中海における 2016 年の底生有孔虫群集の分布

辻本 彰¹·瀬戸浩二²

Distribution of modern benthic foraminiferal assemblages in Lake Nakaumi in 2016

Akira Tsujimoto¹ and Koji Seto²

Abstract: We investigated the distribution of living (rose Bengal-stained) benthic foraminiferal assemblages from surface sediments in Lake Nakaumi, the Honjo area, and the Sakai Channel collected in 2016. Sediments from the Sakai Channel contained diverse shallow marine species, but sediments from Lake Nakaumi and the Honjo area were mostly limited to only three species, primarily *Ammonia "beccarii"*, *Trochammina hadai*, and *Saccammina* sp. The assemblage in Lake Nakaumi can be divided into two groups based on the ratio of *A. "beccarii"* to *T. hadai*. There was a correlation between salinity and this species ratio, with *A. "beccarii"* preferring a relatively lower salinity environment, while *T. hadai* was dominant in the higher salinity regions of the lake.

Shallow marine species occurred in the vicinity of the Moriyama Dike in the Honjo area. This suggests that partial removal of the dike allowed shallow marine benthic foraminifera to migrate into this area.

Although the distribution of benthic foraminifera in Lake Nakaumi has not changed significantly in the past 30 years, continuing research is necessary to understand and predict the effects of future global warming on brackish waters.

Key words: benthic foraminifera, Nakaumi, environmental monitoring

受付日: 2020 年 8 月 15 日, 受理日: 2020 年 11 月 10 日, WEB 掲載日: 2020 年 12 月 31 日

¹ 島根大学教育学部 · Faculty of Education, Shimane University, 1060 Nishikawatsu-cho, Matsue 690-8504, Japan.

²島根大学エスチュアリー研究センター・Estuary Research Center, Shimane University, 1060 Nishikawatsucho, Matsue 690-8504, Japan.

はじめに

島根県と鳥取県の両県にまたがる中海は、境水道 を通じて日本海と、大橋川を通じて宍道湖とつながる 汽水湖である(図1). 面積は 86.2 km², 最大水深は 7.5 mであり、海跡湖として日本で2番目の広さを持つ(瀬 戸, 2015). 中海では, 1960年代以降干拓・淡水化事 業による水門・堤防の建設が進められてきた. 1974年 には中浦水門が完成し、1981年までに中海北西部の 本庄水域を囲む森山堤や大御崎堤、西部承水路提な どが建設された.しかし、2000年には本庄水域の干 拓事業が中止され,2009年には中浦水門が撤去され た. また、2007年には本庄水域の西部承水路提の撤 去が開始, 2009年には森山堤の一部開削が行われる など、過去60年の間に中海の環境は人為的に大きく 改変されてきた. このような人為的な環境改変が中海 に生息する生物に与えた影響については、種々のベン トスやプランクトンを用いた調査が行われてきた(鹿島 ・野口, 1988; 高安ほか, 1989; 入月ほか, 2003; Katsuki et al., 2008; 山口ほか, 2013; 篠原ほか, 2016).

底生有孔虫は有殻のメイオベントスであり、 汽水~ 海洋域に生息する. 少量の泥試料から多量の個体が 見込まれ、環境の変化に鋭敏に反応することから、汽 水~海洋生態系の動態を理解するための指標生物と して有効である (Alve, 1995; Yanko et al., 1999; Murray, 2006; Schönfeld et al., 2012). 中海においては, 羽田 (1939), 紺田 (1988), Nomura and Seto (1992) によっ て 1930 年代, 1960 年代, 1980 年代の表層堆積物中の 底生有孔虫の分布が報告されている. Nomura and Seto (1992) では、堤防建設による海水の流入経路の変化 が有孔虫の分布に与えた影響について議論している. しかし、Nomura and Seto (1992) 以降中海の広域にお いて底生有孔虫の分布を調査した研究は行われていな かった. また、本庄水域に関しては、堤防建設によっ て本庄水域内の有孔虫が消滅したこと (Nomura and Seto, 2002) もあって、紺田(1988) の 1960 年代の報 告以降、本庄水域全域での調査が行われていなかっ た.しかし,西部承水路提や森山堤の一部開削後, 本庄水域の森山堤近傍地点において生体有孔虫の産 出が報告された(Takata et al., 2019). そこで本研究では、 2016年8月に本庄水域を含む中海広域において採取 された底質を用いて底生有孔虫の分布特性を明らかに し、中海の環境との関係を評価することを目的とした. また、過去の研究結果と本研究の結果とを比較する ことで、底生有孔虫群集にどのような歴史的変化が生 じているのかを明らかにすることを目的とした.

