

パイプによる潮通しが中海・北部承水路における マクロベントス群集に与えた影響

山口啓子¹・藤本真子²・高安克己³・園田 武⁴

Effect of tidal-flow induction on macrobenthic animal community in an enclosed channel of Lake Nakaumi, Southwest Japan

Keiko Yamaguchi¹, Masako Fujimoto², Katsumi Takayasu³ and Takeshi Sonoda⁴

Abstract : Macrobenthic animals were observed from 1997 to 1999 in relation to induction of tidal flow brought from a construction of water-way pipes connecting with North Channel and Honjo Area in Lake Nakaumi, Shimane Prefecture, Southwest Japan. Before the construction, abundance and diversity of the benthic animals were very poor on channel bottoms, except for on a shallow site. The benthic animals, however, recovered after the construction, especially at the bottom near to pipe openings. After the pipes were removed, abundance and diversity of the benthic animals became very poor again. These results indicate that increase of tidal flow contributes improvement of benthic environment, probably due to increase of seawater intrusion. They suggest that further increase of seawater intrusion leads improvement of bottom environment of Lake Nakaumi, but detail studies on benthic ecology are required to evaluate the effect of the seawater intrusion on the benthic community.

Key words : macrobenthic animal, Lake Nakaumi, tidal flow, induction

はじめに

中海は斐伊川水系の末端に位置し、幅約 250 m・長さ約 8 km の境水道を通して日本海につながる中～高塩分の汽水湖である。斐伊川水系では、戦後の米不足対策として宍道湖・中海の淡水化および干拓が計画された。この中で、中海の北西部には、本庄工区と呼ばれる湖内最大の干拓地が計画され、この地区を中海と仕切るための堰堤が 1987 年にはほぼ完成した。しかし、米事情の変化や水質汚濁の懸念などにより、1988 年には淡水化・干拓計画の一

時凍結が決定された。この様な経緯を経て、現在の中海は本庄水域（本庄工区）と中海水域とに 2 分された状態にある（図 1 B）。また、干拓予定地を取り囲む堰堤と旧北湖岸線および旧西湖岸線との間は、従来この水域に流入していた河川水を本庄工区内に流入させないための水路がもうけられており、それぞれ北部承水路・西部承水路とよばれる細く狭い水域を形成している。堰堤建設前の中海では、境水道から流入した海水は、主に現在の本庄水域にあたる中海北西部に流入していた。しかし、堤防建設以来、海水の主流は境水道から南へ屈曲し中浦水門を経て

¹ 1 島根大学生物資源科学部 Faculty of Life and Environmental Science, Shimane University, Matsue, 690-8504, Japan
e-mail ; keiko@life.shimane-u.ac.jp

