愛媛県南部宇和海北灘湾における過去約100年間の底質環境変遷

Bottom environmental changes during the past 100 years in Kitanada Bay, Ehime Prefecture, Southwest Japan

Abstract

天野敦子* 井上卓彦* 岩本直哉*
塩屋藤彦* 井内美郎**

Atsuko Amano, Takahiko Inoue*,
Naoya Iwamoto*, Fujihiko Shioya*,
and Yoshio Inouchi***

2003年10月27日受付.
2004年7月6日受理.

* 愛媛大学大学院理工学研究科環境科学専攻
Graduate School of Science and Engineering,
Ehime University, Bunkyo-cho, 2-5, Matsuyama,
Ehime, 790-8577, Japan

** 愛媛大学沿岸環境科学研究センター
Center for Marine Environmental Studies, Ehime
University, Bunkyo-cho, 2-5, Matsuyama, Ehime,
790-8577, Japan

Bottom environmental changes during the past 100 years in Kitanada Bay, Southwest Japan were reconstructed, based on the data on grain size, total organic carbon (TOC), total nitrogen (TN) and total sulfur (TS) concentrations, ratio of total organic carbon to total nitrogen (C/N) and to total sulfur (C/S) in surface sediments and sediments cores. The grain size distribution pattern in surface sediment at the present study site showed predominance of coarser sediments around the bay mouth and more finer towards the bay interior, suggesting that tidal current is more swift around the bay mouth and its velocity decreases toward bay interior. The present results indicate a stagnant hydrodynamic condition in inner Kitanada Bay. High levels of TOC, TN and TS concentrations around fish farming cages in the north suggest the use of large quantities of organic substances for fish farming. Benthic environment has become highly reductive due to the supply of organic substances in combination with stagnant hydrodynamic environment. TOC and TN concentrations in sediment cores (33-79cm) showed an increase from 1970's when fish farming started. This result suggests that Kitanada Bay has become eutrophic due to fish farming. At the same time, grain size profiles show a decrease in grain size toward the top, while it is reverse in the southern and bay mouth area. This result suggests a transformation in the hydrodynamic environment by the resistance perpetrated on tidal current by fish cages. In the northern area of Kitanada Bay, hydrodynamic environment has become stagnant. In the southern and bay mouth area where no fish cages are observed, tidal current has become more agile. As the result, sea water exchange has become more active, and bottom environment has become less reductive.

Key words: bottom sediment, total organic carbon content, total sulfur content, grain size composition, fish farming, bottom environmental changes

はじめに

陸域と海域とが接する沿岸域は、人間活動のみならず生態系の生産性が地球システムの中で最も高く、重要な地域の一つとして認識されている。そのなかで日本の沿岸域の多くは古来より埋め立てなどの改変を受け、さらには後背地の都市化など、流域の変化の影響も受け続けてきた。20世紀後半以降、その規模・速度はさらに拡大し、沿岸域の自然改変は急速に進んだ。このような人間活動を主原因とした環境変遷の過程を解明することは、現在の環境問題を解明するための基礎資料となるだけでなく、将来の沿岸域の開発に対しても重要な資料となることが期待される。しかし、人間活動による自然環境変化の過程の詳細な解明はまだ不十分な点が多い。海洋学では、水理模型実験や数値モデルといった分野から現場海域の水理条件を再現することで、この問題を解明する努力がなされている(日本海洋学会編, 1994)。一方、堆積

物に記録・保存されている証拠から現在の環境や、過去から現在に至る環境変遷史を復元する手法も有効な手段の一つである(例えば、松本, 1983; Nomura, 2003 など)。本研究では長期間の環境変化を記録した堆積物の粒度、元素濃度指標を利用した堆積学的手法を用いて、人間活動による自然改変の過程を明らかにしようと試みた。そして水産業の盛んな愛媛県南部宇和海北灘湾を、人為的な影響を受けやすい海域のモデルフィールドとして研究を行った。

宇和海域の底質環境変遷の概要について、天野・井内(2001)はこの海域は人間活動、特に1960年前後から養殖漁業の振興とともに富栄養化が進行し、それに伴って底質環境が還元的になっていると推定した。本研究では、環境変遷を比較的良好に保存した堆積物が分布していると考えられるやや閉鎖的な環境である北灘湾内において、試料を採取した。そして底質の表層分布様式から現在の底質環境を推定し、柱状試料の分析結果から底質環境変遷史を復元した。そしてこれ

Fig.1. Map of Kitanada Bay. Contour lines of water depth are an interval of 5m. Black points and star marks show sampling sites of surface sediments and core sites, respectively.