研究方法

採泥調査は、2016 年 8 月 20 ~ 24 日に本庄水域 を含む中海広域において行った(図1).採泥調査時 には、水深、湖水の塩分・透明度・pH・ORP・溶存 酸素濃度・溶存酸素飽和度、堆積物の明度および 色度の測定を行った(倉田ほか、2018).各地点では、 Ekman-Birge 式採泥器を用いて堆積物を採集した. 採集した堆積物から表層1 cm 程度をポリエチレン 袋に入れて実験室へ持ち帰り、有孔虫分析用の試料 とした.

実験室へ持ち帰った堆積物試料は、堆積物の含 水率を求めるため、湿潤状態の試料を 10g 程度分取 して重量を測定した後に、50℃に設定した乾燥器で 2日程度乾燥させて堆積物の重量を測定した. 含水 率は,湿重量と乾燥重量との比で求めた.有孔虫分 析用試料は、湿潤状態の堆積物試料の重量を測定 した後に 63 µm の篩上で水洗し、ローズベンガル法 (Walton, 1952) によって遺骸殻と識別するために生体 を染色した、染色をした試料は再び水洗し、残渣を 乾燥した後に重量を測定した。有孔虫の抽出に際し、 四塩化炭素を用いて底生有孔虫殻を浮選した. 粒径 106 µm 以上の試料から実体顕微鏡を用いて生体有孔 虫を抽出し、種の同定を行った. また、次の式によっ て堆積物乾燥重量10gあたりに含まれる生体底生有 孔虫の個体数(N10gd)を算出した. N10gd = 10 · Nc/(Sw· (1-W/100)) N_o: 試料中に含まれる生体有孔虫数, Sw:有孔虫分析用堆積物湿重量,W:含水率(wt%) 今回生体(染色)個体の産出が乏しい地点が多かっ たが、有孔虫による環境モニタリングの標準プロトコル (Schönfeld et al., 2012) では、生体群集を扱うことが 推奨されている. また, 本庄水域では, 2007年以前 はほとんど生体有孔虫の報告がなかったことから、再 堆積による"過去"の有孔虫を除外し、生体有孔虫 での議論を行う必要がある. そこで本論では,生体(染 色) 群集をもとに議論を行う.

中海の水質

中海には、上流部である宍道湖から大橋川を通じ て低塩分水が流入し、飯梨川、伯太川、意宇川など の河川から淡水が流入する.また、美保湾からは境 水道を通って日本海水が流入する.中海の表層水塊 は、宍道湖からの表層水塊と中海の底層水塊が混合 することによって形成されており、表層水の塩分は10 ~20 psu 程度となっている.一方、境水道からの海



図1 試料採取地点図. 黒丸の地点は分析に用いた地点.

Fig. 1 Location map showing sampling stations. Filled circles indicate analyzed stations.



図2 試料採取時(2016年8月20~24日)の底層塩分. 大橋川の2地点については9月27日のデータ. Fig. 2 Bottom water salinity during sampling (August 20-24, 2016). Data for two sites on the Ohashi River are from September 27.



図3 生体有孔虫のA) 現存量(乾燥堆積物重量 10g あたりの個体数)とB) 種数. Fig. 3 Distribution of foraminiferal abundance (A) and number of species (B) in Lake Nakaumi.

水の流入によって底層水の塩分は 30 psu 程度となっ ており、水深4m付近には塩分躍層が形成されてい る.中海における表層と底層の塩分の差は,夏に高く、 冬に低くなる傾向があり、これは梅雨の降水と冬季の 強風の影響が関係している(瀬戸,2015).溶存酸素 は、表層では植物プランクトンの光合成によって年間 を通して過飽和状態となっている(清家,2001).一方、 底層の溶存酸素は、境水道側から上流側に向かって 減少する傾向にあり、夏季には中海の広範囲が貧酸 素状態となっている(瀬戸,2015).

