

大雨及び出水が宍道湖の底生生物群集に及ぼす影響

松田烈至^{1*}・瀬戸浩二²・園田 武³・山口啓子⁴

Effects of heavy rainfall and flooding on macrobenthic community in Lake Shinji

Retsushi Matsuda^{1*}, Koji Seto², Takeshi Sonoda³, Keiko Yamaguchi⁴

Abstract: A macrobenthic community is sensitive to changes in the environment such as heavy rainfall and flooding. Lake Shinji is the largest fishing ground for the brackish water clam *Corbicula japonica* in Japan. The macrobenthic community of this lake has been surveyed for approximately 40 years since the 1980s, and it was surveyed in 2021. However, the amount of precipitation from June to September in 2021 was higher than ordinary years. The purpose of this study was to clarify the effects of the heavy rainfall and flooding on the macrobenthic community in Lake Shinji. Macrobenthic communities were compared between the heavy rainfall and flooding years (1997 and 2021) and ordinary year (1992). The amount of precipitation from June to September in 2021 was about 1279 mm (the average precipitation from 1981 to 2021 was 764.0 mm), which was the second highest value since the 1980s. In this study, we collected 21 macrobenthos species. Dominant macrobenthic species were *Prinospio (Minuspio) japonica*, *Corbicula japonica*, *Iravadia elegantula*, and *Tanytus* sp.. *P. japonica* and *C. japonica* were collected from the central area and the shoreline of the lake, indicating the effects of the heavy rainfall and flooding. *Arcuatula senhousia* was rarely collected, possibly due to low salinity. Results of cluster analysis showed that the ratios of brackish water polychaeta in the macrobenthic community were lower for the heavy rainfall and flooding years (1997 and 2021) than the ordinary year (1992). It is assumed that community structure and spatial distribution of macrobenthos in this lake was modified in the year 2021 due to heavy rainfall and flooding.

Key words: Lake Shinji, heavy rainfall, flooding, macrobenthic community

¹ 鳥取大学大学院連合農学研究科・The United Graduate School of Agricultural Science, Tottori University, 101, Minami 4-chome, Koyama-cho, Tottori, 680-8553, 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 Nishikawatsu-cho, Matsue 690-8504, Japan.

³ 東京農業大学生物産業学部・Faculty of Bioindustry Tokyo University of Agriculture, 196, Yasaka Abashiri, Hokkaido 099-2493, Japan.

⁴ 島根大学生物資源科学部・Faculty of Life and Environmental Science, Shimane University, 1060 Nishikawatsu-cho, Matsue, 690-8504, Japan.

* Corresponding Author

受付日：2022 年 12 月 19 日，受理日：2023 年 6 月 29 日，WEB 掲載日：2023 年 8 月 15 日

はじめに

底生生物は遊泳生物と比較して移動性が乏しく、その群集構造は生息水域における環境変化の影響を受けやすい傾向にある。この例としては、例えば夏季の溶存酸素の変化によるメイオベントスの現存量の変化（鈴木ほか、1998）、遮水壁の撤去に伴う塩分や底質環境の変化による底生生物の群集構造の変化（越川ほか、2000）、河口閉塞処理施設の湖口の閉塞に伴う低塩分化による汽水性多毛類の消失（松田・園田、2021）など、様々な報告がある。また、大雨や洪水は、塩分やシルト・粘土量の変化を引き起こし、底生生物の群集構造や個体数などを変化させたことが報告されている（Nishijima et al., 2013; 大谷ほか、2015）。

島根県東部に位置する宍道湖は、湖面積 79.1 km²、最大水深 6.4 m、平均水深 4.5 m の汽水湖である。宍道湖には大小様々な河川が流入し、塩水は中海から大橋川を介して遡上する。それにより、湖内に汽水環境が形成されており、中海と合わせて日本最大の連結型汽水湖となっている。1963 年から農地と農業用水確保、塩害対策を目的とした淡水化事業が計画開始され、宍道湖は淡水湖になる計画であったが、現地の漁業者や観光業者などの住民の反対運動などにより中止されている（川上、1988）。

宍道湖における底生生物群集の調査は、1980 年代以降では、1982 年から 1983 年（中村、1998）、1991 年から 1995 年（中村、1998）、1997 年（中村ほか、1998）、2006 年（倉田ほか、2012）、2016 年並びに 2018 年（中村ほか、2020）に行われている。このように宍道湖は、1980 年代以降、約 40 年間の底生生物群集が明らかにされている。また、2021 年には島根大学エスチュアリー研究センターが主体となり、2006 年や 2016 年と同規模の調査が約 5 年ぶりに行われた。このような湖沼全域の調査をもとに底生生物群集の経年変化を考察する場合は、一般的には調査時点において大雨及び出水などの湖沼全域を攪乱するような環境要因の影響を受けていないことが望ましい。しかしながら、近年は梅雨時期など夏季の大雨及び出水の影響が線状降水帯の発生などで強まる可能性がある（三津井ほか、2018）。ヤマトシジミ *Corbicula japonica* の日本最大の産地である宍道湖は、近年資源が減少傾向にあり、その要因は分かっていない。そのため、夏季の大雨及び出水が宍道湖のヤマトシジミを含めた底生生物群集に対してどのような影響を及ぼすかについて検討する

