイで緑藻、藍藻が消化管内で緑色から黄緑色を保っていたこと(林・園田, 1964)などの報告がある。山室(1994)のヤマトシジミの未消化の微細藻類の存在は、本研究の未消化糞を観察したことが考えられ、ヤマトシジミ以外の二枚貝で細胞内容物がある細胞や運動性がある細胞が観察されたのは、本研究と同様、未消化糞が存在する可能性を指摘できる。一方、山路(1965)は、木曾川等河口域においてヤマトシジミのホルマリン固定標本を用いて消化管を直接解剖し、珪藻類は後腸付近では原形質が全く認められず、消化されて外殻のみになると報告した。また、林・園田(1964)はイケチョウガイの消化管内では珪藻の遺骸が多く含まれていることを報告した。これらの結果は本研究と異なり、珪藻が消化管内で消化された可能性を示している。山路(1965)と本研究では、採集場所、採集時期、観察方法も異なっており、直接的な比較は困難であるが、木曾川等河口域は干満があり、その作用によってヤマトシジミの摂餌する懸濁体やその消化過程に差異が生じた可能性がある。

デトリタスに関しては、林・遠藤(1956)は、セタシジミは消化管中の腐植質、粘土が全体の約60%を占め、淡水海綿の骨針が5%、残りの35%が生物と報告している。林・園田(1964)がイケチョウガイの場合、腐植質が消化管内容物の60-70%を占めていることからこれらは貝の食物として重要であると報告し、さらに生息場所周辺の生物やその遺骸、泥土、腐植質等が入水管より吸い込まれ、任意にとらえら

れたと推測している。彼らは消化管内の腐植質は細胞内で消化されたものか、摂取するときすでに分解物となっていたのか判断できないと述べている。

本研究では、消化糞の中には藻類の細胞の破片等はほとんど観察されず、微細藻類が混入していた場合も未消化であり、微細藻類の生細胞は消化されにくいと考えられた。未消化糞中には、デトリタスが最も多く、また中腸腺にそのまま取り込むことができない大きさの珪藻が比較的多く存在していたことから、中腸腺導管の内径より小さいデトリタスや微細藻類は、中腸腺での消化に利用しやすいと考えられる。このことを結論づけるためには、ヤマトシジミの胃などの細胞外消化について詳細な研究が必要である。また、タイワンシジミで足を用いた *pedal feeding* について報告されており(Hakenkamp and Palmer, 1999)、懸濁物食の場合のみより、*pedal feeding* を併せた方がその成長が良いことを実験によって示している。ヤマトシジミの食性を明らかにするためには、今後 *pedal feeding* に関する研究も必要であろう。

5.5 ヤマトシジミと物質循環

土屋(1980)は、二枚貝の排出する擬糞と糞が、ベントスなどの餌として重要なことを指摘している。Yamamuro and Koike (1993)は宍道湖産のヤマトシジミは取り込んだ懸濁体窒素の44%が糞として排出されることを懸濁体粒子と糞の窒素含量から計算し報告している。また、山室(1994)は糞には形の残った微細藻類が含まれていることを認め、これらの糞をゴカイに与えたところ、食したことを報告している。本研究で、ヤマトシジミの糞中には消化糞以外に、生きた珪藻、渦鞭毛藻、緑藻、藍藻などが含む未消化糞が存在することが明になったことから、底生生物にとっては、ヤマトシジミの糞は消化管を通らない擬糞と同様に栄養化の高い餌であることが推察された。ヤマトシジミの汽水湖での物質循環における役割を考える上で、ヤマトシジミの消化糞と未消化糞の割合を定量的に把握することが今後必要であると考えられる。

謝 辞

この研究で試料を採取した神西湖人工湿地は、農林水産省の特別プロジェクト研究「森林・海洋等におけるCO₂収支の評価の高度化」の一部として行われた「二枚貝の物質循環を通じたCO₂固定量の評価

に関する研究」のために建設された人工池である。この人工湿地の全体的な研究は、島根大学生物資源科学部生態環境工学講座によって行われており、本研究の遂行にご協力頂いた代表者・相崎守弘教授をはじめ、関係する多くの皆様に深い感謝の意を表す。また、ヤマトシジミの摂餌、排出、消化に関する研究方法を検討するにあたり、宍道湖にてヤマトシジミの採集に協力して下さった島根県内水面試験場の職員の皆様にお礼申し上げる。最後に本研究との比較のため宍道湖のヤマトシジミの排出物試料を提供し、シジミの排出過程に関して貴重なご意見を下さった島根県環境保健公社の戸田顕史氏に感謝の意を表す。

引用文献

- 相崎守弘・藤岡克己・山口啓子・藤田直樹(2004)人工湿地の概要と流入水質特性。人工湿地を用いたヤマトシジミの成長解析と炭素収支に関する研究，島根大学生物資源科学部生態環境工学講座，pp. 27-41.
- Barnes, R. D.(1987) Class Bivalvia. In *Invertebrate Zoology*, 5th edition. Saunders College Publishing, Philadelphia, pp. 402-471.
- Gale, W. F. and Lowe, R. X.(1971) Phytoplankton ingestion by the fingernail clam, *Sphaerium transversum* (Say), in Pool 19, Mississippi River. *Ecol.*, 52: 507-513.
- Hakenkamp, C. C. and Palmer, M. A.(1999) Introduced bivalves in freshwater ecosystems: the impact of *Corbicula* on organic matter dynamics in a sandy stream. *Oecologia*, 119: 445-451.
- 長谷川康雄(1993)ニホンマメシジミからえられた珪藻遺骸群集—新潟県南西部に位置する西頸城山塊大毛無山ミズゴケ湿地の珪藻群(2)—, *Diatom*, 8: 71-75.
- 林一正・遠藤光治郎(1956)セタシジミの食物。滋大紀要, 5: 33-39.
- 林一正・大谷章栄(1967)琵琶湖産セタシジミの消化管内容物について。 *Venus*, 26: 17-28.
- 林一正・園田斉(1964)イケチョウガイの消化管内容物について。滋大紀要, 14: 35-42.
- Morton, B. (1983) Feeding and digestion in bivalvia. The mollusca, Vol. 5, Physiology, Part 2, Academic press, Inc. pp. 65-147.
- Morton, J. E.(1956) The tidal rhythm and action of the digestive system of the lamellibranch *Lasaea rubra*. *J. mar. biol. Ass. U. K.*, 35: 563-586.
- 中村幹雄・松本洋典(1995)神西湖の漁業。神西湖の自然，小さな汽水湖・大きな恵み。神西湖の自然編集委員会編，たたら書房，米子 pp. 147-166.
- 中村幹雄・山本孝二・小川綿代(1998)宍道湖におけるヤマトシジミの分布と底質環境。第1回全国シジミ・シンポジウム，98 報告書，pp.1-8.
- Narain, A. S.(1973) The amoebocytes of lamellibranch molluscs, with special reference to the circulating amoebocytes. *Malacol. Rev.* 6: 1-12.
- 奥谷喬司(1999)軟体動物 第7綱 二枚貝。動物系統分類学5(上)軟体動物I，内田亨，山田真弓監修，中山書店，pp. 241-325.
- Takatsuki, S.(1934) On the nature and functions of the amoebocytes of *Ostrea edulis*. *Quart. J. microsc. Sci.* 76: 379-431.
- 土屋誠(1980)基質—水界面における底生動物による Biodeposition と栄養循環。ベントス研連誌 19/20: 1-19.
- 草田和美(2003)宍道湖の自然を生かした環境学習教材の開発。ヤマトシジミをめぐる物質循環。島根大学大学院教育学研究科修士論文。
- 山口啓子・相崎守弘(2003)底生生物の浄化作用—ヤマトシジミを中心として—。エコテクノロジーによる河川・湖沼の水質浄化—持続的な水環境の保全と再生—。鳥谷幸宏・細見正明・中村圭吾編，ソフトサイエンス社，東京，pp. 31-43.
- 山口啓子・藤岡克己・相崎守弘(2004)ヤマトシジミを通じた炭素収支。人工湿地を用いたヤマトシジミの成長解析と炭素収支に関する研究，島根大学生物資源科学部生態環境工学講座，pp. 109-121.
- 山路勇(1968)ヤマトシジミ *Corbicula japonica* Prime の食性。木曾川河口資源調査報告，5: 925-958.
- 山室真澄(1992)懸濁食性二枚貝と植物プランクトンを通じた窒素循環に関する従来の研究の問題点(総説)。日本ベントス学会誌，42: 29-38.
- Yamamuro, M. and Koike, I.(1993) Nitrogen metabolism of the filter-feeding bivalve *Corbicula japonica* and its significance in primary production of a brackish lake in Japan. *Limnol. Oceanogr.*, 38: 997-1007.
- 山室真澄(1994)食物連鎖を利用した水質浄化技術。化学工業，58: 217-220.

有孔虫の産状からみた 2003 年春季の 赤潮発生期の中海の海況

野村律夫¹・瀬戸浩二²

Water conditions during the time of red tide occurrence in spring, 2003, and the associated benthic foraminifera in Lake Nakaumi

Ritsuo Nomura¹ and Koji Seto²

Abstract: Benthic foraminifera such as *Trochammina hadai* and *Saccammina* sp. occur along with biological aggregates (marine snow) that suspended in the brackish waters of Lake Nakaumi. These species are common in organic rich sediments at greater depths in this lake. The biological aggregates were mainly composed of a dinoflagellate *Prolocentrum minimum*, which formed a red tide in the spring of 2003. The presence of these foraminiferal species strongly suggests that strong wind stress caused turbulence that disturbed bottom sediments leading to dispersion at middle water depths. In addition to the observations based on this foraminiferal occurrence, the mixing of deeper and shallower water at the halocline is a significant factor leading to outbreaks of red tide.

Key words: foraminifera, biological aggregates (marine snow), bottom turbulence, red tide, Lake Nakaumi

はじめに

2003 年 4 月中旬から 5 月中旬にかけて約 1 ヶ月間、中海では広域に赤潮が発生した。国土交通省の中海湖心水質自動観測所が設けられている湖心部においても確認することができた(図 1)。ここでは表層の水深 0.2~1.5 m を黄褐色の微細な粒子が浮遊し、しかも黄褐色の濃淡は観測所の支柱によって形成された表層水の乱流状態までも示していた。

中海におけるこのような赤潮の発生は、近年、毎年のように観察されている。発生時期が冬季から春季にかけてみられるのが特徴とされ、この時期に赤潮の主要な構成種である渦鞭毛藻 *Prorocentrum minimum* がブルームングをすることによってもたら

されていることが分かっている (Otake *et al.*, 1980; Kondo *et al.*, 1990a, b)。

赤潮発生期間中の湖水中の無機窒素化学種やリン酸態リンなどの栄養塩類の溶存状態については、多くの議論がされているとことである (Otake *et al.*, 1980, 1982; Kondo *et al.*, 1990b; 近藤ほか, 1994)。しかし、その間の水塊の動態に関する情報は、Kondo *et al.* (1990b) や近藤ほか (1994) を除き少ない。著者らは、中海の水質自動観測所を利用して、月ごとに堆積物のフラックス調査を行っている。湖心部の上層水においても沿岸域から輸送された中型底生生物の有孔虫がみられることから、湖底の攪乱とその運搬・堆積過程は中海全体の水環境に重要な影響を及ぼすことが明らかになりつつある。今回、このフ

¹ 島根大学教育学部地学研究室 Faculty of Education, Shimane University, Matsue, 690-8504

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



図1. 2003年5月7日に観測された赤潮の様子. 中海湖心にある国土交通省の中海湖心水質自動観測所で撮影.

Fig. 1. Red tide observed in the central part of Lake Nakaumi, May 7, 2003. Photograph at the Meteorological observatory.



図3. 回収されたネットの様子. 各ネットの水深は, 1 (水深0.5 m), 2 (1.2 m), 3 (1.9 m), 4 (2.6 m), 5 (3.3 m), 6 (4.0 m).

Fig. 3. View of sample net. Depth of each net 1 (0.5 m depth), 2 (1.2 m), 3 (1.9 m), 4 (2.6 m), 5 (3.3 m), 6 (4.0 m).

ラックス調査の中で起った大規模な赤潮期間中の水の動態を明らかにすることは, 赤潮の発生要因を考える資料になると判断したので, 発生から衰退までの海況について報告する.

研究方法

本論では4月1日から5月31日の2ヶ月間の詳細な環境変動を分析するために, 水温, 塩分, chlorophyll a, および風速に関するデータを1時間単位で扱った. これらの毎時データは, 国土交通省の中海湖心水質自動観測所で得られたものである. 国

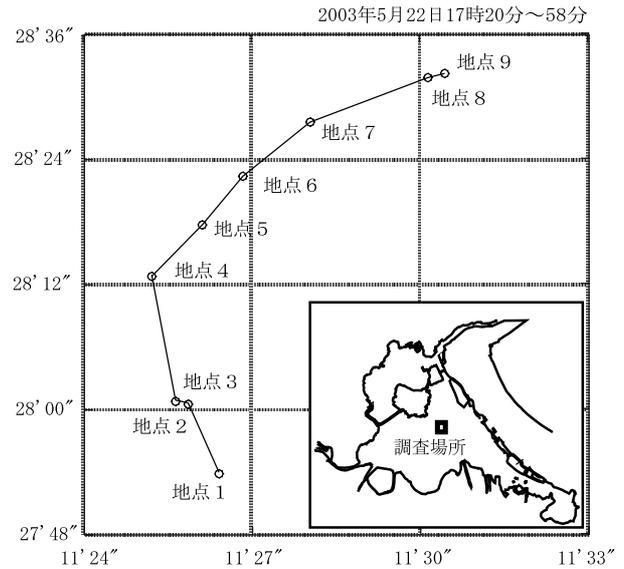


図2. 生物学的集塊を中海湖心部で移動採取した軌跡.

Fig. 2. Sailing route for the samples of biological aggregates.

土交通省出雲河川事務所による定期観測システムでは, 各層の水深が次のようになっているが, 本論では躍層の動態と関連している上層と中層についてのみ検討を行った.

表層: 水面下 0.5 m
 上層: 水面下 1.0 m
 中層: 水面下 3.5 m
 下層: 水面下 5.5 m
 底層: 湖底上 0.5 m

表層から中層における生物学的集塊の採取は, 観測所の北側で5月22日に実施した(図2). 口径28 cm, 篩のサイズが0.4 mmのナイロクロスを表層の0.5 mから水深4 mまで0.7 m間隔で計6水深に設置し, 38分間, 極低速で移動することによって生物学的集塊を採取した. 生物学的集塊の量は水深4 mで多く, 表層ほど少量の集塊しか採取されない傾向にあった(図3). 今回は, 湿重量を測定していないため, 有孔虫の現存量を採取時間で直接比較することにした.

また, 湖水中の生物学的集塊の浮遊状態については, 4月8日, 5月2日, 5月7日に水中ビデオカメラを使って観察・記録した.

結果と考察

1. 中海湖水の上層・中層の動態

中海では塩分の違いによって形成される躍層が水深3~4 m付近に発達し, その躍層によって生態系

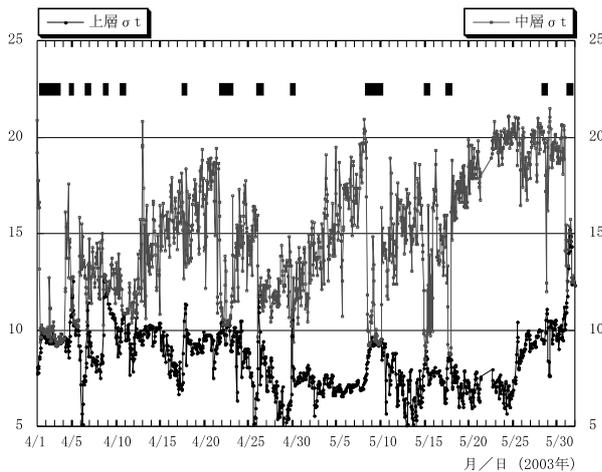


図 4. 上層水 (水深 1 m) と中層水 (3.5 m) における 4 月 1 日から 5 月 31 日までの σ_t の毎時変化. 太線で示した期間は両者の密度 (主に塩分) が逆相関をしている.

Fig. 4. Every hour variation of σ_t at upper (1.0 m) and middle (3.5 m) water depths. Data from April 1 to May 31. Thick lines indicating a reverse relationship of water density (σ_t) between upper and middle water depths.

も影響を受けている. 堆積物フラックス調査に付随した観察では, 躍層より上位ではフジツボやカキのような付着性生物が多く, 下位では, 冬季を中心にユウレイボヤのような富栄養水域に適応した生物が生息する. 一方で, 躍層は強い風浪によって著しく変動するとともに, 季節的にも安定性が異なっている.

湖底観察によると, 4 月から 5 月にかけては躍層を介して上下の生態系, とくに下層水域に適応した生態系に変化がみられる. たとえば, 湖底のユウレイボヤ群の衰退があげられる. 中海の上層水温は冬季に低下し, 躍層付近の中層水より低くなっている. たとえば, 2003 年 3 月には最大で約 4°C の較差が生じた. このような水温の逆転構造は 4 月上旬から中旬以降になると上層水温が高く, 中層水が低くなるという熱的に安定な構造へと移行する. ちなみに, 冬季に湖水の鉛直循環が起こりやすい理由の 1 つとして, 水温の逆転構造が考えられている (Ohtake *et al.*, 1982; 近藤ほか, 1994).

躍層の形成は海水の密度によって決まるもので, 汽水域では水温のほかに塩分によっても密度は大きく影響される. 一般に, 海水の密度は, 水圧, 水温, そして塩分の関数として表され, σ_t によって海水の密度が示されている (Sverdrup *et al.*, 1978). この σ_t は海水の物理化学的な性質, すなわち水塊の特性を

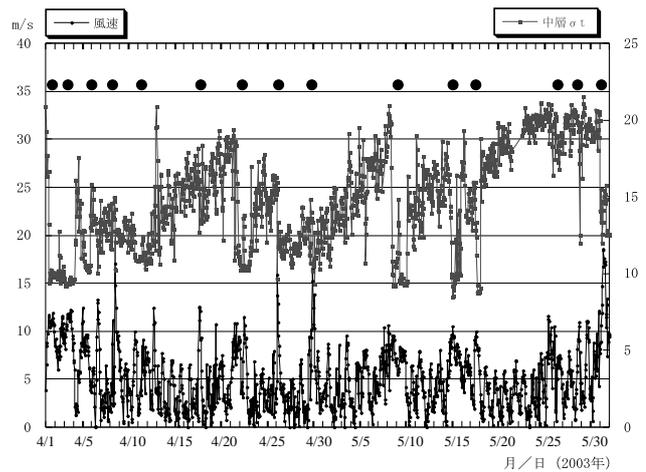


図 5. 中層水の σ_t の毎時変化と風速 (m/sec) との関係. 点で示した部分は, 風速が 10 m/s を超える時間帯には中層水の密度が低下していることを示している.

Fig. 5. Every hour variation of σ_t at the middle depth ((3.5 m)) and wind stress. Solid circles showing a reverse relationship between wind stress and water density indicate a mixing of upper and middle water.

第一義的に評価できるものとして重要視されているが, 汽水域では塩分による較差が水温差以上に大きい. 近藤ほか(1994)は, 密度成層に対する水温と塩分の寄与の割合から水温の支配された水温差型に対して, 中海水を塩分差型と認めているように, 実質的には塩分によって密度が支配されている.

図 4 は, 上層と中層における 4 月と 5 月の σ_t の時系列分布である. σ_t 値が上がれば海水密度は高くなっている. 図中に太線で示している部分は, 上層水と中層水の σ_t が逆相関になっている期間である. 上層の σ_t が上がると, 中層の σ_t は低下している. 逆の関係でも同様である. すなわち, 数日または数時間単位で中層から上層にかけて内部振動によって鉛直混合が起こっていることを示している. 混合の程度は 5% 以内である. 赤潮の発生前の 4 月上旬には上層と中層の密度差が極めて小さくなっている.

図 5 は中層付近の σ_t 値の変動を起こす要因として, 風速との関係を求めたものである. 風速の変動幅が大きく, しかも短期間の変動のため必ずしも明瞭に両者の関係が明示できていないわけではない. しかし数時間単で変動するスパイク的な中層水の σ_t 値の低下時には, 10 m/sec を超える強い風速が確認され, 躍層付近が頻繁に強い風の影響を受けている. すなわち, 上層水の σ_t 値の上昇は, 中層の高密

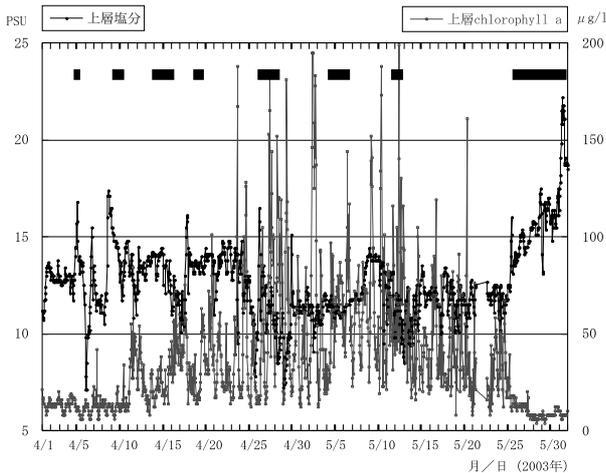


図6. 上層水の塩分の毎時変化とクロロフィル a 量の毎時変化との関係。上層水の σ_t が低下している時期にクロロフィル a 量が高くなっているのが4月の中旬にみられる。4月下旬から5月中旬にかけて、クロロフィル a 量は激しく変化している。上層水の密度が低いときには、中層水の密度は高くなっているため、躍層付近の水は安定した状態にある。

Fig. 6. Every hour variation of salinity and chlorophyll a at the upper water depth (1 m). Thick lines indicating a reverse relation between salinity and chlorophyll a.

度水の混合によるもので、風の営力を受けた結果として理解できる。このような風による躍層付近での塩分の混合作用は短期間でしか維持されないことが分かっている(奥田, 1997)。

渦鞭毛藻である *Prorocentrum minimum* は、細胞内に chlorophyll a, c を含んでおり、冬季から春季の赤潮発生時期の chlorophyll a 量は、*P. minimum* の現存量を示している(Kondo *et al.*, 1990a)。図6は上層における塩分と chlorophyll a の変動を示している。chlorophyll a の変動を時系列でみると、4月10日から23日まで、chlorophyll a の分布量は数日の間隔をおいて増減を繰り返している。4月8日の定期調査時には、まだ赤潮は発生していなかったが、4月21日には赤潮を確認することができた(瀬戸の定期調査による)。したがって、chlorophyll a の増減がより顕著になる12日以降23日までの期間中に赤潮として *Prorocentrum minimum* がブルームを起しはじめたものとみられる。この時期以降、4月23日から5月20日の間は極めて大きな変動幅で推移している。赤潮が湖心部まで分布域を広げたのはこの時期に相当する。そして5月25日以降、急激に減少していく。次に塩分との関係でみると、太線で示した期間のように極めて特徴的な現象が確認できる。塩分が低下すると、chlorophyll a が増加し、逆に塩分が増

加傾向を示すと、chlorophyll a 量は低下する。最も典型的な時期として、5月下旬の chlorophyll a 量が低下する時には塩分は著しく増加していく。図4で示したように、上層水の σ_t 値が低下している時には、中層水の σ_t 値は逆に高くなっていることから、躍層付近の水塊は安定した状態になっているといえる。このことから *Prorocentrum minimum* は、躍層付近での混合作用のあとで、中層から上層の中海水が安定した短期間に急激に増殖を起しているようにみえる。

2. 生物学的集塊(マリンスノー)と有孔虫の産状

5月2日の水中観察で赤潮は、表層から上層の約1.5 mの厚さをもって浮遊しており、微粒子状の“霧”として観察することができた。しかし、中層では“霧”ではなく、数 mm から数 cm の大きさを示す極めて物理的に不安定な生物学的集塊(マリンスノー)となって浮遊していた。この生物学的集塊は、赤潮を構成する *Prorocentrum minimum* の生体または遺骸よりなっており、赤潮に由来することを光学顕微鏡により確認した。

この生物学的集塊に付随して産出した有孔虫の種類を図7に示す。また、図8には、 $63 \mu\text{m}$ 以上の大きさをもつ有孔虫の個体数を生体と遺骸で水深ごとに区別して示した。*Trochammina hadai* と *Saccammina* sp. の生体が確認され、水深4 mの中層(躍層付近)に多く産出した。躍層より上位でも産出しているが、表層に近いほど産出個体数は少ない。遺骸の個体数は、生体に比べ少なかった。また、フラックス調査で比較的産出することの多い *Ammonia "becarii"* は *Trochammina hadai* に比べて極めて少なかった。

このような生物学的集塊中の有孔虫の産出は、有孔虫の分散・移動を考えるうえで貴重な証拠資料となるものであるが、ここではなぜ有孔虫がこのように多量に産出しなければならないのか、という基本的な問題を提起している。

3. 有孔虫からみた湖底泥の攪乱：赤潮発生の可能性へ向けて

これまで述べたように、 σ_t (主に塩分)からみて中海の躍層付近は、風の営力を受けて変動していることが明らかとなった。すでに奥田(1997)によって説明されているように、塩分躍層付近での内部振動の形成は沿岸帯で下層水の這い上がりをもたらしという。風浪によって攪乱された湖底泥も表層・上層へ運搬される機会が多くなっていると解釈することも

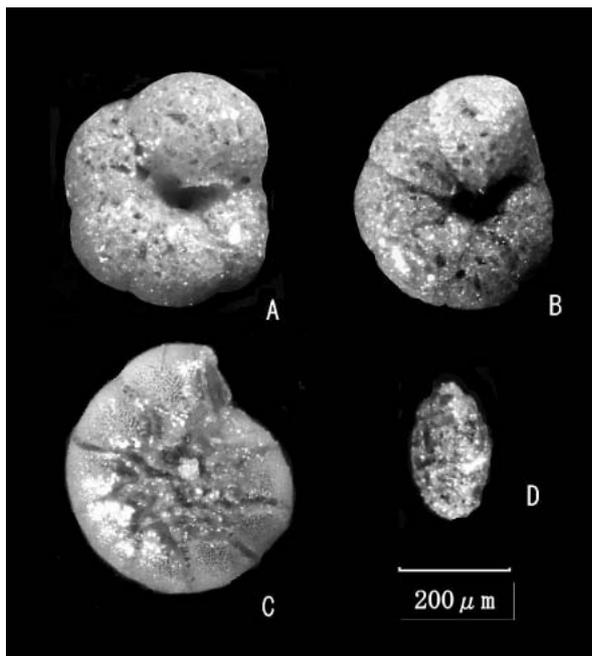


図 7. 生物学的集塊に付随して産出した有孔虫. A: *Trochammina hadai* (遺骸). B: *Trochammina hadai* (生体). C: *Ammonia "beccarii"* (遺骸). D: *Saccammina sp.* (生体).

Fig. 7. Foraminifera found in biological aggregates.

できる. Kondo *et al.* (1990b) は, 米子湾で 8 m/sec のような強い風速の時に *Prorocentrum minimum* の細胞数が増加していることを確認し, 浮遊物質の量が 10 m/sec 以上の風速の 2 時間後に増えたことを指摘している. 中海の湖心部の浮遊物の中に今回見つかった底生有孔虫は, このような湖底の攪乱の証拠となるものである. 先に示した *Trochammina hadai* や *Saccammina sp.* は中海の富栄養化したヘドロ堆積物中を主要な生息地としている (Nomura and Seto, 1992). 移動能力が極めて乏しいこのような有孔虫が, 生物学的集塊に多数存在していることは, 中海の沿岸で湖底泥の巻き上がりが起っているという解釈を矛盾なく説明している. 明らかに湖底の攪乱を受けて生物学的集塊へ取り込まれた, または付着した結果である. 有孔虫による今回の証拠からみると, 湖底の堆積物中にあった休眠状態の *Prorocentrum minimum* が風浪によって攪乱された結果, 中層水そして上層水中へ再帰することは十分に考えられる. 3 月下旬から 4 月上旬にかけて上層と中層の海水密度が類似し, しかも強風が偶然に作用したときには, 中層の栄養塩類ばかりでなく, 湖底泥の巻き上がりによる生物の移動も頻繁に起っているものと推察される. そして, 水の栄養状態 (近藤ほか, 1994) や

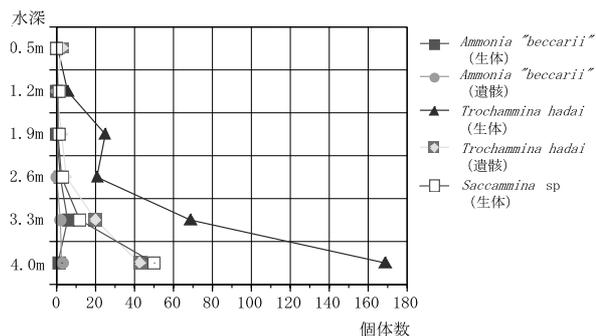


図 8. 各水深における産出有孔虫の個体数.

Fig. 8. Foraminiferal occurrences of each water depth.

日照量によっては大規模な赤潮へと発展することが可能であろう.

2003 年の赤潮は中海で広域的に発生したが, 中海の沿岸でヘドロ堆積物が厚く堆積している場所の攪乱は, 赤潮を発生させる要因の 1 つになっていると考えられる.