本庄水域では、1981年に堤防建設が完成して以降、 2007年までは西部承水路提の開削口のみで中海と湖 水の交換が行われていた(清家, 2001). 表層から底 層の塩分は年間を通して 10 ~ 20 psu 程度で推移し ており、表層と底層の塩分差がほとんどなく、上下の 水の循環が活発に行われていた(相崎・秋葉, 1998; 瀬戸, 2015). 一方, 2007年に西部承水路提が撤去さ れて以降、中海の底層水が流入しやすくなったこと によって、表層と底層の塩分差が生じるようになった (瀬戸, 2015). また, 2009年に森山堤が開削されて以 降,境水道から高塩分水塊が流入するようになったこ とで表層と底層の塩分差はさらに顕著になった(瀬戸, 2015). 島根県水産技術センターの水質データによる と. 中海に比べて本庄水域の塩分は表層水では平均 2~5 psu 程度高く,底層水では平均2~5 psu 程度 低くなっている.

試料採取時の底層塩分を図2に示す. 中海の西端

部で 20 ~ 29 psu まで増加し,それより東側では 29 ~ 30 psu まで緩やかに増加する.境水道では 30 psu 以上を示し,美保湾では 33 psu と高い値を示した.

結果

底生有孔虫群集

分析に用いた 61 試料からは, 27 属 43 種の生体 有孔虫が確認された (付表 1). N34 地点では生体 有孔虫は認められず,全体的に生体有孔虫の産出 は少なかったが,その分布には特徴的な傾向がみ られた.中海及び本庄水域からは,主に Ammonia "beccarii", Trochammina hadai, Saccammina sp. の3種が産出した.本庄水域では,これら3種のほ かに,森山堤近傍の一部のみから Ammonia tepida, Bolivina seminuda, Textularia earlandi, Valvulineria hamanakoensis などが産出した.境水道からは, A. tepida, B. seminuda, Pseudononion japonicum, Quinqueloculina seminulum, Rosalina spp. などの種が 産出し,中海及び本庄水域で優占する種はほとんど 産出しなかった.

個体数

生体有孔虫の現存量(乾燥堆積物重量10gあたりの個体数)は、大橋川河口や米子湾、江島南部〜大根島西部で少なく、中海南部で多くなっていた(図3). 本庄水域は全体的に個体数が少ないが、東部のH33、



図4 主要種の現存量(乾燥堆積物重量10gあたりの個体数).

Fig. 4 Distribution and abundance of the three most common species in Lake Nakaumi (number of individuals/10 g dry sediment).

H37地点では、それぞれ 162個体,284個体であり、 一部個体数が多くなっていた. Ammonia "beccarii" は 中海の南西部や飯梨川河口付近、米子湾で多産した が、境水道~江島付近ではほとんど産出しなかった(図 4).また、本庄水域では、中部~西部に個体数が多 い地点があった. Trochammina hadai は中海の東部で 多産したが、A. "beccarii"と同様に境水道~江島付近 ではほとんど産出しなかった(図4).また、本庄水域 では、東部に個体数が多い地点(H33,55個体)が あった. Saccammina sp. は中海南部で多く産出し、本 庄水域では、東部に個体数が多い地点H33,135個体) があった(図4).

種数

図3に今回産出した生体有孔虫の種数を示す.境 水道では種数が多くなり,境水道西部の地点(N74) で最も多く,27種に達した.また,江島の北側のN67, N68地点では,それぞれ5,6種であった.中海では 種数が少なくなり,大根島南西部のN27地点では5 種であったが,その他の地点ではほとんどが3種以 下であった.本庄水域では,森山堤近傍のM8およ びM9地点では,それぞれ4,5種であったが,その 他の地点では3種以下であった.境水道,中海,本 庄水域それぞれに産出した有孔虫の合計種数は,境 水道で39種,中海で6種,本庄水域で8種であった.