² 総合科学株式会社 Sogo-Kagaku Co. Ltd., Chuoh-ku, Osaka 540-0019, Japan

³ 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

⁴ 北海道大学水産学部 Faculty of Fisheries, Hokkaido University, Hakodate 041-8611, Japan

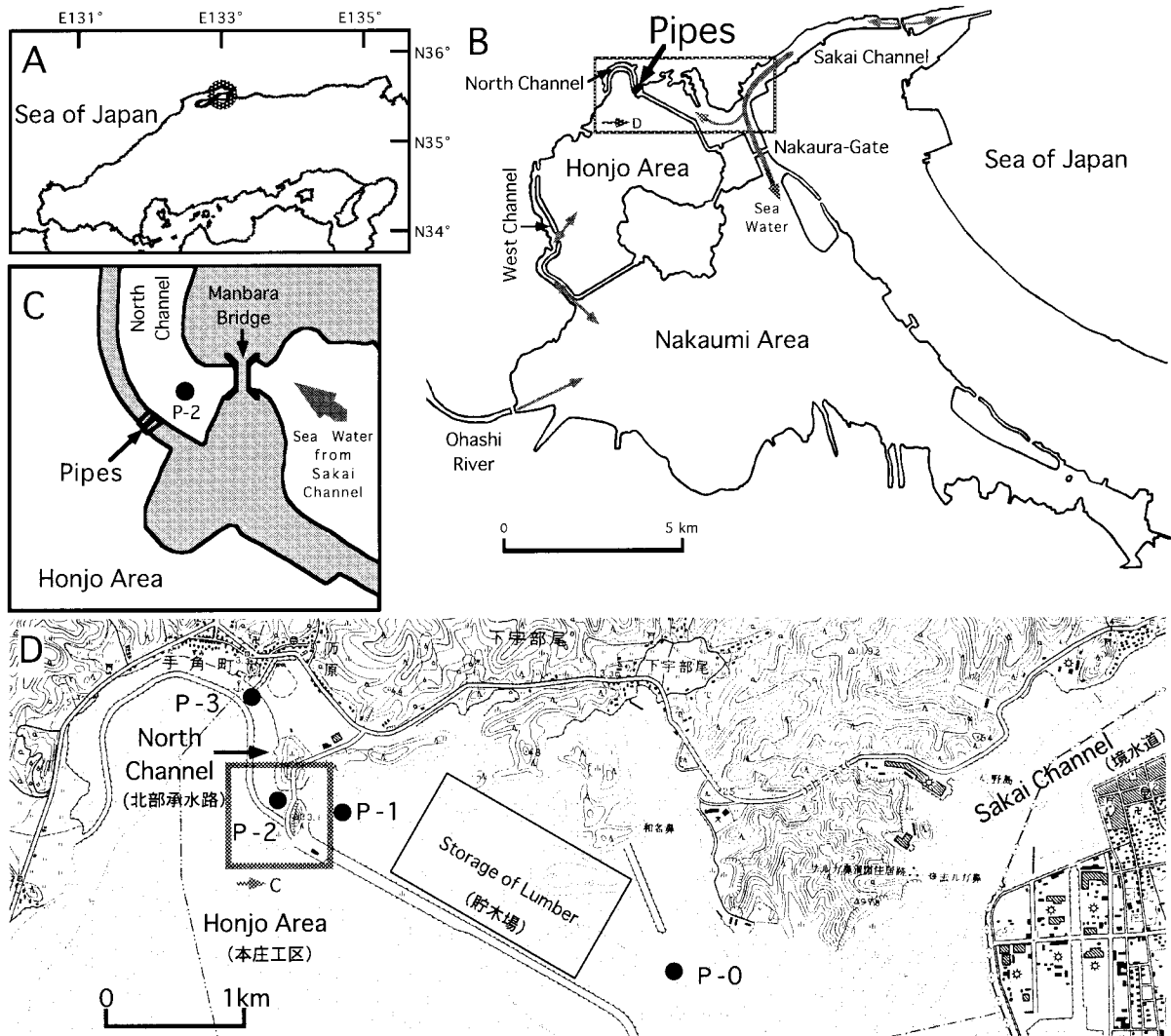


図1 中海と調査地点位置図。

- A. 中海の位置, B. 中海における本庄水域の位置 (□内の拡大図が D),
C. パイプ付近の拡大図, D. 調査地点位置 (□内の拡大図が C).

Fig. 1 Index map of Lake Nakaumi and study sites

中海水域へ流入するようになった。その結果、中海にはいくつかの閉鎖性の高い水域が形成された。北部承水路もそのひとつである。北部承水路は狭い行止まりの水路で、内部振動で水の動きはあるものの、水の交換は極めて少ない水域と考えられている(高安, 1998)。

1998年3月、本庄水域を水産資源生産場として利用可能か否かを調査するため、中国四国農政局により本庄水域を隔てる堰堤に潮通しパイプが設置された。この潮通し実験は、境水道を経由してきた日本海水の本庄水域への流入を促し、水の交流量や水質・底質・生物相の変化およびアサリ (*Ruditapes philippinarum*) の生育などを調査することを目的と

していた。しかし実際に行われたのは、境水道から北に奥まった北部承水路と本庄水域を区切る堰堤に(図1C)、直径2.5 m長さ26 mのパイプ2本を埋め込んだだけの、ごく小規模な潮通しであった。この実験通水は、1年後の1999年3月にパイプを撤去し、堰堤を再び埋め戻して終了した。

この間、本庄水域内では水質・底質・漂流ブイの調査や底生生物に関する様々な調査が行われ、この潮通しの効果はパイプのごく近傍のみにおいては確認されたが(直接的影響は主に南東方向へ半径50 m~300 m程度:中国四国農政局, 1998; 福井ほか, 1999; 堀ほか, 2000など)、本庄水域全体のベントス相にはほとんど影響がみられなかった(藤本ほか,

1999). 一方, パイプの外側である北部承水路の水質・底質環境や, ベントスに対する影響ははまだ報告されていない.