ことは水産学的に重要であると考えられる。

宍道湖全域を対象とした底生生物群集調査のうち、夏季の降水量が多かった年の実施例としては、1993 年（中村、1998）、1997 年（中村ほか、1998）、2021 年（本研究）が挙げられ、いずれも 1981 年から 2021 年までの期間における 6 月から 9 月の合計降水量の平均の約 1.5 倍に達している。しかしながら、これらの大雨及び出水があった年でも、降雨が集中した時期や降水量などには違いがあり、また調査を実施したタイミングもそれぞれ異なっている。一方で、これら以外に行われた全域調査の年の夏季の降水量は、いずれも 1981 年から 2021 年までの期間における 6 月から 9 月の合計降水量の平均の約 1.5 倍以下であった。そこで本研究は、大雨及び出水があった年となかった年に実施された宍道湖の底生生物群集の調査結果を比較し、大雨及び出水が宍道湖の底生生物に及ぼす影響について明らかにすることを目的とした。

材料と方法

1. 野外調査並びにサンプル分析

野外調査は 2021 年 9 月 21 日から 9 月 27 日にかけて行った。底生生物用サンプルの採集は宍道湖並びに大橋川に設定した 28 地点において、各地点で Ekman-Birge 型採泥器（採泥面積 1/50 m²）で 2 回採泥を行って採集した（図 1）。採泥で得られた泥の全量はすべて冷蔵保存して研究室に持ち帰った。

持ち帰った泥は、0.5 mm 目合いの篩を用いてふるい、篩上に残ったものをソーティング用サンプルとした。その後、ソーティング用サンプルは 1 mm と 0.5 mm の目合いの篩を重ねて目合い別に分け、それぞれ目合いに残っているすべての底生生物を選別採集した。採集した底生生物は 10% 海水ホルマリンで固定し、種の分類同定、個体数の計数、湿重量の測定を行った。なお、湿重量は 0.0001 g まで読み取り、それより小さい湿重量については 0.0001 g 未満とした。

2. データ解析

1 年のうち降水量が最も多い時期（6 から 9 月）の降水量の経年変化、また大雨及び出水と塩分の関係について検討するために、気象庁（2023）より松江市の降水量データ、国土交通省（2023）より宍道湖湖心地点の底から 1 m の塩化物イオン濃度のモニタリングデータを用いた。塩分は塩化物イオン (mg/L)

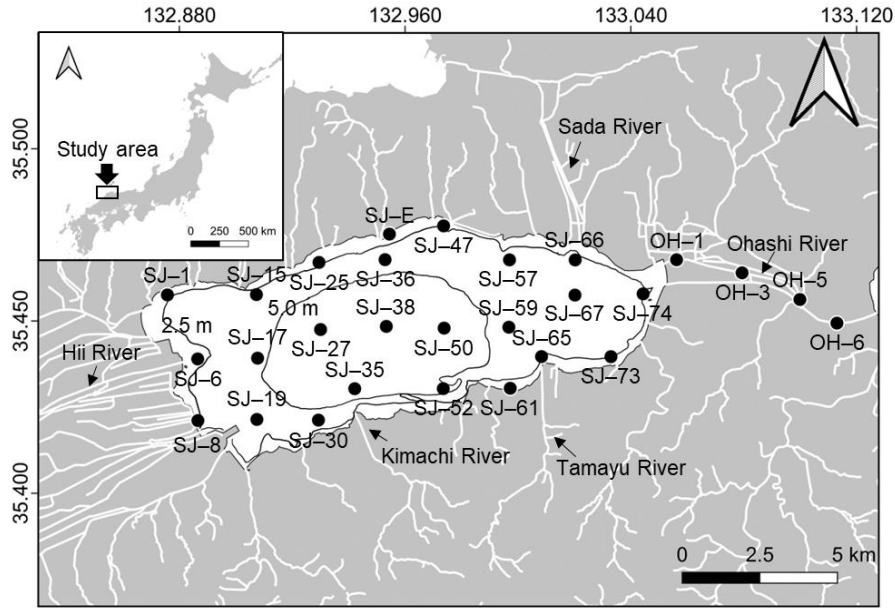


図1 宍道湖における調査地点。●が調査地点を示す。

Fig. 1 Study sites in Lake Shinji. ● indicate study site.