ま と め

小論では, 赤潮発生期の海況を海水の密度 (σ_t) からみて, 上層水と中層水が極めて特徴的な挙動をしていることを指摘した. そして, 移動能力が乏しく, ヘドロ堆積物中にしか生息できない有孔虫 (主に *Trochammina hadai*) が, 中層水から上層水中の生物学的集塊に多く産出したことを指摘し, 強風による中層付近の湖底泥の巻き上がりの証拠を示した. 赤潮の発生要因のなかで, 湖底泥の攪乱と上層への拡散を指摘した Kondo *et al.* (1990b) の議論は, 有孔虫からみても積極的に支持できる. しかし, 今回確認した有孔虫は, 米子湾に限らず, 中海の塩分躍層より下位に多い種類であったことから, 湖底の攪乱は中海の沿岸で広く起こりえるといえる. 4 月における水温の変化は, 塩分はもとより生態系にとって重要である. さらに, 湖底泥の攪乱を誘発させる風浪は, 中海の環境を支配しているともいえる. 今後, 湖底泥の攪乱と分散を詳細に検討していく必要がある.

謝 辞

中海の水質資料を快く提供していただいた国土交通省出雲河川事務所の溝山勇水環境課長に衷心よりお礼申し上げる. また, 赤潮の発生についてコメントをいただいた島根大学の太谷修司教授と清家 泰

助教授にお礼申し上げます。

引用文献

- Kondo, K., Seike, Y. and Date, 1990a. Red tides in the brackish lake Nakanoumi (I) The frequency and causative species of red tides. *Bull. Plankton Soc. Japan*, 36: 103-110.
- Kondo, K., Seike, Y. and Date, 1990 b. Red tides in the brackish lake Nakanoumi (II) Relationships between the occurrence of *Prorocentrum minimum* red tide and environmental conditions. *Bull. Plankton Soc. Japan*, 37: 19-34.
- 近藤邦男, 清家 泰, 橋谷 博, 1994. 汽水湖中海における栄養塩類および植物プランクトンの鉛直分布を支配する塩分躍層の役割. *陸水学雑誌*, 55: 47-60.
- Nomura, R. and Seto, K., 1992, Benthic foraminifera from brackish Lake Nakanoumi, San-in district, southwestern Honshu, Japan. *In* Ishizaki, K. and Saito, T., eds., *Centenary of Japanese Micropaleontol.*, Terra Sci. Publ. Co., Tokyo, 227-240.
- Ohtake, H., Kondo, K., Hayashi, N., Oda, K., Kawata, S. and Date, Y., 1980, Phytoplankton studies in the brackish lake Nakanoumi, Japan I. Phytoplankton in Lake Nakanoumi, 1974-1978. *Arch. Hydrobiol.*, 90 (3): 309-323.
- Ohtake, H., Kondo, K., Seike, Y. and Date, Y., 1982. Seasonal and features of the lagoonal environment in Lake Nakanoumi, a shallow coastal lagoon in Japan. *Hydrobiologia*, 97: 15-26.
- 奥田節夫, 1997. 汽水湖における水塊の移動と混合過程. *沿岸海洋研究*, 35 (1): 5-13.
- Sverdrup, H. U., Johnson, M. W. and Fleming, R. H., 1978. *The Oceans. Their physics, chemistry, and General Biology*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, N. J.

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)

高田裕行¹・高安克巳²

Fossil foraminifera from Core JZ-01 of Lake Jinzai, western Japan

Hiroyuki Takata¹ and Katsumi Takayasu¹

Abstract: The fossil foraminiferal assemblage present in Core JZ-01 from central Lake Jinzai, western Japan, was used to document the Holocene paleoenvironment of this area. Well-preserved foraminiferal fossils are found near the bottom of the core (18.305–19.308 m core depth) along with abundant fossil mollusks, echinoids and ostracods. *Ammonia* sp.A, *Pseudonion* sp.A and *Uvigerinella glabra* dominate the fossil assemblage-accompanied by *Buccella frigida*, *Ammonia beccarii* forma 1 and *Nonionella stella*. This faunal association is similar to the Jomon-age fauna from the west coast of Lake Shinji. These results indicate that the environment in this location during the early Jomon-era was an enclosed bay with very little evidence for the influence of open marine surface water. This is very similar to “Paleo-Shinji Bay” at this time.

Key words: Core JZ-01, Lake Jinzai, fossil foraminifera

緒 言

神西湖(水域面積 1.35 km², 最大水深 1.8 m)は、島根県東部の出雲平野に位置する海跡湖である。出雲平野とそれに隣接する宍道湖では、堆積物柱状試料を用いた多くの地質学的検討から、その堆積環境が著しく変動したことが明らかになっている。たとえば、縄文海進期に現在の神西湖周辺から宍道湖東岸にひろがっていた内湾「古宍道湾」や、奈良時代の古文書にも記録された神西湖周辺にあったとされる潟湖「神門水海」について、それらの存在が示され、堆積環境の変遷が論じられている(徳岡ほか, 1990)。

神西湖で採取された柱状試料 JZ-01 は、詳細な放射性炭素年代の測定がなされており、全長 24.3 m

の過去約 10000 年間のほぼ連続した層序記録であることが判明している(高安, 2002; 山田ほか, 印刷中)。本試料の検討結果は、上で述べたような出雲平野とその隣接地域における堆積環境の変遷を、さらに詳細に理解するのに有用と思われる。本論は、柱状試料 JZ-01 の有孔虫化石を検討した結果について、その概要を報告するものである。

試料と研究方法

本報告で用いた柱状試料 JZ-01 は、神西湖中央部の水深 1.55 m で採取された層厚 24.3 m の連続した柱状試料である(山田ほか, 2004)。本柱状試料はほとんどが未固結の泥質堆積物からなるが、最下部

¹ 島根大学汽水域研究センター Research Center for Coastal Lagoon Environments Environments, Shimane University, 1060 Nishikawatsu, Matsue 690-8504, Japan.

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

(孔井深度 19.75~24.18 m) はおもに中~粗粒砂, その上位(孔井深度 16.51~19.75 m) は軟体動物・棘皮動物・介形虫・有孔虫化石を多量に含む泥質の石灰質砂からなる. 10 層準でおこなわれた放射性炭素年代測定によると, 本柱状試料は約 10000 年前から現在までのほぼ連続した層序記録である(山田ほか, 2004).

検討用試料は, 柱状試料の採取後に層厚 1 cm 間隔で連続して分取され, その後島根大学汽水域研究センターで保管されていたものである. これらの試料は, 分取時に湿潤状態での重量が秤量されている. また, 同時に分取されたほぼ同一層準の別試料について, 分取時の湿潤重量に加えて乾燥重量が計測され, それらから各層準の含水率が得られている. 有孔虫化石を検討した試料の乾燥重量を, その湿潤重量と該当層準の含水率から算出した.

有孔虫化石の検討用試料は, 全試料の中から層位間隔が 30~40 cm になるように選別した 73 個を用いた. 湿潤状態の堆積物試料に温水を加えて数時間静置し, 堆積物を軟化させた. その後, 開口径 74 μm のステンレスふるいを用いて水洗し, 泥分を除去した. 得られた残渣を, 恒温乾燥器を用いて 70°C で乾燥させた. これらの残渣を, 試料分割器を用いて, 底生有孔虫化石が 150~200 個体程度になるように適宜分割し, それらから有孔虫化石を実体顕微鏡下で拾い出した. 底生・浮遊性有孔虫化石について種を同定・計数した.

結果と考察

検討の結果, 16 属 31 種の底生有孔虫化石が認められた. 産出した底生有孔虫化石の産出傾向を表 1 に, 主要な底生・浮遊性種の走査型電子顕微鏡写真を図 1 に示す. 底生有孔虫が産出した試料は, 孔井深度 18.305, 18.601, 19.000, 19.308 m の 4 試料であり, 産出個体の保存はおおむね良好である. 一方, 他の試料に有孔虫化石はみられなかった. 多くの試料で, 長径数百 μm 程度の半透明の菱形結晶が観察された. 加藤(1994)は日本海で採取された柱状堆積物試料について, 堆積物試料を長期間, 常温で保存する過程で, 炭酸塩からなる石灰質有孔虫殻が溶解し, 間隙水中の硫酸イオンと反応して石膏(CaSO_4)の結晶に置き換わることを明らかにした. 今回用いた堆積物試料も, 採取後に常温・湿潤状態で保存されていたため, 保管中に石灰質有孔虫殻が溶解を被って消失した可能性が高い. 一方, 有孔虫化石が

産出した 4 試料にも石膏と思われる菱形結晶は観察されることから, 石灰質有孔虫殻が溶解を受けた可能性は否定できないものの, 軟体動物・棘皮動物化石などの他の炭酸塩粒子も多く存在することから, 完全な溶解を免れたと考えられる. したがって以下は, 有孔虫化石の保存が比較的良好な 4 試料(孔井深度 18.305, 18.601, 19.000, 19.308 m)での検討結果のみを取り上げる.

外洋水の影響を判断するのに用いられる浮遊性有孔虫化石/全有孔虫化石の比(以下, 有孔虫 P/T 比)は, いずれの試料でも 0.01 未満と極めて低く, 本層準の堆積時に調査地点では外洋水の影響が乏しかったことを示唆する. ただ, 孔井深度 19.000 m でわずかではあるが, 浮遊性有孔虫化石 *Globigerinoides ruber* が産出した. 本種は, 日本海では対馬暖流に伴ってのみ産出する種であり, 対馬暖流より分枝した暖水塊が, 本地点までごくまれに及んだ可能性がある.

底生有孔虫化石では, *Ammonia* sp.A, *Uvigerinella glabra*, *Pseudononion* sp.A が多産し, これら 3 種で, 産出頻度にして 64.6~81.2% を占める. その他, *Buccella frigida*, *Ammonia beccarii* forma 1, *Nonionella stella* が随伴する. 孔井深度 19.308 m では *A. beccarii* forma 1 が比較的多く(19.0%), その頻度は上位へ向かって減少する. また, 孔井深度 18.601 m で *N. stella* が多い(11.9%). 以上のような種構成は, 紺田・水野(1987)が宍道湖西岸の柱状試料 HB 2 で認定した D 型群集のものと, *Ammonia* sp.A, *U. glabra*, *Pseudononion* sp.A(それぞれ, 彼らの *Ammonia beccarii tepida*, *Hopkinsina glabra*, *Florius grateloupi* に相当すると思われる)の多産という点で, 類似する. 検討した層準で普遍的なこれらの種は, 大部分が汽水~内湾域を特徴づける種である(小杉ほか, 1991). 一方, *Ammonia* sp.A については報告例に乏しいが, 本種は Chiji and Lopez (1968)によって和歌山県田辺湾の湾口~湾奥部より報告された *A. beccarii tepida* に相当すると思われる. よって, 本層準の堆積環境は内湾的環境であったと考えられる. なお, 孔井深度 19.308 m では, 内湾奥部の塩分の変動を伴う貧酸素環境で卓越するとされる *A. beccarii* forma 1 が, 他の 3 層準と比べて比較的多いことから, 相対的海水準が低かったなどの理由でより閉鎖的な状況だった可能性がある.

前本ほか(1989)は, 宍道湖東部~宍道湖西岸にかけて採取された 4 本の柱状試料に含まれる有孔虫化石の産出を総括し, 有孔虫化石群の側方変異を論じ

表 1. 柱状試料 JZ-01 より産出した有孔虫化石の産出表

Table 1. Faunal list of fossil foraminifera from Core JZ-01

Sec. No.	22	22	22	23
Core depth (m)	18.305	16.601	19.000	19.308
<i>Ammonia beccarii</i> forma 1		1	7	30
<i>Ammonia japonica</i>		2	1	
<i>Ammonia</i> sp.A	61	44	54	68
<i>Bolivina</i> sp.A	1			
<i>Bolivina</i> sp.B		1		
<i>Bolivina</i> sp.C		1		
<i>Bolivina</i> sp.D			1	
<i>Bolivina</i> sp.E			1	
<i>Bolivina</i> sp.F				1
<i>Buccella frigida</i>	9	5	7	11
<i>Bulimina marginata</i>		1		1
<i>Buliminella elegantissima</i>	1		2	
<i>Cassidulina</i> sp.		1		
<i>Elphidium advenum</i>	7	2	1	4
<i>Elphidium excavatum</i> forma clavata	5	4		
<i>Elphidium excavatum</i> forma subgranulosa?	3	2		
<i>Elphidium reticulosum</i>			3	
<i>Elphidium somaense</i>	3	1	1	2
<i>Elphidium</i> sp.A			1	3
<i>Elphidium</i> sp.B		6	1	
<i>Elphidium</i> sp.C				1
<i>Elphidium</i> sp. indet.	2	5	2	
<i>Fissurina</i> ? sp.				1
<i>Guttulina</i> sp.		2		
<i>Gyroldina</i> ? sp.				1
<i>Nonionella stella</i>		26	4	
<i>Pseudononion</i> sp.A	9	31	21	8
<i>Pseudoparrella tamana</i>		1		
<i>Reussella pacifica</i>	5	4		
<i>Rosalina</i> sp.				1
<i>Uvigerinella glabra</i>	34	77	63	26
<i>Valvulineria hamanakoensis</i>	1	2		
Micellaneous				2
Total	141	219	170	160
Planktonic Foraminifer	1	1	1	1
Sample weight (g)	2.75	1.22	1.94	3.32

ている。その中で彼らは、縄文海進期に *A. beccarii tepida* が共通して多産し、当時の「古宍道湾」を特徴づけるものとしている。本研究で産出した有孔虫化石を報告した層準 (孔井深度 18.305~19.308 m) の堆積年代は、約 7700~約 8000 Cal. yBP と見つめられている (山田ほか, 2004)。本研究で扱った底生有孔虫化石群も縄文海進期前期のものであり、彼らの *A. beccarii tepida* が卓越する化石群に相当すると思われるが、前本ほか (1989) は堆積年代を特定していないため、本研究で扱った化石群と彼らのものが厳密に同時期のものか否かは特定できない。一方、今回の調査地点 (JZ-01 採取地点) の有孔虫化石群は、前本ほか (1989) が扱ったもっとも西側の地点である宍道湖西岸 (HB 2 採取地点) の D 群集と、主要構成種の組成がほぼ同じであり、また有孔虫 P/T 比も極めて低い。したがって、有孔虫化石から判断すると、本層準堆積時の調査地点付近は、外洋域である日本海に近い地点であるものの、HB 2 地点の D 群集産出層準と同様に外洋水との交換が乏しい状況であったと考えられる。

謝 辞

本研究で用いた柱状試料 JZ-01 は、島根県古代文化センターが古代出雲景観復元プロジェクトの一環として採取したものである。島根大学汽水域研究センターの山田和芳博士には、本柱状試料の岩相・堆積年代について、様々なご教示・ご助言をいただいた。島根大学教育学部の野村律夫教授には、電子顕微鏡写真の撮影にご助力いただいた。島根大学汽水域研究センターの船来桂子氏には、試料の処理や解析結果のとりまとめにあたって、便宜を図っていただいた。以上の方々には心よりあつくお礼申し上げます。

引用文献

- 加藤道雄 (1994) 日本海南部, 隠岐堆 (ODP Leg 128 Site 798) の底生有孔虫群集. 月刊地球, 16:685-690.
- 小杉正人・片岡久子・長谷川四郎 (1991) 内湾域における有孔虫の環境指標種群の設定と古環境復元への適用. 化石, (50): 37-56.
- 紺田功・水野篤行 (1987) 宍道湖・斐川平野東部のボーリングコア中の有孔虫群集. 山陰地域研究, 自然環境: 176-185.
- 高安克己 (2002) 沿岸潟湖形成史からみた閉鎖的水域における恒久的貧酸素水塊の発生条件. 第12回環境地質学シンポジウム論文集: 451-456.
- Chiji, M and Lopez, S. M. (1969) Regional foraminiferal assemblages in Tanabe Bay, Kii Peninsula, Central Japan. Publ. Seto Mar. Biol. Lab., 16: 85-125.
- 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. 地質学論集, (36): 15-34.
- 前本義幸・紺田功・高安克己 (1989) 中海・宍道湖の自然史研究 - その 11. 宍道湖湖心部のボーリングコア中の有孔虫群集 -. 島根大学地質学研究報告, 8: 51-59.
- 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, 11: 135-145.

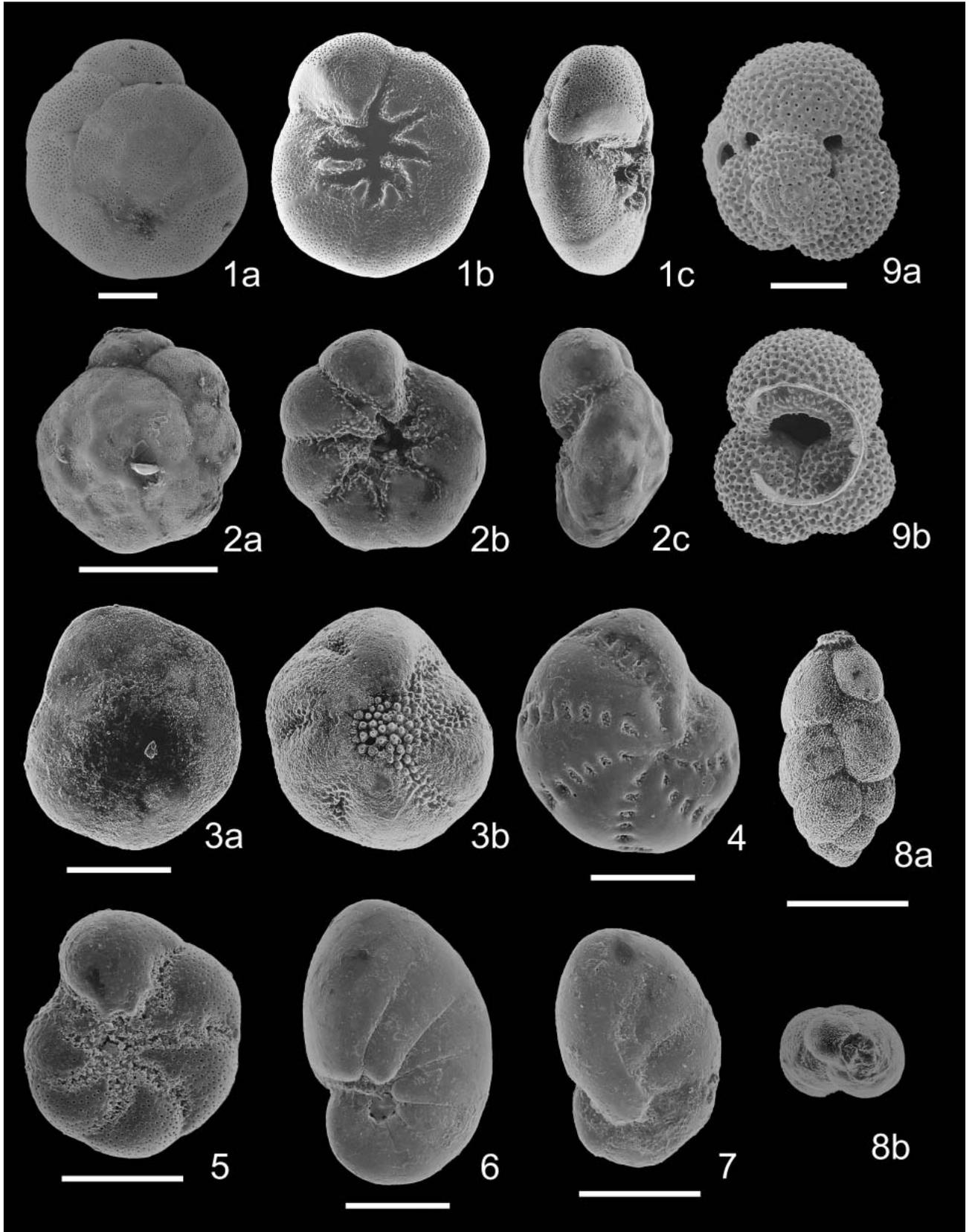


図1. 神西湖柱状試料 JZ-01 の有孔虫化石の走査型電子顕微鏡写真。

Fig. 1. Scanning electron micrographs of fossil foraminifera from Core JZ-01. Scale bar = 100 μ m.

1 a-c. *Ammonia beccarii* forma 1 2 a-c. *Ammonia* sp.A 3 a, b. *Buccella frigida* 4. *Elphidium advenum*
 5. *Elphidium* sp.B 6. *Pseudononion* sp.A 7. *Nonionella stella* 8 a, b. *Uvigerinella glabra* 9 a, b. *Globigerinoides ruber*

島根県神西湖堆積物の層序と完新世環境変遷史

山田和芳¹・高田裕行¹・高安克巳²

Holocene paleoenvironmental changes recorded in lacustrine sediments of Lake Jinzai, Shimane Prefecture, western Japan

Kazuyoshi Yamada¹, Hiroyuki Takata¹ and Katsumi Takayasu¹

Abstract: Lake Jinzai is a small brackish water lake located in the southwestern part of the Izumo Plain, Shimane Prefecture, western Japan. The JZ-01 sediment core was taken at the center of the lake (35° 19' N, 132° 41' E; water depth 1.55 m) using a thin-wall type piston core sampler. The core length is 24.3 m. This study clarified the stratigraphy and sedimentation rates in the JZ-01 core on the basis of an initial core description and eleven AMS radiocarbon dates of organic material and shell fragments. This study also reconstructs high resolution Holocene environmental change from the mineralogy and chemical composition of the core sediments. The variability in Lake Jinzai water conditions is apparent in the content of authigenic iron minerals (pyrite, marcasite and siderite) and the sulfur content of the sediment. These results demonstrate that lake water conditions changed drastically throughout the Holocene, with brackish water intervals from 9,500 to 7,300, 4,100 to 1,900 and from 400 cal. yr B.P. to the present. Also the influence of human activity on the lake environment began around 2,000 cal. yr B.P. - a time which may be related to a significant increase in the number and size of archaeological sites of the Ancient Izumo Kingdom.

Key words: Lake Jinzai, stratigraphy, the Holocene, paleoenvironmental changes, mineral composition

1. はじめに

出雲平野西部に位置する神西湖は、海跡湖に区分される小さな汽水湖である。今から約 7,000~6,000 年前の汎世界的な海進期には、神西湖も含めた出雲平野は現在の宍道湖水域とともに一つの大きな内湾(「古宍道湾」といわれる)を形成していた(徳岡ほか, 1990)。その後、河川を通じて流入する多量の土砂により東部の宍道湖域とは分離され、出雲風土記に記される「神門水海」の原形とみなされる別の水域ができ、徐々に水域の埋め立てが進行して、現在の出雲平野が拡大して形成されてきたといわれている(徳

岡ほか, 1990, 高安・出雲古代景観復元チーム, 2003)。その中で、神西湖は当時の大きな水域の名残と考えられている。しかしながら、東部の宍道湖域と比べると、神西湖も含めた西部の出雲平野において完新世を通じて詳細に古環境変遷を明らかにした研究例は少ない。そのため、徳岡ほか(1990)、徳岡ほか(1998)などにまとめられている古地理変遷には、時代的・年代的に不確実な要素が多い。神西湖には、出雲平野の形成に関連する過去の環境変動を記録している堆積物が良好に保存されている可能性が高い。そこで、島根県古代文化センターによる風土記関係自然景観復元事業の一環で、2001年に神西

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

² 島根大学 Shimane University, Matsue 690-8504, JAPAN

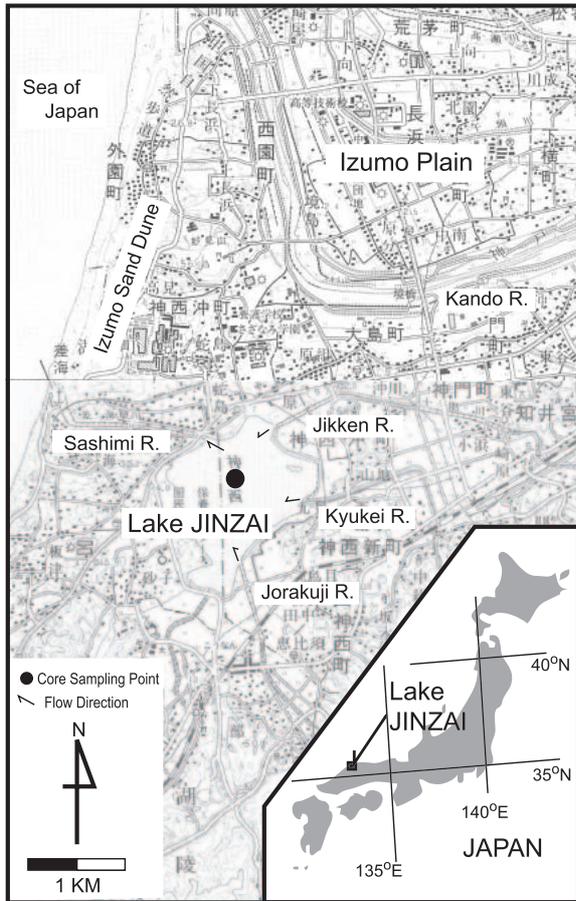


図1. 島根県神西湖の位置図と JZ-01 ボーリングコア掘削地点

Fig. 1. Location maps of the sampling site in Lake Jinzai, Shimane Prefecture, western Japan.

湖の湖心部においてシンウォールコアサンプラーによるボーリングコアの掘削を行なった。本小論では、それら神西湖湖心にて採取された全長 24.3 m のボーリングコア (JZ-01 コアと命名) の詳しい層序および放射性炭素年代測定に基づく堆積年代について報告するとともに、コア試料の鉱物・化学組成分析結果より推定された完新世における堆積環境の変遷について、出雲平野の形成過程と関連させて予察的に言及した。

2. JZ 01 コア採取地点と分析方法

2-1. 採取地点

神西湖は島根県出雲平野の南西部に位置し、江戸時代に人工的に開削された差海川によって外洋と通じている面積 1.35 km²、周囲 5.3 km、平均水深 1.1 m の比較的小規模な汽水湖である。差海川は神西湖で唯一の流出河川であり、この河川を海水が遡上し

てくることで、神西湖は淡水と海水が入り混じった汽水湖沼となっている。また、主な流入河川は、十間川、九景川、常楽寺川である。

今回検討した JZ-01 コアは、湖のほぼ中央部の北緯 35° 19.500′、東経 132° 41.067′ の地点の水深 1.55 m より採取された全長 24.3 m の不攪乱試料である (図 1)。コアは、シンウォールコアサンプラーにより採取され、平均ストローク長は 90 cm であり、回収率はほぼ 100% であった。採取されたコア試料は、迅速に室内実験室に持ち帰った。

2-2. 分析方法

採取されたオールコアは、油圧式押し出し機によって取り出され、鉛直方向に半載して、その堆積断面から肉眼による詳細な一次記載をおこなった。その後、半載した一方のコアは、軟 X 線写真撮影用アクリルケース (25 cm 毎)、帯磁率用キュービック (2.3 cm 毎)、サンプル袋 (1 cm 毎) を用いてサンプル分割した。その際、放射性炭素年代測定用に貝化石、材、植物片などを適宜採取した。その内、キュービック試料は、湿重量を測定した後、帯磁率分析を行ない乾燥させた。乾燥させた試料は、乾燥重量を測定した後、メノウ乳鉢を用いて粉末試料とした。今回、機器分析用に全層準にわたって選択したほぼ 10 cm 間隔の粉末試料 250 個に対して、鉱物組成分析、化学組成分析を行ない、全有機炭素含有量を測定した。なお、放射性炭素年代測定用の 11 試料については、(株)地球科学研究所に依頼して AMS 炭素年代測定をおこなった。

帯磁率の測定は、島根大学汽水域研究センター所有のコイル型帯磁率計 (Bartington MS 2) を用いた。測定器の印加交流磁場は 80 A/m、交流磁場の周波数は 465 Hz である。鉱物組成分析は、東京都立大学理学部地理学教室所有の X 線回折分析装置 (日本電子 JEOL-3530) を用いた。石英、長石、黄鉄鉱、菱鉄鉱の定量 (重量%) は標準試料による検量線法で求めた。分析条件は、X 線発生管球 2 kw、管電圧 40 kV、管電流 25 mA、ターゲット Cu/K α 、ステップ角度 0.02°、走査範囲 2~60° である。一方、化学組成分析は、同教室所有のエネルギー分散型蛍光 X 線分析装置 (島津製作所 EDX-700) を用いて、Na, Mg, Al, Si, P, S, K, Ca, Ti, Fe および Mn の 11 元素の定量を検量線法にて行なった。分析条件は、管電圧 7.5 (軽元素) および 75 (重元素) kVp、管電流 15 mA、ターゲット Ph 管である。最後に、全有機炭素含有量の測定には、同教室所有の高周波燃焼型炭素分析 (LECO c-

200)を用いた。全有機炭素含有量は、1 Nの塩酸を入れ、ガスバーナーで蒸発乾固させた試料を測定するで求めた。詳しい試料調整および分析方法については山田ほか(1998)に従った。