本論文では, 北部承水路から境水道につながる水域において, 潮通しパイプの設置前後に行った水質・底質ならびに底生生物調査の結果について報告する. さらに潮通しパイプの建設が北部承水路側の底生動物の生息環境にどのような影響を与えたかを検討する.

方 法

中海北部の干拓堤防の北側, 日本海につながる境水道側から上流に向かって, 貯木場に入る手前を地点 P-0, 貯木場をこえた万原橋の下流の地点を P-1, 北部承水路内潮通しパイプ正面 (パイプから約 50 m) の地点を P-2 (農政局の調査地点番号 S 1 とほぼ同じ地点), 更に上流に地点 P-3 を設定し, 調査地点とした (図 1 D).

水質は現地で多項目水質計 (YSI 社製 610 型) を用いて, 水温 (°C)・塩分 (psu)・溶存酸素濃度 (mg/l) の項目について表層から水深 0.5 m ごとに湖底上約 10 cm まで記録した. エックマンバージ型採泥器 (1/25 m²) で生物分析用に 4 回, 底質分析用に 1 回採泥し 1 地点の試料とした. 底泥は表層約 1 cm をすくいとり, 肉眼および希塩酸などを用いて貝殻等を除去して乾燥後の全重量を測定し, 64 μm メッシュのフルイでふるって欠損重量を測定し, 全重量に対する欠損重量の比率を含泥率として求めた. 底泥の硫化水素臭を強い順に「強い++」「有り+」「無し-」で記録した. 生物は底泥を 0.5 mm メッシュのフルイでふるって 10% 中性ホルマリンで固定した. その後, 肉眼で認識できる生物を摘出し, 同定・個体数計測を行った. 個体数は 0.1 m² 当りに換算した.

調査日はパイプ設置前 (通水前) の 1997 年 9 月 30 日, 1997 年 11 月 11 日, パイプ設置後 (通水中) 1998 年 8 月 4 日, 1999 年 1 月 21 日 (P-2 地点のみ), パイプ撤去後 (通水終了後) の 1999 年 9 月 7 日 (P-2 地点のみ) に行った.

結 果

1. 水質

潮通しパイプ設置前の 1997 年 11 月 11 日と設置後の 1998 年 8 月の水質を図 2 A, B に示す. 両日と

も境水道から進入してきた水深約 3 m 以深の塩水くさびが P-0 地点から P-2 地点まで達している. 底層の塩分は下流 (境水道) 側の P-0 地点から上流に向かって低くなっていた. P-3 地点は水深が 3 m より浅いため塩分躍層もほとんどみられなかった. 溶存酸素濃度 (以下, DO) をみると, P-0 地点では塩水くさび内部は表層水よりもやや低くなっているが, 5 mg/l 以上の濃度があった. 一方, P-1 地点では塩分躍層以深で急激に DO が減少し, 水深 5 m 付近から湖底直上まではほぼ無酸素状態になっていた. P-2 地点では塩分躍層以深で同様に DO の低下がみられたが, P-1 地点ほどの低下はなかった. P-3 地点では DO はほとんど変わらなかった. これらの水質の特徴は, 全調査時に共通していた. ただし水温については夏季 (下層が低温) と冬季 (上層が低温) で鉛直勾配が逆になっていた.

2. 底質

底質は全体に砂またはシルト質砂で, 含泥率は最高でも 1998 年 8 月の P-1 地点の 33.0% であった (表 1). 特に P-2 地点では通水前に 20.4% あった含泥率が, 通水開始後には 6.6% まで低下し, 肉眼観察でも粒子の淘汰が非常によかった. P-1 地点では植物片が多く含まれていた. 硫化水素臭は 1997 年は P-3 地点をのぞいて「有り」または「強い」であったのに対し, 1998 年 8 月では全地点で「無し」であった. 1999 年 1 月の P-2 地点は表層 (約 2 cm) だけが採泥された場合は「無し」だったが, 底質の深い部分 (2 cm 以深) が採泥された場合に「有り」であった. パイプ撤去後の 1999 年 9 月の P-2 地点では, 強い硫化水素臭があった. P-2 地点の底質色は, 1997 年は黒色であったが, 通水中 1998・99 年は褐色であった.