らの結果から養殖漁業拡大の歴史と水域の富栄養化や底質環境変遷との対応について検討した。

調査海域

北灘湾は、愛媛県宇和郡津島町に位置する南北約 2 km, 東西約 5 km, 面積約 9.2 km² の西方に開いた閉鎖的な湾である (Fig.1)。主な河川は、東から流入する 2 級河川の岩松川 (集水域面積約 53 km²) である。北灘湾の海底地形は、岩松川河口部で水深約 10 m, 湾中部で約 30 m, 湾口部で約 50 m 以深と河口から湾口に向かって深くなっている。湾内では 1963 年から真珠養殖, 1970 年から魚類養殖が開始され, 現在は, 湾北部ではハマチやタイの魚類養殖が, 南部では真珠養殖が実施されている。

調査・分析方法

1. 採泥および音波探査

表層試料は, 2001 年 8 月に 53 点, 9 月に 6 点の計 59 地点 (Fig.1) で, エクマン・バージ式採泥器を用いて採取した。そして円筒形のアクリル製パイプを用いて表層部を乱さないように採泥器から試料を取り出し, 表層 0 ~ 1 cm を分取して分析用試料とした。

柱状試料採取は 1999 年 10 月に 1 地点, 2002 年 7 月に 10 地点, 2002 年 8 月に 3 地点で行い, そのうち 11 本の試料を分析した (Fig.1, Table 1)。採泥にはコア長 1 m, 直径 6 cm の重力落下式コアサンプラーを用いた。2002 年に採取した Iw ナンバーのコアについては表層から 30 cm までは 1 cm ごとに, 30 cm から 50 cm までは 2 cm ごと, それ以下は 2.5 cm ごと (Iw-4 のみ 5 cm ごと) に, 1999 年採取の U-32 には表層から 10 cm 間では 1 cm ごと, 10 cm から 20 cm 間では 2 cm ごと, それ以下は 5 cm ごとに分割し各種分析を行った。

また, 2003 年 8 月 12 日の大潮時に Acoustic Doppler Cur-

rent Profiler (ADCP, RD Instrument 社製) を用いて 2 時 20 分から 20 分間, 湾中央海域の流向流速を測定した。

なお表層採泥, 柱状採泥, 音波探査の位置測定には Differential GPS (DGPS) を用いた。

2. 表層試料分析

粒度分析には, 湿重量約 3 g の試料をビーカーに取り, 過酸化水素水を加えて (24 時間室温で放置), 有機物分解を行った試料を用いた。粒度分析に先立ち, 蒸留水に溶かした試料を超音波洗浄機に約 20 分かけ, 粒子を分散させた。この試料を, 島津製作所製レーザー回折式粒度分布測定装置 SALD-2100 を用いて測定した。また測定の際に, 分散剤としてヘキサメタリン酸ナトリウム水溶液 (0.1 mol/l) を 40 ml 加えた。

元素分析では全有機炭素濃度 [TOC (Total Organic Carbon content) 濃度: 以下 TOC 濃度と表現する], 全窒素濃度 [TN

Table 1. Water depths at core sites and the length of core sediments sampled.

Core No.	Water depth at core site (m)	Core length (cm)
Iw-1	16	35
Iw-2	32	43
Iw-3	21	33
Iw-4	31	69
Iw-5	22	76
Iw-6	31	74
Iw-8	27	66
Iw-9	40	38
Iw-10	45	46
Iw-32	20	70
U-32	45	40

Fig.2. Distribution maps of (A) grain size (in ϕ scale), (B) TOC concentration, (C) TN concentration, (D) TS concentration, (E) C/N ratio and (F) C/S ratio.

(Total Nitrogen content) 濃度: 以下 TN 濃度と表現する], 全硫黄濃度 [TS (Total Sulfur content) 濃度: 以下 TS 濃度と表現する] を測定した。恒温乾燥機で 80 °C, 24 時間乾燥し, めのう乳鉢で粉碎した試料を銀箔に約 10 mg ずつ分取し, 1 mol/l の塩酸を加えて炭酸塩を取り除いた。次に 80 °C に設定したホットプレート上で 2 時間かけて塩酸を蒸発させた。これを錫箔で包み, 島根大学所有の Carlo Erba 社製 EA1108 元素分析装置を用いて測定した。

3. 柱状試料分析

柱状試料について粒度分析, 元素分析および堆積速度の測定を行った。粒度分析は分割した全試料について行った。分析方法は表層試料と同様である。Iw-2 (全 36 試料), Iw-4 (全 44 試料のうち 30 試料), Iw-6 (全 49 試料のうち 32 試料), Iw-8 (全 46 試料のうち 34 試料), U-32 (全 19 試料のうち 13 試料) について, 元素分析を行った。分析方法は表層試料と同様である。

鉛-210 法 (^{210}Pb 法; 金井ほか, 1995) による堆積速度測定は Iw-2, 6 および U-32 について行った。Iw-2 と Iw-6 は産業技術総合研究所中国センターにおいて, 以下の方法で過剰 ^{210}Pb 放射能強度 [以下 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 放射能強度と表現する] を測定し (Iw-2 では深度 0 ~ 22 cm について 2 cm 間隔ごとに全 11 試料, Iw-6 では深度 0 ~ 44 cm について 2 cm 間隔ごとに全 22 試料のうち 21 試料), 堆積速度を算出した。アクリル容器に密封した一定量 (約 10 g 前後) の粉末試料は, ^{226}Ra ,