< 50 < 30

< 10

= 0

no. specimens/10g





図5 塩分と, Ammonia "beccarii"と Trchammina hadai の合計個体数における A. "beccarii"の割合の関係.

Fig. 5 Relationship between salinity and the ratio of *Ammonia "beccarii"* to the sum of Ammonia *"beccarii"* and *Trchammina hadai.*

考察

分析に用いた 61 試料のうち, 26 試料は生体有孔虫 が 30 個体以下であり、全体的に生体有孔虫の産出は 少なかった. 倉田ほか (2018) は, 2016 年の同じ時期・ 地点で採取された堆積物試料を用いて底生生物の分 布調査を行った. その結果、夏季の貧酸素条件下で、 多くの地点では底生生物が採集されない、もしくは多 毛類のみであったことを報告した. Takata et al. (2019) は、本庄水域の森山堤近傍の M9 地点での有孔虫の モニタリング調査を行い、貧酸素の影響で夏~秋にか けて生体有孔虫が減少することを報告しており、本研 究においても、貧酸素の影響を受けて生体個体が少 なくなっているといえる.

2016 年 8 月の中海及び本庄水域では, Ammonia "beccarii", Trochammina hadai, Saccammina sp. の 3 種が優占する群集が形成されていた. また,境 水道~江島北部には,浅海性種である Ammonia tepida, Bolivina seminuda, Pseudononion japonicum, quinqueloculinids, Rosalina spp. などの種を含む多 様性の高い群集が形成されていた. Nomura and Seto (1992)は, 1986年に境水道~中海で採取された表層 堆積物中の有孔虫遺骸群集の解析を行い,美保湾, 境水道~江島北部,中海の3つの水域に適応した3 群集を認めた.これらの3群集は,塩分の差によって その分布が規制されている(Nomura and Seto, 1992). 本研究における試料採取時の底層塩分は,大橋川河 口の中海西部付近で23~29 psuまで急激に高くなり, 湖心にかけて30 psuまで緩やかに高くなっていた(図 2).また,境水道で30 psu以上を示し,美保湾に向 かうにつれて高くなる傾向にあった(図2).米子湾で は塩分が低くなっており,本研究における有孔虫の分 布は,このような塩分の分布と調和的である.すなわ ち,有孔虫群集の分布は,浅海性種からなる多様性 の高い,高塩分環境下である境水道~江島北部の群 集*A."beccarii"*および*T. hadai* からなる多様性の低い, 低塩分環境下である中海及び本庄水域の群集に区 分できる.

1986 年の中海には、本研究の 2016 年と同様に、T. hadai と A. "beccarii" によって優占される群集が分布 しており、Nomura and Seto (1992) は、この群集をさ らに 4 つの亜群集に区分している. これら 4 亜群集で は、大橋川河口の限られた水域における低塩分環境 の 群 集 (Cribrostomoides canariensis – A. "beccarii" 群集)、江島南部での海水の影響を受けた群集 (T. hadai – 浅海性種群集)のほか、中海の大部分の水



図 6 2016 年 8 月における Ammonia "beccarii"と Trchammina hadai の割合の平面分布と, 1986 年の群集分布. 1986 年の群集分布は Nomura and Setq(1992)をもとに作成. 黒丸の地点は, A. "beccarii"と T. hadai の合計が 30 個体未満の地点.

Fig. 6 Distribution of the ratio of *Ammonia "beccarii*" and *Trchammina hadai* in the summer of 2016, and foraminiferal biotopes in 1986. Biotopes in 1986 were drawn based on Nomura and Seto (1992). Black dots indicate the sum of A. "*beccarii*" and *T. hadai* is less than 30 specimens.