3. マクロベントス

通水前の 1997 年 11 月は, P-0 地点の出現種数は 3 種のみで, そのうち二枚貝のヒメカノコアサリ *Veremolpa micra* が最も個体数が多かった (表 1). P-1 地点は無生物であった. P-2 地点は 4 種が見られたが, 多毛類のドロオニスピオ *Pseudopolydora kempfi* の個体数のみが多く, 他の 3 種は 1 個体ずつで, Shannon-Wiener の多様性指数 H' は低かった. P-3 地点では個体数は少ないながら多様性のある生物相が認められた. 多様性指数 H' の値でも, P-3 が最高となった.

通水中の 1998 年 8 月では, P-0 地点はミナミシ

ロガネゴカイ *Nephtys polybranchia* が優占し、P-1 地点はほぼ無生物であった。P-2 地点では前回に比べ、出現種数は2倍、個体数は10倍以上になっていた。個体数が特に多かったのは、ホトトギスガイ

Musculus (Musculista) senhousia とアサリであった。ホトトギスガイは、マット状に広がるほどではなく、小さなパッチ状のコロニーを形成していた。P-3 地点はP-2 地点と種構成が類似しているが個体

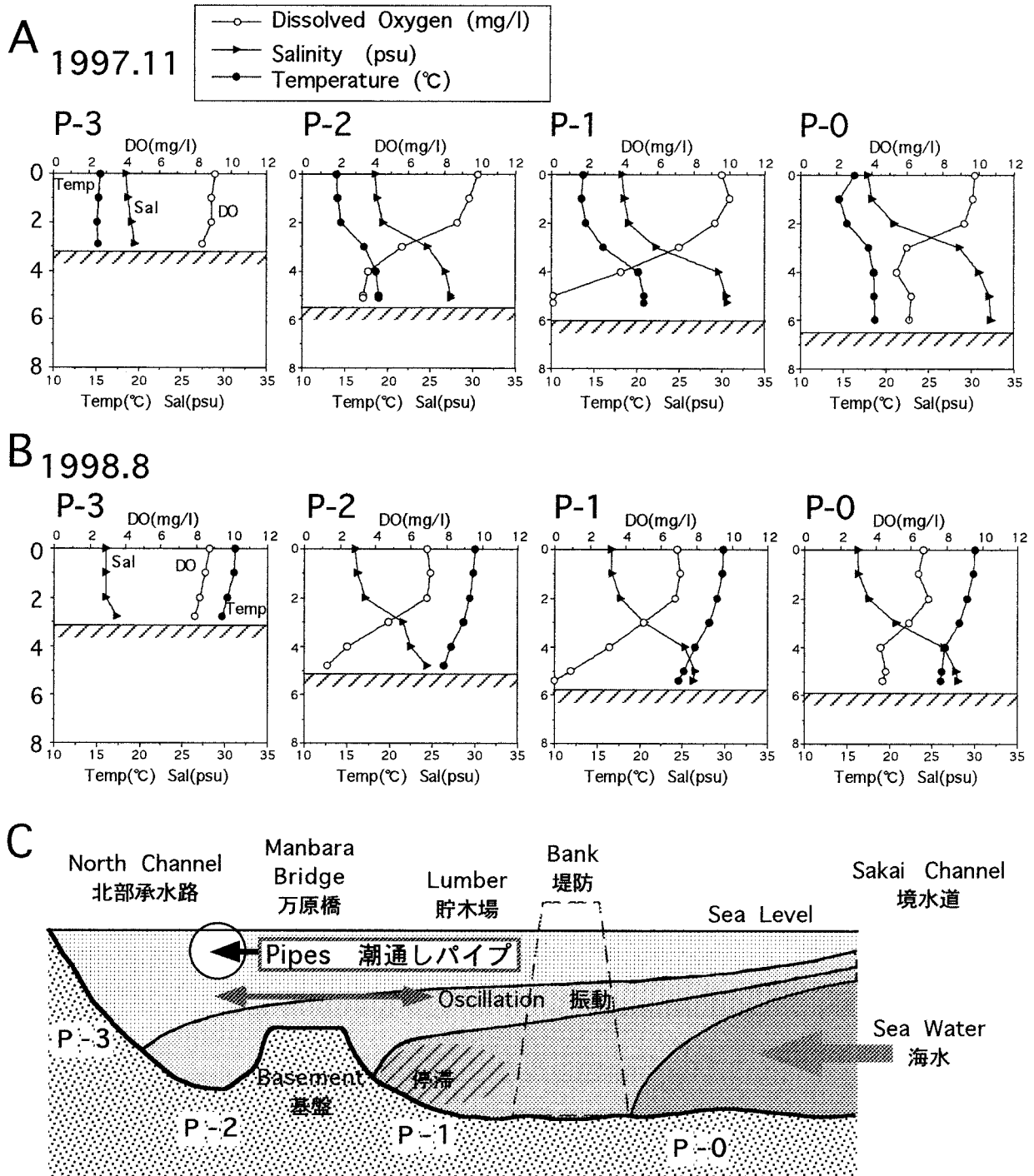


図2 各調査地点の水質の鉛直プロフィール (A: 1997.11 および B: 1998.8) と境水道から北部承水路に至る水塊の特徴 (C)。

Fig.2 Vertical profiles of water quality (A: 1997.11, B: 1998.8) and a schematic vertical section of sea water from Sakai Channel to North Channel (C)

数が少なかった。多様性をしめす H' は 1997 年に比べ、特に P-2 地点で 0.26 から 1.51 へと大きく増加し、P-0 地点でもいくぶん増加した。

1999 年 1 月の P-2 地点は 1998 年 8 月に比べ、個体数は半減したが種数はほぼ同じであった。個体数が減少したのは移動能力の低いホトトギスガイとアサリで、かわってニホンドロソコエビなど遊泳可能な小型甲殻類が優占し、多毛類の構成種が変化した。多様性をしめす H' は高い値を維持していた。