3. JZ-01 コアの層序と年代

3-1. 層相

JZ-01 コアの柱状図を図2に示す。全長24.3 mのコアの最下部にあたる深度24.3~23.6 mは、暗灰色砂礫層で一部植物片を含む。深度23.6~22.0 mは、主に下部層に有機質粘土層を含む暗灰色シルト層である。時折材などの植物遺体を含んでいる。深度22.0~16.4 mは、灰色シルト~細砂層が堆積している。この層準では、小さな貝殻破片が混入していて、生痕化石が細砂層で認められ、上位にいくにつれ細砂からシルトへと構成粒子サイズが小さくなっている。深度17.1 m付近には灰白色細砂薄層が挟在し、それが鬼界-アカホヤ火山灰(K-Ah テフラ：町田・新井, 1978)であることが明らかになっている(高安, 2002)。この K-Ah テフラの降下年代は暦年代で7,300年前とされている(福澤, 1995)。さらに、深度16.4~14.5 mでは、最下部に下位の地層を削り込みながら堆積する細~中砂層が認められ、それ以外の層準には平行葉理が顕著に認められる黒灰色泥層が認められる。この泥層は上位にいくにつれ貝殻破片が混入するようになる。深度14.8 mには火山灰と思われる灰白色細砂薄層が挟在している。深度14.5~1.1 mには、生物擾乱が認められる無層理の灰~灰褐色泥層が認められる。時折材などの植物片を含む。また、同層準では、深度14.4 m付近に層厚10 cm程度の礫層を、深度10.9, 5.3 m付近に細砂層を、それ以外にも散発的に粒径の大きい粒子を含む細砂薄層が挟在する。これら挟在層には小さな貝殻破片を含むことが多く、下位の層準を削り込むように挟在していることが多い。コアの最上位にあたる深度1.1 m以浅では、灰~暗灰色泥層で構成されている。

3-2. 年代測定結果と堆積速度

JZ-01 コアより採取した木片、貝化石、植物遺体などから、11 層準で放射性炭素年代測定をおこなった(図2, 表1)。測定された¹⁴C年代は Stuiver *et al.* (1998)による暦年代補正(INTCAL 98を使用)した。今回は、求められた暦年代の中央値を堆積年代ということで議論をすすめる。

求めた11層準の堆積年代値と、K-Ah テフラの降

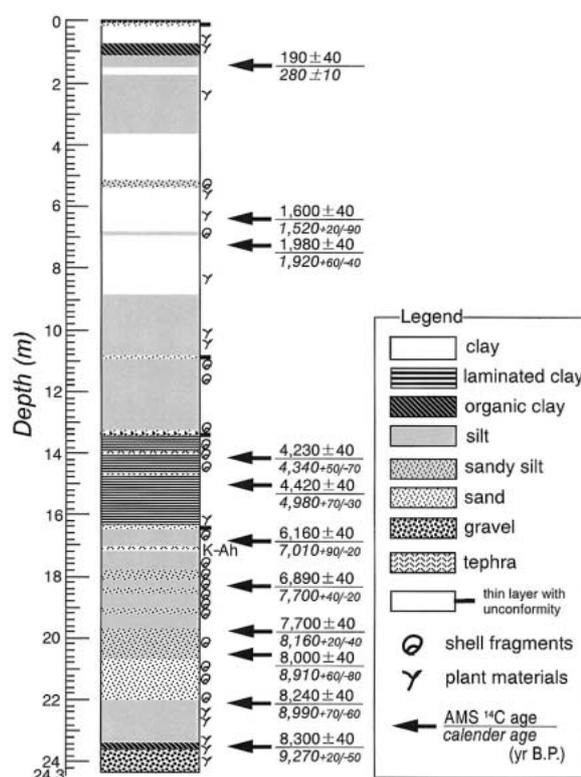


図2. JZ-01 コアの柱状図と年代測定値(上段：放射性炭素年代, 下段：INTCAL 98により較正した暦年代)
Fig. 2. Sedimentary column of JZ-01 core and radiocarbon dating points. Arrow indicates the horizon of AMS radiocarbon dating, and upper part indicates ¹⁴C age and below part is calendar age by INTCAL 98 (Stuiver *et al.*, 1998)

下年代(7,300年前；福澤, 1995)を用いて JZ 01 コアの深度-年代関係を明らかにした(図3)。暦年代より推定された堆積速度(図3)は、コアの下部と上部で堆積速度がやや大きくなる傾向が認められ、一部、深度22.1~20.5 mを除いて0.8~6 mm/yrの範囲で変動している。大きな堆積異常やハイエイタス(無堆積)は認められない。

4. 機器分析結果

4-1. 帯磁率

帯磁率の深度に対する変化を図4に示す。帯磁率は、1~300 μSIの値で変動している。深度22.0~18.8, 4.0~1.0 mでは前後の層準と比べて帯磁率が高い。一方、深度18.8~13.4 mでは3 μSI程度と安定して低い値を示している。また、スパイク的に高い層準が、深度21.9, 19.1, 14.1, 13.4, 10.9, 5.3, 4.5, 3.4, 2.1, 1.0 および0.2 mに認められる。

表 1. JZ-01 コアの年代測定結果

Table 1. the results of AMS radiocarbon age and calibrated calendar age in JZ-01 core

Depth (m)	Laboratory Code	Material	Method	AMS ¹⁴ C age (yr B.P.)	Calendar age (cal. yr B.P.)
1.33	Beta-166772	wood	AMS	190±40	280 ±10
6.46	Beta-190544	plant material	AMS	1,600±40	1,520 +20/-90
7.24	Beta-190543	wood	AMS	1,980±40	1,920 +60/-40
14.24	Beta-166774	shell (sp. Unknown)	AMS	3,900±40	4,340 +50/-70
15.03	Beta-166775	wood	AMS	4,480±40	4,980 +70/-30
16.76	Beta-166776	cheered material	AMS	6,170±40	7,010 +90/-20
17.10		tephra (K-Ah)			7,300
18.29	Beta-166777	wood	AMS	6,900±40	7,700 +40/-20
19.78	Beta-166778	echinoid fragment	AMS	7,320±40	8,160 +20/-40
20.46	Beta-166779	shell (Paphia)	AMS	8,000±40	8,910 +60/-80
22.14	Beta-166780	shell (Corbicula)	AMS	8,240±40	8,990 +70/-60
23.51	Beta-166781	wood	AMS	8,300±40	9,270 +20/-50

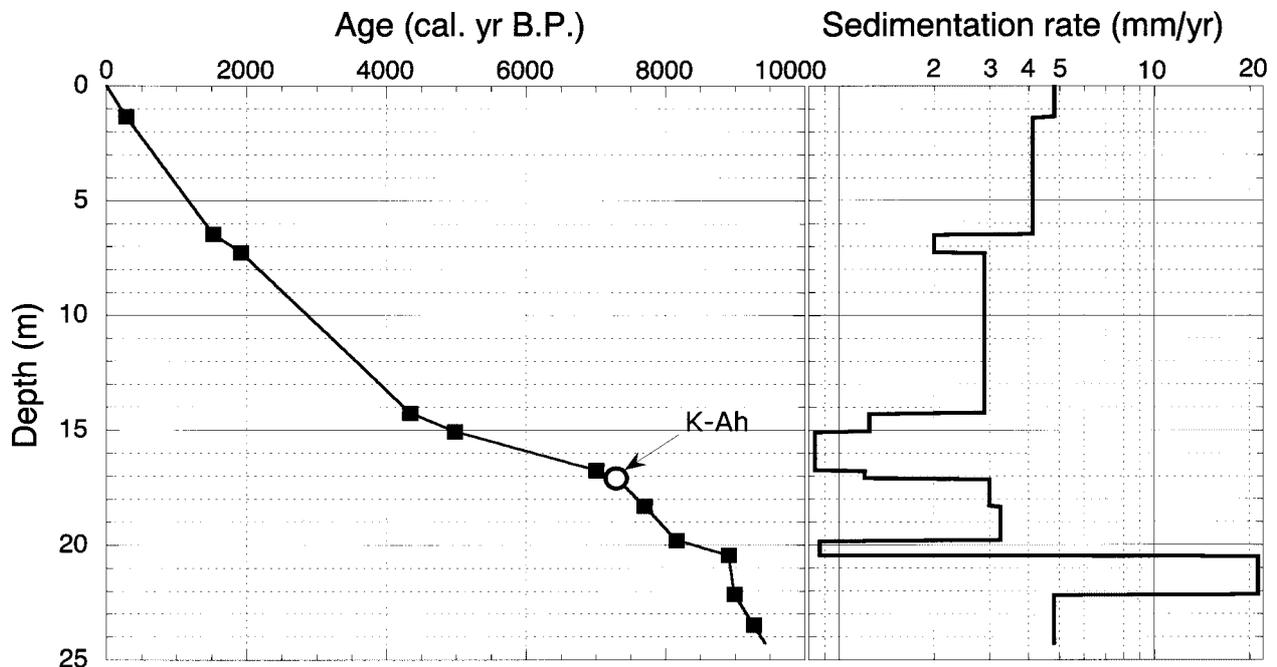


図 3. JZ-01 コアの深度-年代関係図と堆積速度の変化

Fig. 3. Depth-Age correlation plots and sedimentation rate variation in JZ-01 core.

4-2. 鉱物組成

X線回折分析に基づいた定常的あるいは特徴的に混入している同定された主な鉱物は、モンモリロナイト： 6.3° (14\AA)，イライト： 8.8° (10.1\AA)，石膏： 11.6° (7.6\AA)，緑泥石+カオリナイト： 12.4° (7.18\AA)，石英： 26.6° (3.34\AA)，長石： 27.7° (3.20\AA)，赤鉄鉱： 31.7° (2.82\AA)，菱鉄鉱： 32.0° (2.79\AA)，白鉄鉱： 33.0° (2.71\AA)，黄鉄鉱： 56.3° (1.63\AA)である(図5)。菱鉄鉱が認められる層準では、白鉄鉱や黄鉄鉱は認められないことが特徴的なこととして挙げられる。また、全層準を通じて長石が多量に混入していることも特徴のひとつである。

図6は、同定された鉱物のうち、石英、長石、菱鉄鉱、黄鉄鉱、白鉄鉱および石膏含有量を選択してそれぞれの深度および年代値に対する変化をあらわしている。石英、長石、菱鉄鉱および黄鉄鉱含有量は検量線によってwt%表記に、一方、白鉄鉱および石膏含有量はcps表記であらわしている。その結果、石英と長石含有量は深度13.4~13.0mの層準を除けば、変動傾向は同調していて、深度24.3~23.8および22.0~19.6mでその前後に比べて高い含有量を示している。深度19.6m以浅では大きな変動は認められない。この石英と長石含有量の変化は、岩相の変化と同調していて、砂質な層準ほどその含有量が多

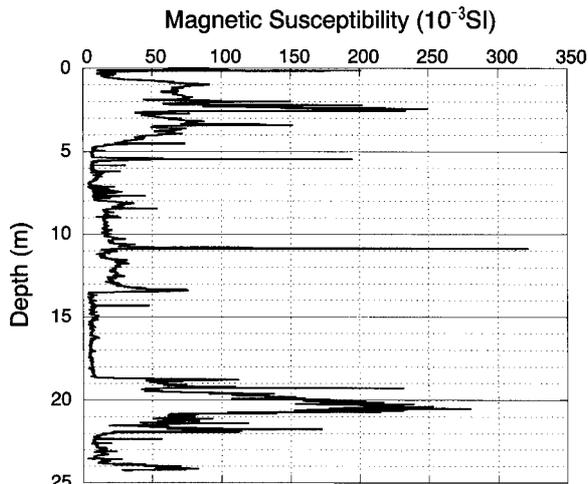


図4. JZ-01 コアの帯磁率の鉛直変化

Fig. 4. Sequential change of magnetic susceptibility in JZ-01 core.

くなっていることが明らかになった。両者の変動傾向が不一致である深度 13.4~13.0 m では、石英には変化が認められないけれども、長石含有量が急激に増加している。

次に、鉄鉱物のうち黄鉄鉱と白鉄鉱は、同質異像

であり、白鉄鉱の方が不安定な鉱物である。この両者の変動は極めて類似している。また、石膏含有量も、それら含有量と同調する変動傾向を持つ。深度 24.3~13.4, 7.6~4.0 および 2.5 m 以浅において黄鉄鉱は 4~12 wt% 程度含まれている。それ以外の深度 13.4~7.6 および 4.0~2.5 m ではほぼ 0 wt% である。一方、菱鉄鉱含有量の変動は、深度 13.4~7.6 および 4.0~2.5 m において 0.5 wt% 程度認められ、それ以外の深度 24.3~13.4, 7.6~4.0 および 2.5 m 以浅においては 0 wt% である。これらの結果より、黄鉄鉱・白鉄鉱・石膏が認められる層準では、菱鉄鉱は認められないことが明らかになった。岩相との対応関係をみると、黄鉄鉱と白鉄鉱では、下位の砂層で相対的に含有量の減少が認められるものの、深度 13.4 m までの泥層では黄鉄鉱が 6~12 wt% 程度含まれている。一方、菱鉄鉱は砂層ではほとんど検出されない。

4-3. 化学組成

蛍光 X 線分析に基づいた、各主要元素の含有量およびその平均は以下の通りである：Na (0~4.9 wt

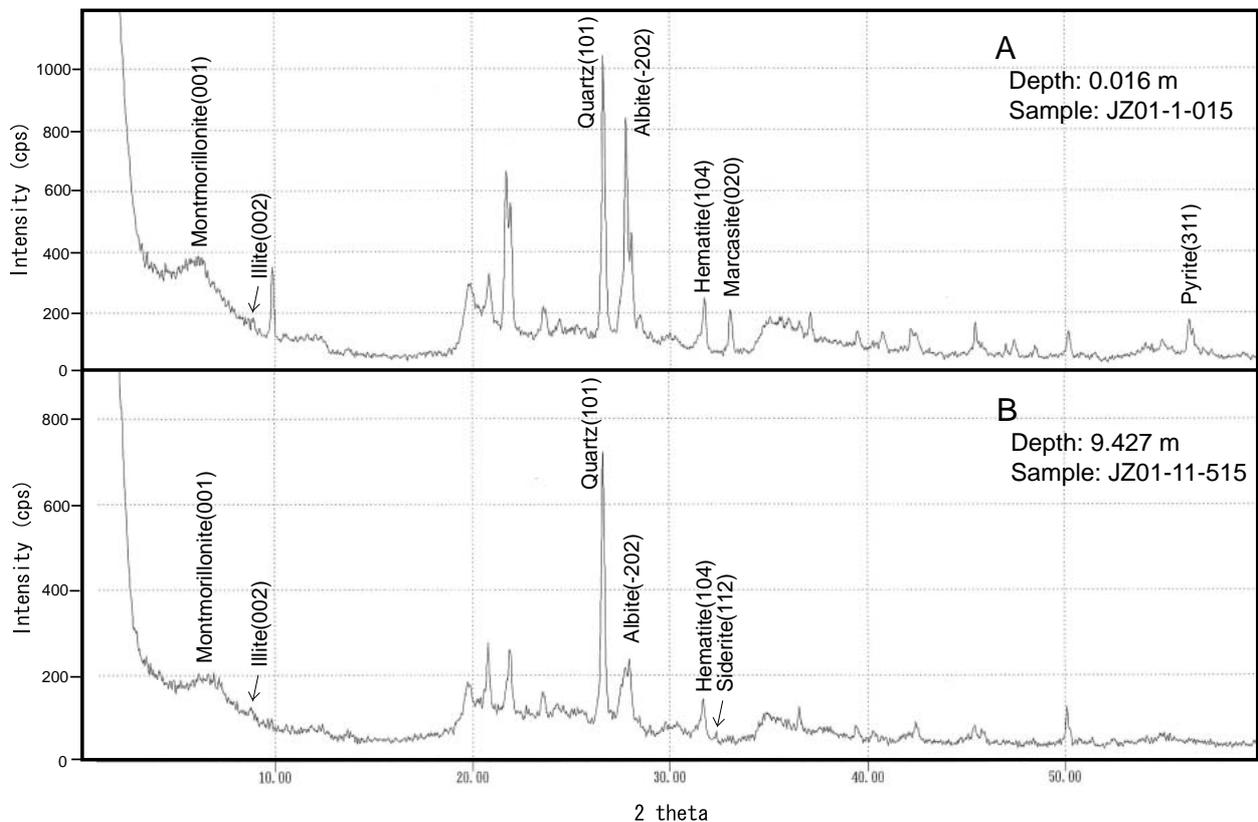


図5. JZ-01 コアに認められる典型的な X 線回折パターン A：深度 0.016 m (汽水環境) B：深度 9.427 m (淡水環境)
 Fig. 5. X-ray diffraction pattern of some horizons in JZ-01 core. A indicates the blackish water condition in depth 0.016 m, and B indicates the fresh water condition in depth 9.427 m.

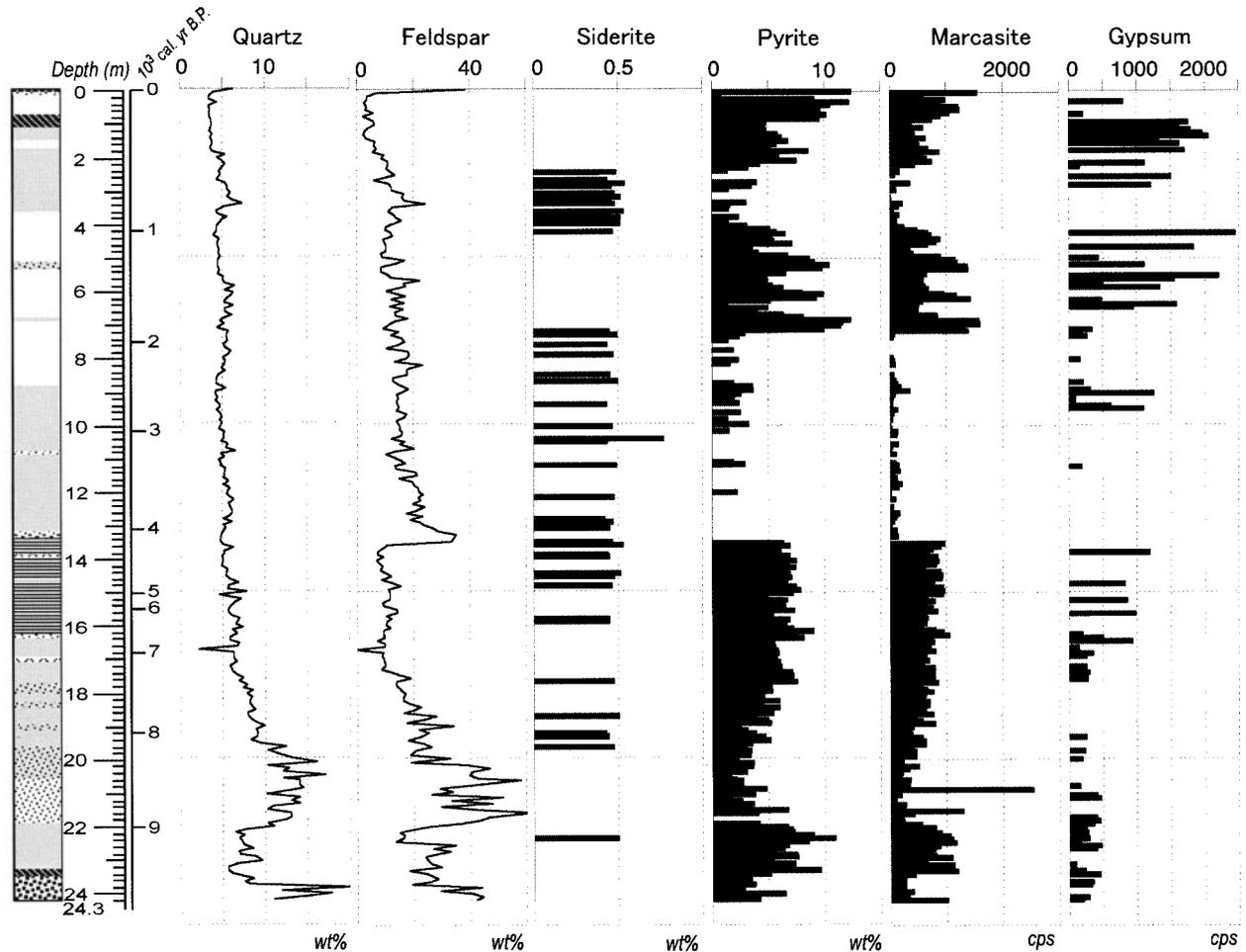


図6. JZ-01 コアの石英, 長石, 菱鉄鉱, 黄鉄鉱, 白鉄鉱および石膏含有量 (wt%もしくはcps) の鉛直変化
Fig. 6. Sequential changes of quartz content, feldspar content, siderite content, pyrite content, marcasite content and gypsum content (in wt% or cps) in JZ-01 core (from left).

%, 平均 1.79 wt%), Mg (0.3~2.0 wt%, 平均 1.31 wt%), Al (11.1~18.7 wt%, 平均 13.8 wt%), Si (55.8~69.2 wt%, 平均 61.4 wt%), P (0.01~0.12 wt%, 平均 0.03 wt%), S (0~6.4 wt%, 平均 1.51 wt%), K (1.0~1.8 wt%, 平均 1.40 wt%), Ca (0.6~2.4 wt%, 平均 1.17 wt%), Ti (0.2~0.4 wt%, 平均 0.33 wt%), Fe (3.7~10.7 wt%, 平均 7.39 wt%) および Mn (0.01~0.05 wt%, 平均 0.02 wt%).

図7は, アルミニウム, イオウおよびカルシウム (酸化物として便宜的に表記) 濃度の深度および年代値に対する変化をあらわしている. まず, 碎屑性粒子や粘土鉱物量を反映しているアルミニウム濃度について, 深度 20.0~14.4 m で, 前後の層準と比べて高い傾向が認められる. また, および深度 9 m 以浅については, スパイク的に高い層準もあるが, 全体的に上位に行くにつれ増加傾向が認められる. なお, スパイク的に高い層準は深度 6.8, 5.3, 3.6, 0.8

および 0.2 m である. イオウ濃度は, 深度 24.3~20.5, 17.2~13.3, 7.0~3.8 および 0.8 m 以浅の4層準で高い傾向が認められる. 逆に, 深度 13.3~7.0 および 3.8~2.6 m の層準ではほとんど 0 wt% を示す. このイオウ濃度の変動傾向は, 黄鉄鉱および白鉄鉱含有量の変動傾向 (図6) とおおよそ一致している. 最後に, カルシウム濃度は, 岩相 (図2) で貝殻破片が混入する深度 22.0~17.1, 13.6~11.0 および 5 m 付近で前後の層準と比べて高い. 特に, 深度 19.0~17.8, 13.6~13.0 および 5.3~5.0 m の層準でその濃度は高い.

4-4. 全有機炭素含有量

全有機炭素含有量は, 0~4.8% の範囲で変動しており, 深度 24.3~22.0 m で最も高く, 深度 17.1~5.0 m では多少の増減を繰り返して, そして, 深度 5.0 m 以浅では減少する傾向が認められる (図7).

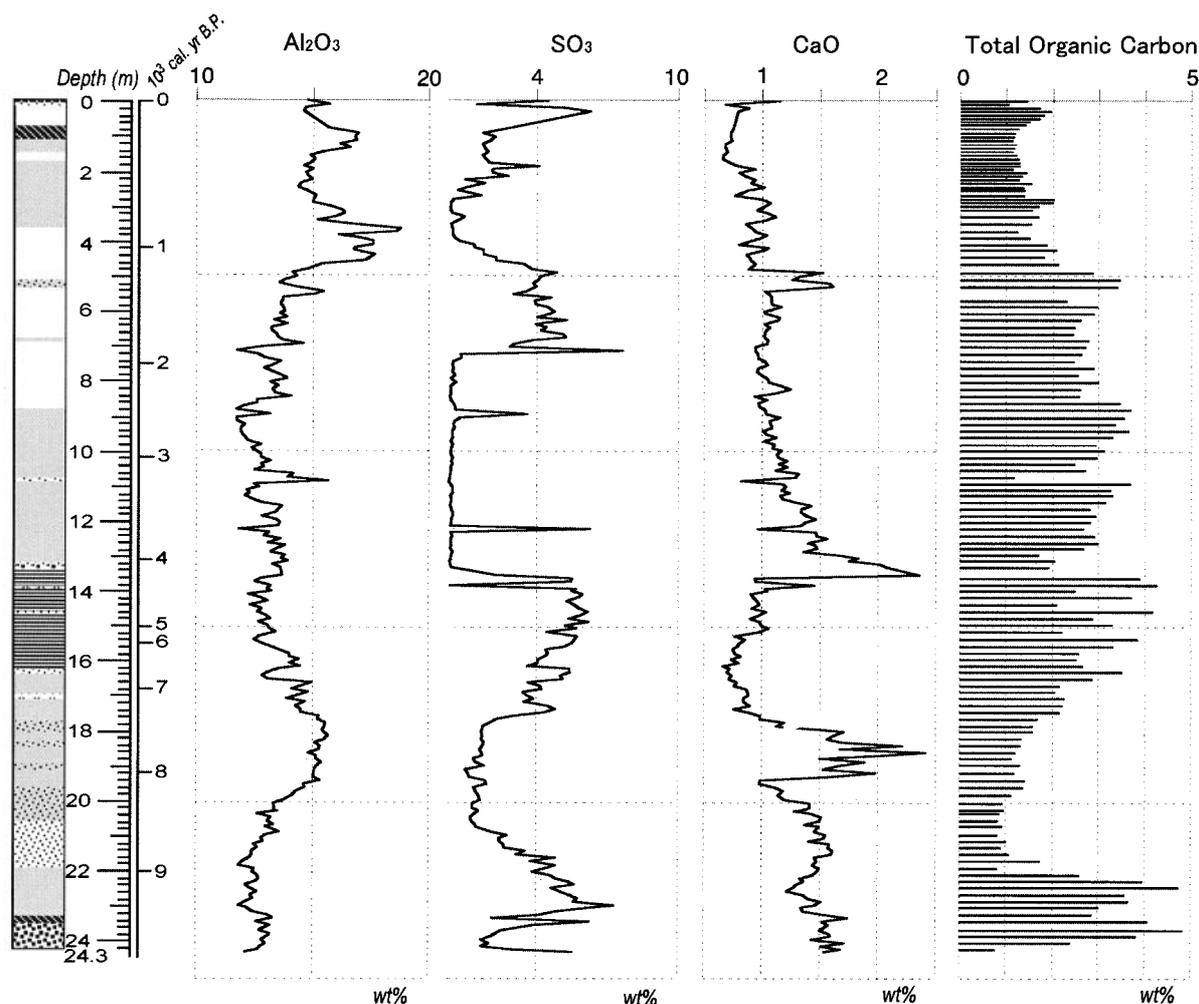


図7. JZ-01 コアのアリミニウム，イオウ，カルシウム濃度 (wt%) および全有機炭素含有量 (wt%) の鉛直変化
 Fig. 7. Sequential changes of Al_2O_3 , SO_3 , CaO contents and total organic carbon content (in wt%) in JZ-01 core (from left).