域では、A. "beccarii"と T. hadai との割合で2 亜群 集が区分されている。A. "beccarii" は高塩分域から低 塩分域にかけて広く産出し、世界の浅海域に普遍的 に産出する (小杉ほか、1991; Alve and Murray, 1999). Bradshaw (1957, 1961)は、A. beccarii tepida の繁殖は 塩分 13 ~ 40‰ の間で起こることを報告している。ま た、北里・土屋(1999)では、飼育実験から、A. "beccarii" が温度 15°C、塩分 25‰ で最もよく成長すると述べ ている。A. "beccarii"と T. hadaiは、有機物負荷の高 い環境に多産し、貧酸素に対する抵抗力を有してい る (Tsujimoto et al., 2006a, b)。これら2 種と塩分との 関係を評価するために、中海における A. "beccarii" と T. hadai の比 (A/T 比; A. "beccarii"と T. hadai の 合計個体数 (≧ 30 個体)における A. "beccarii"の割 合で定義)と塩分とのクロスプロットを作成した(図 5). 図5に用いた塩分データは試料採取時の5日間 (2016年8月20~24日)のものである. 浅海性底 生有孔虫の生存期間は数週間~数カ月と言われており (北里, 1998), A. "beccarii" は数カ月 (Bradshaw, 1957; Schnitker, 1974), T. hadai は4~6カ月 (Matsushita and Kitazato, 1990)である. このため,これら2種の 生存期間全体の平均塩分は今回用いたデータとは若 干異なっている可能性があるが,中海の底層塩分の 分布と A/T 比の分布も考慮すると(図2,6),比較的 低塩分域にはA. "beccarii" が,比較的高塩分域にはT. hadai が多く分布していると考えられる. つまり,これ ら2種の分布は,Nomura and Seto (1992)も指摘する ように,中海における塩分に規定されているといえる. しかし,図5にみられる塩分の変化幅は約29.5~31 psuの間の1.5 psu程度であり、これら2種は塩分以 外の要因にも影響を受けて分布を規制されている可 能性がある.野村(1999)やNomura and Seto (2002) は,A. "beccarii"が水の流動的な、新鮮なプランクト ン起源の有機物が供給される場所を好んで生息する と報告しており、これら2種は中海における湖水の流 動特性に応答して分布していると考えられる.

Saccammina sp. (Nomura and Seto (1992) OPelosina sp.)は,1986年当時は大根島の南東の限られた水域 に産出していたが、本研究では、中海南部に多産し た(図 4). Saccammina sp. の生体情報は限られており、 また、本種は小型で殻が脆いため、処理の過程での 消失の可能性もあり、本稿では詳細な議論は避ける. Nomura and Seto (1992) では、生体の産出が極めて 乏しく, 生体・遺骸混合群集で議論されている. ま た,分析に用いた粒径も異なっているため (Nomura and Seto (1992); 74 µm 以上の粒子,本研究; 106 µm 以上の粒子),群集組成を詳細に比較することは難し いが、馬渡堤防道路より南部において、T. hadai と A. "beccarii"によって優占される群集が形成されている ことは類似している. 中海におけるこれら2種の分布 を比較すると、1986年と本研究の間に、大きな変化 はないようである (図 6). また、境水道~江島北部に は, 1986 年においても, 種々の elphidids や nonionids, quinqueloculinids などが含まれる多様性の高い群集 が形成されている. 中海湖心部の全窒素や全リンは, 過去 30 年の間に、下水道の整備や高度処理化によっ て濃度の減少が認められるものの、干拓中止に伴う 地形壊変の影響は認められていない (島根県宍道湖・ 中海対策推進室,2020). 種構成の詳細な比較はでき ないものの,水門の撤去や堤防の一部開削などの環 境変化は、有孔虫の分布範囲に大きな影響は与えて いないと考えられる.

本庄水域の干拓堤防が建造される以前は、境水道 から流入する日本海水は大根島の北側を通って反時 計回りに流れていた(倉門ほか,1998).しかし、干 拓堤防が完成した後には、日本海水は江島の東を 通って南下するようになった。干拓堤防が完成して 閉鎖された本庄水域は低塩分化し、1980年代には 本庄水域で有孔虫が消滅したとされる(Nomura and Seto, 2002).羽田(1939)は、1935年に採取された 4地点の表層堆積物試料から、中海の有孔虫を初め て報告した。それによると、当時の江島の北側には、 *Elphidium advenum* や種々の quinqueloculinids を伴う 群集が分布していた。紺田(1988)は、1960年代後