通水終了後の 1999 年 9 月の P-2 地点は、ほぼ無生物といえる状態となっていた。

考 察

北部承水路の水質の特徴とベントス相

潮通しを行うことにより、水質に関して北部承水路でも塩分および溶存酸素濃度が上昇することが予想された。しかし、今回示した水質測定値からは潮通しの効果といえる変化を見いだすことができなかった。そこでまず、北部承水路の水質の一般的特徴について考察する。本水域において底層の塩分は

下流から上流に向かって低くなり、河口汽水域の特徴がみられる(図 2 C)。特に注目されるのは底層 DO で、貯木場の下流側と上流側にあたる P-0 地点と P-1 地点とで、全く異なっていた(図 2 A, B)。境水道側から進入した新鮮な海水である塩水くさびは、P-0 地点では底層においても十分な酸素を含んでいたが、その奥にあたる P-1 地点では常に無酸素状態となっていた。一方、P-2 地点の湖底は塩水くさびのより上流にあたるが、その直前の P-1 地点湖底が無酸素状態のときでも、1 mg/l 以上の DO があった。この P-1 と P-2 地点の間にある万原橋付近には基盤岩が露出しており、干拓堤防工事で承水路をもうけるために約 4 m の水深まで掘り下げられている(高安, 1998)。このため P-1 と P-2 地点とで湖底に段差があり、P-1 地点の水深 4 m よりも浅い酸素を含む水が塩水くさびとして P-2 地点の湖底部に到達していると考えられる。逆に P-1 地点では、底層の水がこの段差のために停滞し交換されないため、常に無酸素状態になっていると考えられる。P-3 地点では水深が 3 m より浅いため塩水くさびは到達しておらず、上層の低塩分水塊内である

表 1 1997 年から 1999 年の北部承水路におけるマクロベントスの個体数 (/0.1 m²) と多様度指数、水深、底質の含泥率と硫化水素臭。

Table 1 Occurrence (number of individuals /0.1 m²) and diversity index H' (Shannon-Wiener) of macrobenthos, water depth, mud content and hydrogen sulfide of the sediment in North Channel Area of Lake Nakaumi during 1997-1999.