5. 考 察

神西湖の湖底堆積物には、過去の湖水環境の著しい変動や、出雲平野の形成に関連した周辺地域の急激な環境変動の影響が記録されている。本論では、完新世を連続的に記録している湖底堆積物の鉱物や化学組成から、神西湖の水文環境とその周辺の自然環境変化を明らかにする。

5-1. 水質変動

神西湖は、日本海に面した海痕湖で海水と淡水環境の境界に位置し、過去の海面のわずかな昇降によって湖水環境が強く影響をされてきたことが考えられる。そのため、神西湖の湖底堆積物から海水の侵入に起因する湖水環境の変化を明らかにできる可能性がある。福澤ほか(1995)は、水月湖堆積物の検討から、堆積物中に自生する鉄鉱物の組成変化か

ら、汽水湖沼の水質変化を推定できることを示した。それは、海水中と淡水中の硫酸イオン濃度が大きく異なることによって、淡水環境下では菱鉄鉱 (Siderite, FeCO_3) が、汽水環境では水塊底層部の還元環境を反映して黄鉄鉱 (Pyrite, FeS_2) が晶出して沈殿・堆積することである。また、堆積物中のイオウ濃度は、主に黄鉄鉱含有量に起因するため、海成層の認定に便宜的に用いられていることから (白神, 1985)、イオウ濃度も、湖水の淡水化、汽水化の指標となりうる。

これらを踏まえて、神西湖湖底堆積物の鉄鉱物含有量、イオウ濃度 (SO_3 含有量で表記) の変動を検討した結果 (図6, 7)、同定された鉄鉱物の内、黄鉄鉱および白鉄鉱とイオウ濃度の変動はほぼ一致していることが明らかになった。また、黄鉄鉱および白鉄鉱が晶出しない層準には、菱鉄鉱が多く認められることが明らかになった。このことは、堆積物中の黄

鉄鉱および白鉄鉱の出現層準は汽水環境を、逆に菱鉄鉱は淡水環境であったことを示唆する。菱鉄鉱が連続的に晶出・堆積していないことや含有量が少ない原因については、湖底表層が酸化環境であったために大部分は溶解してしまったことが考えられる。また、神西湖で、同質異像である黄鉄鉱と白鉄鉱が堆積物中に共存して認められるということは、還元的な水塊底層部において晶出した際、選択的に白鉄鉱が晶出されたものと考えられる。

以上の検討に基づく、神西湖コアのうち深度 24.3~13.4 m, 7.6~4.0 および 2.5 m 以浅は、海水侵入の影響を受けた環境に、一方、それ以外の深度 13.4~7.6 および 4.0~2.5 m では、海水とは遮断された淡水環境におかされていたことが示される。つまり、神西湖では、過去に少なくとも 2 回以上繰り返して汽水(内湾)から淡水環境へ変化していたことが推定された。

汽水(内湾)環境を呈する深度 24.3~13.4 m のうち、中位の深度 22.0~17.6 m の層準は、砂~砂質シルト層であり、多くの貝殻破片を含んでいる(図 2)。そのため、貝殻破片や碎屑粒子によって黄鉄鉱・白鉄鉱、およびイオウ濃度が希釈され、見かけ上減少している(図 6, 7)が、同層準では強い海水の侵入があったことが推定される。これら層準において、内湾性の有孔虫化石(高田・高安, 2004)や二枚貝化石(高安, 2002)が報告されていることからこの見解は支持される。

5-2. 河川流入量変動と洪水性堆積物

一般に湖底堆積物中の帯磁率は、磁性鉱物や比重の重い粒子の混入を指し示すもので、火山灰層(吉川ほか, 1993)や洪水堆積層(加藤ほか, 1998)の認定に役立つ。神西湖湖底堆積物の帯磁率の変化には、スパイク的なものと長期的なものに分けられる(図 3)。そのうち、正の増大ピークを示す深度 21.9, 19.1, 14.1, 13.4, 10.9, 5.3, 4.5, 3.4, 2.1, 1.0 および 0.2 m の層準では、下位の層準を削り込むように挟在する貝殻破片を含む砂層が堆積していることが多く(図 2)、また、アルミニウム濃度の正のスパイクも認められる(図 7)。これら層準では、その多くが砂質な薄層であること、また、帯磁率やアルミニウム濃度に反映されるように河川を通じて流入する外来物質から構成されることから、湖底表層をえぐるような速度で、周辺流域から何度も河川を通じて粒子が流れ込んできた洪水性堆積物であると考えられる。そのうち、深度 13.4 m の洪水性堆積物につい

ては、長石含有量の急激な増加が認められる(図 6)。高安・出雲古代景観復元チーム(2003)は、完新世中期にあたる約 3,800~4,000 年前に、出雲平野西部広域にわたって分布する三瓶大平山火山噴出物(三浦・林, 1991)に起因した洪水性堆積物が堆積していることを明らかにした。三瓶山起源の火山噴出物には多くの自形の長石が多く含まれることが多い(三浦・林, 1991)ことから、この深度 13.4 m 付近の洪水性堆積物は、高安(2003)が指摘するように三瓶大平山起源の火山噴出物が神西湖に堆積したものと考えられる。

以上の検討に基づく、神西湖の湖底堆積物には、少なくとも 11 回の洪水性堆積物が挟在している。そのうち、深度 13.4 m 付近の洪水性堆積物は、三瓶大平山火山噴出物に起因するものであることが考えられる。また、この洪水性堆積物の多くは、深度 6 m 以浅に集中していることが明らかになった。これは、有史時代の人為的な急激な土地改変により森林の伐採などが進行して、周辺地域の山地斜面で裸地化が進んだ結果、土壌の保持力が低下したことから、一時的な集中豪雨などによって、土壌流出が頻繁に生じさせ洪水を頻発させたことを示しているのかもしれない。

一方、堆積速度の変化(図 3)は、アルミ濃度変化の長期的な変動(図 7)とおおよそ一致する傾向が読み取れる。これは、堆積速度が、主に、河川などを通じて周辺地域より流入してくる碎屑性の粒子量を反映していることを示唆する。したがって、堆積速度は、河川流入量を示している可能性がある。堆積速度の変化から読み取れる河川流入量の変化は、深度 24.3~17.1 m および深度 6.5 m 以浅で大きくなる。前者は、砂~砂質シルト層準であり、石英および長石含有量も同層準で増加することから(図 6)、比較的粗粒な河川性粒子が堆積する場であることが推定される。一方、後者は泥層で構成されることや、石英および長石含有量に顕著な増加傾向が認められないことを踏まえると、土壌に含まれる粘土鉱物などが主に流入していたと考えられる。

5-3. 完新世における神西湖の堆積環境変化

JZ 01 コアの深度-年代モデルから、コアは約 9,500 年前以降の連続堆積物であることが明らかになった(図 3)。この年代モデルに基づき完新世における堆積環境変化について検討した。図 8 は、過去 9,500 年間の神西湖堆積物中の水質変動を示す黄鉄鉱および菱鉄鉱量変化と、河川流入量変動を示すア

ルミニウム濃度および堆積速度の時系列変化を、洪水性堆積物の挟在層準とともに示している。

その結果、神西湖における堆積環境については、9,500~7,300年前、7,300~4,100年前、4,100~1,900年前、1,900~1,100年前、1,100~400年前、および400年前以降の6つのステージに区分できる。9,500~7,300年前のステージでは、黄鉄鉱が多く含まれる主に砂~砂質シルト層が堆積している。河川流入量も多く、周辺地域から多くの粗粒な粒子が混入してきている。また、同コアの有孔虫の群集組成を検討した高田・高安(2004)によれば、同層準が汽水~内湾的環境を示すことを報告している。したがって、本ステージでは、最終氷期以降のユースタティックな海面の上昇によって、外来性の粗粒な碎屑性粒子が多量に運搬・堆積する内湾的環境であったことが推定される。次の7,300~4,100年前のステージでは、黄鉄鉱が多く含まれる主に平行葉理を呈する泥層が堆積していること。また、堆積速度も小さく一定であることから、本ステージでは、汽水環境下の比較的安定した堆積場であったことが推定される。良好に平行葉理が保存されるということは、波浪の影響を受けない比較的深い水深を保持しているとともに、一年を通じて塩分躍層が存在していたことが推定される。そして、このステージの終焉である約4,100年前に、神西湖の環境は、汽水環境から淡水環境に一変する。この原因のひとつは、三瓶太平山の火山活動が挙げられる。本研究結果からも、三瓶太平山の火山活動による火山噴出物が洪水性堆積物として、湖内に流入していることが明らかになっている。この火山噴出物は、出雲平野全体に広がり、現在でも神戸川右岸あたりに微高地として現地地形に残っている(林, 1991)ため、この火山活動が、当時の出雲平野の自然環境に大きな変化(ダメージ)をもたらしたことは容易に想像できる。しかしながら、約4,100年前は、急激な寒冷・乾燥化が世界的に認められており、完新世における大きな気候寒冷イベントが存在する(Bond *et al.*, 1997)。とくに、日本列島と同じ気候帯に属する中国東北部では、同時期の気温がヤングドリアス寒冷期の約半分の規模程度で低下してことが花粉分析の結果から示されている(Makohonienko *et al.*, 2004 *in press*)。さらに、鳥取県西部の東郷池における湖底堆積物の検討でも、約4,000年前における急激な海面の下降が報告されている(Kato *et al.*, 2003)。したがって、この寒冷化によって海面が急激に下降したことで、神西湖が淡水化した可能性もある。今後の神西湖堆積

物の花粉、珪藻分析などによるさらなる検討が必要であろう。いずれにしても、神西湖では4,100年前以降1,900年前まで淡水環境下のステージに変化する。この淡水環境では、生物擾乱が顕著な泥層が堆積して、洪水性堆積物も混入しはじめる。おそらく徐々に現在の出雲平野を形成させるように埋積が進行しはじめてはいるが、まだ、十分な水深は保持されていたことが予想される。また、突発的ではあるが、黄鉄鉱および白鉄鉱がスパイク的に混入してくることも認められるため、一時的に汽水環境に戻っていたことも推定される。そして、次の1,900~1,100年前では、再び汽水環境下におかれる。この環境は、出雲風土記で編纂されている「神門水海」であらわされる大きな潟湖を示して、海水が再び流入しだしたものと予想される。また、ほぼ同時期(約2,000年前)から、アルミ濃度が増加し出すとともに、洪水イベントが頻発している(図8)。これは、人為的に土地改変が進み、突発的な集中豪雨などによって、簡単に表層土壌が洗い流されやすくなった可能性を示唆するものであり、約2,000年前からは始める人間活動による土地改変が進行していたことを暗示しているのかもしれない。事実、出雲王国の前身にあたる出雲西部で発した「原イツモ国」に関する遺跡が弥生時代中期から後期に集中しており(門脇, 2003)、神西湖の湖底堆積物に記録される人間活動の影響が開始する時期と一致していることは大変興味深い。一方、「神門水海」を形づくる潟湖は、外洋とつながる砂嘴が出雲平野北方から埋積しはじめて徐々に淡水化する(徳岡, 1990)。神西湖では1,100年前より淡水環境になり、その後、淡水環境が約400年前まで続いている。また、このステージでは、いくつかの洪水性堆積物も挟在している。高安ほか(1995)は古文書記録をまとめ14世紀付近の神西湖を含めた出雲平野南部の水はけの悪さや、洪水による災害の頻発について報告している。今回明らかになった堆積環境は、これら古文書記録を反映しているものと考えられる。そして、最後の400年前以降のステージでは再び汽水環境に変わる。この堆積環境は現在とほとんど変わらないものと考えられる。この水質変化の原因は、1687年に差海川が人工的に開削され、外洋とつながり、その川を海水が遡上することで汽水環境になったものと考えられる。

以上のように、堆積物コアの鉱物・化学組成の変化から、完新世における神西湖の堆積環境の変化を明らかにした結果、完新世における海水準変動と河川による埋積作用によって湖内の水質環境が繰り返

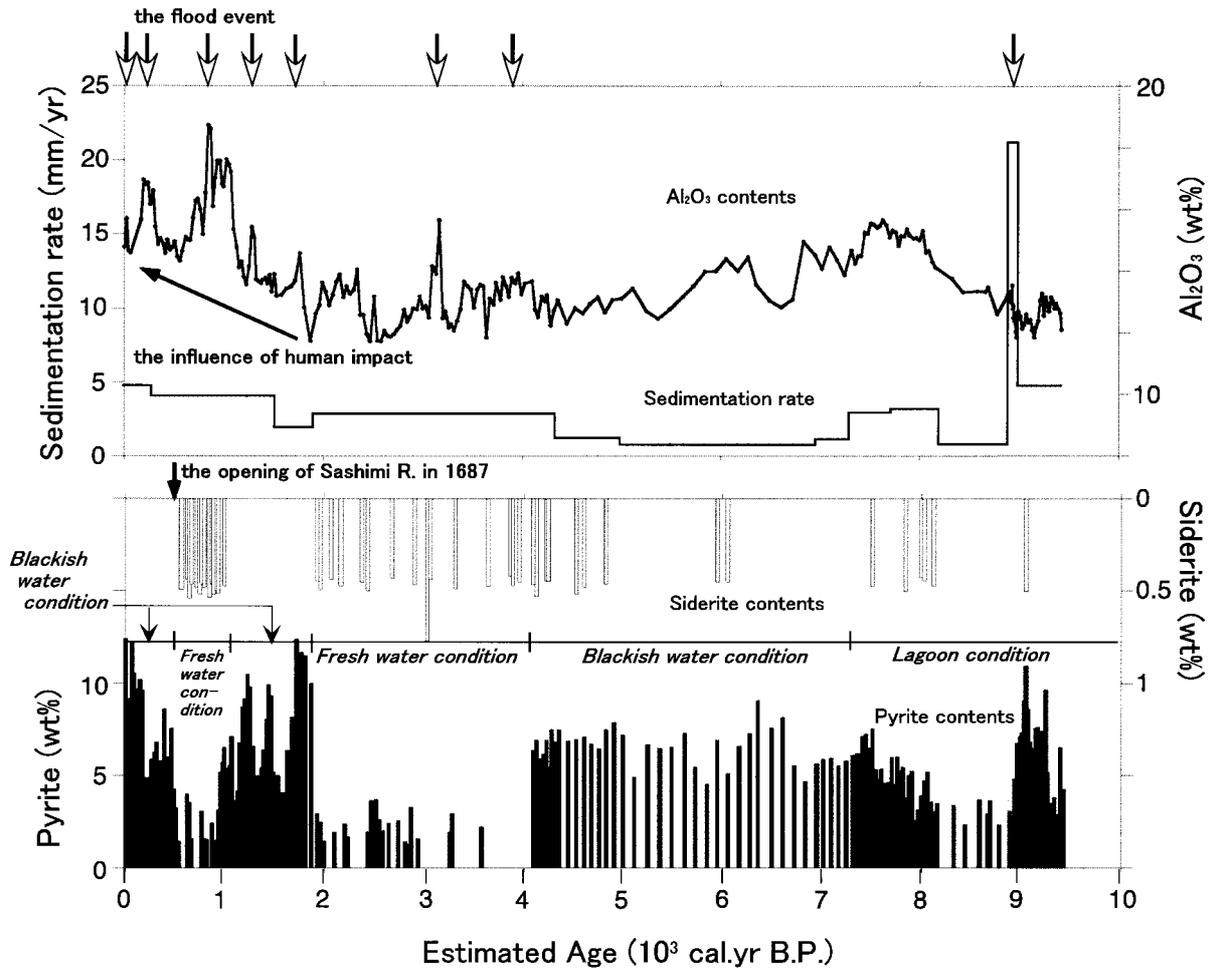


図8. 神西湖における過去9,500年間のアルミニウム濃度、堆積速度、菱鉄鉱含有量(□)および黄鉄鉱(■)含有量変化と洪水イベント。また、古環境的解釈に基づく人為的インパクトと湖水変遷史。

Fig. 8. Time-series changes of Al_2O_3 content, sedimentation rate, siderite content (open square) and pyrite content (solid square) in Lake Jinzai since 9,500 cal. yr B.P. with the horizons of a flood event (open arrow). And the human impact (solid arrow) and lake water condition variation by paleoenvironmental interpretation of the core results.

し変化してきたこと、および、最近2,000年間ににおける人為的な環境変化の影響による堆積環境の変化を明らかにすることができた。とくに、神西湖では4,100~1,900年前に淡水環境になっていたことは、今まで出雲平野西部を含めて報告がなかったものであり特筆される。

6. ま と め

出雲平野南西部に位置する神西湖で採取したコアの記載および年代測定を行ない、各種分析結果に基づいて完新世における湖内水質や周辺地域の環境変遷について検討をおこなった。

その結果、神西湖で採取された全長24.3 mのコアは、過去9,500年間の連続堆積物であり、過去の湖内および周辺陸域の環境変動を精緻に記録しているこ

とが明らかになった。分析結果に基づく、黄鉄鉱・白鉄鉱-菱鉄鉱の鉄鉱物組成の変化であらわされる過去の神西湖の水質変動は、完新世において淡水汽水環境の繰り返しが少なくとも2回認められる。まとめると、完新世における神西湖の堆積環境は以下の6つのステージに分けられる：9,500~7,300年前：内湾~汽水環境、7,300~4,100年前：汽水環境、4,100~1,900年前：淡水環境、1,900~1,100年前：汽水環境、1,100~400年前：淡水環境、400年前以降：汽水環境。また、堆積速度およびアルミ濃度変化で示される河川流入量変化や洪水性堆積物の挟在層準からは、完新世初期と末期における多堆積時期の存在を示した。前者は粗粒な碎屑性粒子による堆積、一方、後者は古代出雲王国に関連する人間活動に起因する表層土壌の流出による堆積が主な原因であることを指摘した。今後、さらに精度よく過去の

古環境・古地理を復元するためには、神西湖以外の地域における出雲平野の形成に関する記録を解明することが重要である。

謝 辞

本研究を進めるにあたり、東京都立大学大学院理学研究科の福澤仁之教授には、XRD および XRF 分析装置を快く使用させていただくとともに、鉱物組成変化についてコメントをいただいた。島根大学汽水域研究センター技術補佐員の船来桂子さんには試料の前処理や帯磁率の測定、データのとりまとめにあたり、大変御協力いただいた。本研究に用いたコア試料の採取および年代測定は、島根県古代文化センターの古代出雲歴史景観復元プロジェクトの一貫としておこなわれたものである。同センターの岡宏三氏をはじめとするプロジェクト関係者の方々には、大変お世話いただいた。以上の方々に心より御礼申し上げます。

引用文献

- Bond, G., Showers, W., Cheseby, M., Lotti, R., Almasi, P., deMenocal, P., Priore, P., Cullen, H., Hajdas, I. and Bonani, G. (1997) A pervasive millennial-scale cycle in north Atlantic Holocene and Glacial climates. *Science* 278: 1257-1266.
- 福澤仁之 (1995) 天然の「時計」・「環境変動検出計」としての湖沼の年縞堆積物。第四紀研究, 34: 135-149.
- 福澤仁之・小泉 格・岡村 真・安田喜憲 (1995) 水月湖細粒堆積物に認められる過去 2,000 年間の風成塵・海水準・降水変動の記録。地学雑誌, 104: 52-64.
- 林 正久 (1991) 出雲平野の地形発達。地理学評論, 64 A: 26-46.
- 門脇禎二 (2003) 古代出雲。講談社学術文庫, 東京, 338 p.
- 加藤めぐみ・福澤仁之・安田喜憲・藤原 治 (1998) 鳥取県東郷池湖底堆積物の層序と年縞。汽水域研究, 5: 27-37.
- Kato, M., Fukusawa, H. and Yasuda, Y. (2003) Varved lacustrine sediments of Lake Tougou-ike, Western Japan, with reference to Holocene sea-level changes in Japan. *Quaternary International*, 105: 33-37.
- 町田 洋・新井房夫 (1978) 南九州鬼界カルデラから噴出した広域テフラーアカホヤ火山灰。第四紀研究, 17: 143-163.
- Makohonienko, M., Kitagawa, H., Naruse, T., Nasu, H., Momohara, A., Okuno, M., Fujiki, T., Liu, X., Yasuda, Y. and Yin, H. (2004) Late-Holocene natural and anthropogenic vegetation changes in the Dongbei Pingyuan (Manchurian Plain), northeastern China. *Quaternary International*, in press.
- 三浦 清・林 正久 (1991) 中国・四国地方の第四紀テフラ研究—広域テフラを中心として—。第四紀研究, 30: 339-351.
- 白神 宏 (1985) FeS₂ 含有量からみた広島平野沖積層の堆積構造。地理学評論, 58 A: 631-644.
- Stuiver, M., Reimer, P. J., Bard, E., Beck, J. W., Burr, G. S., Hughen, K. A., Kromer, B., McCormac, G. and van der Plicht, J. (1998) INTCAL 98 radiocarbon age calibration, 24,000-0 cal BP. *Radiocarbon* 40: 1041-1085.
- 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)。汽水域研究, 11: 131-134.
- 高安克己 (2002) 沿岸潟湖形成史からみた閉鎖的水域における恒久的貧酸素水塊の発生条件。第 12 回環境地質学シンポジウム論文集, 12: 451-456.
- 高安克己・瀬戸浩二・三瓶良和 (1995) 堆積物が語る過去の湖底環境。神西湖の自然—小さな汽水湖・大きな恵—。神西湖の自然編集委員会編, たたら書房, 鳥取, 1-21.
- 高安克己・出雲古代景観復元チーム (2003) 三瓶山の噴火と出雲平野西部の古環境。三瓶埋没林調査報告書Ⅲ, 65-72.
- 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。地質学論集, 36: 15-34.
- 徳岡隆夫・高安克己・國井秀伸・竹広文明・三瓶良和 (1998) 豊かな汽水環境を未来に—中海・宍道湖を例として—。汽水域研究, 5: 口絵.
- 山田和芳・斎藤耕志・福澤仁之 (1998) 汽水湖底堆積物の採取・分析方法とその最近の進歩。汽水域研究, 5: 63-73.
- 吉川周作・近藤洋一・井内美郎 (1993) 帯磁率による「肉眼では識別することのできない火山灰」の検出。地質学雑誌, 99: 292-296.

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

作野裕司¹・山本正智¹・吉田武史¹・松永恒雄²
古津年章³・下舞豊志³・高安克巳⁵

Estimation of turbidity and chlorophyll-a concentration in Lakes Shinji and Nakaumi using multi-date ASTER data

Yuji Sakuno¹, Yamamoto Masatomo¹, Yoshida Takeshi¹, Tsuneo Matsunaga²
Toshiaki Kozu³, Toyoshi Shimomai³, Katsumi Takayasu⁴

Abstract: The high-resolution satellite sensor “ASTER” should be a useful tool for the monitoring of water quality in Lake Shinji and Lake Nakaumi. However, the method for extracting water quality information from ASTER data has not been established. This study presents a model for estimating turbidity and chlorophyll-a concentration (Chl-a) in these lakes using ASTER/in-site data sets. The validity of the model was checked using data from water quality surveys conducted simultaneously with satellite observation in these lakes. Consequently, the feasibility of quantifying turbidity and Chl-a with sufficient accuracy was shown using data of bands 1, 2, and 3 of ASTER. However, an accurate result could not be obtained without field validation of the model.

Key words: ASTER, turbidity, chlorophyll-a, monitoring

はじめに

宍道湖・中海は、海と陸の接点にある汽水湖で、水産資源が豊富な水域である。しかし、近年宍道湖ではアオコ、中海では赤潮に代表される富栄養化が深刻で、しばしば水産資源にも被害を与えている。このような富栄養化のメカニズムを解明するための第一歩として、植物プランクトンの分布を知ることが極めて重要なことである。しかし、宍道湖・中海のような広域で水質の時間変化が激しい汽水域では、従来の船舶調査のみでは、広域の瞬時的な分布

を知ることは難しかった。そこで、衛星や航空機を使ったリモートセンシング技術が、汽水域のモニタリングツールとして、期待されている。

以上のような背景から筆者らは、島根県東部に位置する宍道湖・中海をテストサイトとして、1995年から継続的に衛星リモートセンシングを用いた汽水域の水温・水質推定の可能性について検討を行ってきた(例えば作野ほか, 2001)。また、衛星センサ ASTER データを使った汽水域の水温・濁度推定についてもすでいくつかの報告を行っている(例えば山本ほか, 2002)。しかし、これらはデータ数も少

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

² 国立環境研究所 National Institute for Environmental Studies, Tsukuba, 305-0053, Japan

³ 島根大学総合理工学部 Interdisciplinary Faculty of Science and Engineering, Shimane University, Shimane University, Matsue, 690-0823, Japan

⁴ 島根大学汽水域研究センター Research Center for Coastal Lagoon Environments, Shimane University, Matsue, 690-0823, Japan

⁵ 島根大学 Shimane University, Matsue, 690-8504, Japan

表 1. ASTER/VNIR センサの諸元
Table 1. Characteristics of ASTER/VNIR sensor

Launch	Dec.1999
Resolution	15m
Swath	60km
Quantization	8bit
Band	Band1:0.52-0.60 μ m Band2:0.63-0.69 μ m Band3:0.76-0.86 μ m

なく、必ずしも ASTER データを使った水質推定法が確立したとはいえない。そこで本研究ではさらに多くの衛星/現場データセットを使って宍道湖・中海の濁度・クロロフィル a 濃度 (以下 Chl-a と略す) 推定を行い、さらに様々なデータ処理段階 (プロダクト) のデータを使って結果を比較した。

方 法

1. 使用衛星データ

研究に使用した衛星データは、日本とアメリカが共同開発した衛星 Terra (2000 年 2 月 24 日より観測開始) に搭載された ASTER と呼ばれるセンサーの可視・近赤外 (Visible and Infrared, 以下 VNIR と呼ぶ) データである。ASTER センサの諸元は表 1 に示されるとおりである。同センサーの VNIR データの最も大きな特徴の一つは、Landast/TM (解像度: 30 m), SPOT/HRV (解像度: 20 m) に比べて高解像度 (解像度 15 m) であることである。

2. ASTER データによる濁度及び Chl-a 推定法

ASTER データによる濁度及び Chl-a 推定法はまだ確立されていない。ただし濁度については、山本ほか (2002) はすでに宍道湖・中海において統計的な方法を用いて ASTER/VNIR の単バンドデータと現場観測した濁度との単回帰分析を行い、それらの相関を調べている。今回は、このような単バンドによる単回帰分析だけでなく、ASTER データの特徴を生かした複数バンドによる重回帰分析による濁度及び Chl-a 推定も試みた。また、衛星データから濁度や Chl-a を推定する際には、前処理として大気補正が重要であるが、補正計算が複雑なため、一般に簡易的な大気補正法 (暗画素法) (山本ほか, 2002) が使われる。今回は、この「暗画素法により大気成分を簡易除去したレベル 1b データ、及びすでに大気補正済みの ASTER プロダクトであるレベル 2b01 (放射輝

度), レベル 2b05 (反射率)」と「現場データ」との相関解析により宍道湖・中海の Chl-a 推定モデルを作成し、筆者らが船舶で取得した衛星/現場データセットを使ってそのモデルを検証する。

3. モデル作成に使用した衛星/現場データセット

濁度・Chl-a 推定モデル作成に使用した ASTER センサデータは同センサーが 2000 年 8 月～2003 年 8 月の期間に宍道湖・中海を撮影した 6 日分である。一方、現場データは同日の午前 11 時に国土交通省が宍道湖湖心 (N 35° 26' 50", E 132° 57' 46"), 中海湖心 (N 35° 27' 46", E 133° 11' 38"), 米子湾 (N 35° 25' 51", E 133° 18' 12") でタワー観測している上層 (水面下 1 m) の濁度及び Chl-a データを用いた (図 1, 表 2)。このうち、濁度の観測は宍道湖で水没型積分球法 (W95 型), 中海・米子湾では水没型積分球法 (KW-2) で行われている。また、Chl-a は現場蛍光光度法が使われる。宍道湖・中海における国土交通省タワーデータの精度や特徴については、野中ほか (2003) を参照されたい。

4. モデルの検証に使用した現場データ

前述した濁度・Chl-a 推定モデルの妥当性を検証するために、筆者らが ASTER 撮影日と同期して宍道湖・中海で行った現場データを使用した。具体的には図 1 に●で示した測点において濁度 Chl-a の計測は 2002 年 5 月 2 日 (4 地点), 2002 年 9 月 14 日 (6 地点) に調査が行われた。小型船舶から水質計 (濁度測定: Horiba 社製, U-20, 広島大学工学部所有; Chl-a 測定: アレック電子社製, ACL 1151-DK, 島根大学汽水域研究センター所有) を使って測定した。このようにして得られた現場データは表 3 に示されるとおりである。ただし、濁度データの単位は NTU であり、モデル作成に使用したデータの単位 (度 = mg/l) と異なるため、NTU の値に 0.7 を掛けて両者の単位を合わせた。ただし、モデル作成に使用したタワーデータと検証に使用したデータとは厳密には水質測定時刻、測定水深に若干の違いがあったが、今回は両者をほぼ同じ値であると仮定して特別なキャリブレーション処理を行わなかった。

結果及び考察

1. ASTER データと現場濁度・Chl-a の関係

まず、ASTER 単バンドデータと現場データとの単回帰分析結果を述べる。表 4 は「処理プロダクト別

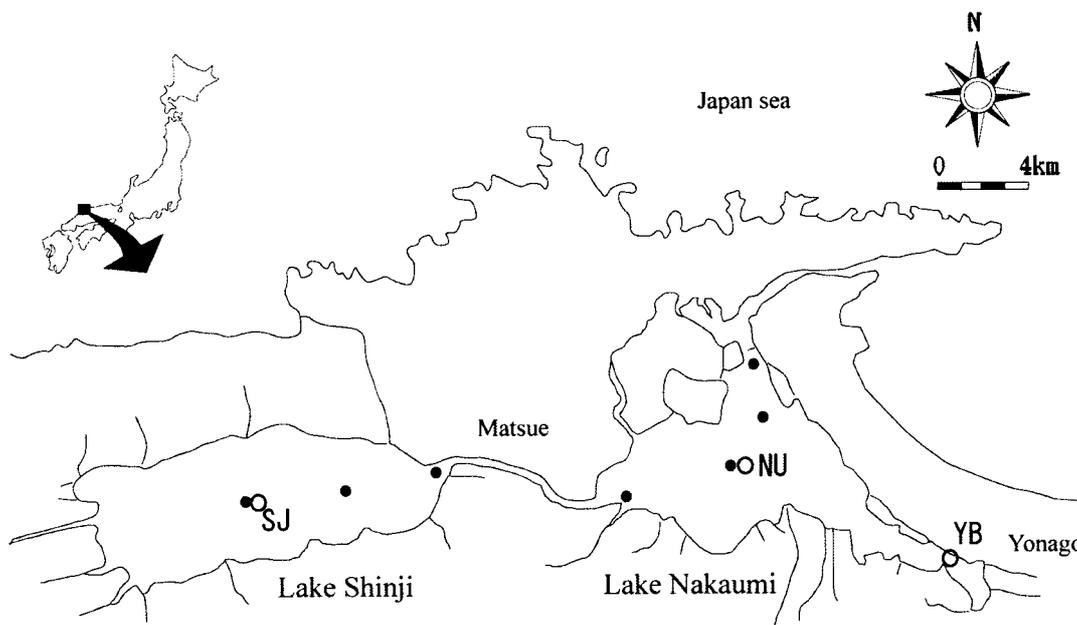


図 1. 宍道湖・中海の現場データ測点.

○がモデル作成, ●がモデルの検証に使用したデータの測点.

Fig. 1. Sampling points of in-situ data in Lake Shinji and Lake Nakaumi.

○: Points of the data used for model creation, ●: Points of the data used for validation of the model

表 2. モデル作成に使用した宍道湖・中海の濁度及び Chl-a データ. データは国土交通省のタワー観測値 (午前 11 時) を使用

Table 2. In-situ turbidity and Chl-a data used for model creation in Lake Shinji and Lake Nakaumi. The data is the tower observation value of the Ministry of Land, Infrastructure and Transport.