^{222}Rn , ^{214}Pb の核種間で放射平衡に達するまで約 2 週間程度静置した。そしてこの試料について 46.5 keV の ^{210}Pb (単位: Bq/g) および 351.9 keV の ^{214}Pb の γ 線を定量した。 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 放射能強度は ^{214}Pb の γ 線量をバックグラウンド値とし, ^{210}Pb 放射能強度から ^{214}Pb 放射能強度を差し引いた値とした。 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 放射能強度の対数を堆積物の質量深度に対してプロットし, 最小二乗法により直線の傾きを求め, 壊変定数 ($\lambda = 0.031$) をこの傾きで割ることによって平均堆積速度を算出した。 γ 線の測定はセイコー EG&G 社スペクトルマスター 92X (検出器は ORTEC 社製同軸型半導体検出器 GMX-10180-P) を用いて行った。試料の測定時間は約 200000 ~ 250000 sec とした。また U-32 の鉛 210 法による堆積速度測定は全 19 試料のうち 15 試料を, アレゲニー・テクノロジーズ・ジャパン株式会社に依頼した。

表層試料分析・流向流速結果

1. 粒度水平分布

粒度分布は湾口部から湾北東部に向かって細粒化する水平級化を示す。湾主要部は 6.0 ~ 7.0 ϕ の細粒シルトが占めており, 湾口部および岩松川河口部付近 (以下, 河口) では 4.0 ~ 5.0 ϕ とやや粗粒である。また湾北東部は 7.0 ϕ 以上と最も細粒な海域である (Fig.2.A)。

2. 元素濃度水平分布

TOC 濃度は, 湾の北部および河口付近では 2.0 ~ 3.0 % と

Fig.3. Horizontal velocity vectors measured with the ADCP at depth 2m above sea bottom.

相対的に高く、湾南部では 2.0 % 以下、湾口部で 1.0 % 以下と低くなる (Fig.2.B). 同様に、TN 濃度は湾北部で 0.30 ~ 0.40 % と相対的に高く、湾南部で 0.20 %, 湾口部で 0.15 % 以下と低くなる (Fig.2.C). TS 濃度は、湾北部で 0.8 ~ 1.3 % と高く、湾南部で 0.6 % 以下、湾口部で 0.4 % 以下と低くなる (Fig.2.D).

3. 全有機炭素/全窒素濃度比水平分布

全有機炭素/全窒素濃度比 (以下 C/N 比と表現する) は河口付近では 10 以上と高いが、湾主要部は 7 ~ 8 を示し、湾奥から湾口に向かってより低くなる (Fig.2.E). また湾北東部では養殖筏を縁どる様にやや低くなる.

4. 全有機炭素/全硫黄濃度比水平分布

全有機炭素/全硫黄濃度比 (以下 C/S 比と表現する) は、北部では 1.5 ~ 3.0 以下と低く、南部では 3 ~ 4、湾口部では 4 以上と高くなる (Fig.2.F).

5. 流向流速測定結果

2003 年 8 月 12 日に測定した上潮時の海底面上 2 m の流向流速分布を Fig.3 に示す. 湾南部から中央部では流向はほぼ東向きで、流速は最大で約 30 cm/sec であるが、北部の魚類養殖筏付近では流向は一定方向を示さなくなり、流速は急速に減衰し数 ~ 5 cm/sec 程度になる. (この流向流速測定結果については関口ほか (2004) に詳細に記述されている.)

柱状試料分析結果

1. 粒度

柱状試料の粒度は表層の粒度と類似しており、多くのコアでは中央粒径値が $10 \mu\text{m}$ (6.6ϕ) を中心に数 ~ $10 \mu\text{m}$ の幅で変動している. ϕ スケール表現の粒度プロファイルでは変動幅が小さく変化が見えにくいので、 μm スケールで結果を述べる.

Iw-1, 2, 8 および Iw-32 では表層に向かう細粒化が、Iw-4, 5, 6, 9 および Iw-10 では逆に粗粒化が顕著にみられる (Fig.4). Iw-1 では深度 15 cm, Iw-2 では 20 cm, Iw-8 では 12 cm, Iw-32 では 17 cm から表層に向かって 3 ~ $5 \mu\text{m}$ 程度細粒化している. Iw-4 では深度 30 cm, Iw-5 では 22 cm, Iw-6 では 24 cm から表層に向かって 5 ~ $6 \mu\text{m}$ 程度、Iw-9 では 12 cm と Iw-10 では 11 cm から 20 ~ $40 \mu\text{m}$ 程度粗粒化

Fig.4. Depth profiles of grain size in sediment cores. Iw-1, 2, 32, and 8 show decrease toward the top. Iw-4, 5, 6, 9 and 10 show increase. Iw-3 and U-32 do not show clear changes.

Fig.5. Depth profiles of TOC, TN and TS concentration in sediment cores at Iw-2, 4, 6, 8 and U-32

Fig. 6. Depth profiles of C/N ratio in sediment cores at Iw-2, 4, 6, 8 and U-32.