和名	学名	潮通し前				潮通し中				終了後		
		1997				1998				1999	1999	
		P-3	P-2	P-1	P-0	P-3	P-2	P-1	P-0	P-2	P-2	
MOLLUSCA	カワグチツボ	<i>Falsicingula elegans</i>	14	0	0	0	9	0	0	0	0	0
	アラムシロガイ	<i>Hinia festiva</i>	0	0	0	0	0	3	0	0	6	0
	ムラサキイガイ	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
	コウロエンカワヒバリガイ	<i>Limnoperna fortunei kikuchii</i>	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0
	ホトトギスガイ	<i>Musculista senhousia</i>	12	1	0	0	78	259	0	0	34	0
	アサリ	<i>Ruditapes philippinarum</i>	3	0	0	0	11	163	0	0	6	0
	ヒメシラトリガイ	<i>Macoma incongrua</i>	8	0	0	0	0	0	0	1	1	0
	ヒメカノコアサリ	<i>Veremolpa micra</i>	0	0	0	39	0	0	0	0	0	0
ANNELIDA	ゴカイ	<i>Neanthes japonica</i>	0	0	0	0	1	3	0	0	0	0
	カギゴカイの一種	<i>Sigambra</i> sp.	5	0	0	5	0	5	0	0	15	0
	ミナミシロガネゴカイ	<i>Nephtys polybranchia</i>	0	1	0	0	12	60	0	18	21	1
	ヤマトスピオ	<i>Prionospio (Minuspio) japonica</i>	6	0	0	0	6	4	0	0	0	0
	イトエラスピオ	<i>Prionospio (Minuspio) pulchra</i>	0	0	0	0	0	1	0	1	14	0
	ドロオニスピオ	<i>Pseudopolydora kempfi</i>	0	56	0	0	5	0	1	0	16	0
	ウミイサゴムシ	<i>Lagis bocki</i>	0	0	0	0	9	26	0	0	0	0
ARTHROPODA	ニホンドロソコエビ	<i>Grandidierella japonica</i>	0	0	0	0	5	84	0	0	119	0
	アリアケドロクダムシ	<i>Corophium acherusicum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	30	0
	クマ目	CUMACEA sp.	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
	未同定		10	0	0	1	0	0	0	26	18	0
	種数	Species richness [S]	7	4	0	3	10	11	1	4	11	1
	総個体数	Total no. ind. [N]	58	59	0	45	137	611	1	46	280	1
	多様度	Diversity index [H']	1.84	0.26	-	0.45	1.62	1.51	0.00	0.86	1.75	0.00
	水深	Depth (m)	2.9	4.6	5.3	6	2.8	4.8	5.4	5.4	4.3	4.8
	底質の含泥率	Mud content (%)	20.0	20.4	8.6	9.3	21.9	6.6	33.0	18.3	0.3	
	底質の硫化水素臭	H2S (強い++ 有り+ 無し-)	-	+	++	+	-	-	-	-	-/+	++

ため酸素が十分に供給されていて、貧酸素化しないと考えられる。

この様に、北部承水路では観測点ごとに一定の水質特性が認められ、上記の水質の特徴はベントス相にも反映されている。P-0 地点では主に海域～高塩分域に生息するヒメカノコアサリ、ミナミシロガネゴカイが優占種としてみられる（高安ほか、1989；山根ほか、1998）。P-2、P-3 地点はアサリやホトトギスガイなど内湾～河口部に棲息する広塩性の種が多くみられる。無酸素状態の P-1 地点はほぼ無生物状態である。通水前の北部承水路内で P-3 地点でのみ生物相が豊かだったのは、浅場であるため常に十分な酸素が供給されていたためであろう。

通水によるベントスと底質の変化

北部承水路のベントス相は潮通し前の 1997 年は貧弱であったが、1998 年の潮通しパイプ通水開始後に生物が増加し、特にパイプ正面に当たる地点 P-2 においては種数・個体数の増加が顕著にみられた。P-2 地点は、通水前にはドロオニスビオが単独で優占していたのに対し、通水開始後にアサリやホトトギスガイ、ニホンドロソコエビなどが増加した。アサリやホトトギスガイは貧酸素耐性能力が低い生物である（中村ほか、1997）。ニホンドロソコエビも本庄付近では西部承水路などの酸素の豊富な場所で生息している種である（堀ほか、2000）。また、底質に関しても通水前は黒色で硫化水素臭を発する還元状態であったのに対し、通水中は夏期でも褐色で無臭の酸化した状態であった。これらのことから、P-2 地点では 1998 年 8 月の DO が低いことが示唆される。停滞した水域においては、夏期に成層することが貧酸素化の一つの原因であるが、通水による流れが湖底付近を攪拌していたことが、海水交換の効果と相まってベントスの生息環境を改善したと考えられる。さらに、通水終了後の 1999 年 9 月には P-2 地点の湖底が嫌気化してほぼ無生物状態になったことは、夏期における海水攪拌・交換の重要性と潮通しの効果を裏付けている。また、潮通し工事の関係で、P-2 地点に砂が堆積し、覆砂を施したと類似の効果があつたことも、ベントスの生息環境改善に貢献した可能性もある（山口ほか、投稿中）。