Date	Station	Turb.(mg/l)	Chl-a (µg/l)
2000/8/7	NU	8.0	9.0
2002/5/2	NU	13.0	14.0
	YB	18.0	10.0
2002/8/22	NU	6.0	12.0
2002/9/14	NU	6.0	31.0
2002/10/9	SJ	1.0	4.3
	NU	4.0	8.0
2003/8/23	SJ	9.0	6.6
	NU	4.0	4.0
	YB	10.0	8.0
Ave.		7.9	10.7
	SD	4.9	7.8

NU: L. Nakaumi; SJ: L. Shinji; YB: Yonago Bay

表 3. モデルの検証に使用した宍道湖・中海の濁度及び Chl-a データ

Table 3. Turbidity and Chl-a data in Lake Shinji and Lake Nakaumi which were used for verification of a model

Date	Station	Turb. (mg/l)	Chl.a(µg/l)
2002/5/2	St1	18.2	7.3
	St2	5.6	13.4
	St3	6.3	10.7
	St4'	5.6	13.8
2002/9/14	SJ01-3	7.7	8.3
	SJ01-2	8.4	14.0
	SJ01-1	5.6	2.2
	NU3	6.3	11.8
	NU2	8.4	6.6
	NU1	6.3	8.8

正の相関が認められる. 一方, Chl-a はどのレベルの ASTER データも相関がほとんどないが, 他のデータと比べ比較的相関の高いレベル 2B05 のバンド 1 では, 相関係数が 0.44 と弱い負の相関がある. これは, 440 nm 付近にある Chl-a による光吸収の影響だと思われる.

次に, ASTER 複数バンドデータと現場データとの重回帰分析結果が行われた. その結果, 「重回帰分析によって推定された ASTER の複数バンドによる

の ASTER 単バンドデータ」と「現場濁度及び現場 Chl-a」の相関関係を示している. これより, 濁度は「レベル 1b のバンド 3 (近赤外)」と最も相関が高く (R=0.88), この関係を図 2 に示す. また「レベル 2 の各バンド」と濁度の関係も, 相関係数が 0.5~0.6 程度の

表 4. ASTER 単バンドデータと現場濁度・Chl-a の相関係数

Table 4. Correlation coefficient between ASTER single band data, and turbidity and Chl-a

	Level 1b			Level 2B01			Level 2B05		
	Band1	Band2	Band3	Band1	Band2	Band3	Band1	Band2	Band3
Turbidity	0.55	0.24	0.88	0.56	0.63	0.64	0.49	0.61	0.58
Chl-a	0.05	0.04	0.31	-0.28	-0.18	0.03	-0.44	-0.21	-0.16

N=10

表 5. 重回帰モデルにより推定された ASTER 濁度と現場濁度の相関係数

Table 5. Correlation coefficient between ASTER turbidity estimated by multi regression model, and in-situ turbidity

Bands	Level 1b				Level 2B01				Level 2B05			
	1,2	1,3	2,3	1,2,3	1,2	1,3	2,3	1,2,3	1,2	1,3	2,3	1,2,3
Turbidity	0.94	0.89	0.91	0.96	0.74	0.64	0.66	0.74	0.68	0.58	0.61	0.68
Chl-a	0.06	0.39	0.34	0.53	0.72	0.64	0.43	0.73	0.88	0.73	0.25	0.89

N=10

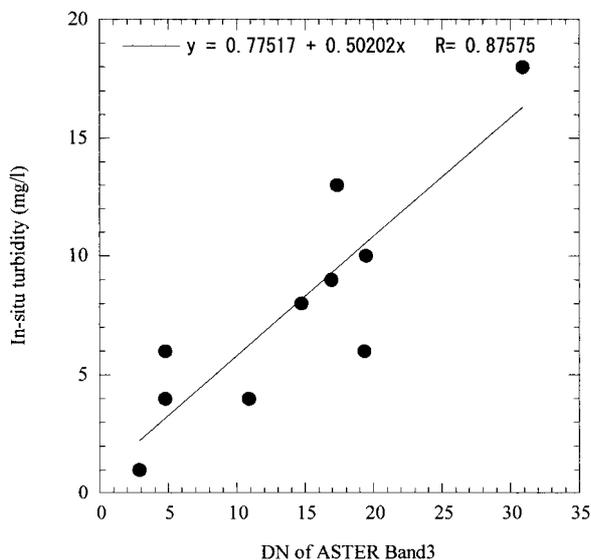


図 2. ASTER Band 3 と濁度の関係

Fig. 2. Relationship between ASTER Band 3 and in-situ turbidity

濁度・Chl-a データ」と「現場濁度及び現場 Chl-a」の相関は表 5 に表されるとおりであった。これより、濁度は「レベル 1b のバンド 1, 2, 3 の 3 バンドを使って推定した濁度」と最も相関が高く ($R=0.96$)、単バンド推定と比べ推定精度は高い。また表 5 より、ASTER/VNIR のいずれのバンド組み合わせでも濁度との相関係数が 0.9 以上と同様に高いことがわかる。最も現場濁度との相関がよかった関係は、「レベル 1b のバンド 1, 2, 3 の 3 バンドを使って推定した濁度」である (図 3)。これより、全体としての推定濁度と現場濁度の相関が高く、かつ各日ごとでも相関が高いことがわかる。一方、Chl-a は、「レベル 2B05 のバンド 1, 2 及びバンド 1, 2, 3」の組み合わせで

相関係数 0.9 と単バンドの推定と比べかなり高い相関が得られた。しかし、濁度推定で最も相関が高かったレベル 1b では、どのバンド組み合わせでも高い相関は得られなかった。Chl-a 推定結果のうち、最も相関が高かった結果は図 4 に示される。

以上の結果を総合すると、ASTER による濁度、Chl-a 推定式としては、以下の式が最も現場に近い値を得ることが可能であると考えられる。

<濁度推定式>

$$\text{Turbidity}_{12(L1B)} = 2.38 + 1.53 \text{ Band 1} - 1.74 \text{ Band 2} \quad (1)$$

$$\text{Turbidity}_{123(L1B)} = 1.98 + 1.00 \text{ Band 1} - 1.24 \text{ Band 2} + 0.2513 \text{ Band 3} \quad (2)$$

<Chl-a 推定式>

$$\text{Chl-a}_{12(L2B05)} = 93.57 - 1.65 \text{ Band 1} + 1.63 \text{ Band 2} \quad (3)$$

$$\text{Chl-a}_{123(L2B05)} = 90.45 - 1.65 \text{ Band 1} + 1.42 \text{ Band 2} + 0.17 \text{ Band 3} \quad (4)$$

ここで、Turbidity と Chl-a はそれぞれ濁度と Chl-a、Bandi は ASTER/VNIR 各バンドのデジタル値、L1B、L2B05 はそれぞれ、ASTER レベル 1B、レベル 2B05 プロダクトのデータであること示している。ただし、濁度推定式の Band の値は暗画素を差し引いた後のデジタル値である。

2. ASTER データによる濁度・Chl-a 推定モデルの検証

図 5 に、式(2)から推定された濁度データ(推定濁度データ)と、モデル作成時とは別の地点で得られた現場濁度データの関係を示す。両者の残差誤差(差の標準偏差)は 5.4 mg/l とかなり大きい、全体

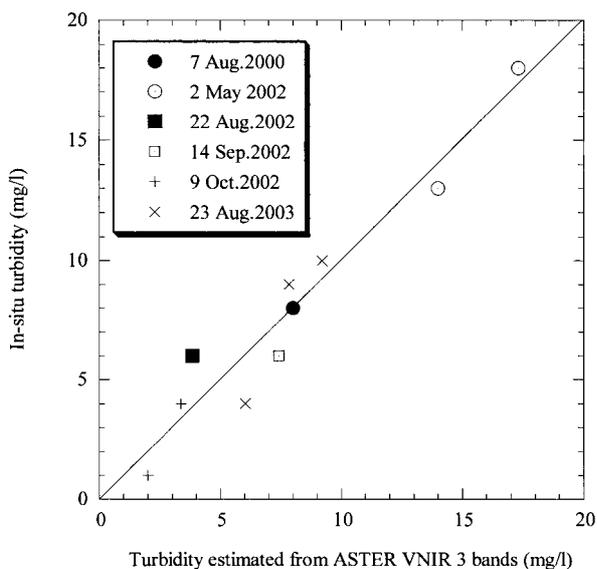


図 3. ASTER 3 バンドを使った重回帰モデルにより推定された ASTER 濁度と現場濁度の関係
Fig. 3. Relationship between ASTER turbidity estimated by multi regression model using ASTER 3 bands, and in-situ turbidity

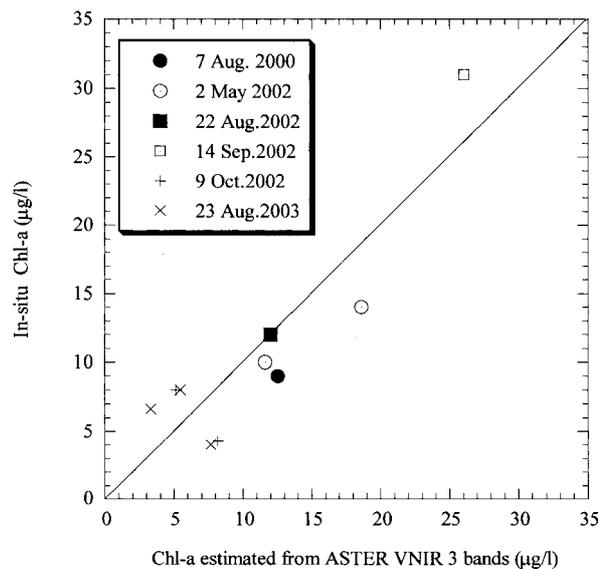


図 4. ASTER 3 バンドを使った重回帰モデルにより推定された ASTER Chl-a と現場 Chl-a の関係
Fig. 4. Relationship between ASTER Chl-a estimated by multi regression model using ASTER 3 bands, and in-situ Chl-a

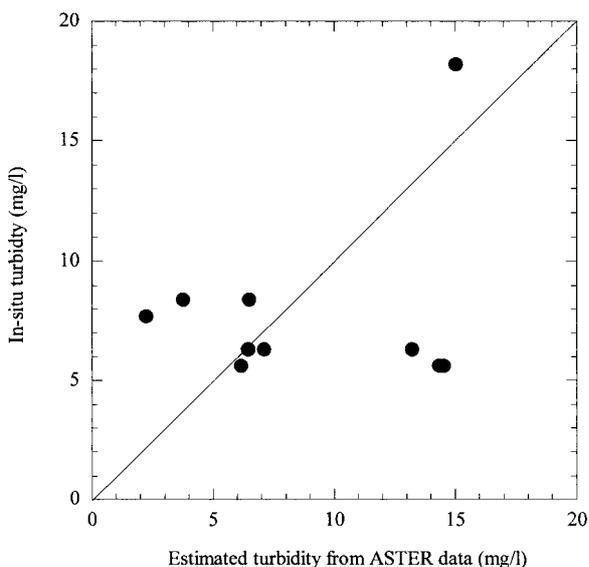


図 5. 式(2)により推定された ASTER 濁度と現場濁度 (船舶データ) の関係
Fig. 5. Relationship between ASTER turbidity estimated from equation (2), and in-situ turbidity (ship data)

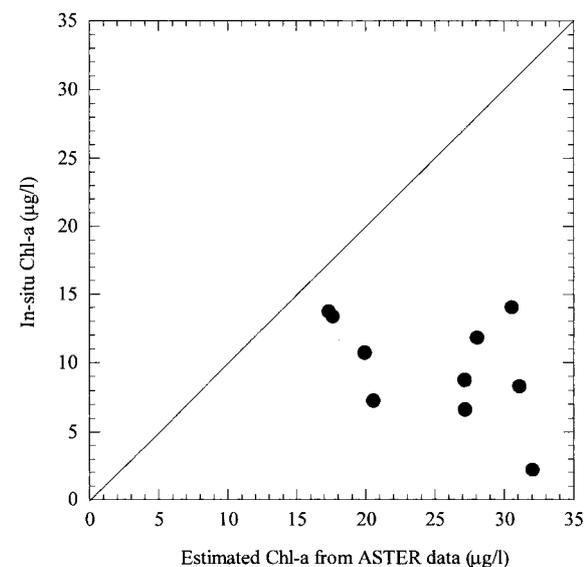


図 6. 式(4)により推定された ASTER Chl-a と現場 Chl-a (船舶データ) の関係
Fig. 6. Relationship between ASTER Chl-a estimated from equation (4), and in-situ Chl-a (ship data)

的に検証濁度データは推定濁度データの絶対値に近い値であることがわかる。

一方、図 6 に、式(4)から推定された Chl-a データ (推定 Chl-a データ) と、モデル作成時とは別の地点で得られた現場 Chl-a データの関係を示す。両者の残差誤差 (差の標準偏差) は $8.2 \mu\text{g/l}$ とかなり大きく、推定 Chl-a データと現場濁度データの絶対値も

大きく異なっている。

濁度、Chl-a 推定モデルの検証において、モデルで得られた推定データと現場データの値が大きくばらつく理由は、1) 検証データがモデルに使用したデータとキャリブレーションがうまく行われていなかった (データの質が異なる)、2) モデル作成に使用したデータは主に湖心部であり、湖全体のモデルとして

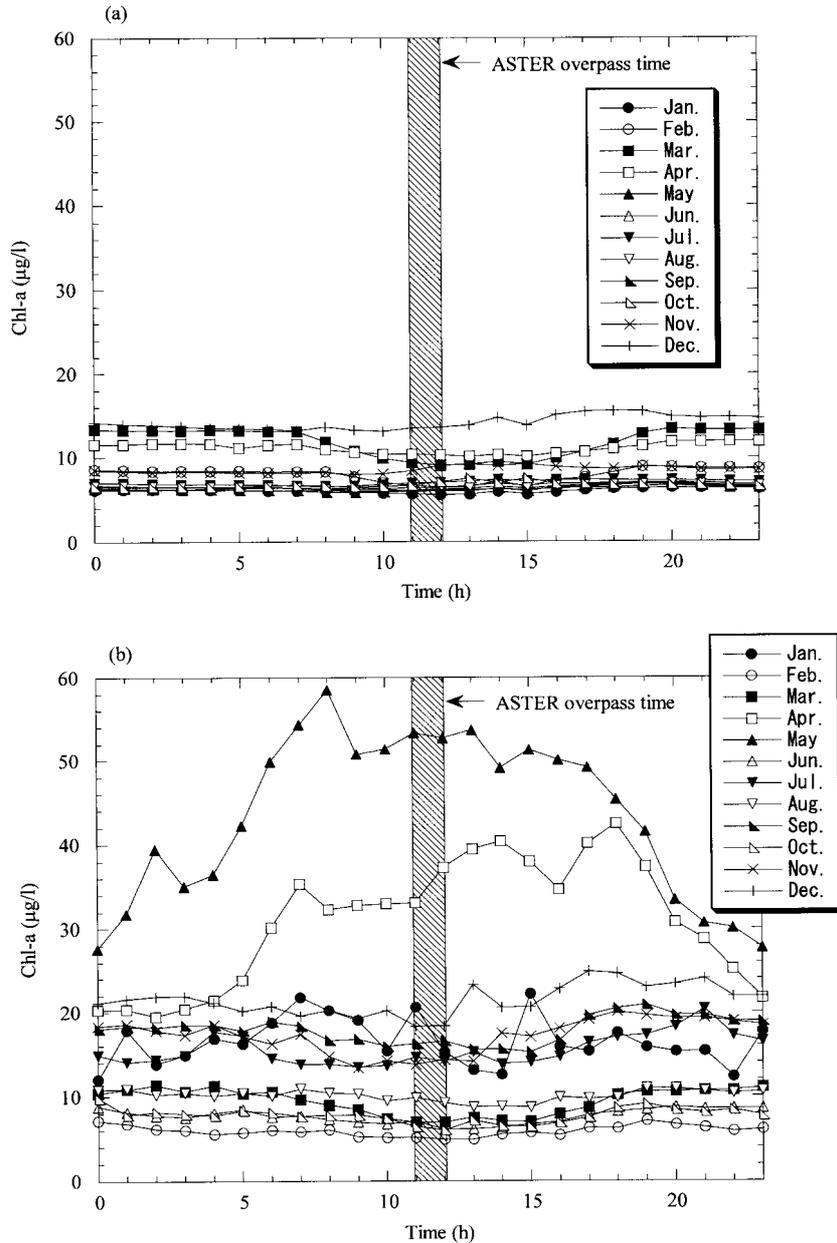


図7. 宍道湖 (a)・中海 (b) の湖心における各月の Chl-a の平均時間変化
Fig. 7. Average time change of Chl-a in every month at the center of Lake Shinji (a) and Lake Nakaumi (b)

は適さなかった, 3)現場データが取得された時間が衛星通過時とは異なること等があげられる. このうち, 1)については, 両者のデータセットを蓄積し, キャリブレーションの検討を行い, 再度検証を行いたい. 2)については, 常時得られるデータが湖心と米子湾のデータしかないことから, 現時点で説明は難しいと思われる. 3)については, 以下に若干の検討を行った.

図7は国土交通省がタワーで観測している宍道湖湖心 (a), 中海湖心 (b) の Chl-a の時間変化 (それぞれの時間における毎月の平均) を示している.

ASTER 通過は 11 時前後である. これらの図から, まず宍道湖はどの月においても中海に比べ Chl-a の時間変化が極めて小さいことがわかる. これに対し中海は 4 月, 5 月における Chl-a の時間変化が大きく, 5 月では夜間と昼間で 2 倍程度 (約 $30 \mu\text{g/l}$) の差があることがわかる. 中海と宍道湖の違い, あるいは中海の季節による時間変化の違いは植物プランクトンの種の違いに起因していると思われるが, その詳細については資料が少ないため, 今回は議論することができなかった. ただし, 日中のみに限定すると, どの季節においても両湖とも Chl-a の時間変動

は比較的小さく、検証データの取得時間の問題は小さいと考えられた。

ま と め

今回は ASTER/現場データセットを使って、宍道湖・中海における表層の濁度・Chl-a 分布推定を行うためのモデルを提案し、それを筆者らが行った衛星同期調査のデータを使って検証した。その結果、ASTER(レベル 1b)のバンド 1, 2, 3 のデータを使用することにより、宍道湖の濁度・Chl-a を比較的精度よく推定できる可能性が示された。しかし、検証データとモデルで使用したデータの質を合わせることが出来なかったため、引き続き衛星/現場データセットを蓄積し、このモデルの妥当性を検証していく必要がある。

謝 辞

本研究は、本研究で使用した ASTER データの一

部は「ASTER データ利用に関する共同研究」により提供されたものである。また現場の水温・濁度データは国土交通省出雲工事事務所から提供していただいた。関係機関に深く感謝する。

引 用 文 献

- 1) 野中崇志, 松永恒雄, 梅干野晃, 中山大輔, 瀬戸浩二(2003)宍道湖・中海における国土交通省自動観測水質データの検証, LAGUNA, pp.101-107.
- 2) 作野裕司, 松永恒雄, 六川修一, 高安克己, 國井秀伸, 中村幹雄(2001a)多時期 SPOT/HRV データによる宍道湖表層の一次生産量モニタリング, 日本リモートセンシング学会誌, Vol.21, No.2, pp.141-149.
- 3) 山本正智, 吉田武史, 作野裕司, 松永恒雄(2002) ASTER データを用いた宍道湖・中海の水温・濁度推定(2000~2002年), 日本リモートセンシング学会第 33 回学術講演会論文集, pp.181-182.

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

栗田賢一¹・古津年章¹・下舞豊志¹・作野裕司²
松永恒雄³・中山大介⁴・高安克己⁵

Airborne SAR observation of Lakes Shinji and Nakaumi: wind speed dependence of normalized radar cross-section and surface signature analysis

Ken'ichi Kurita¹, Toshiaki Kozu¹, Toyoshi Shimomai¹, Yuji Sakuno²,
Tsuneo Matsunaga³, Daisuke Nakayama⁴, Katsumi Takayasu⁴

Abstract: All-weather operation and high-resolution data are among the most important elements in remote sensing observations in coastal lagoon regions. Remote sensing from an aircraft platform has flexibility in observation timing and in the selection of observation areas. Multi-parameter and high-resolution Pi-SAR observations were conducted from 2001 to 2003 to obtain the basic characteristics of Normalized Radar Cross-section (NRCS) and SAR images over Lakes Shinji and Nakaumi to study the usefulness of such airborne SAR observations for coastal lagoon areas. X-band NRCSs obtained from the three observations show that NRCS values and the wind-speed dependence are similar to those obtained in experiments over the ocean, indicating that X-band SAR can be used for high-resolution wind speed mapping. Frequency and polarization dependences of NRCS in "clean" and "signature" areas were also analyzed. This indicated that the depression of NRCS at some signatures have a clear frequency dependence, while others do not. This finding suggests that multi-frequency SAR could be used to classify signatures.

Key words: Synthetic Aperture Radar (SAR), coastal lagoon, Normalized Radar Cross Section (NRCS), wind speed, signature

1. はじめに

日本有数の汽水湖である宍道湖・中海では、近年の環境変化の影響で、生態系の変化や漁獲高の減少が問題となっている。汽水域の環境保全がますます重要となってきた今日、広域の環境モニタリングの

観点から、リモートセンシングの有用性が認識されてきた。

リモートセンシングは電磁波を用いて、目標物(湖面)から離れたところから直接触れることなく、目標物の特徴や現象を測定する技術である。従来は可視・赤外を用いたリモートセンシングが多く

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 National 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

⁵ 島根大学 Shimane University, Matsue, 690-8504, Japan

表 1. Pi-SAR の主要諸元

Table 1. Major engineering parameters of Pi-SAR.

周波数	X-band (9.55 GHz)	L-band (1.27 GHz)
レンジ方向分解能	1.5m/ 3m	3m/ 5m/ 10m/ 20m
アジマス方向分解能	1.5m (4 look Processing)	3m (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/ VV/ VH	HH/ HV/ VV/ VH
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) x 19 cm (W)	155 cm (L) x 65 cm (W)
アンテナタイプ	Slotted Waveguide Array	Microstrip Patch Array
ピーク送信電力	8.3 kW	3.5 kW
送信パルス長	10 microsec.	10 microsec.
Developed by	Gulfstream II (Diamond Air Service Co. Ltd.)	

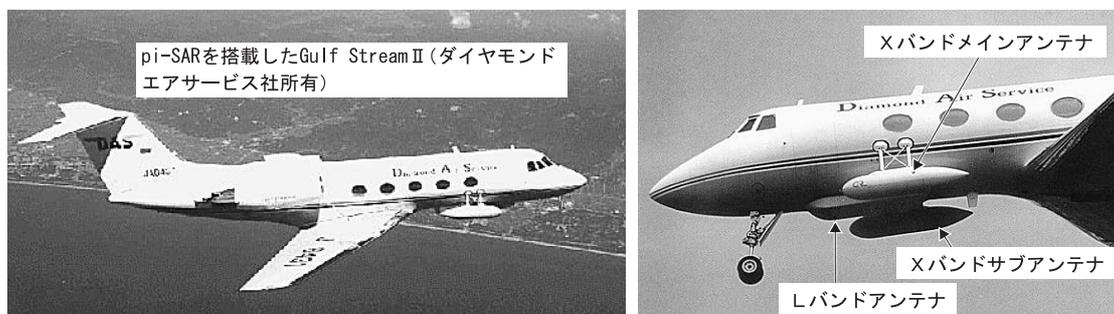


図 1. Pi-SAR の外観

(Pi-SAR を搭載した Gulf stream II (左), Pi-SAR のアンテナ (右))

Fig. 1. Picture of Gulf stream II airplane carrying the Pi-SAR (left) and Pi-SAR antenna (right).

用いられてきたが、近年は可視・赤外に比べ、天候に関係なく昼夜を問わず観測可能といった利点を持っていることから、マイクロ波リモートセンシングが注目されている。

特に、本研究における観測対象領域は、宍道湖・中海といった狭い閉鎖水系であるので、空間分解能をできる限り向上させる必要がある。合成開口レーダ(SAR)は、合成開口処理を行うことで実開口レーダ(RAR)よりも高分解能な観測が可能であることから、汽水域観測に適したセンサといえる。また汽水域は、周囲の河川や海洋との相互作用で一般に現象が複雑であり、映像化のみならず物理量の導出を狙うためには、多周波・多偏波など“マルチパラメータ”の観測が必要と考えられる。そのため

我々は、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)で開発された多偏波・干渉計型合成開口レーダ(Pi-SAR)を用い、2001年から2003年にかけて3回の観測実験を行った(市川ほか, 2002; 古津ほか, 2003)。

Pi-SARは2周波(X-band: 9.55 GHz, L-band: 1.27 GHz)・多偏波(HH・HV・VV・VH)^{*1}の同時観測が可能という特徴があり、周波数・偏波特性について高精度の検討が可能である。Pi-SARの主要諸元を表1に、またPi-SARの外観を図1に示す。

これまでSARによる海洋観測研究は多く行われており、海面の散乱係数(NRCS)^{*2}と海上風速の関係式の導出(Shimada *et al.*, 2003)や、スリック^{*3}に覆われた海面と清浄海面の間のNRCS減衰量を調べる

^{*1} 同じ偏波(H, V)で送受信することを平行偏波(HH, VV), また異なる偏波で送受信することを直交偏波(HV, VH)という。例えばHVは水平(H)送信, 垂直(V)受信を意味する。

^{*2} Normalized Radar Cross-Section (単位面積あたりの後方散乱断面積)

^{*3} 油, アルコールなど自然界で生成される, あるいは人工の物質による水面膜

研究などが行われてきた(増子, 1989). その結果, SAR が油污染域や赤潮などの検出に有効であることが示されている.

しかし, これまで狭い閉鎖水系においては, SAR 観測の有用性を詳しく検討した例はほとんどなかった. 我々は, 宍道湖・中海の衛星搭載 SAR 観測データの詳細な統計処理を通して風速場の推定の可能性を示した(Ichikawa *et al.*, 2002; 市川ほか, 2002). また Pi-SAR 観測データの予備解析を行い, 航空機搭載 SAR の有用性を検討してきた(古津ほか, 2003). それらの解析のなかで, 特に低風速下の SAR 映像にしばしば特異な“シグナチャ”^{*4} が現れることが明らかになった. しかし, その成因や SAR 観測諸元との関係など詳しい検討は課題として残されていた. また 2001 年, 2002 年の Pi-SAR 観測は比較的低風速下で行われたので, 航空機搭載 SAR から求められた NRCS の風速依存性はあまり明確ではなかった.

本論文では, 風速が 6~9 m/s と比較的強かった 2003 年の Pi-SAR 観測データを加え, NRCS の風速依存性を更に詳しく調べるとともに, 航空機搭載 SAR による水面汚染監視を念頭において, 宍道湖西部で観測されたシグナチャの NRCS 低下量の周波数依存性や偏波依存性を調べる.

2. Pi-SAR による汽水域観測概要

2.1 水面からのマイクロ波後方散乱

一つの散乱体に対して電波を照射する場合, 入射電力の一部は散乱体自身に吸収され, それ以外の電力はあらゆる方向へ散乱される. 波源(送信側)方向に散乱波が戻ってくる場合を, 後方散乱という. しかし, 湖面や海面のような平面状の対象物の場合では, 単一の散乱体という捉え方が困難であることから, 単位面積当たりの後方散乱断面積(NRCS)を用いる.

湖面上の風の影響で, 水面上には様々な波長を持ったさざ波が生成され, ランダム表面となる. このようなランダム表面からの電磁波散乱問題を厳密に解くことは, 一般に極めて困難である. そのため, 様々な仮定(モデル)を用いて近似解が求められている. たとえば表面のランダム変動が, 上下方向については電磁波の波長に比べて十分小さく, また横方向についてはと同程度という仮定(これは一般にマ

イクロ波の斜め入射観測に適用できる)のもとに近似的に解かれた後方散乱解では, 後方散乱に寄与する水面波の波長を Λ , 入射角を θ とすると, 次のような関係があることが示されている(Ulaby *et al.*, 1982).

$$2 \Lambda \sin \theta = \lambda \quad (1)$$

(1) 式はブラッグ散乱の条件に等しく, 送信波の入射角 $\theta = 45^\circ$ とすれば, X-band では $\Lambda = 2.2$ cm の水面波が, L-band では $\Lambda = 16.7$ cm の比較的短波長の水面波が後方散乱に寄与することになる. また, この波長域の波浪スペクトル強度が, NRCS と直接関係することになる.

2.2 フライト方向と観測シーン

我々は, 2001~2003 年まで計 3 回 Pi-SAR を用いた汽水域観測を行った. 2002 年および 2003 年に行なわれた観測時のフライトパラメータを表 2 (a: 2002/09/12, b: 2003/08/23) に示す^{*5}. また, フライト方向と観測シーンについては, 図 2 に示す. 括弧内は, 年度ごとのシーン名を表わしたものである. 付録 1 に, 2003 年の観測シーンの詳細をまとめて示す.

2.3 観測現場の風向・風速

2003 年の風観測では, 2 隻の小型船舶を用い宍道湖上を 7 地点, 中海上を 7 地点測定する予定であったが, 宍道湖側は強風のため測定が困難となり, 1 地点のみの測定を行った. また, 定常観測点として, 国土交通省の宍道湖および中海の湖心タワーと気象庁の出雲空港および美保空港出張所の測定値も使用した.

上記に加え, 湖岸での風観測を, 宍道湖側で 4 地点, 中海側で 6 地点において実施した. これらをまとめたものを付録 2 に示す. 2001 年および 2002 年の観測データは, 市川ほか(2002), 古津ほか(2003)を参照されたい. 観測現場(宍道湖西部)の風向・風速をベクトルで表わしたものを図 3 (a: 2002/09/12, b: 2003/08/23) に示す.

3. NRCS 風速依存性

風向・風速は観測を行なった年ごとに異なっている. 風速は小さい方から順に, 2002→2001→2003 年となっており, 風向は, 2001 年および 2002 年では

^{*4} 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.

^{*5} 2001 年(2001/11/10 実施)のフライトパラメータは, 古津ほか(2003)に記載があるので省略する.