しており、この粗粒化は湾口部付近でより明瞭にみられる。Iw-3 と U-32 では大きな変化はみられない。

2. 元素濃度

TOC 濃度は、分析を行った全コアにおいて深度 20 cm 前後から表層に向かって増加する (Fig. 5)。Iw-2 は深度 25 cm, Iw-4 は 20 cm, Iw-6 は 23 cm, Iw-8 は 21 cm, U-32 は 16 cm 以深において 1.2 ~ 1.7 % であるが、この深度を境に表層に向かって 1.5 ~ 2.3 % に増加し、表層数 cm では 2.0 ~ 3.2 % になる。この増加傾向は Iw-2, 8, 4, U-32 そして Iw-6 と湾北部海域に近いほど明瞭になる。

TN 濃度は、TOC 濃度と同様に全コアにおいて深度 20 cm 前後から表層に向かって増加している (Fig. 5)。TN 濃度は、TOC 濃度が増加を開始する深度以深では 0.12 ~ 0.22 % であるが、この深度を境に表層に向かって 0.15 ~ 0.30 % に増加し、表層では 0.30 ~ 0.40 % 程度に達する。

TS 濃度は、Iw-2, 4, 8 および U-32 では TOC 濃度と TN 濃度の増加する深度 20 cm 前後から表層に向かって増加し、Iw-6 のみ反対に減少する (Fig. 5)。Iw-2, 4, 8 および U-32 の TS 濃度は TOC 濃度と TN 濃度の増加する深度以深では 0.5 ~ 0.6 % であるが、この深度を境に表層に向かって 0.6 ~ 1.0 % に増加する。Iw-6 では TOC 濃度と TN 濃度が表層に向かって増加する深度 26 cm 以深では 0.6 ~ 1.1 % であるが、26 cm から表層では 0.3 % 程度に減少する。

Fig. 7. Depth profiles of C/S ratio in sediment cores at Iw-2, 4, 6, 8 and U-32.

3. C/N 比

Iw-2 と U-32 の C/N 比は、全層にわたって 8 前後で推移している (Fig. 6)。Iw-4, 6 および 8 は下層から深度 30 ~ 40 cm 間で 11 前後を推移し、表層に向かって 9 前後と低くなる。

4. C/S 比

C/S 比は Iw-2, 4 および 8 では、TOC 濃度と TN 濃度が増加を開始する深度 20 ~ 30 cm から表層に向かって低くなり、反対に Iw-6 は高くなる (Fig. 7)。Iw-2, 4 および 8 では TOC 濃度と TN 濃度が増加を開始する深度以深では 2 ~ 4 程度であるが、その深度から表層に向かって 2 以下になり、深度 0 ~ 10 cm 間では 3 ~ 5 程度に高くなる。Iw-6 では TOC 濃度と TN 濃度の増加が開始する 26 cm 以深は 1.2 ~ 2.6 程度を推移しているが、この深度から表層に向かって 3.8 ~ 5.5 程度と高くなる。また全コアにおいて、表層数 cm で C/S 比は急激に高くなる。また U-32 は大きな変動を示さず、3.5 ~ 5.5 間を推移している。

5. 堆積速度

Iw-2 の $^{210}\text{Pb}_{(\text{ex})}$ 放射能強度は深度方向に減衰している (Fig. 8)。深度 0 ~ 22 cm 間の質量深度と $^{210}\text{Pb}_{(\text{ex})}$ 放射能強度の関係は $y = 0.1981 \cdot \exp(-0.0613x)$ であり、この傾き $m = -0.0613$ から堆積速度を求めた。その結果 Iw-2 の堆積速度は 0.51 g/cm²/yr であった。また Iw-6 の $^{210}\text{Pb}_{(\text{ex})}$ 放射能強

Fig.8. Mass depth profiles of $^{210}\text{Pb}_{(\text{ex})}$ radioactivity in sediment cores at Iw-2 and Iw-6.

度は深度 0 ～ 15 cm 間ではほぼ一定であるが、深度 15 cm から下層に向かって減衰がみられる (Fig.8). 深度 0 ～ 15 cm 間では生物擾乱の影響を受けて、 $^{210}\text{Pb}_{(\text{ex})}$ 放射能強度が一定になっているものと考えられる。そのため、深度 15 ～ 43 cm 間の $^{210}\text{Pb}_{(\text{ex})}$ 放射能強度を用いて Iw-6 の堆積速度を算出した。深度 15 ～ 43 cm 間の質量深度と $^{210}\text{Pb}_{(\text{ex})}$ 放射能強度の関係は $y = 0.2345 \cdot \exp(-0.0523x)$ であり、その傾き $m = -0.0523$ から堆積速度を求めると、堆積速度は $0.59 \text{ g/cm}^2/\text{yr}$ であった。また U-32 は 0.41 cm/yr であった。U-32 では含水率を求めているために、乾燥重量堆積速度は得られていない。

考 察

1. 北灘湾の現在の底質環境

北灘湾表層堆積物の粒度は湾口部から湾北東部に向かって徐々に細粒化する水平級化がみられる (Fig.2.A). この結果から、湾口部から湾北東部に減衰する潮流が考えられる。湾口部では潮流速は速く、湾内では急速に減衰し、湾の中央部から北東部ではより停滞的な環境になっている。特に湾北東部は中央粒径値が 7.0ϕ 以上と細粒であり、湾内で最も停滞的な海域である。

有機物の起源を示す C/N 比は、一般的に陸起源の有機物では高等植物由来の炭素に富む有機物のために高くなり (C/N 比 15 以上)、反対に海洋起源の有機物はプランクトン遺骸のタンパク質の窒素に富む有機物のために低い (C/N 比 6 ～ 9) (Bordovskiy, 1965a; 1965b)。北灘湾の C/N 比は河口付近では 10 以上と高いが湾内では 7 ～ 8 と低く (Fig.2.E)、湾の主要部は海洋起源の有機物が多いと考えられる。これらのことから、湾内の堆積物の有機物は海洋起源のものが主要な部分を占めているといえる。