半に採取された表層堆積物試料から、有孔虫の分布 を報告した. これによると, 1968年の本庄水域には, A. "beccarii" と T. hadai によって優占される、浅海性 種を含む比較的多様性の高い群集が分布している. Nomura (2003) は、中海及び本庄水域で採取され たコア試料を用いて、1920年代~1990年代にかけて の有孔虫群集の変化を報告した. これによると、大 海崎堤や森山堤が建設されるまでは、反時計回りの 海流の影響によって、境水道に分布する Miliolinella subrotunda, Ammonia cf. parkinsoniana, Elphidium excavatum, Elphidium somaense, Uvigerinella glabra などの種が本庄水域や中海湖心部に分布していたと される. このように、本庄水域周辺の有孔虫群集は、 1960年代までは、日本海水の影響を受けた群集で あったものとみられる (野村・猪口, 1995; Nomura and Seto, 2002; Nomura, 2003).

Takata et al. (2019) は, 2006 年 5 月から 2011 年 5 月まで、本庄水域の森山堤近傍のM9地点で有孔 虫のモニタリング調査を毎月行い、堤防開削の有孔 虫群集への影響を調査した. その結果, 2007年11 月までは底生有孔虫の出現が少なく散発的であった が、それ以降には A. "beccarii" が優占するようにな り, 2010 年以降は T. hadai が優占するようになったこ とを報告した. これらの変化は, 西部承水路提の撤 去および森山堤の一部開削の影響で、中海から有孔 虫個体が移入した結果であると考えられている (Takata et al., 2019). 本研究結果では,本庄水域の広域にA. "beccarii" と T. hadai が優占する群集が形成されてお り、一部の地点では Saccammina sp. が多産する群集 が形成されるなど(図4)、中海の群集と類似した組 成となっていたが、2010年以降これらの種が本庄水域 の優占種になったものと思われる. 森山堤近傍の M9 地点からは、これらの種に加えて、Textularia earlandi、 A. tepida, B. seminuda が、M8 地点からは Valvulineria hamanakoensis が産出した. これらの種は浅海性種で あり(小杉ほか, 1991), 江島北部~境水道に分布して いる. Takata et al. (2019) は、森山堤の一部開削以降 に、境水道に分布する Elphidium somaense の散発的 な産出を M9 地点において認めている. このように, 森山堤の一部開削による潮通しの結果,境水道から の海水の影響によって浅海性の底生有孔虫が本庄水 域に移入するようになったと考えられる.しかし、そ の分布域は森山堤近傍地点に限られており、2016年 現在のところ、森山堤近傍の比較的高塩分域にのみ 定着が可能であると考えられる.

まとめ

本庄水域を含む中海広域において 2016 年に採集 された底質を用いて, 生体(染色)底生有孔虫の分 布特性を明らかにした.境水道から中海にかけて の群集は、浅海性種を含む多様性の高い、境水道 ~江島北側にかけての群集と, Ammonia "beccarii", Trochammina hadai, Saccammina sp. で構成される 中海の群集に大別される.後者の群集はA."beccarii" とT. hadaiの頻度によって2つの亜群集に区分でき, これら2つの亜群集の境界は塩分と類似した分布傾 向を示す.本庄水域では, A. "beccarii", T. hadai, Saccammina sp. の生体が確認され、多くの地点で中 海の群集と類似した組成となっていた.本庄水域の 森山堤近傍付近からは境水道に分布する浅海性種が 産出し,森山堤の一部開削による潮通しによって, 浅海性の底生有孔虫が移入するようになったと考え られる.

本庄水域の干拓事業中止を受け,水門の撤去や堤防の一部開削などが行われるなど,中海を取り巻く 環境は大きく変化してきたが,中海の底生有孔虫は, 過去30年ほどではその分布域は大きくは変化して いない.しかし,中海の主要種であるA."beccarii" とT. hadaiの分布は境水道からの日本海水の影響を 受けており,堤防の一部撤去による潮通しによって 本庄水域にその分布が拡大している.本研究結果は, 生体有孔虫の現存量が少ない夏季の限られたデータ であったが,中海のような汽水湖では,将来の地球 温暖化によって引き起こされる海面上昇に伴った塩 分上昇が懸念されており,そのような影響を評価す るために,今後も継続的な調査を行う必要がある.