表 2. 観測時のフライトパラメータ
 (a) 2002 年 9 月 12 日, (b) 2003 年 8 月 23 日
Table 2. Pi-SAR and in-situ observation parameters.
 (a) September. 12. 2002., (b) August. 23. 2003.

(a)

バス諸元 観測バス名	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
	時刻(JST)	航空機位置(deg:min)			
Shinjiko_ Nakaumi	12:46 - 12:52	132:32.39/35:15.17 - 133:32.61/35:23.83	79.6 deg	52 deg	12.71 km
Shinjiko NS	13:06 - 13:09	132:42.72/35:43.09 - 132:49.56/35:11.51	169.8 deg	52 deg	12.78 km

(b)

バス諸元 観測バス名	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
	時刻(JST)	航空機位置(deg:min)			
宍道湖・中海 WE	11:46 - 11:52	132:28.62/35:14.61 - 133:32.27/35:23.78	87.1 deg	50 deg	12.82 km
中海 SN	12:04 - 12:08	133:25.71/35:06.70 - 133:17.95/35:42.61	357 deg	50 deg	12.82 km
宍道湖 NS	12:16 - 12:20	132:42.76/35:42.88 - 132:50.53/35:06.97	177 deg	50 deg	12.81 km

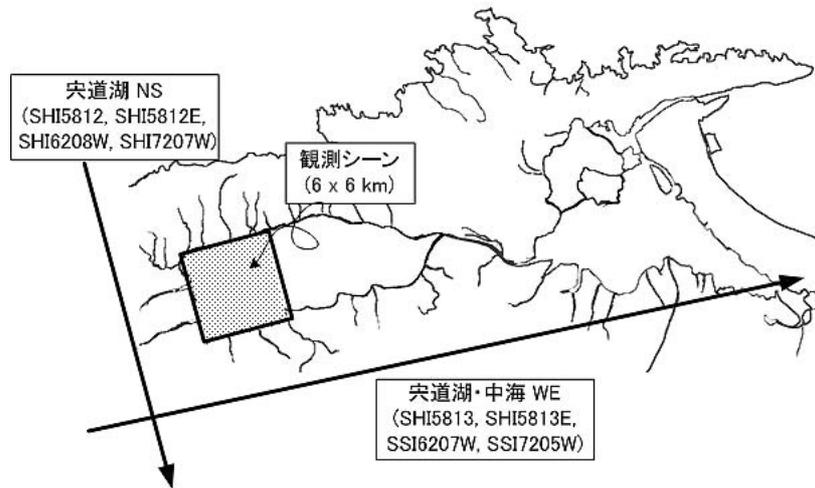


図 2. Pi-SAR 飛行方向 (矢印) と観測シーン
Fig. 2. Pi-SAR flight course (arrow) and observation scene.

概ね東風, 2003 年は概ね西風である.

宍道湖 NS フライトのシーンをを用い, 年ごと (2001~2003 年) の送信波の入射角に対する NRCS (dB 値) の変化を比較・検討する. この入射角に対する NRCS 変化を図 4(a: X-band, b: L-band) に示す. 図 4 に用いたデータは, L-band では 10×10 ピクセル (25×25 m) の NRCS 平均値であり, X-band では 20×20 ピクセル (25×25 m) の NRCS 平均値である.

図 4 より, X-band, L-band 共に HH 偏波および VV 偏波に関係なく風速が大きくなるほど, NRCS 値が大きくなっていることが分かる. これは, 風速が大きくなるにつれて湖面上に励起される波が強くなる, すなわち各周波数におけるブラッグ散乱に寄与する波浪スペクトル強度が増加することが原因と考えられる.

L-band・VV 偏波 (2003 年) では, 入射角が大きく

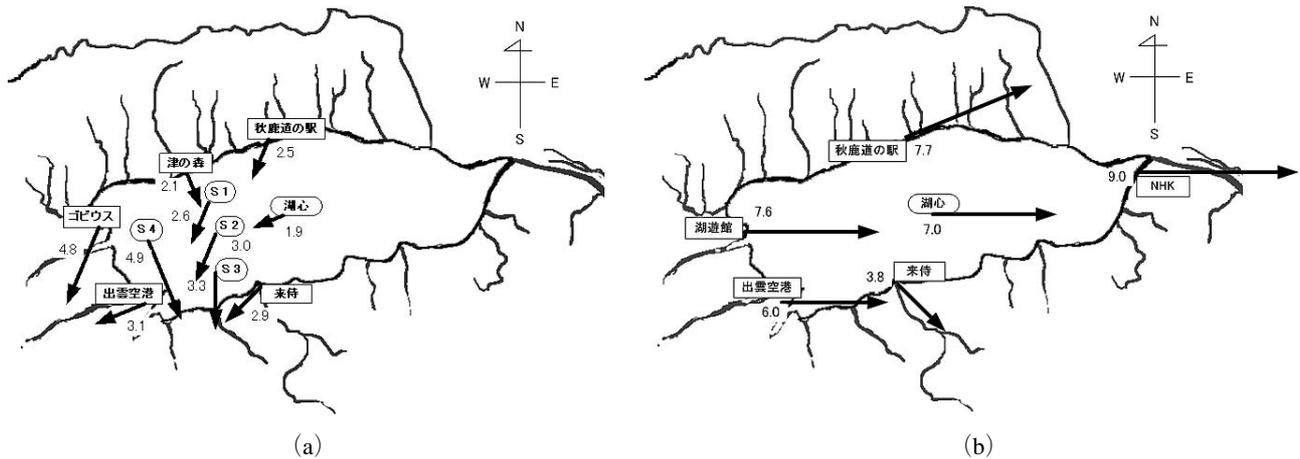


図 3. 宍道湖西部の風ベクトル
 (a) 2002 年 9 月 12 日, (b) 2003 年 8 月 23 日
Fig. 3. Wind vector in the western part of Lake Shinji.
 (a) September. 12. 2002., (b) August. 23. 2003.

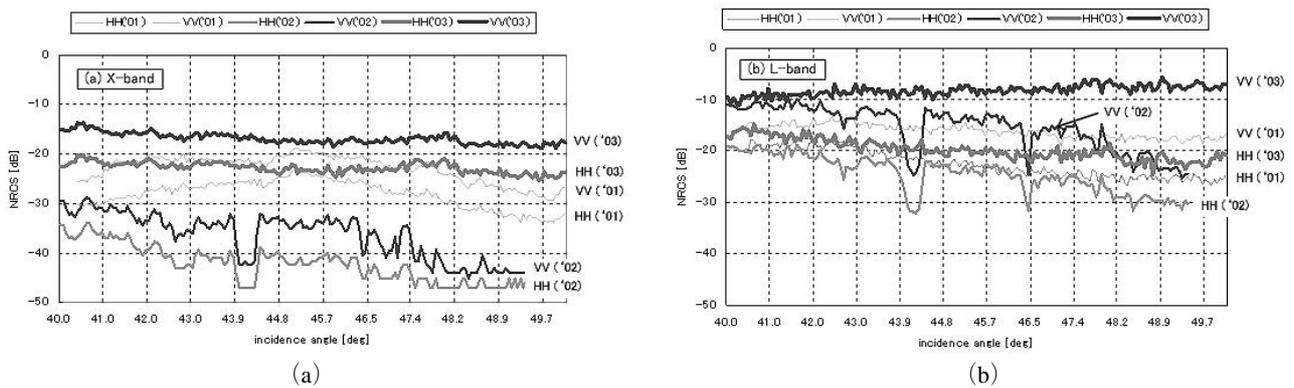


図 4. NRCS の入射角特性
 (a) X-band, (b) L-band
Fig. 4. Incidence angle dependence of NRCS.
 (a) X-band, (b) L-band

なるに伴い NRCS 値が増加している。しかし、これ以外の周波数・偏波はすべて、入射角が大きくなるに伴い、NRCS 値が減少している。一定の風速場において、入射角と共に NRCS 値が小さくなるのは、前述のブラッグ散乱モデルからも、またこれまでの実験結果からも予想される結果であるが、大きくなることは考えにくい。

そこで、2001 年および 2002 年と 2003 年の風向・風速の相違点を考えてみる。

- (1) 2001 年および 2002 年の風は、概ね東風であるのに対し、2003 年では概ね西風である。
- (2) 2001 年および 2002 年の風速 3~6 m/s であるのに対し、2003 年では 7 m/s 以上である。

まず、(1) 風向の違いについて考えてみる。2001

年および 2002 年では風は宍道湖西側の湖岸に向かって吹いており、逆に 2003 年では宍道湖西側の湖岸から離れるように吹いている。よって、2003 年の場合は、入射角が大きくなるに伴い水面上の波が発達していくと考えられる。

すなわち L-band・VV 偏波(2003 年)に起こった現象は、風速が大きいことで風浪が発達し、風下に向かって L-band のブラッグ散乱に寄与する波が増加したことによって生じたためと思われる。一般に VV 偏波 NRCS の入射角依存性は HH 偏波に比べて緩やかである (Masuko *et al.*, 1986)。そのため、VV 偏波 NRCS は入射角とともに増加しても、HH 偏波 NRCS ではまだ入射角に対して減少傾向のまま留まっていた、と解釈できる。X-band の NRCS では、

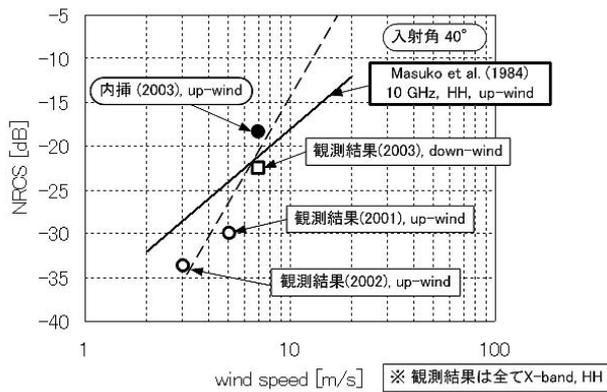


図5. 入射角 40° における NRCS の風速特性(X-band, HH)

Fig. 5. Wind speed dependence of NRCS values at 40 degree incidence (X-band, HH).

VV 偏波でも NRCS が増加傾向にならなかったのは、X-band 電波の後方散乱に寄与する短波長水面波は、水面直上の風に直ちに反応して励起減衰する(鳥羽, 1996)ため、吹送距離によって波浪の発達度が異なる現象が現れにくいことが原因と思われる。別の要因として、宍道湖西部では湖岸の存在で、波浪スペクトル自体が影響を受けることも考えられる。このような現象は、水面や風速場の一様性が高い外洋ではあまり考えなくてもよいが、汽水域のような閉鎖水域では、NRCS 特性の解析や風速場の推定において注意を要する点と考えられる。

ここで、海洋上で測定された風速と NRCS の関係(Masuko *et al.*, 1986)と、今回の実験結果を比較する(図5)。図5の海洋上のデータは、周波数 10 GHz・HH 偏波・up-wind*⁶ の場合の風速対 NRCS 特性を対数スケールで直線近似したものである。次に、2001~2003年の Pi-SAR 観測結果を図5中に○及び□で示す。○は up-wind, □は down-wind を示している。このように、ビーム方向と風向の相対方位角が観測毎に異なっている。そこで、風速毎に調べられた相対方位角と NRCS の関係(Masuko *et al.*, 1986)を参照し、高風速下(7~8 m/s)での、HH 偏波における up-wind NRCS 値と down-wind NRCS 値の差、約 3 dB を用いて 2003 年の観測値を補正する。その結果を●として、図5中に示す。この結果から、汽水域における X-band NRCS は海洋上の結果と比べて傾きが急であるが、概ね風速依存性は一致していると考えられる。

4. NRCS シグナチャ解析

4.1 シグナチャの定義

NRCS は 2 次元配列 (X-band: 4800×4800 ピクセル, L-band: 2400×2400 ピクセル) として格納されていることから、それらを映像化することで、周波数・偏波ごとの NRCS 画像が得られる。それらを図 6(a: 2002/09/12, b: 2003/08/23) に示す。

2002 年の NRCS 画像中(図 6(a))では“筋状”シグナチャ、“島状”シグナチャあるいは“雲状”シグナチャ(X-band 画像全域, L-band には見られない)が明確に検出されていることがわかる。本論文では、それらのうち“筋状”および“島状”シグナチャに注目し、特徴的な 4 パターンのシグナチャを選出する。これらを図 7 に示す。SG 2 が“筋状”シグナチャ、SG 1・SG 3・SG 4 が“島状”シグナチャである。

4.2 雑音差引とフェージング

今回の実験における観測対象は、ランダムな水面である。このような場合、レーダの受信電力は時間的に不規則な揺らぎを伴ってしまう。この不規則な揺らぎは、フェージング(fading)と呼ばれており、熱雑音とフェージングが共存する場合は、両者が受信信号に影響を与える。

本観測では、同一時間内に同一ターゲットを多偏波観測している。各偏波の NRCS 画像の違いを比較すると、平行偏波は、明確に NRCS 値の変化が見受けられたのに対し、直交偏波は、NRCS 値が小さい上に、NRCS 値の変化はほとんど見受けられなかった。ブラッグ散乱モデルの理論的基礎となる波長に比べて十分小さな高さ方向のランダム変動を持つ表面からの後方散乱を求めると、直交偏波成分は、平行偏波成分に比べて 20 dB 程度小さいことが示されている(Ulaby *et al.*, 1982)。Pi-SAR の結果は、この理論計算とも矛盾していない。ゆえに、ここでは VV あるいは HH 偏波と HV および VH 偏波の NRCS の差が 10 dB 以内であるとき、HV および VH 偏波を雑音レベルとみなした。直交偏波において得られた NRCS 値(真数)を、雑音レベル(熱雑音)と考え、平行偏波における NRCS 値(真数)から差引くことによって、より精度の高い信号(NRCS 値)が得られることになる。

観測入射角が一定である場合、雑音レベルにはあ

*⁶ up-wind・down-wind は送信波の向きに対して風向が平行であり、cross-wind は送信波の向きに対して風向が直交である。

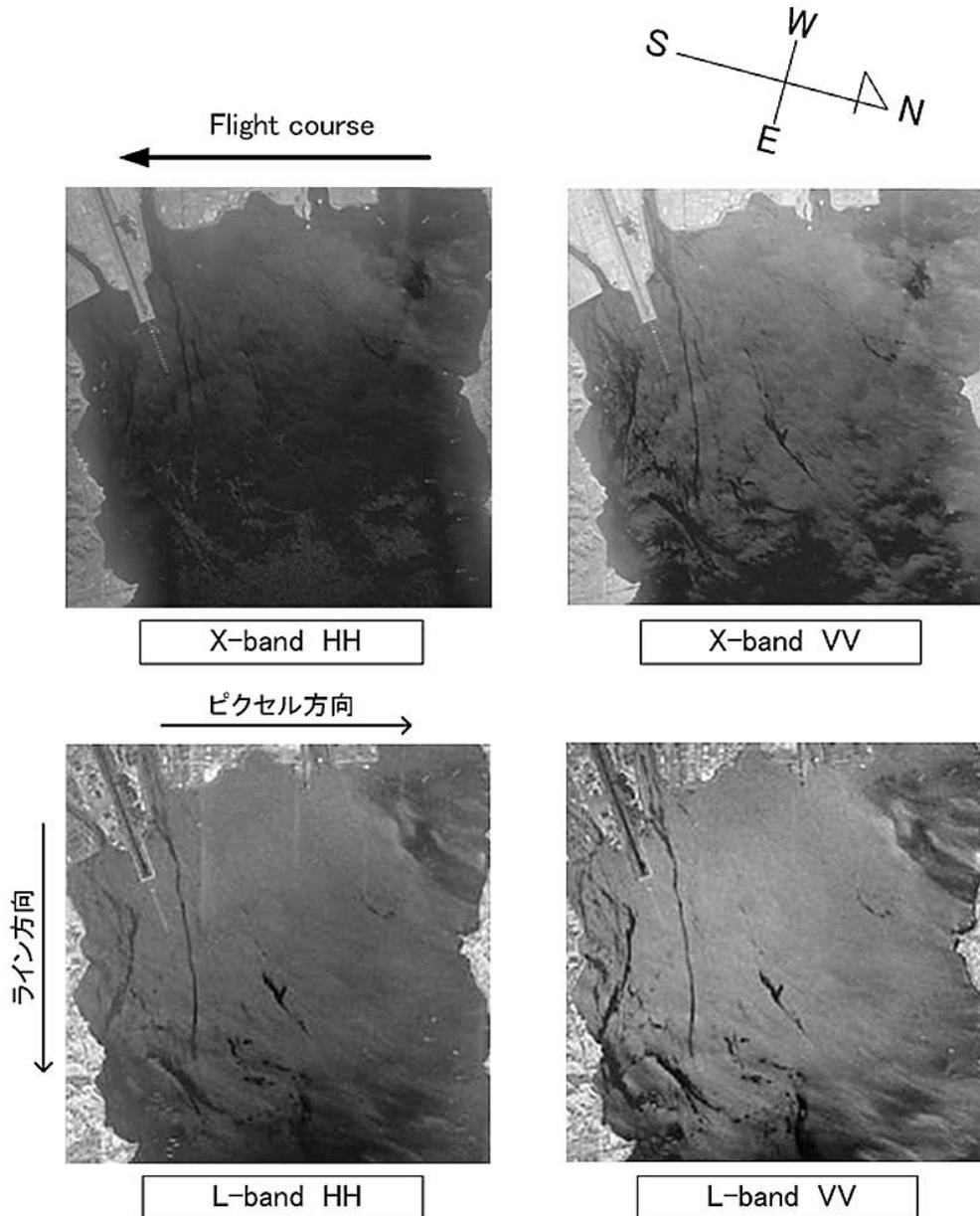


図 6. (a)

図 6. 宍道湖西部の NRCS 画像

(a) 2002 年 9 月 12 日 [SHI 6208 W], (b) 2003 年 8 月 23 日 [SHI 7207 W]

Fig. 6. NRCS image in the western part of Lake Shinji.

(a) September. 12. 2002. [SHI 6208 W], (b) August. 23. 2003. [SHI 7207 W]

まり変化が見られないので、1000 ピクセル分 (L-band) ないし、2000 ピクセル分 (X-band) を平均化した NRCS 値を雑音レベルと考え、平行偏波の値より差引くこととした。

シグナチャ画像作成には、3×3 ピクセル分 (L-band) ないし、6×6 ピクセル分 (X-band) の NRCS 値を平均化したデータを用いる。1 ピクセル中に、インコヒーレント平均された 4 個のデータが格納されているので、解析に用いたデータは、36 個の独立

サンプル数を平均したものである。ここで、レイリーフェージングを仮定すると、ランダム誤差の標準偏差は、0.7 dB となる。通常では、独立サンプル数を増やすことで、フェージング雑音の軽減が可能である。

4.3 清浄およびシグナチャ領域の決定

1 つのシグナチャに対して全体的な解析を行なおうとした場合、一次元シグナチャ解析を何箇所も行

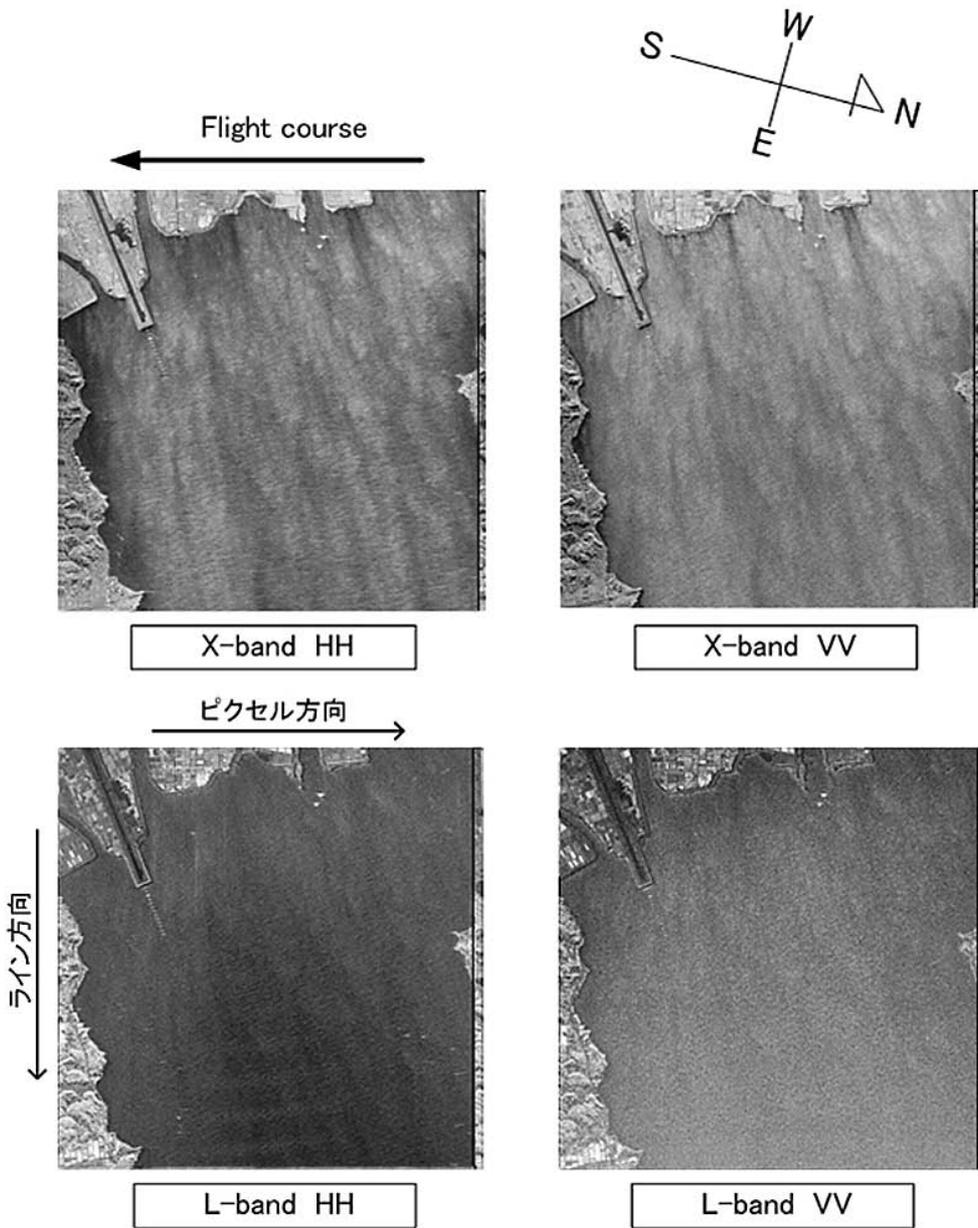


図 6. (b)

なう必要が出てくる。しかし、シグナチャ全体を NRCS コンター図(二次元)で見ることによって、明確にシグナチャ領域を捉えることができる。二次元イメージ化することにより、シグナチャと清浄領域の境界 (boundary) を見つけることも容易となる。

4 パターンのシグナチャを解析することで、宍道湖西部における様々な条件下での結果と比較することを試みる。図 8 (a: SG 1, b: SG 3) に NRCS コンター図を示す。図 8 より、シグナチャ領域 (減衰領域) と清浄領域の境界を目視で決定することができ

る。SG 1 から SG 4 すべてのシグナチャに対して、シグナチャ領域での NRCS 平均と清浄領域での NRCS 平均の差を取ることで、各周波数・偏波ごとの $\Delta NRCS$ *7 を求めた。各周波数・偏波における $\Delta NRCS$ を表 3 (a: SHI 6208 W, b: SSI 6207 W) に示す。NRCS コンター図を用いることで、ライン解析よりも高い精度で境界を決めることが可能である。

なお、シグナチャ領域において雑音レベル以下の NRCS も多く存在する場合は、 $\Delta NRCS$ を求めることができない。この現象は、全ての X-band・HH 偏波、

*7 シグナチャ (減衰) 領域と清浄領域の NRCS 値 (dB 値) の差

表 3. 各周波数・偏波における $\Delta NRCS$
 (a) 宍道湖 NS (SHI 6208 W), (b) 宍道湖・中海 WE (SSI 6207 W)

Table 3. $\Delta NRCS$ in multi-frequency and polarization.

(a) Shinjiko NS (SHI 6208 W), (b) Shinjiko・Nakaumi WE (SSI 6207 W)

(a)

宍道湖 NS (SHI6208W)	L-band		X-band	
	HH	VV	HH	VV
SG 1	10.6	10.3	—	10.7
SG 2	9.0	9.3	—	11.0
SG 3	5.4	5.1	—	9.3
SG 4	6.5	7.2	—	12.3

[単位：dB]

(b)

宍道湖・中海 WE (SSI6207W)	L-band		X-band	
	HH	VV	HH	VV
SG 1	—	8.4	—	—
SG 2	6.6	6.8	—	7.2
SG 3	—	5.8	—	—
SG 4	3.7	3.2	—	3.9

[単位：dB]

ならびに宍道湖・中海 WE フライト (SSI 6207 W) SG 1 および SG 3 の L-band・HH 偏波と X-band・VV 偏波で発生したため、それらの場合 $\Delta NRCS$ を測定不能とした。

4.4 $\Delta NRCS$ の比較と検討

表 3 (a) に示した宍道湖 NS フライトにおける $\Delta NRCS$ の偏波および周波数特性について検討する。

偏波特性：L-band では、SG 1~4 すべてのシグナチャにおいて、HH 偏波と VV 偏波の差は 1 dB 未満となっており、偏波依存性は確認できなかった。また X-band では、HH 偏波が測定不能であるため、偏波間で比較することができなかった。

周波数特性：SG 1 および SG 2 では、X-band と L-band の $\Delta NRCS$ に大きな差は見受けられなかった。しかし、SG 3 および SG 4 では、ともに X-band の方が L-band よりも $\Delta NRCS$ が 4~5 dB 大きい結果が得られた。

次に上記の結果をもとに、シグナチャの成因について考察する。図 3(a) より、観測時における湖上の風速は、2~5 m/s と弱風であることから、水面波はそれほど発達せず、“さざ波”程度であったと考えら

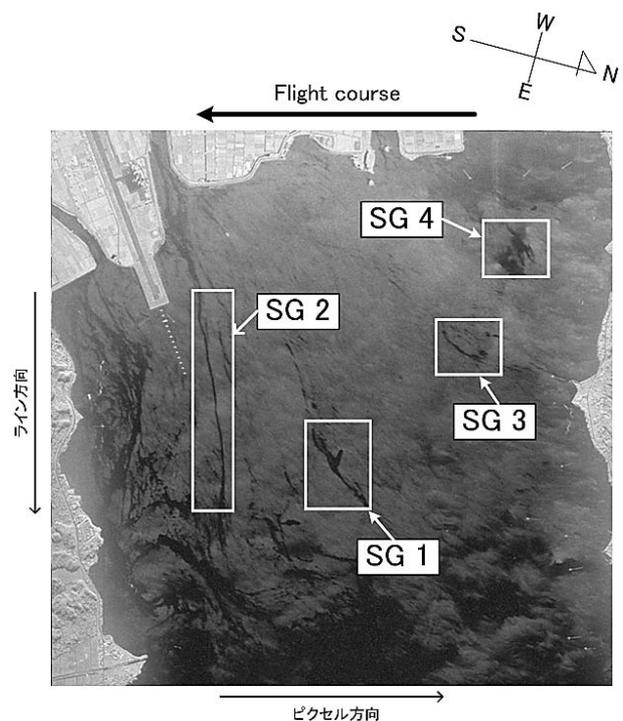
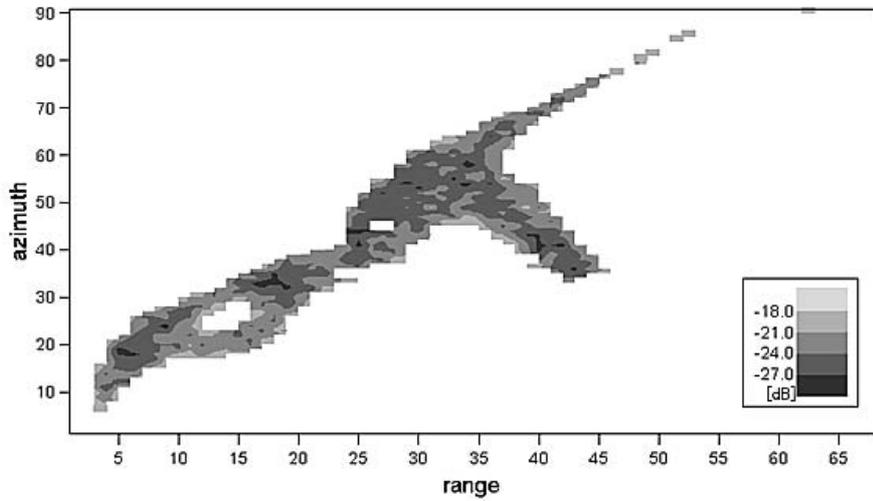
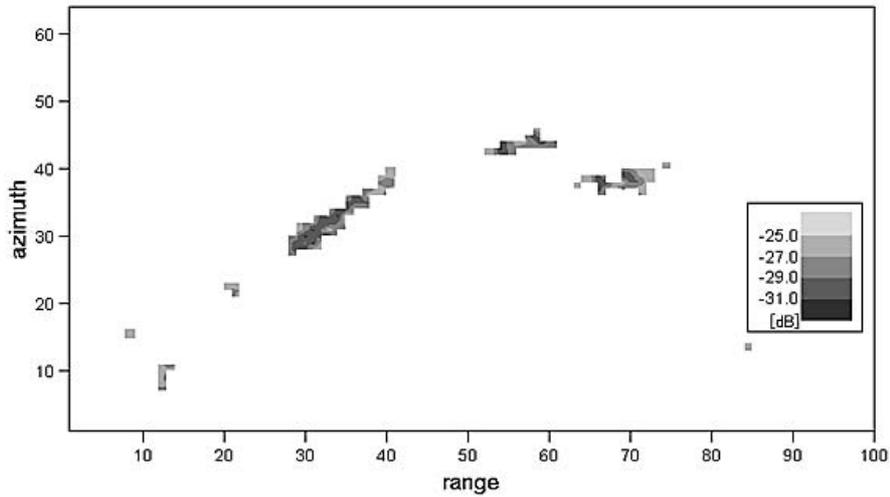


図 7. 解析で用いたシグナチャ 1~4 [SHI 6208 W, X-band, VV]

Fig. 7. Signature 1~4 used for analysis [SHI 6208 W, X-band, VV].