TOC 濃度と TN 濃度は湾北部の魚類養殖場設置海域で高く、湾南部そして湾口部に向かってより低くなる (Figs.2.B,

2.C)。また湾北部では北西部よりも北東部の方がやや高い。前述したように、湾内の C/N 比は海洋起源の有機物に富むことを示しているが、北東部において魚類養殖設置海域の形状と一致する様にやや低くなっている (Fig.2.E)。これは、餌の残りや糞などのタンパク質由来の有機物が多く負荷され、TN 濃度が高くなるためと考えられる。湾北西部においても同様に魚類養殖漁場が設置されているが、北東部に比べて TOC 濃度および TN 濃度がやや低いのは、潮流の影響によって有機物が分解されやすい環境になっているためと考えられる。湾北部では養殖場から負荷された有機物の多くが直接海底に堆積し、TOC 濃度と TN 濃度が高くなっていると考えられる。一方、湾南部では TOC 濃度と TN 濃度は湾北部に比べて低くなる。湾南部では真珠養殖が行われているが、真珠養殖は無給餌養殖であり、有機物負荷は小さいと推測される。そのため湾南部では TOC 濃度および TN 濃度は相対的に低くなると考えられる。湾内で最も TOC 濃度と TN 濃度の低い湾口部は、潮流が速いために運搬作用と分解によって堆積する有機物量はより少ないと考えられる。河口付近では TOC 濃度は 2 % 以上と高く、河川を通じての有機物負荷の影響があることが示唆される。しかし、上で述べたように TOC 濃度はむしろ湾北部で非常に高い。このことから北灘湾内では魚類養殖による有機物負荷の影響が大きいと考えられる。以上のことから、魚類養殖場からの有機物負荷と湾内に流入する潮流は北灘湾の底質環境を支配する主要な要因と考えられる。

有機物分解は酸化的な環境においては好気性細菌によって分子状酸素を用いて行われる。しかし酸素の少ない還元的環境では硫酸還元や硝酸還元によって有機物分解が行われる。硫酸還元は間隙水中の硫酸イオンを用いて有機物から硫化物、主に硫化鉄 (パイライト) を生成する。このような過程で形成された硫化物は還元的環境の指標になる (Berner, 1984)。北灘湾の TS 濃度は湾北東部において最も高く、湾北

西部、湾南部、湾口部に向かってより低くなっており (Fig.2.D), 湾北部では還元的環境が強く、湾南部は還元的環境が緩和され、湾口部では酸化的环境になっていることを示唆している。また TS 濃度同様に C/S 比も酸化還元環境の指標となる (Berner, 1989)。ただし、後に詳しく述べるように表層ではパイライト形成は完全に終了していない。そのため、表層部では C/S 比の絶対値のみから酸化還元環境を推定する事はできないが、表層試料の C/S 比分布から底質の酸化還元環境の傾向を読み取ることができる。C/S 比は TS 濃度同様に北部から南部、そして湾口部に向かって高くなっており (Fig.2.F), 湾北部では還元的環境、湾口部では酸化的環境になっていることを示している。

この TS 濃度、C/S 比が示す酸化還元環境の変化は、酸素供給量と有機物量の変化により規制されていると考えられる。粒度分布と TOC 濃度、TN 濃度分布で述べたように、湾北東部では水流が停滞的かつ有機物負荷の多い水域である。そのため海水循環による表層から底層への酸素供給は少なく、底質は還元的環境が強くなっていると考えられる。湾南部は湾北部に比べて有機物負荷が少ないため、還元的環境が緩和されていると考えられる。そして湾口部では潮流の影響が最も大きく、海底への有機物負荷も小さい。そのため湾口部の底質は酸化的環境になっていると考えられる。

これらの結果から、現在の北灘湾の底質環境は潮流と有機物負荷の二つの要因によって支配されていると考えられる。潮流速は湾口部で速く、湾内に入ると急速に減衰し湾北東部に向かってより停滞的な水理環境になることが底質の粒度分布から考えられる。TOC 濃度と TN 濃度分布は、湾北部では有機物負荷が大きく、湾南部、湾口部に向かって小さくなることを示唆する。これらの結果が示すように、停滞性が強く、有機物負荷の大きい湾北部では還元的環境が強く、湾北部に比べ有機物負荷の小さい湾南部では還元的環境が緩和されている。そして、潮流が速く海水の循環がよく、有機物負荷の小さい湾口部では酸化的環境になっている。

2. 北灘湾の底質環境変遷

(1) 湾内の富栄養化: 柱状試料の C/N 比は Iw-2 (湾北東部) と U-32 (湾口部) では 8 前後で推移しているが、Iw-4 (湾中央部), Iw-6 (湾南部) そして Iw-8 (湾北西部) では、深度 30 ~ 40 cm 以下になると 11 程度とやや高く、表層に向かって 9 前後と低くなる (Fig.6)。前述したように表層堆積物の C/N 比分布は魚類養殖海域で低くなっており (Fig.2.E), 養殖漁業による有機物負荷の影響を示唆している。よって C/N 比が表層に向かってやや低くなるのは、海洋プランクトンの増加のみならず、養殖漁業の影響も考えられる。