次に、塩分に注目してベントスの変化を検討すると、ホトトギスガイは本庄水域内で顕著な優占種であるが（Yamamuro, 1998；藤本ほか、1999）、境

水道付近には僅かにしか分布しておらず（山根ほか、1998）、中塩分の湖底において優占する傾向がある。潮通しパイプの本庄水域内側では、通水中の 1998 年 8 月にはホトトギスガイがパイプ付近の湖底一面にマット状コロニーを形成していた（中国四国農政局、1998；山口ほか、1999；堀ほか、2000）。それと比較すると、P-2 地点のホトトギスガイの増加はさほど大きくはない。また、通水後に P-0・P-2・P-3 地点で増加した多毛類のミナミシロガネゴカイは中海の中心水域で優占種の一つとしてみられ（園田ほか、1998）、特に境水道に近い水域で個体数が多く（山根ほか、1998）、高塩分域に生息する種である。藤本ほか（1999）によると、ミナミシロガネゴカイは 1997 年 5 月と 7 月に本庄水域内で優占種であったが、塩分の低下した秋以降に個体数が激減したあと、1998 年はほとんど出現していない。すなわち、北部承水路におけるミナミシロガネゴカイの通水開始後の増加は、境水道側からの幼生移送によるものと推測される。これらのことから、この水域におけるベントス相の通水前後の変化は、境水道からの流入水の影響拡大も関係していることが推察される。北部承水路は先端が閉鎖し、かつ屈曲した狭い水路であり、海水の流入は制限されている。しかし、潮通しが増加すれば、それにとまなう様々なベントス幼生が本庄水域へ供給され、本庄水域や中海全体のベントス多様性と生産性の増加が期待できる。

一方で、停滞性の高い中海は貧酸素化に対する生理あるいは生態的耐性の弱いベントスの生息環境としてはもともと好条件ではない。たとえば北部承水路を作った堤防建設前でも、この水域の主要部にはアサリは多くは生息していなかった（Kikuchi, 1964 など）。これは、中海では沿岸から離れると急激に水深が深くなり湖底のほとんどの面積を水深 5-6 m が占め（徳岡・高安、1992）、そのような湖盆部では湖水が停滞しやすくかつ泥底となっているためと考えられる。本庄水域は中海水域と比較して、顕著な塩分躍層が形成されにくいため、貧酸素化が抑制されているといわれてきた（例えば日本海洋学会海洋環境問題委員会、1996；相崎・秋葉、1998）。しかし、底生生物の調査から、夏期～秋期には本庄水域の広い面積で生物の大量死が起こることがわかってきた（藤本ほか、1999；堀ほか、2000）。その原因は、1997 年の場合は多雨による塩分の低下と考えられる。ミナミシロガネゴカイ・アサリなど低塩分を好まない種がこの時期に衰退した。更に、上層

の塩分低下は、湖水の密度成層を強化させ、上下の水の循環を妨げ、貧酸素化を促進させた。また、1998年には夏期にシオグサ (*Cladophora speciosa*) の極端な繁茂の後、一斉枯死がおこり、遺骸が停滞した底層付近で貧酸素化が起こっていた (山口ほか, 1999)。たとえ堤防を広範囲に開削したとしても、閉鎖性が高く水の停滞する中海において塩分変化および貧酸素化がベントスに及ぼす影響は避けられない。気象条件などによる環境変化が大きく、ベントスの生息状況が時空間的に大きく変化する汽水湖の生態学的知見はまだ不十分で、未知な要素が多い。水産利用だけでなく水域環境改善の研究のためには、生物および環境の長期的調査が不可欠である。