(a)



(b)

図 8. シグナチャ領域の NRCS コンター図

(a) SG 1 [SHI 6208 W, L-band, VV], (b) SG 3 [SSI 6207 W, L-band, VV]

Fig 8. Contour plot of NRCS at signature areas.

(a) SG 1 [SHI 6208 W, L-band, VV], (b) SG 3 [SSI 6207 W, L-band, VV]

れる。このような場合、水面あるいは水面付近に何らかの波を抑制する物質(油膜など)あるいは水流などが存在すると、その影響は風による水面波の励起よりも顕著に作用し、NRCS の低下、すなわちシグナチャとして現れるものと考えられる。風速が大きいと、風波励起が支配的になり、水面汚染起源のシグナチャは出現しにくくなると予想される。これは、2001 年および 2003 年の SAR 画像に、風場の乱流と関係すると推測される“雲状”シグナチャ以外見られなかったことと矛盾していない。

従来から SAR 画像により、油汚染域や水流が多く

検出されているが、その成因の識別は、形状や出現場所、風速場や河川水の想定される流れの向きとの関係など、経験的もしくは外部情報に依存するものであった (Elach., 1987)。今回取得された Pi-SAR 画像に現れたシグナチャのうちでは、“筋状”シグナチャ SG 2 は、明らかに岨雲空港北側の五右衛門川からの河川水によって流出したものと考えられる。

これまで、いくつかの研究機関で行われた海洋での薄い擬似油膜による実験結果 (Huhnerfuss *et al.*, 1983)によると、X-band に比べて L-band では明らかに $\Delta NRCS$ が小さい。これは、薄い油膜(スリック)

による水面波抑圧効果が水面波波長に依存し、波長が短い水面波の方が抑圧度が大きいことを示唆している。ゆえに、今回解析したシグナチャのうち、SG 3およびSG 4はスリックによって引き起こされた可能性がある。 $\Delta NRCS$ のみの情報では、油膜の起源まで推定することは困難と考えられるが、従来から行われているように、形状、周辺状況などから推測することも可能かもしれない。厚い油膜、赤潮、アオコなどでは、粘性などによる顕著な水面波の減衰も考えられるが、それらの特性解析は今後の課題である。

次に、 $\Delta NRCS$ の方位角依存性について検討する。観測領域は同じであるが、方位角が異なっているので、送信波の向きと湖面上の風向に関係していると考えられる。レーダのレンジ方向と風向の相対的な角度を、次のように定義する。ただし、レンジ方向を 0° とする。

- (i) up-wind ($0^\circ \pm 45^\circ$)
- (ii) down-wind ($180^\circ \pm 45^\circ$)
- (iii) cross-wind ($90^\circ \pm 45^\circ$, $270^\circ \pm 45^\circ$)

図3(a)より、観測領域における風は、西へ向かって吹いていることを考慮すれば、宍道湖 NS フライトの場合の相対風向は up-wind に、また、宍道湖・中海 WE フライトの場合の相対風向は cross-wind に相当する。このことから、 $\Delta NRCS$ が up-wind では大きく、cross-wind では小さいことが分かる。同様の結果は、海洋上における油汚染観測実験でもみられている(古津ほか, 1987)。よって、 $\Delta NRCS$ は、観測現場の風向に大きく影響を受ける、すなわちシグナチャの検出感度を上げるためには、観測方位角の選定が重要であることを示している。

5. ま と め

2001年から2003年にかけて、Pi-SAR 実験を3回実施し、そのデータ解析を通して、NRCS 風速依存性およびシグナチャについての基本特性を明らかにした。

3回の Pi-SAR 観測データを比較した結果、NRCS 風速依存性は、X および L-band とともに偏波に関係なく風速が大きくなるほど、NRCS 値が大きくなっている。これは L-band に比べ X-band で顕著である。風速が大きくなるにつれて湖面上の波の立ち方も大きくなることから、X および L-band のブラッグ散乱に寄与する波浪スペクトル強度の増加が原因と考えられた。また、X-band における風速対 NRCS 特性は、傾

きは異なっていたが海洋上の観測データと概ね一致していた。これは、汽水域のような閉鎖水域においても、波長数 cm の水面波における波浪スペクトルとその風速依存性は、海洋と類似の特性を持っていることを示唆している。

低風速下にみられた“筋状”および“島状”シグナチャに着目し、それらをコンター図に表わし、異なる方位角(2方向)で $\Delta NRCS$ の周波数・偏波特性について検討した。その結果、宍道湖 NS フライトの SG 3 および SG 4 では、X-band の $\Delta NRCS$ が大きく、SG 1 および SG 2 ではあまり周波数特性がみられないことが分かった。過去の油実験結果を参考にすると SG 3 および SG 4 では何らかのスリックが存在した可能性がある。

また、宍道湖 NS フライトと宍道湖・中海 WE フライトの $\Delta NRCS$ を比較した結果、宍道湖 NS フライトの方が大きかった。この結果を観測日の風向と比較した結果、 $\Delta NRCS$ は送信波の送信方向と風向との相対角度が関係していることが分かった。具体的には、 $\Delta NRCS$ は up-wind で大きくなり、cross-wind で小さくなっている。

二次元波浪スペクトル強度は方位角特性を持っており、風向に平行な向きでは強くなり、直交方向では弱くなることが知られているが、上記の結果は、清浄領域とシグナチャ領域において波浪スペクトルの方位角依存性が異なることを示唆している。

謝 辞

Pi-SAR 観測データは、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)から提供された。また、気象・水質データについては、国土交通省中国地方整備局出雲河川事務所ならびに気象庁から提供された。広島大学大学院工学研究科陸田秀実助教授には、水面と大気相互作用についてご教示頂いた。観測実験実施にあたり、(株)松江土建環境部から多大なご支援を頂いた。また、広島大学工学部、島根大学総合理工学部学生各位の協力を得た。

参 考 文 献

- Elachi, C.(1987) Introduction to the Physics and Techniques of Remote Sensing, John Wiley & Sons, 413 p.
- 古濱洋治, 岡本謙一, 増子治信(1986)人工衛星によ

- るマイクロ波リモートセンシング, コロナ社, 東京, 275 p.
- 長谷部望 (1995) 電波工学, コロナ社, 東京, 196 p.
- Huhnerfuss, H., Alpers, W., Cross, A., Garrett, W. D., Keller, W. C., Lange, P. A., Plant, W. J., Schlude, F., Schuler, D. L. (1983) The Modification of X and L band Radar Signals by Monomolecular Sea Slicks, *Journal of Geophysical Research*, 88 (C 14): 9817-9822.
- 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, 高安克巳, 作野裕司, 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 汽水域研究 No.9*: 63-75.
- 国土交通省中国地方整備局 (2003) 中海・宍道湖, パンフレット, 出雲河川事務所, 6 p.
- 古津年章, 池内伸行, 市川啓祐, 下舞豊志, 作野裕司, 中山大介, 高安克巳 (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 汽水域研究 No.10*: 73-86.
- 古津年章, 梅原俊彦, 尾嶋武之, 増子治信, 水津武, 猪股英行, 井口俊夫 (1987) 航空機搭載映像レーダによる油汚染広域監視技術の研究, 昭和61年度環境汚染物質に係る計測技術の高度化に関する総合研究報告書, 環境庁企画調整局研究調整課.
- 増子治信 (1989) 油膜/スリックによる海洋表面波の減衰とそのマイクロ波散乱特性, *通信総合研究所季報*, 35: 249-283.
- Masuko, H., Okamoto, K., Shimada, M., Niwa, S. (1986) Measurements of microwave back-scattering signatures of the ocean surface using X-band and Ka-band airborne scatterometers, *Journal of Geophysical Research*, 91 (C 11): 13065-13083.
- NICT (2004) <http://www2.nict.go.jp/dk/c215/index.html>
- 岡本謙一 (編) (1999) 地球環境計測, オーム社, 東京, 324 p.
- Shimada, T., Kawamura, H., Shimada, M. (2003) An L-band geophysical model function for SAR wind retrieval using JERS-1 SAR, *IEEE trans. Geoscience and Remote Sensing*, IEEE, 41 (3): 518-531.
- 高安克巳 (編) (2001) 汽水域の科学, たたら書房, 鳥取, 183 p.
- 鳥羽良明 (1996) 大気・海洋の相互作用, 東京大学出版会, 東京, 329 p.
- Ulaby, F. T., Moore, R. K., Fung, A. K. (1982) *Microwave Remote Sensing, Active and Passive*, vol II, Artech House, 1064 p.
- 梅原俊彦 (2002) 航空機搭載3次元高分解能映像レーダ (Pi-SAR) システムの開発, *通信総合研究所季報*, 48: 97-112.

付録1. Pi-SAR 映像データ_X-band (2003) (CRL 提供 “info ファイル” 抜粋. L-band では, IMAGE_SIZE が 2400 となる以外はほぼ同じ)

2003 年 08 月 23 日 宍道湖 NS および宍道湖・中海 WE (宍道湖側)

SHI7207W		SSI7205W	
SCENE_START_TIME	= 2003/08/23/03:18:06	SCENE_START_TIME	= 2003/08/23/02:48:24
SCENE_END_TIME	= 2003/08/23/03:18:39	SCENE_END_TIME	= 2003/08/23/02:48:57
LATE_NEAR_LAT	= +035:24:09.038	LATE_NEAR_LAT	= +035:24:41.136
LATE_NEAR_LONG	= +132:53:00.470	LATE_NEAR_LONG	= +132:56:57.656
LATE_FAR_LAT	= +035:24:38.499	LATE_FAR_LAT	= +035:27:52.822
LATE_FAR_LONG	= +132:56:55.526	LATE_FAR_LONG	= +132:56:16.238
EARLY_NEAR_LAT	= +035:27:21.501	EARLY_NEAR_LAT	= +035:24:07.178
EARLY_NEAR_LONG	= +132:52:24.474	EARLY_NEAR_LONG	= +132:53:03.762
EARLY_FAR_LAT	= +035:27:50.962	EARLY_FAR_LAT	= +035:27:18.864
EARLY_FAR_LONG	= +132:56:19.530	EARLY_FAR_LONG	= +132:52:22.344
GROUND_RG_NEAR	= 9.77E+03	GROUND_RG_NEAR	= 1.12E+04
GROUND_RG_CENTER	= 1.28E+04	GROUND_RG_CENTER	= 1.42E+04
GROUND_RG_FAR	= 1.58E+04	GROUND_RG_FAR	= 1.72E+04
INC_ANGLE_NEAR	= 3.73E+01	INC_ANGLE_NEAR	= 4.11E+01
INC_ANGLE_CENTER	= 4.49E+01	INC_ANGLE_CENTER	= 4.79E+01
INC_ANGLE_FAR	= 5.09E+01	INC_ANGLE_FAR	= 5.33E+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

2003 年 08 月 23 日 宍道湖・中海 WE (中海側) および中海 SN

SNA7205E		SSI7206E	
SCENE_START_TIME	= 2003/08/23/02:50:34	SCENE_START_TIME	= 2003/08/23/03:05:22
SCENE_END_TIME	= 2003/08/23/02:51:07	SCENE_END_TIME	= 2003/08/23/03:05:50
LATE_NEAR_LAT	= +035:26:35.903	LATE_NEAR_LAT	= +035:29:28.232
LATE_NEAR_LONG	= +133:15:07.530	LATE_NEAR_LONG	= +133:14:11.695
LATE_FAR_LAT	= +035:29:47.657	LATE_FAR_LAT	= +035:29:01.843
LATE_FAR_LONG	= +133:14:26.575	LATE_FAR_LONG	= +133:10:56.033
EARLY_NEAR_LAT	= +035:26:02.343	EARLY_NEAR_LAT	= +035:26:48.157
EARLY_NEAR_LONG	= +133:11:13.425	EARLY_NEAR_LONG	= +133:14:43.967
EARLY_FAR_LAT	= +035:29:14.097	EARLY_FAR_LAT	= +035:26:21.768
EARLY_FAR_LONG	= +133:10:32.470	EARLY_FAR_LONG	= +133:11:28.305
GROUND_RG_NEAR	= 9.89E+03	GROUND_RG_NEAR	= 1.01E+04
GROUND_RG_CENTER	= 1.29E+04	GROUND_RG_CENTER	= 1.26E+04
GROUND_RG_FAR	= 1.59E+04	GROUND_RG_FAR	= 1.51E+04
INC_ANGLE_NEAR	= 3.76E+01	INC_ANGLE_NEAR	= 3.80E+01
INC_ANGLE_CENTER	= 4.52E+01	INC_ANGLE_CENTER	= 4.43E+01
INC_ANGLE_FAR	= 5.11E+01	INC_ANGLE_FAR	= 4.95E+01
SCENE_SIZE_AZ	= 6.00E+03	SCENE_SIZE_AZ	= 5.00E+03
SCENE_SIZE_GR	= 6.00E+03	SCENE_SIZE_GR	= 5.00E+03
IMAGE_SIZE_AZ	= 4800	IMAGE_SIZE_AZ	= 4000
IMAGE_SIZE_GR	= 4800	IMAGE_SIZE_GR	= 4000

付録2. 風観測データ

(a) 宍道湖・中海の風観測データ (2003)

2003年08月23日

(i) 宍道湖

観測時間 (JST)	観測地点	北緯(真北)			東経(真北)			気温	風向	風速
		°	'	"	°	'	"	°C	deg	m/s
9:08	OH 1	35	27	12.3	133	06	10.6	31	241	5.3
10:15	S2-3	35	26	59.8	132	59	46.9	29	196	10.3

(ii) 中海

観測時間 (JST)	観測地点	北緯(真北)			東経(真北)			気温	風向	風速
		°	'	"	°	'	"	°C	deg	m/s
9:53	HJ 2	35	30	30.9	133	10	31.2	31	249	6.0
10:20	HJ 1	35	30	20.7	133	09	01.9	30	244	9.0
10:55	NU 4	35	28	20.0	133	09	12.2	32	226	10.0
11:15	NU 3	35	27	30.8	133	09	08.2	30	246	10.5
11:47	NU 5	35	27	47.2	133	11	31.4	31	276	9.5
12:35	NU 1	35	29	56.0	133	12	02.2	31	264	5.0
12:11	NU 2	35	29	21.9	133	12	25.8	31	244	8.0

(b) 定常観測点の風観測データ (2003)

	(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	13:00	10:00	11:00	12:00	13:00
風向 [deg]	250	270	270	270	250	260	250	260
風速 [m/s]	8	8.5	9.5	10	8	8	10.5	9.5
温度 [°C]	32	32	33	33	30	30.6	30.5	30.9
湿度 [%]	24	23	23	22	63	62	61	66
気圧 [hPa]	1012	1012	1011	1011	1012.5	1012.4	1011.9	1011.6
	(c) 中海湖心				(d) 宍道湖湖心			
時刻 [hour:min]	10:00	11:00	12:00	13:00	10:00	11:00	12:00	13:00
風向 [deg]	248	270	270	270	270	270	248	270
風速 [m/s]	8.1	9.5	10.1	11.8	10.8	11.2	12.8	13.1

(c) 湖岸の風観測データ (2003年8月23日)

※ 時刻は JST, 風向は真北.

時刻	(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
11:40	WNW	7.6	W	3.6	W	8.6	W	7.9	W	5.7
11:42	W	9.1	WNW	4.5	W	8.2	WNW	8.5	WNW	5.5
11:44	W	7.7	W	3.3	W	8.5	WNW	7.8	WNW	5.8
11:46	W	8.3	W	4.5	W	6.9	WNW	8.7	WNW	5.8
11:48	W	7.9	WSW	3.5	WNW	7.8	WNW	8.5	W	5.6
11:50	WNW	7.3	WSW	3.4	WNW	7.5	WNW	8.5	WNW	6.5
11:52	W	8.4	WNW	5.3	WNW	6.7	WNW	8.4	W	6.1
11:54	W	6.7	WSW	4.5	WNW	5.5	W	8.6	WNW	6.1
11:56	W	6.9	WNW	4.8	W	5.8	WNW	8.0	WNW	6.4
11:58	W	7.5	WSW	4.7	WNW	7.5	WNW	8.6	WNW	5.9
12:00	WNW	7.6	WNW	4.0	WNW	7.1	W	7.5	WNW	5.7
12:02	WNW	7.2	WNW	4.7	W	6.7	W	7.9	W	4.8
12:04	W	7.1	WSW	5.7	W	6.6	WNW	8.9	WNW	5.7
12:06	WNW	6.5	WNW	4.2	W	5.0	WNW	8.0	WNW	6.7
12:08	WNW	7.0	NW	4.0	WNW	6.5	WNW	8.0	WNW	5.5
12:10	W	7.7	WNW	5.4	WNW	5.8	WNW	8.1	WNW	6.0
12:12	W	6.4	WNW	3.5	W	6.4	WNW	8.8	WNW	6.2
12:14	W	5.8	WSW	4.7	WNW	6.5	WNW	8.6	W	5.9
12:16	WNW	5.7	W	5.1	W	7.9	WNW	9.0	WNW	5.9
12:18	W	5.6	WNW	5.8	W	6.0	NW	7.8	WNW	6.4
12:20	NW	5.3	WSW	4.4	WNW	6.8	NW	8.0	WNW	6.5
12:22	WNW	6.2	W	4.7	NW	7.1	NW	8.2	WNW	5.0
12:24	WNW	6.4	W	5.7	W	7.2	WNW	7.6	WNW	6.0
12:26	W	6.8	WSW	4.5	WNW	7.2	WNW	-	WNW	6.0
12:28	W	6.4			WNW	6.1	WNW	9.2	WNW	6.4
12:30	W	5.0			WNW	6.5	WNW	9.3	WNW	6.3
時刻	(f) 下意東		(g) 秋鹿		(h) 来待		(i) NHK 松江放送所		(j) 湖遊館	
時刻	風向	風速	風向	風速	風向	風速	風向	風速	風向	風速
11:40	NNE	4.2	WSW	7.8	NW	4.5	WNW	10.0	WSW	7.0
11:42	NE	4.2	SW	7.3	NW	4.1	WNW	9.5	SW	5.4
11:44	NE	3.8	WSW	7.5	WNW	4.0	W	9.5	W	6.2
11:46	NE	4.4	SW	6.6	WNW	3.9	W	9.6	W	9.0
11:48	NNE	-	WSW	7.4	NW	4.6	W	10.0	W	7.5
11:50	N	5.6	WSW	7.6	NW	3.9	WSW	10.2	WSW	7.3
11:52	N	4.5	WSW	7.8	NW	4.0	W	9.0	WSW	8.2
11:54	N	5.0	SW	8.0	NW	3.8	W	7.7	WNW	7.8
11:56	NNE	4.5	WSW	8.3	WNW	3.9	W	8.9	W	9.0
11:58	N	6.0	SW	7.2	NNW	3.8	W	9.5	WSW	7.2
12:00	NNE	5.5	SW	7.3	NW	3.3	W	9.8	W	9.1
12:02	N	2.3	WSW	7.4	WNW	3.9	WNW	9.0	W	6.7
12:04	NE	3.6	WSW	7.3	WNW	4.2	W	8.4	W	6.3
12:06	NE	4.3	WSW	7.8	NW	3.0	W	8.8	WSW	8.0
12:08	N	4.1	WSW	7.2	NW	4.0	W	9.0	WSW	5.8
12:10	N	4.5	WSW	8.3	NW	3.6	W	10.3	W	7.4
12:12	NNE	4.4	SW	7.8	WNW	4.0	W	10.1	W	7.2
12:14	NNE	4.9	SW	7.9	-	2.9	WSW	10.0	WSW	5.7
12:16	NNW	3.5	WSW	8.0	NW	3.6	W	9.0	WSW	6.6
12:18	NNE	4.7	SW	7.8	NW	3.6	W	9.4	WSW	6.7
12:20	N	3.5	SW	7.4	NW	3.7	W	9.4	W	7.0
12:22	NNE	4.0	SW	8.1	NW	4.0	W	9.2	WSW	6.9
12:24	N	4.3	WSW	7.4	W	3.8	W	9.4	W	8.2
12:26	N	5.0	WSW	7.9	WSW	3.3	WNW	9.0	WSW	6.0
12:28			WSW	8.8	SSW	4.5	WNW	8.3	W	8.3
12:30			WSW	8.6	NW	3.3	W	9.0	W	7.3

(※ 風速の単位は m/s)



(2003年1月～12月)

1. 研究組織

専任教官

センター長 教授 高安克己(環境地学)
副センター長 教授 國井秀伸(植物生態学)
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)

客員Ⅲ種(外国人) 研究員

教授 Nageswara K. Rao(堆積学)
平成15(2003)年2月～7月
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(動物生態学)
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(予定)

リサーチアシスタント

橋本直明(熊本大学自然科学研究科 博士後期課程)
広田 充(筑波大学生物科学研究科 博士後期課程)

客員研究員(平成16年2月現在)

坂井三郎(海洋科学技術センター)
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)
高田裕行

協力研究員

平成16年2月現在 54名(詳しくはHP参照のこと)

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 松本雅夫

2. 平成15年度活動報告

2-1. 研究活動

2-1-1. 研究資金(外部資金, 平成15年度のみ)

◎科学研究費補助金

基盤研究(A)(2)「中海干拓中止後の汽水環境の修復および保全に関する研究」(継続最終年度)(代表; 高安克己) 3,900千円(間接経費; 1,170千円)(平成13年度～15年度, 総額32,600千円)

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」(代表; 瀬戸浩二) 2,500千円(平成15年度～17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—」(代表; 堀之内正博) 1,200千円(平成15年度～17年度, 総額2,200千円)

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」(代表; 坂井三郎) 2,880千円(平成15年度～17年度, 総額3,010千円)

企画調査(C)「IODPにおける科学提案「第四紀気候変動に対するサンゴ礁の応答」に関する企画調査」(研究分担者; 坂井三郎)(代表者: 熊本大学 松田博貴)

◎受託研究

「中海・宍道湖における水生植物の保全と修復に関する調査研究」(委託者; 国土交通省出雲工事事務所, 担当研究者; 國井秀伸) 2,500千円

「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, 担当研究者; 國井秀伸) 1,000千円

「平成15年度地球環境研究総合推進費による研究開発にかかると委託事業」(委託者; 独立行政法人水産総合研究センター 西海区水産研究所, 担当研究者; 堀之内正博) 1,200千円

◎共同研究

「大阪層群中の塩淡境界に関する研究」(研究代表者; 高安克己・三瓶良和・高田裕行, 相手方; 株

式会社ニュージェック) 500 千円

「宍道湖中海における新生堆積物の生成由来と脱窒活性に関する研究」(研究代表者; 高安克己, 相手方; 日本ミクニヤ株式会社) 1,420 千円

「白亜紀温暖地球期における有機物生産と埋没過程の研究」(研究代表者; 海洋科学技術センター北里洋(分担者; 坂井三郎), 相手方; 汽水域研究センター 高安克己) 1,500 千円

「海草起源有機物が底生有孔虫 *Elphidium excavatum* の産状に及ぼす影響」(研究代表者; 高田裕行, 平成 15 年度 日本科学協会 笹川科学研究助成) 580 千円

◎奨学寄付金

「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—」(寄付者; 倉田健悟(ニッセイ財団), 受入者; 倉田健悟) 1,080 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」(寄付者; 倉田健悟(河川環境管理財団 河川整備基金), 受入者; 倉田健悟) 1,000 千円

「サンゴ礁の海」の成立と発展—琉球列島のサンゴ礁はどのように発達し現在に至ったのか—」(寄付者; 坂井三郎(住友財団), 受入者; 坂井三郎) 1,000 千円

◎その他寄付金

「The use of multiple proxies from subtropical shallow-water carbonates in the study of Quaternary environments: Core analyses of the Ryukyu Group, southwest Japan」American Geophysical Union Fall Meeting, December 2003 (San Francisco). 平成 15 年度笹川海外発表促進助成(日本科学財団). (坂井三郎)

2-1-2. 研究成果の公表

高安克己

(論文)

Takayasu, K., Seike, Y., Ayukawa, K. and Kunii, H. (2003) For the Establishment of Estuarine Environment Monitoring Network. In K. Tazaki ed., *Water and Soil Environments-Biological and Geological Perspectives*, International Symposium of the Kanazawa University 21 st-Century COE Program Vol.1, 252-255.

Silaratana, T., Ratanasthien, B., Takayasu, K.,

Asnachinda, P., W., Kandharosa, W. and Kusakabe, M. (2003) Sulfur Isotopic Implication of Middle Miocene Marine Incursion in North Thailand. *RCPNS 46-8th International Congress on Pacific Neogene Stratigraphy, Pacific Paleoenvironments and Their Evolution*, 356-374.

Udomkan, B., Rathanasthien, B., Takayasu, K., Fyfe, W. S., Sato, S., Kandharosa W., Wongpornchai, P. and Kusakabe, M. (2003) Fluctuation of Depositional Environment in the Bangmark Coal Deposit, Krabi Mine, Southern Thailand: Stable Isotope Implication. *RCPNS 46-8th International Congress on Pacific Neogene Stratigraphy, Pacific Paleoenvironments and Their Evolution*, 392-405.

作野裕司・吉田武史・山本正智・松永恒雄・中山大介・高安克己・古津年章・下舞豊志 (2003) 多時期 Landsat/TM データによる宍道湖・中海の表層クロロフィル a 濃度分布推定. *LAGUNA (汽水域研究)*, (10), 57-63.

作野裕司・山本正智・吉田武史・松永恒雄・中山大介・高安克己・古津年章・下舞豊志 (2003) ASTER データを用いた宍道湖・中海の水溫・濁度推定(2000~2002年). *LAGUNA (汽水域研究)*, (10), 65-72.

古津年章・池内伸行・市川啓祐・下舞豊志・作野裕司・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 (汽水域研究)*, (10), 73-86.

高田裕行・村上俊介・瀬戸浩二・坂井三郎・田中里志・高安克己 (2003) 京都府阿蘇海における底生有孔虫群. *LAGUNA (汽水域研究)*, (10), 113-118.

Nageswara Rao, K., Sadakata, N., Hema Malini, B., Sarma, V. V. L. N., Takayasu, K. and Kawase, M. (2003) Reconstruction of the Late Holocene Progradation of the Godavari Delta, India: A Preliminary Study. *Transactions, Japanese Geomorphological Union*, Vol. 24, No. 3, 295-309.

池内伸行・古津年章・下舞豊志・高安克己・作野裕司・松永恒雄 (2003) 高分解能航空機搭載 SAR による汽水域観測: NRCS の特徴. 日本リモートセンシング学会第 34 回学術講演会論文集, 173-174.