TOC 濃度と TN 濃度は全コアにおいて、深度 20 cm 前後から表層に向かって増加している (Fig.5)。特に深度 0 ~ 10 cm では表層から下層に向かって急激に減少しており、これは有機物分解の初期持続過程を示していると考えられる。一方、各コアにみられる深度 20 cm 付近で観察される TOC 濃度の増加は、この深度から富栄養化が生じていることを示しているとも考えられる。この TOC 濃度と TN 濃度の増加する深度について、堆積速度が得られている Iw-2, 6 と U-32

Fig.9. Age models deduced by accumulation rate at Iw-2, 6 and U-32.

において年代を推定した。Fig.9 に堆積速度から求めた Iw-2, 6 そして U-32 の深度に対する年代モデルを示した。このモデルから TOC 濃度と TN 濃度が増加する深度の年代を求めると、Iw-2 では 1965 年、Iw-6 では 1970 年、U-32 では 1960 年となり、これらの年代は北灘湾で魚類養殖が開始された 1970 年とほぼ一致する。また TOC 濃度と TN 濃度の増加は魚類養殖海域付近の Iw-2, 8 で明瞭である。現在の底質環境から、湾内では湾北部の魚類養殖による有機物負荷の影響は大きいといえる。そのため北部海域に近いほど魚類養殖の影響を大きく受け、TOC 濃度と TN 濃度の増加が明瞭にあらわれ、富栄養化の傾向が強く示されていると考えられる。以上のことから、北灘湾は 1970 年代前半からの養殖漁業に伴う有機物負荷により富栄養化しているといえる。

(2) 北灘湾底質の酸化還元環境の変化: 粒度の変化から水理環境の変化を読み取ることができる。粒度は表層に向かって細粒化するコアと反対に粗粒化するコアに分かれる (Fig.4)。粒径ヒストグラム (Fig.10) から、この粒度変化はモード径の移動によって起きていることがわかる。細粒化を示した Iw-32 では、モード径が表層に向かって細粒に移動している。粗粒化を示した Iw-9 では、モード径は粗粒方向に移動して

Fig.10. Histograms of grain size composition of Iw-9 and Iw-32. Histogram at the depths of 2–3, 12–13, 30–31 cm of Iw-9 (A), and at the depths of 0–1, 29–30, 60–62.5 cm of Iw-32 (B).

いる。また構成粒子をスミアスライドで観察すると、砕屑物粒子が大部分を占めており、珪藻や有孔虫殻の顕著な変動はみられなかった。これら結果から各コアにみられる粒度変化は、堆積する砕屑物の粒径変化によって起こったと考えられ、北灘湾では砕屑粒子の移動様式を変化させる水理環境の変化が起きたことを示唆している。Fig.4 に示した粒度変化は TOC 濃度や TN 濃度と同様に 1970 年頃を境に起こっていることから、魚類養殖漁業が変化の要因と考えられる。このことから、水理環境の変化は以下の様な養殖筏設置による潮流速の変化によって起こったと推測される。

流向流速測定結果によれば、流速は魚類養殖筏付近では急速に減衰し流向も一定しない (Fig.3)。この結果から魚類養殖筏は、北灘湾においては潮流の抵抗になっているという可能性が考えられる。一方、粒度変化から流速の増加が示唆される湾口部、南部海域では、海水交換量 (海域水面×潮位差) をまかなうために筏が設置されていない海域で相対的に流速が速くなったと推測される。

粒度変化から推察された水理環境変化は、底質の酸化還元環境の変化にもあらわれると予想される。閉鎖的な内湾域における酸化還元環境変動は名古屋港周辺 (中井ほか, 1982) や大阪湾 (兵頭, 2000) などで報告されている。中井ほか (1982) は堆積物中の炭素同位体やパイライト量から長期間

Fig.11. Idealized model of environmental changes caused by fish farming cages in Kitanada Bay. In this figure, white arrows show relatively tidal current speed in this bay, and black arrows show the quantity of loading of organic matter. Reductive conditions in bottom environment are estimated by C/S ratios. (A) Before setting of fish farming cages, tidal current velocity was fast around the bay mouth, and rapidly decreased toward the interior. (B) After setting of fish farming cages, the northern area has become more stagnant and has increased loading of organic matter, as a result reductive condition has become prominent. In the southern and bay mouth areas, tidal current velocity has become faster and bottom environment has become less reductive.