謝辞

本研究は,平成28年度河川基金助成事業「斐伊川 水系河口部中海・宍道湖における過去10年間の底質 環境の変化」(研究代表者:瀬戸浩二)によって行わ れた.2名の匿名の査読者からは有益なご指摘をいた だき,本論文は改善された.ここに記して謝意を表し ます.

引用文献

相崎守弘·秋葉道宏 (1998) 中海本庄工区の水質特性. Laguna (汽水域研究), 5: 175–182.

Alve, E. (1995) Benthic foraminiferal responses to

estuarine pollution: A review. Journal of Foraminiferal Research, 25: 190–203.

- Alve, E. and Murray, J.W. (1999) Marginal marine environments of the Skagerrak and Kattegat: A baseline study of living (stained) benthic foraminiferal ecology. Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology, 146: 171–193.
- Bradshaw, J. E. (1957) Laboratory Studies on the Rate of Growth of the Foraminifer, "Streblus beccarii (Linné) var. tepida (Cushman)". Journal of Paleontology, 31: 1138–1147.
- Bradshaw, J. E. (1961) Laboratory experiments on the ecology of foraminifera. Contributions from the Cushman Foundation for Foraminifera Research, 12: 87–106.
- 羽田良禾 (1939) 汽水産有孔虫類の研究 VI. 中海の 有孔虫類,動物学雑誌, 51: 135–139.
- 入月俊明・中村雄三・高安克己・坂井三郎 (2003) 中 海における過去約 40 年間の貝形虫 (甲殻類)の群 集変化. 島根大学地球資源環境学研究報告, 22: 149–160.
- 鹿島薫・野口寧世(1988)中海底質表層中の珪藻分 布の変遷.三梨昂・徳岡隆夫編「中海・宍道湖: 地形・底質・自然史アトラス」,島根大学山陰地域 総合センター, p. 64.
- Katsuki, K., Miyamoto, Y., Yamada, K., Takata, H., Yamaguchi, K., Nakayama, D., Coops, H., Kunii, H., Nomura, R. and Khim, B.-K. (2008) Eutrophicationinduced changes in Lake Nakaumi, southwest Japan. Journal of Paleolimnology, 40: 1115–1125.
- 紺田功 (1988) 中海底質中表層中の有孔虫分布 (1) 1960 年代後半. 三梨昂・徳岡隆夫編「中海・宍道 湖:地形・底質・自然史アトラス」, 島根大学山陰 地域総合センター, p. 61.
- 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群集の設定とその古環境復 元への適用. 化石, 50: 37–55.
- 倉門由紀子・三瓶良和・高安克己・徳岡隆夫・井内 美郎 (1998) 中海および浜名湖表層堆積物の有機 炭素・窒素・イオウ濃度分布. Laguna (汽水域研究), 5: 123–135.
- 北里洋(1998)実験古生物学的手法による古海洋 環境指標の確立-総括と展望-. 地学雑誌, 107: 258-273.
- 北里洋・土屋正史(1999) 有孔虫はなぜ環境や古 環境の指標として使えるのか?-内湾の指標種,

Ammonia beccarii (LINNE)を例として-. 南太平洋海域調査研究報告, 32: 3-17.