Sampei, Y., Tazaki, K., Obara, Y., Yoshimura, T., Sawano, N., Takayasu, K., Iizumi, S. and Tokuoka, T. (2003) Compositional Changes of Heavy Oil and

- Aliphatic Hydrocarbon from the Spilled NAHOTOKA -Oil Washed Ashore at Fukui, Ishikawa and Niigata Prefectures, Japan. In K. Tazaki ed., *Heavy Oil Spilled from Russian Tanker "NAHOTOKA" in 1997 : Towards Eco-responsibility, Earth Sense*, 174-191.
- 作野裕司・吉田武史・松永恒雄・古津年章・高安克己 (2003) 多時期 Landsat データによる宍道湖・中海のクロロフィル a 濃度分布推定. 海岸工学論文集, Vol.50, 1011-1015.
(報告書・その他)
- 高安克己 (2003) 21 世紀の新たな出雲像を求めて, よみがえる古代景観 (上), (下), 山陰中央新報, 3 月 14,15 日.
- 高安克己 (2003) 島根大学汽水域研究センターのこれまでとこれから. 島根県地学会会誌, 18,67-71.
- 高安克己・出雲古代景観復元チーム (2003) 三瓶山の噴火と出雲平野西部の古環境. 三瓶埋没林調査報告書Ⅲ (平成 10~14 年度調査のまとめ), 島根県景観自然課, 65-72.
(国際シンポジウム発表など)
- Silaratana, T., Ratanasthien, B., Takayasu, K., Asnachinda, P., W., Kandharosa, W. and Kusakabe, M. (2003) Sulfer Isotopic Implication of Middle Miocene Marine Incursion in North Thailand. RCPNS 46-8th International Congress on Pacific Neogene Stratigraphy, Pacific Paleoenvironments and Their Evolution, 3-9 February 2003, Chiang Mai, Thailand.
- Udomkan, B., Rathanasthien, B., Takayasu, K., Fyfe, W. S., Sato, S., Kandharosa W., Wongpornchai, P. and Kusakabe, M. (2003) Fluctuation of Depositional Environment in the Bangmark Coal Deposit, Krabi Mine, Southern Thailand : Stable Isotope Implication. RCPNS 46-8th International Congress on Pacific Neogene Stratigraphy, Pacific Paleoenvironments and Their Evolution, 3-9 February 2003, Chiang Mai, Thailand.
- Takayasu, K. (2004) A Brief History of the Reclamation and Desalination Projects in Lake Nakaumi and the Upcoming Tasks Needed for the Wise Use of the Honjo Area. Interbational Seminar on Restoration of Damaged Lagoon Environments, 10-11 January 2004, Matsue, Japan. Matsue, Japan.
- Nageswara Rao, K., Sadakata, N., Takayasu, K. and Hema Malina, B. (2004) Studies on the Holocene evolution of the East coast deltas of India : present status and future prospects. 1st Annual Meeting of IGCP 475 DeltaMAP and APN Mega-Deltas, 17-20 January 2004, Ayutthaya, Thailand.
- 國井秀伸**
(論文)
- 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.
- 武村武・田中規夫・浅枝隆・國井秀伸・今田直人・古里栄一 (2003) 汽水域に生育するオオクグ (*Carex rugulosa* Kukenth) の保全に対する生長解析の適用. 水工学論文集, 47 : 1051-1056.
- Takayasu, K., Seike, Y., Ayukawa, K. and Kunii, H. (2003) For the Establishment of Estuarine Environment Monitoring Network. In K. Tazaki ed., *Water and Soil Environments- Biological and Geological Perspectives*, International Symposium of the Kanazawa University 21 st-Century COE Program Vol.1, 252-255.
(著書)
- 國井秀伸 (2003) 水草. 地球環境調査計測事典第 2 巻陸域編 2 (竹内均監修). 121-123. フジ・テクノシステム (東京).
- 矢部徹・國井秀伸 (2003) 植物 (藻場・塩性湿地を含む) 調査. 地球環境調査計測事典. 第 2 巻陸域編 2 (竹内均監修). 300-304. フジ・テクノシステム (東京).
- 國井秀伸 (2003) 生態学事典. 巖佐庸・松本忠夫・菊沢喜八郎・日本生態学会編. 682 p. 共立出版 (東京).
- (報告書・その他)
- 國井秀伸 (2003) 閉鎖性沿岸域の生態系と物質循環. (4) 中海とそれに隣接する水域の水生大型植物の分布. 海洋と生物, 25 (2) : 116-122.
(国際シンポジウム発表など)
- Araki, S. and Kunii, H. (2003) Germination inhibition and clonal spread of salt-marsh sedge, *Carex rugulosa*, in an estuary meadow. International Symposium of Plant Species Biology. 16-17 October 2003, Sapporo, Japan.
- Kunii, H. (2003) Characteristics of a coastal lake ecosystem and its wise use and restoration .

International Workshop on Wise Use of Lagoon Wetlands, 24-25 July 2003, Kushiro, Japan. (Invited speech).

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, Matsue, Japan.

瀬戸浩二

(論文)

Imura, S., Bando, T., Seto, K., Ohtani, S., Kudoh, S. and Kanda, H. (2003) Distribution of aquatic mosses in the Soya Coast region, East Antarctica. *Polar Biosci.*, 216, 1-10.

高田裕行・村上俊介・瀬戸浩二・坂井三郎・田中里志・高安克巳 (2003) 京都府阿蘇海における底生有孔虫群. *Laguna*, 10, p.113-118.

野中崇志・松永恒雄・梅干野晁・中山大介・瀬戸浩二 (2003) 中海・宍道湖における国土交通省自動観測水質データの検証. *Laguna*, 10, p.101-107.

Saraswati, P. K., Seto, K. and Nomura, R. (2003) Oxygen and carbon isotopic variation in co-existing larger foraminifera from a reef flat at Akajima, Okinawa, Japan. *Marine Micropaleontology*, 957, p.1-11.

(報告書・その他)

瀬戸浩二・荒木久美子, 2003. 北海道沖太平洋から得られたコアに含まれる浮遊性有孔虫殻の酸素・炭素同位体比. 平成 14 年度研究概要報告書—十勝沖海域—, 151-160, 産業技術総合研究所地質調査総合センター.

菅本尚子・瀬戸浩二, 2003. 広島県君田地域備北層群の層序. 広島県君田村産出クジラ化石等発掘・調査研究報告書, 17-26, 君田村・君田村教育委員会.

瀬戸浩二・菅本尚子, 2003. 広島県君田地域備北層群から産出したクジラ化石. 広島県君田村産出クジラ化石等発掘・調査研究報告書, 27-35, 君田村・君田村教育委員会.

菅本尚子・瀬戸浩二, 2003. 広島県君田地域備北層群の堆積相からみた古環境変遷. 広島県君田村産出クジラ化石等発掘・調査研究報告書, 37-46, 君田村・君田村教育委員会.

菅本尚子・瀬戸浩二, 2003. 広島県君田地域備北層

群の底生有孔虫群集からみた古環境変遷. 広島県君田村産出クジラ化石等発掘・調査研究報告書, 47-59, 君田村・君田村教育委員会.

菅本尚子・瀬戸浩二, 2003. 広島県君田地域備北層群の CNS 元素分析からみた古環境変遷. 広島県君田村産出クジラ化石等発掘・調査研究報告書, 61-73, 君田村・君田村教育委員会.

瀬戸浩二, 2003. 広島県君田地域備北層群の古環境変遷とクジラの進入. 広島県君田村産出クジラ化石等発掘・調査研究報告書, 85-96, 君田村・君田村教育委員会.

(国際シンポジウム発表など)

Seto, K., Kishiba, S., Sato, T. and Tanaka, H. (2003) Paleoenvironment change of the brackish-water lake during the past 3000 years recorded in the sediment of Lake Nakaumi, Southwest Japan, the AGU 2003 Fall Meeting, San Francisco, USA.

Tanaka, H., Seto, K. and Sato, T. (2003) Change in fossil shell assemblage pattern recorded in core samples from Nakaumi Lake (Brackish Lake), Japan, the AGU 2003 Fall Meeting, San Francisco, USA.

Sato, T., Endo, M., Hamamoto, Y., M Okawa, Seto, K. and Funaki, M. (2003) The Origins of Magnetic Minerals and Their Changes in the Sediments from Lake Nakaumi and Lake Shinnji, Western Japan: Effects of Ancient Iron Manufacture, the AGU 2003 Fall Meeting, San Francisco, USA.

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, Matsue.

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, Matsue.

Seto, K., Kishiba, S., Sato, T. and Tanaka, H. (2004) Paleoenvironmental Change in Lake Nakaumi during the past 3000 years as recorded in sediment cores, International Seminar on Restoration of Damaged Lagoon Environments, Matsue.

Nakatake, M. and Seto, K. (2004) Paleoenvironmental Change in a Low Saline Brackish-water Lake during the past 5000 years as recorded in the Sediment of Lake Shinji, Southwest Japan, International Seminar

- on Restoration of Damaged Lagoon Environments, Matsue.
- Sato, T., Okawa, 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, Matsue.
- Tanaka, H., Seto, K. and Sato, T. (2004) The impact of environmental change on mollusk assemblages in brackish Lake Nakaumi, Japan, International Seminar on Restoration of Damaged Lagoon Environments, Matsue.
- Dettman, D. L. and Seto, K. (2004) Organic matter in Lake Shinji and Nakaumi sediments : Sources inferred from nitrogen and carbon geochemistry, International Seminar on Restoration of Damaged Lagoon Environments, Matsue.
- 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, Matsue.
- 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, Matsue.
- Yasui, D., Uchiyama, T. 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, Matsue.
- Takata, H., Seto, K., Saburo Sakai., S., Tanaka S. and Takayasu, K. (2004) Specific ecology of *Virgulina 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, Matsue.
- 堀之内正博**
(論文)
- Nakamura, Y., Horinouchi, M., Nakai T. and Sano M. (2003) Food habits of fishes in a seagrass bed on a fringing coral reef at Iriomote Island, southern Japan. *Ichthyological Research* 50 : 15-22.
(著書)
- 堀之内正博 (2003) 地球環境調査計測事典 (分担執筆), 第3巻沿岸域編第3章第6節アマモ場における調査法.
(国際シンポジウム発表など)
- Horinouchi, M., Kume, G. and Yamaguchi, A. (2004) 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 Restoration of Damaged Lagoon Environments, 10-11 January, Matsue, Japan.
- 倉田健悟**
(論文)
- 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ー徳島県小松島港で行われた実証実験を例にー. 土木学会論文集, 印刷中.
- 北野倫生・上月康則・倉田健悟・村上仁士・山崎隆之・芳田英朗・水谷雅裕 (2003) 夏季における堆積物食生物マナマコ (*Stichopus japonicus*) の生物攪拌. 土木学会論文集, No.741/VII-28, pp.49-56
- Kitano, M., Kurata, K., Kozuki, Y., Murakami, H., Yamasaki, T., Yoshida, H. and Sasayama, H. (2003) Effects of deposit feeder *Stichopus japonicus* on algal bloom and organic matter contents of bottom sediments of the enclosed sea. *Marine Pollution Bulletin*, Vol.47, pp.118-125.
(著書)
- Kurata, K., Kozuki, Y., Kitano, M., Otsuka, K. and Murakami, H. (2003) Influence of sea cucumber on sediment improvement in a closed aquatic environment. In : M. Munawar (Ed.). *Sediment Quality Assessment and Management : Insight and Progress*, *Ecovision World Monograph Series*, Aquatic Ecosystem Health & Management Society, pp.241-256.
(国際シンポジウム発表など)
- Kurata, K. (2004) Diverse shore environments of Lake Shinji. International Seminar on Restoration of Damaged Lagoon Environments, 10-11 January, Matsue, Japan.

Dettman, D. L.

(論文)

Dettman, D.L., Fang, X., Garziona, C.N., Li, J. (2003) Uplift-driven climate change at 12 Ma : a long $\delta^{18}\text{O}$ record from the NE margin of the Tibetan plateau, *Earth and Planetary Science Letters* v. 214, pp. 267-277.

Schöne, B.R., K. Tanabe, D.L. Dettman, S. Sato (2003) Environmental controls on shell growth rates and $\delta^{18}\text{O}$ of the shallow-marine bivalve mollusk *Phacosoma japonicum* in Japan, *Marine Biology* v. 142, pp. 473-485.

Schöne, B.R., K.W. Flessa, D.L. Dettman, and D.H. Goodwin (2003) Upstream dams and downstream clams : growth rates of bivalve mollusks unveil impact of river management on estuarine ecosystems (Colorado River Delta, Mexico). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 58, pp. 715-726.

Goodwin, D.H., B.R. Schöne, and D.L. Dettman (2003) Effects of sample resolution and sample completeness on estimates of isotopic variation in shells of bivalve mollusks : Models and observations. *Palaios*, v. 18, pp. 110-125.

Rodland, D.L., M. Kowalewski, D.L. Dettman, K.W. Flessa, V. Atudorei, Z.D. Sharp (2003) High-resolution analysis of $\delta^{18}\text{O}$ in the biogenic phosphate of modern and fossil lingulid brachiopods, *Journal of Geology* v. 111, pp. 441-453.

(国際シンポジウム発表など)

Dettman, D.L. (2003) Stable isotope records from lakes in western China on million-year time scales : the implications for Qinghai Lake, uplift history, and climate. *Qinghai Lake ICDP Workshop, Xining, China, October 2003*.

Dettman, D.L., Fang Xiaomin, C.N. Garziona, Li Jijun (2003) Uplift-driven climate change at 12 ma : A long $\delta^{18}\text{O}$ record from the NE margin of the Tibetan Plateau. *3rd International Limnogeology Congress, Tucson, AZ, April 2003*.

Flessa, K.W., K. Rowell, C.E. Cintra-Buenrostro, and D. L. Dettman (2003) Nature's fair share : how much freshwater is needed to restore Mexico's Colorado river estuary ? *17th Biennial Conference of the Estuarine Research Federation, Seattle, WA,*

September 2003.

Zurcher L., D.A. Kring, D.L. Dettman, and M. Rollog (2003) Stable isotope record of post-impact fluid activity in the Chicxulub crater as exposed by the Yaxcopoil-1 Borehole. *32nd Lunar and Planetary Science Conference, Houston TX, March 2003*.

Rowell, K., Martha Roman, Jose Campoy, Karl W. Flessa, and D.L. Dettman (2003) From the river to the sea : Evaluating the influence of Colorado River flow on the corvina fishery in the northern Gulf of California. *Western Division American Fisheries Society Annual Meeting*.

Rowell, K., Karl W. Flessa, David L. Dettman, Martha Roman and Jose Campoy (2003) Double the trouble : Sustaining marine and riverine processes in the estuarine Reserva de la Biosfera Alto Golfo de California y Delta del Rio Colorado, Mexico. *Society for Conservation Biology Annual Meeting*.

宮本 康

(論文)

Inui, Y., Miyamoto, Y. and Ohgushi, T. (2003) Comparison of volatile leaf compounds and herbivorous insect communities on three willow species. *Population Ecology* 45 : 41-46.

Nakamura, M., Miyamoto, Y. and Ohgushi, T. (2003) Gall formation enhances the availability of food resources for other insect herbivores. *Functional Ecology* 17 : 851-857.

Noda, T., Minamiura, N. and Miyamoto, Y. (2003) Seasonal changes in an intertidal annual algal assemblage in the Northern Japan : the role of preemption and grazing on algal replacement. *Ecological Research* 18 : 695-709.

(報告書・その他)

宮本 康・野田隆史・堀 正和 (2003) 道南の岩礁潮間帯の生態学研究 : この 10 年を振り返って. *Oshimanography*, 10 : 27-35.

(国際シンポジウム発表など)

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

Matsue, Japan.

山田和芳

(論文)

山田和芳 (2003) 中国雲南省エルハイ湖堆積物中の藍鉄鉱濃集とその形成環境. 堆積学研究, 57, 1-12.

Yamada, K. (2004) Last 40 ka climate changes as deduced from the lacustrine sediments of Lake Biwa, central Japan. *Quaternary International*, in press.

(国際シンポジウムなど)

Yamada, K., Fukusawa, H., Okuno, M. and Torii, M. (2003) Paleo Asian summer monsoon instability in the western margin of Chinese Loess Plateau since the late Pleistocene. IGCP-476 Tokyo Symposium and Workshop "Monsoon Evolution and Tectonics-Climate Linkage in Asia". Tokyo (Japan).

Yamada, K., Fukusawa, H. and Yasuda, Y. (2003) The formational environment of vivianite concentration in lacustrine sediments of Lake Erhai, Yunnan Province, Southwest China. IGCP-476 Tokyo Symposium and Workshop "Monsoon Evolution and Tectonics-Climate Linkage in Asia". Tokyo (Japan).

坂井三郎

(論文)

Sakai, S., (2003) Shallow-water carbonates record marginal- to open- ocean paleoceanographic evolution, *Paleoceanography*, vol.18, no.4, 1-10.

Sakai, S., Kano, A., Ohtsuka, S., Nakaaguchi, K., Go, A. (2003) Tide-induced reworking of planktonic foraminifers on the outer shelf and slope off the Miyako Island, southern Ryukyus, Japan: Preliminary results, *Journal of Science of the Hiroshima Univ., Ser. C*, vol.11, no.2, 239-246.

高田裕行・村上俊介・瀬戸浩二・坂井三郎・田中里志・高安克己 (2003) 京都府阿蘇海における底生有孔虫群集. LAGUNA (汽水域研究), 10, 113-118.

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.

(国際シンポジウムなど)

Sakai, S. and Sagawa N. (2003) The use of multiple proxies from subtropical shallow-water carbonates in the study of Quaternary environments: Core analyses

of the Ryukyu Group, southwest Japan. *AGU Fall Meeting 2003*, San Francisco.

Oguri, K., Hirano, S., Sakai, S., Nakajima, Y., Suga, H., Sakamoto, T., Koizumi, Y., Fukui, M. and Kizatato, H. (2003) Formational processes of sedimentary micro-structure in meromictic Lake Kaiike sediments, Japan. *Goldschmidt 2003*, Kurashiki Sakuyo University, September.

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

Takata H., Seto, K., Sakai, S., Tanaka, S. and Takayasu, K. (2004) Specific ecology of *Virgulina 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, Matsue, Japan.

荒木 悟

(論文)

Araki, S. and Kadono, Y. (2003) Restricted seed contribution and clonal dominance in a free-floating aquatic plant *Utricularia australis* R. Br. in southwestern Japan. *Ecological Research*, 18: 599-609.

(報告書・その他)

荒木悟・東井啓 (2003) ガマで見られた雌花穂の奇形. 水草研究会誌, 79: 17-18

(国際シンポジウムなど)

Araki, S. and Kunii, H. (2003) Germination inhibition and clonal spread of salt-marsh sedge, *Carex rugulosa*, in an estuary meadow. International Symposium, "Diversity of Reproductive Systems in Plants: Ecology, Evolution and Conservation." 16-17 October 2003, Sapporo, Japan.

中山大介

(論文)

作野裕司・吉田武史・山本正智・松永恒雄・中山大介・高安克己・古津年章・下舞豊志 (2003) 多時期 Landsat/TM データによる宍道湖・中海の表層

クロロフィル a 濃度分布推定. LAGUNA (汽水域研究), (10), 57-63.

作野裕司・山本正智・吉田武史・松永恒雄・中山大介・高安克己・古津年章・下舞豊志 (2003) ASTER データを用いた宍道湖・中海の水温・濁度推定 (2000~2002 年). LAGUNA (汽水域研究), (10), 65-72.

古津年章・池内伸行・市川啓祐・下舞豊志・作野裕司・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 (汽水域研究), (10), 73-86.

(報告書・その他)

中山間地域における新たな交通システム (2002, 2003) 中国地方知事会共同研究事業. 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~『羽須美村プロジェクト』フォーラム (2003). 島根県中山間地域研究センター.

地域計画支援飯石郡広域農道事業 (GIS を用いた広域農道の整備効果および道路ネットワーク分析評価を担当)

高田裕行

(論文)

高田裕行 (2003) 汽水~内湾環境における有孔虫殻の溶解実験 (予報). LAGUNA (汽水域研究), 109-111.

高田裕行・村上俊介・瀬戸浩二・坂井三郎・田中里志・高安克己 (2003) 京都府阿蘇海における底生有孔虫群. LAGUNA (汽水域研究), 113-118.

(報告書・その他)

高田裕行・白井正明 (2003) Leg 210: リフト形成史 (ニューファンドランドマージン: 非対称リフティング). ODP ニュースレター, 24-26.

(国際シンポジウム発表など)

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. Matsue (Japan).

●LAGUNA (汽水域研究) 誌の発行

第 10 号を平成 15 年 3 月 (実際には編集の遅れにより 6 月にずれ込む) に発行. なお, 基本的な編集

方針を従来の学術誌志向から基礎データの記録と蓄積を主眼とした紀要とする方向も含めて, 現在検討中である.

●研究発表会

毎年, 新年はじめにセンター教官, 客員・協力研究員による「汽水域研究発表会」を市民公開で開催している. 平成 15 年は第 10 回にあたり, 1 月 11 日に島根県民会館で開かれた. 第 1 部は科研費研究「中海干拓中止後の汽水環境の修復および保全に関する研究」中間報告とし 10 題の発表が, 第 2 部の一般講演には 22 題の講演があった. 参加者は県内外から 75 名に上った.

2-1-3. 学内委員会・懇談会等記録

平成 15 (2003) 年

1 月 6 日	運営委員会
1 月 11 日	第 10 回新春恒例「汽水域研究発表会」(県民会館 75 名参加)
1 月 14 日	教官会議
1 月 20 日	拡大管理委員会
1 月 28 日	教官会議
2 月 2 日	おもしろ環境フェスティバル (くにびきメッセ)
2 月 3 日	客員教授ナゲスワラ・ラオ氏着任
2 月 24 日	教官会議
2 月 27 日	省令施設会議
2 月 27 日	汽水域研究センター研究推進協議会
2 月 28 日	センター改築お披露目
3 月 4 日	島根大学産学官研究交流会研究紹介「汽水域の生物多様性と環境変動」
3 月 8 日	学長裁量経費による「ウェルカム島大」企画「早春宍道湖クルージング」
3 月 26 日	省令施設会議
4 月 1 日	教官会議
4 月 22 日	省令施設会議
4 月 28 日	運営委員会
5 月 6 日	教官会議
5 月 8 日	第 49 回汽水域懇談会
5 月 30 日	第 1 回汽水域セミナー
6 月 2 日	教官会議
6 月 9 日	臨時教官会議
6 月 30 日	教官会議
6 月 30 日	第 2 回汽水域セミナー

7月7日	スタッフミーティング
7月10日	客員教授デビッド・デットマン氏着任
7月11日	第50回汽水域懇談会
7月29日	省令施設会議
7月30日	中海分室環境整備&親睦会
8月20日	教官会議
8月25日	管理委員会
8月26日	省令施設会議
9月9日	臨時教官会議
9月16日	運営委員会・教官会議
9月26日	第3回汽水域セミナー
9月30日	省令施設等教官会議
9月30日	第51回汽水域懇談会
10月7日	第52回汽水域懇談会
10月11-12日	大学祭研究室公開
10月14日	教官会議
10月24日	第4回汽水域セミナー
10月28日	省令施設等教官会議
11月1日	研究機関研究員(講師)山田和芳氏着任
11月10日	教官会議
11月26日	省令施設等教官会議
11月28日	第5回汽水域セミナー
12月3日	教官会議
12月19日	第6回汽水域セミナー
12月24日	省令施設等教官会議

2-2. 教育活動

2-2-1. 学部教育

●総合科目

「汽水域の科学」

学内外の汽水域に関わる研究者13名を講師に、平成13(2001)年12月に発行された同名の教科書(高安克己編・「汽水域の科学」講師グループ著、たたら書房刊)を用いて行った(前期2単位)。

今年度は市民も聴講可能な公開授業としたが、授業時間帯の設定が悪かったこともあり予想したほどの効果はなかった(一般聴講生3名、聴講学生約50名)。また、講義内容が年々豊富になっており、一人1回の講義では時間が足りなくなってきた。このため、平成15年度からは、前期、後期それぞれ2単位ずつとし、前期は「基礎編」、後期は「応用編」として開講している。

●学内講師としての教育活動

高安克己	共通教養科目(地球と環境)「山陰の自然史」
	共通教養科目(総合科目)「生命現象」(一部担当)
	学芸員資格取得のための科目「博物館学概論」「博物館実習事前事後の指導」「博物館実習」
國井秀伸	生物資源科学部専門教育科目「応用生態工学特論A」(隔年開講)
倉田健悟	生物資源科学部専門教育科目「応用生態工学特論A」(隔年開講)
瀬戸浩二	総合理工学部専門教育科目「古生物学実習」「地層学実習」「環境地質学実験」「環境地質学セミナー」「地球科学基礎演習」「地学実習」「地球資源環境学外国語文献購読」

●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

荒木 悟 松江工業高等専門学校非常勤講師

●卒業論文の指導(指導学生名、卒論題名)

村上俊介「阿蘇海における底生有孔虫群集とその形成過程」(瀬戸)

角田 大「阿蘇海における堆積環境の変遷」(瀬戸)

吉柴伸一「中海における過去数千年間の堆積環境の変遷」(瀬戸)

石山雅規「高知県浦の内湾における水質環境と底生有孔虫について」(瀬戸)

柴田 良「西表島ウグラ川流域における貝群集とその根源」(瀬戸)

山下真司「中海における循環システムの時系列変化とそれに伴う一時生産への影響」(瀬戸)

2-2-2. 大学院・留学生など

●大学院生の研究テーマと指導

江原 亮「中海における赤潮生物 *Prorocentrum minimum* の季節的消長に関する生態学的研究」(國井)

佐藤 稔「中海における海藻分布の時間的变化」(國井)

東井 啓「ため池における富栄養化が水

生植物の多様性に与える影響」
(國井)

菅本尚子「中新統備北層群に記録された
古環境変遷史」(瀬戸)

●留学生の受け入れ

Supachok Thirapunyo(タイ王国)「Changes
in Sedimentary Environment during the
Holocene Transgression in Lake
Songkhla, Thailand」(高安)

●他大学の博士課程大学院生の研究指導

北野倫生(徳島大学大学院工学研究科博
士後期課程)「マナマコの底質改善効
果に関する研究」(倉田)

Thanuchai Silaratana(タイ国立チェンマ
イ大学 Ph.D. コース, Royal Golden
Jubilee Ph.D. Program)「Effect of
environment factors on accumulation of
fossil fuel deposits in northern Thailand」
(高安)

Bantita Udomkan(タイ国立チェンマイ大
学 Ph.D. コース, Royal Golden Jubilee
Ph.D. Program)「Effect of environment
factors on accumulation of fossil fuel
deposits in southern and the Gulf of
Thailand」(高安)

2-3. 国際交流

●海外調査・共同研究など

瀬戸浩二

アメリカ合衆国：AGU 2003 大会出席。平成 15
(2003) 年 12 月 7 日～13 日。

堀之内正博

タイ王国：平成 15 年度在外研究員(創造開発研
究)。「汽水域の生物多様性の保全に関する調査
研究 ―環境復元が生物多様性に与える影響
―」。平成 15(2003) 年 7 月 2 日～19 日。

タイ王国：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」(研究代表者 東京大学教授 黒倉
壽)。平成 15(2003) 年 11 月 19 日～12 月 2 日。

倉田健悟

ニュージーランド：平成 15 年度在外研究員(創
造開発研究)。「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。

インド：「東海岸コレルー湖における環境調査」。
平成 15(2003) 年 8 月 24 日～9 月 10 日(代表
者 山口大学教授 貞方 昇)。

高田裕行

ニューファンランド：国際深海掘削計画第 210
節(ODP Leg 210)「ニューファンランド・
マージン リフト形成史」。平成 15(2003) 年 7
月 3 日～9 月 6 日。

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

平成 15(2003) 年 1 月 2 日 中海テレビ放送「中海
物語―美しき中海との共生をめざして」出演(米
子市)(國井)

平成 15(2003) 年 2 月 2 日「おもしろ環境フェスティ
バル」出展(瀬戸, 堀之内, 倉田)

平成 15(2003) 年 6 月 29 日, 7 月 24 日, 8 月 10 日
「2003 年度海の楽しみ体験」講師(大社町)(宮本)

平成 15(2003) 年 7 月 23 日 国際ワークショップ
「ラムサール湿地の賢明な利用 ―ラグーン湿地
に注目して」(釧路市)で招待講演(國井)

平成 15(2003) 年 8 月 17 日(財)宍道湖・中海汽
水湖研究所「大橋川中州探検」に講師参加(松江
市大橋川中州)(國井)

2-4-2. 学会の活動など(2003 年を含むもの)

國井秀伸

水草研究会幹事：昭和 58(1983) 年～

日本生態学会中国四国地区会幹事：平成 4(1992)
年 4 月～

応用生態工学会理事：平成 11(1999) 年 10 月～

日本陸水学会編集委員会委員長：平成 13(2001)
年 4 月～平成 15(2003) 年 3 月

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～

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 4 月～

2-4-3. 学外の委員会など(2003 年を含むもの)

高安克己

島根県古代文化センター客員研究員：平成 5
(1993) 年～

宍道町来待ストーン客員研究員：平成 6 (1996)
 年～
 島根県環境自然課三瓶埋没林調査保存検討委員会
 副委員長：平成 9 (1999) ～
 島根県文化財保護審議会委員：平成 10 (2000) ～
 鳥取県教育委員会青谷上寺地遺跡発掘調査委員会
 委員：平成 11 (2001) ～
 宍道湖・中海水産振興対策検討委員会委員：平成
 11 (2001) ～
 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 12 (2002) ～
 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～

京都大学生態学研究センター協力研究員：平成
 14 (2002) 年 4 月～
 米子市環境審議会委員：平成 6 (1994) 年 8 月～
 (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～
 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)リバーフロント整備センター河川環境目標検討
 委員会：平成 14 (2002) 年 11 月～平成 16 年
 (2004) 3 月
 しまねレッドデータブック改訂委員会：平成 15
 (2003) 年 4 月～平成 16 (2004) 年 3 月

編集後記

LAGUNA (汽水域研究) の第 11 号をお届けします。今回は新汽水域センターとして初めての発行ですので、心機一転イメージチェンジをしてみました。それやこれやで、発行が非常に遅れました。著者の方々には大変ご迷惑をおかけしたと思います。申し訳ございませんでした。

今年も異常気象が予測されています。このことが汽水域に影響されないわけがありません。我々の調査・観測・研究がますます重要となってくるでしょう。センターでは、「汽水域学」という新領域を提唱しています。この LAGUNA (汽水域研究) が、それを束ねる学術雑誌となればよろしいかと思えます。今後とも皆様のご協力を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。
7. 別刷は 50 部を本センターの経費から負担する。

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もある。
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 (アルファベット順に 5 語以内)、本文、謝辞、引用文献。
5. 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)

北村二郎・村田源 (1971) 原色日本植物図鑑・木
本編 I. 保育社, 大阪, 453 p.

Parsons, T. R., Maita, Y. and La 11 i, C. M. (1984)
A manual of chemical and biological methods of
sewate analysis. Pergamon Press, New York, 173
pp.

(章)

Dayton, P. K. and Tegner, M. J. (1984) The
importance of sca 1 e in community eco 1 ogy : a
kelp forest example with terrestrial ana 1 ogs. In :
A new ecology : novel approaches to interactive
systems. (eds.) Price, P. W., SIobodchikoff, C. N.
and Gaud, W. S. pp. 457-481. Wi 1 ey, 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.

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 デイ
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	
	または刷上り	枚程度		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) + 50部 (センター負担) = _____部				
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		