の古気候、海水準変動に伴う環境変遷について、また兵頭 (2000) はパイライトや磁性鉱物であるグレイジャイト (Fe_3O_4) の生成は、内湾における生物生産量、還元環境、酸欠度の長期指標としての可能性について論じている。これらで論じられているように硫化物は酸化還元環境の指標となりえる。本研究においては C/S 比の変化を用いて酸化還元環境を議論する。

TOC 濃度 1 % 以上における C/S 比は、酸化的な海成堆積物では C/S 比 2.8 ± 0.8 で、還元的な海成堆積物では 1.1 ± 0.4 となる (Bernier and Raiswell, 1984)。C/S 比が低くなるほど還元的環境が強く、反対に高くなるほど酸化的環境が強く

なる。また他の C/S 比を用いた研究として、Sampei et al. (1997) は中海で採取したボーリングコアから汽水域における硫黄と有機炭素の関係を $TS = 1.16TOC$ (C/S 比では 0.86) であると報告している。しかし、堆積物中のパイライト形成は表層約 10 cm 間で完了し、この間ではパイライト形成が進行中であるため、C/S 比を用いることができるのは深度 10 cm 以深の試料についてである (Berner, 1989)。したがって今回は深度 0 ~ 10 cm についてはこの C/S 比を用いての酸化還元環境の議論は避けた。元素分析結果では Iw-2, 4, 8 および U-32 では、TOC 濃度と TN 濃度の増加とともに TS 濃度も増加するが、Iw-6 についてのみ TOC 濃度と TN 濃度の増加とは反対に TS 濃度は減少する (Fig.5)。その結果、C/S 比は Iw-2, 4 および 8 では還元的環境が強くなり、反対に Iw-6 の還元的環境が緩和されていることを示す。Iw-6 の TOC 濃度と TN 濃度には変化がないことから有機物負荷量の減少はないと考えられる。しかし粒度には変化があることから潮流が速くなった海域であると推測され、底層での海水の交換も活発で、酸素が以前より多く供給されるようになったと予想される。その結果、C/S 比の増加が示すようにこの地点では底層の還元的環境は緩和されたと考えられる。反対に Iw-2, 4 および Iw-8 では流速が減衰し、より停滞的になったと推測される。またこれらコアの TOC 濃度と TN 濃度は増加しており、底層への有機物負荷も大きくなったと考えられる。水理環境の変化により酸素供給が少なくなり、養殖漁業によって有機物負荷が大きくなったため、底層では還元的環境が強くなったと考えられる。また U-32 では、TOC 濃度と TN 濃度の増加はみられるが C/S 比は変化していない。その理由として、U-32 は湾口部海域で、以前から流速の速い海域であり、海水交換は活発であると推測できる。TOC 濃度に示されるように有機物負荷は大きくなったが、この有機物を分解する十分な酸素供給があるため、底質は酸化的環境であると考えられる。

(3) 北灘湾の底質環境変遷: 北灘湾の底質、水理環境は 1970 年に開始された魚類養殖によって大きく変化した。この変化を Fig.11 に魚類養殖開始以前、以降の二つに分けたモデルを示した。各図上部の白矢印の大きさは湾内の相対的な潮流速の変化を、下部は底質の酸化還元環境の程度を示している。また縦の黒矢印の大きさは海底への相対的な有機物負荷量の変化を示している。この底質の酸化還元環境の区分は、(A) の養殖開始以前においては柱状試料の C/S 比から、また (B) の養殖開始以降においては、表層の TS 濃度分布と柱状試料の C/S 比から推定した。モデル中の酸化還元環境の程度は柱状試料の C/S 比の値を基に表した。魚類養殖開始以前 (Fig.11.A)、柱状試料の平均粒度が湾口部から湾内に向かって細粒化することから、本海域は現在と同様に潮流に支配される海域であり、潮流速は湾口部で速く、湾内では急速に減衰し停滞的な水理環境であったと考えられる。主として潮流によって湾内の物質移動は支配され、湾口部では底層への有機物の堆積量が少なく、湾内は多くなっていたと考えられる。底質は、湾口部で C/S 比 4 程度の酸化的環境であり、湾内は C/S 比 2 程度の還元的環境であったと考えられる。1970 年の

魚類養殖開始以降 (Fig.11.B)、潮流速と有機物負荷量が大きく変化した。底質環境は変化した。柱状試料の粒度変化に示されたように、魚類養殖は潮流への抵抗となるために北部海域では流速が減衰し、より停滞的な水域となった。かつ TOC 濃度に示されたように魚類養殖によって有機物負荷は大きくなった。その結果、C/S 比は 1.5 程度と低くなり、底質は還元的環境が強化されたことを示す。反対に湾南部では有機物負荷はやや大きくなったが、流速は速くなった。その結果、C/S 比が 4 程度と高くなったことから示されたように、還元的環境は緩和された。

ま と め

表層堆積物の粒度と TOC 濃度、TN 濃度そして TS 濃度分析結果から、現在の北灘湾の底質環境は潮流と魚類養殖による有機物負荷の二つの相乗的な影響を受けている事が示された。北灘湾では、潮流は湾口部で速く、湾内では急速に減衰し北東部では最も停滞的な環境となる。また湾北部の魚類養殖場海域は有機物負荷が大きい。この二つの要因が融合した結果、湾北部では還元的な底質環境が形成され、湾口部では酸化的環境になっていると考えられる。

柱状試料の粒度、元素分析結果から、北灘湾の環境は 1970 年の魚類養殖漁業開始による筏設置を境に変化したことが明らかになった。湾北部では養殖筏が設置されたことにより水理環境はより停滞的になり、かつ有機物負荷が大きいために底層は還元的環境が強化され、一方湾南部、湾口部海域では潮流速が速くなり、底質の還元的環境は緩和された。