- 倉田健悟・園田武・山口啓子・瀬戸浩二 (2018) 2016 年夏の中海における底生生物相. Laguna (汽水域研 究), 26: 59–72.
- Matsushita, S. and Kitazato, H. (1990) Seasonality in the benthic foraminiferal community and the life history of *Trochammina hadai* Uchio in Hamana Lake, Japan.
 In: Paleoecology, Biostratigraphy, Paleoceanography and Taxonomy of Agglutinated Foraminifera, (eds.) Hemleben, C., Kaminski, M. A., Kuhnt, W., and Scott, D., pp. 695–715, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Murray, J. W. (2006) Ecology and applications of benthic foraminifera. Cambridge University Press, 440p.
- 野村律夫(1999) 環境の変遷と有孔虫: 有孔虫による 人間活動が及ぼした汽水湖の環境評価. 南太平洋 海域調査研究報告, 32: 63–79.
- Nomura, R. (2003) Assessing the roles of artificial vs. natural impacts on brackish lake environments: foraminiferal evidence from Lake Nakaumi, southwest Japan. The Journal of the Geological Society of Japan, 109: 197–214.
- 野村律夫・猪口靖(1995) 潮水環境の人為的改造と 底生有孔虫の群集変化:その1 島根県中海本庄 工区の場合. Laguna (汽水域研究), 2: 1–9.
- Nomura, R. and Seto, K. (1992) Benthic foraminifera from brackish Lake Nakaumi, San-in district, southwestern Honshu, Japan. In: Centenary of Japanese Micropaleontology, (eds.) Ishizaki, K. and Saito, T., pp. 227–240, Terra Scientific Publishing Company, Tokyo.
- Nomura, R. and Seto, K. (2002) Influence of man-made construction on environmental conditions in brackish Lake Nakaumi, southwest Japan: Foraminiferal evidence. The Journal of the Geological Society of Japan, 108: 339–409.
- Schnitker, D. (1974) Ecotypic variation in Ammonia beccarii (Linne). Journal of Foraminiferal Research, 4: 217–223.
- Schönfeld, J., Alve, E., Geslin, E., Jorissen, F., Korsun, S., Spezzaferri, S. and Members of the FOBIMO group (2012) The FOBIMO (FOraminiferal BIo-MOnitoring) initiative – towards a standardized protocol for softbottom benthic foraminiferal monitoring studies. Marine Micropaleontology, 947–95: 1–13.

清家泰(2001) 汽水域の水質特性. 高安克己(編) 「汽

水域の科学」, pp. 19-37, たたら書房.

- 瀬戸浩二 (2015) 人間による中海の環境変化. 島根 大学「斐伊川百科」編集委員会 (編)「フィールド で学ぶ斐伊川百科」, pp. 92–103, 今井書店.
- 島根県宍道湖・中海対策推進室(2020)中海の水質 測定結果及び水質浄化対策推進状況(令和元年度)
- https://www.pref.shimane.lg.jp/shinjiko_nakaumi/index. data/R1suisitu_nakaumi.pdf (2020 年 10 月時点)
- 篠原隆佑・山口啓子・瀬戸浩二・倉田健悟 (2016) 干 拓堤防の一部撤去が中海本庄水域の二枚貝の分布 に与えた影響. 日本ベントス学会誌, 71: 1–10.
- Takata, H., Irizuki, T., Seto, K. and Nomura, R. (2019) Response of benthic foraminifera (Rhizaria) to anthropogenic environmental changes in the Honjo area of Lake Nakaumi (southwestern Japan): dispersal potential of neritic benthic foraminifera. Laguna, 26: 27–38.
- 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-.島根大地質研報,8:33-50.
- Tsujimoto, A., Nomura, R., Yasuhara, M., Yamazaki, H. and Yoshikawa, S. (2006a) Impact of eutrophication on shallow marine benthic foraminifers over the last 150 years in Osaka Bay, Japan. Marine Micropaleontology, 60: 258–268.
- Tsujimoto, A., Nomura, R., Yasuhara, M. and Yoshikawa, S. (2006b) Benthic foraminiferal assemblages in Osaka Bay, southwestern Japan: faunal changes over the last 50 years. Paleontological Research, 10: 141–161.
- Walton, W.R. (1952) Techniques for recognition of living foraminifera. Contributions from the Cushman Foundation for Foraminiferal Research, 3: 56–60.
- 山口啓子・倉田健悟・園田武・瀬戸浩二 (2013) 中海 における二枚貝群集の特徴と干拓堤防建設により 隔てられた汽水域の変化. 日本ベントス学会誌, 67: 82–95.
- Yanko, V., Arnold, A.J. and Parker, W.C. (1999) Effect of marine pollution on benthic foraminifera. In: Modern Foraminifer. (ed.) Sen Gupta, B.K., pp. 201–216. Kluwer Academic Publishers.