ま と め

北部承水路の底生動物相は浅場を除いて非常に貧弱であったが、潮通しパイプを設置し通水開始後、特にパイプ正面の P-2 地点でマクロベントスの多様性と生息量の増加が確認され、通水前よりもベントスにとっての湖底環境は明らかに改善したことが示された。そして、パイプを撤去した後、P-2 地点の底生動物相は貧弱なものにもどった。堤防の除去など大面積の開削が行われれば、中海の北西部は豊かな水域としてよみがえる可能性が示唆された。ただし、その開削の際には、湖水の停滞性を低減するために、海水の交換率の増大、貧酸素水塊の解消のための配慮が必要である。

謝辞

島根大学汽水域研究センターの徳岡隆夫センター長、國井秀伸助教授、大塚泰介博士、田中秀典博士には研究遂行を支援していただき、有益な助言・議論をいただいた。端脚類の同定は京都大学瀬戸臨海実験所の大和茂之博士にご尽力いただいた。水産庁瀬戸内海区水産研究所の浜口昌巳博士には本論文をまとめるに当たり粗稿を読んでいただき、有益な助言をいただいた。同センターの松本雅夫さん、中海漁業組合の門脇義雄さんには調査船の操船をはじめ、調査作業をお手伝いいただいた。東京大学工学部の作野裕司君、島根大学総合理工学部地球資源環境学科の中山大介君、立見博俊君、荻野拓也君には様々な場面でご助力いただき、調査が遂行できました。お世話になったこれらの皆様に心よりお礼申し上げます。

引用文献

- 中国四国農政局. 1998. 本庄工区水産調査報告書, 中国四国農政局資料.
- 藤本真子・高安克己・山口啓子・園田武. 1999. 中海本庄工区におけるベントス相と環境特性 (予報). *LAGUNA* (汽水域研究), 6: 107-117.
- 福井真司・青井亜矢子・藤岡克己・前田伊佐武・三浦真吾・相崎守弘. 1999. 中海本庄工区に設置された潮通しパイプ交換水の水質特性, *LAGUNA* (汽水域研究), 6: 37-42.
- 堀伸子・波越淳・秋葉道宏・相崎守弘. 2000. 底生動物から見た中海・本庄工区の潮通しの効果. *LAGUNA* (汽水域研究), 7: 45-52.
- 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, Part I*: 21-44.
- 中村幹雄・品川 明・戸田顕史・中尾 繁. 1997. 宍道湖および中海産二枚貝 4 種の環境耐性. 水産増殖, 45 (2): 179-185.
- 日本海洋学会海洋環境問題委員会. 1996. 閉鎖性水域の環境評価に関する見解—中海本庄工区干拓事業の場合—. *海の研究*, 5: 333-344.
- 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.
- 園田 武・中尾 繁・中村幹雄・高安克己. 1998. 宍道湖・中海・神西湖の多毛類相. *LAGUNA* (汽水域研究), 5: 101-108.
- 高安克己・小野俊彦・住田耕一. 1989. 中海・宍道湖の自然史研究—その 10. 中海底質中の貝類遺骸群集とその変遷. 島根大学地質学研究報告, 8: 33-50.
- 高安克己. 1998. 中海本庄水域周辺承水路の水塊動態. *LAGUNA* (汽水域研究), 5: 161-173.
- 徳岡隆夫・高安克己. 1992. 中海北部 (本庄工区) アトラス. 徳岡・高安編, 島根大学山陰地域研究総合センター, 島根: 92 p.
- 山口啓子・門脇義雄・藤森恒至・立見博俊. 1999. 中海本庄水域におけるアサリの成長と生残—関連する要因の予察と潮通しパイプの効果の検討—. *LAGUNA* (汽水域研究), 6: 145-156.
- Yamamuro, M., Oka, N. and Hiratsuka, J. .1998. Predation by diving ducks on the biofouling mussel *Musculista senhousia* in a eutrophic estuarine lagoon.

Mar. Ecol. Prog. Ser., 174 : 101–106.
山根恭道・向井哲也・清川智之・内田浩・中村幹
雄. 1998. 中海・宍道湖漁場環境保全対策推進調

査定期観測基礎調査. 島根県水産試験場事業報告,
平成 8 年度 : 230–249. 島根県.