謝 辞

本調査を実施するにあたり、北灘漁協専務理事協坂一義氏、北灘漁協職員三好友和氏、愛媛大学沿岸環境科学研究センター調査船「とびうお」船長木田 彰氏に採泥を行う機会を与えていただいた。また、島根大学汽水域研究センター高安克巳教授、島根大学総合理工学部三瓶良和教授には CNS 元素分析装置の使用の許可をいただいた。また三瓶教授には粗稿の検討をしていただいた。産業総合技術研究所中国センター星加 章室長には γ 線放射能強度測定と堆積速度の算出を行っていただき、かつ貴重な意見をいただいた。また愛媛大学沿岸環境科学研究センター COE 研究員関口智寛氏には流向流速測定と解析を行っていただいた。さらに、大妻女子大学社会情報学部の松本源喜氏および匿名の査読者から丁寧な査読意見をいただいた。各位に厚くお礼申し上げる。

文 献

- 天野敦子・井内美郎, 2001, 海底堆積物からみた愛媛県宇和海の過去約 100 年間の環境変遷. 第 11 回環境地質シンポジウム論文集, 445-450.
- Berner, R. A., 1984, Sedimentary pyrite formation: An update. *Geochim. Cosmochim. Acta*, **48**, 605-615.
- Berner, R. A., 1989, Biogeochemical cycles of carbon and sulfur and their effect on atmospheric oxygen over Phanerozoic time. *Palaeogeogr. Palaeoclimatol. Paleocol.* (Global and Planetary Change Section) **75**, 97-122.
- Berner, R. A. and Raiswell, R., 1984, C/S method for distinguishing fresh-

- water from marine sedimentary rocks. *Geology*, **12**, 365-368.
- Bordovskiy, O. K., 1965a, Source of organic matter in marine basins. *Marine Geol.*, **3**, 5-31.
- Bordovskiy, O. K., 1965b, Accumulation of organic matter in bottom sediments. *Marine Geol.*, **3**, 33-82.
- 兵頭政幸, 2000, 内湾堆積物の磁性と環境. 月刊地球, **22**, 166-171.
- 金井 豊・井内美郎・片山 肇・斎藤文紀, 1995, ^{210}Pb , ^{137}Cs 法による長野県諏訪湖底質の堆積速度の見積もり. 地調月報, **46**, 225-238.
- 松本英二, 1983, 東京湾の底質環境. 地球化学, **17**, 27-32.
- 中井信之・太田友子・藤沢 寛・吉田正夫, 1982, 堆積物コアの炭素同位体比, C/N 比および FeS_2 含有量からみた名古屋港周辺の古気候, 古海水準変動. 第四紀研究, **21**, 169-177.
- 日本海洋学会編, 1994, 海洋環境を考えるー海洋環境問題の変遷と課題ー. 恒星社厚生閣, 東京, 193p.
- Nomura, R., 2003, Assessing the roles of artificial vs. natural impacts on brackish lake environments: foraminiferal evidence from Lake Nakau-mi, Southwest Japan. *Jour. Geol. Soc. Japan*, **109**, 197-214.
- Sampei, Y., Matsumoto, E., Kamei, T., and Tokuoka, T., 1997, Sulfer and organic carbon relationship in sediments from coastal brackish lakes in the Shimane peninsula district, southwest Japan. *Geochem. Jour.*, **31**, 245-262.
- 関口智寛・天野敦子・井内美郎, 2004, 愛媛県北灘湾における上げ潮流時の流速場 (予報). 愛媛大紀要, 第 9・10 巻合併号, 1-7.

(要 旨)

天野敦子・井上卓彦・岩本直哉・塩屋藤彦・井内美郎, 2004, 愛媛県南部宇和海北灘湾における過去約 100 年間の底質環境変遷. 地質雑, **110**, 518-527. (Amano, A., Inoue, T., Iwamoto, N., Shioya, F. and. Inouchi, Y., 2004, Bottom environmental changes during the past 100 years in Kitanada Bay, Ehime Prefecture, Southwest Japan. *Jour. Geol. Soc. Japan*. **110**, 518-527.)

愛媛県北灘湾において表層と柱状堆積物の粒度と全有機炭素 (TOC), 全窒素 (TN), 全硫黄 (TS) 濃度から過去約 100 年間の底質環境変遷を復元した. 表層の粒度分布は湾口付近では粗く湾奥に向かって細粒化することから, 湾口では潮流は速く, 湾内では停滞的な水理環境が示唆される. また TOC, TN, TS 濃度分布は魚類養殖の行われる湾北部で濃度が高い. これは有機物が養殖漁業から多量に負荷され, 底層は還元的な環境であることを示唆する. また柱状堆積物 (33 ~ 79 cm) の TOC, TN 濃度は養殖漁業の始まった 1970 年頃から増加しており, 養殖漁業による富栄養化が示唆される. また富栄養化と同時に粒度は湾北部では表層に向かって細粒化, 湾南部と湾口海域では粗粒化する. 北部海域では魚類養殖筏が流れの抵抗になって停滞的な水理環境になり, 反対に湾南部では流速が速くなり, 海水交換が活発になり還元的環境が緩和されたと考えられる.