$\times 1.80655 \times 10^{-3}$ で換算を行った。

採集されたそれぞれの種の出現頻度は、採集された地点数 / 全地点数 (28 地点) $\times 100$ で求めた。また、優占度は、採集された個体数 / 採集された全個体数 $\times 100$ で求めた。大雨及び出水が底生生物群集に与える影響について検討するために、大雨及び出水が起こっていない 1992 年 8 月 9 日に行われた中海・宍道湖等水産資源管理対策事業の結果 (中村ほか, 1993), 大雨及び出水が起こった 1997 年 7 月 31 日から 8 月 2 日に行われた宍道湖・中海水産振興対策検討調査事業の結果 (中村ほか, 1998) と、本研究で実施した 2021 年 9 月の結果を用いて出現頻度、優占度、平均個体数の比較、Bray-Curtis 指数並びに群平均法によるクラスター解析を行い、群集構造の特徴を検討した。1992 年並びに 1997 年の調査は水質、底質、底生生物について行われた (中村ほか, 1993; 1998)。両年の調査における底生生物は、Ekman-Birge 型採泥器と Smith-McIntyre 型採泥器の併用により、0.5 mm ふるいを用いて採集された (中村ほか, 1998)。また、1997 年の分類同定は、軟体動物はヤマトシジミ、腹足類 (巻貝類)、その他、環形動物はヤマトスピオ、ゴカイ、ノトマスタス属の一種、貧毛類、その他、節足動物はユスリカ幼虫、スナウミナナフシ、ヨコエビ類、その他であった (中村ほか, 1998)。そこで、1992 年並びに 2021 年の結果と比較する際は、種の分類同定を 1997 年

に揃えて解析を行った。平均個体数については一元配置分散分析を行い、Tukey-Kramer 検定の多重比較によって年ごとの違いについて検討した。なおクラスター解析は、底生生物の個体数データを $\log_{10}(n+1)$ で変換して行った。また、各群集構造の特徴について明らかにするために、Shannon-Wiener の多様度指数並びに均等度を算出した。全ての解析は R (version 4.1.2) を用いて行った。

結果

1981 年から 2021 年の 6 月から 9 月における合計降水量について図 2 に示す。本研究が行われた 2021 年の合計降水量は 1279 mm であり、1997 年の 1358.5 mm, 1993 年の 1297.5 mm に次いで高い値であった。また、これまでに宍道湖全域を対象とした調査が実施された年について、調査月とその前 3 か月の計 4 か月間の合計降水量を比較する。4 か月はそれぞれ、1982 年 5 月から 8 月 (中村, 1998), 1983 年 7 月から 10 月 (中村, 1998), 1991 年 5 月から 8 月 (中村, 1998), 1992 年 5 月から 8 月 (中村, 1998), 1993 年 5 月から 8 月 (中村, 1998), 1994 年 5 月から 8 月 (中村, 1998), 1995 年 5 月から 8 月 (中村, 1998), 1997 年 5 月から 8 月 (中村ほか, 1998), 2006 年 6 月から 9 月 (倉田ほか, 2012), 2016 年 6 月から 9 月, 2018 年 5 月から 8 月

表 1 2021 年に穴道湖で採集された底生生物.

Table 1 Macroinvertebrates collected in Lake Shinji in 2021.

Taxon	Scientific name	Japanese name	Occurrence frequency (%)	Abundance		Biomass	
				ind/m ²	Dominance%	g/m ²	Dominance%
Annelida							
Polychaeta	<i>Prionospio (Minuspio) japonica</i>	ヤマトスピオ	71.43	183.04	3.22	0.0443	0.0088
	<i>Laonome albicingillum</i>	ヒガタケヤリムシ	21.43	12.50	0.22	0.0289	0.0060
	<i>Polydora</i> sp.	ポリドラ属の一種	14.29	4.46	0.08	0.0003	0.0001
	<i>Notomastus</i> sp.	ノトマスタス属の一種	10.71	8.93	0.16	0.0152	0.0033
	<i>Hediste</i> sp.	カワゴカイ属の一種	3.57	0.89	0.02	0.0105	0.0023
	Oligochaeta spp.	貧毛類	25.00	17.86	0.31	1.0058	0.1930
Mollusca							
Bivalvia	<i>Corbicula japonica</i>	ヤマトシジミ	96.43	2002.68	35.27	457.1935	98.2420
	<i>Arcuatula senhousia</i>	ホトトギスガイ	3.57	0.89	0.02	0.0712	0.0153
Gastropoda	<i>Iravadia elegantula</i>	カワグチツボ	82.14	3021.43	53.21	6.6452	1.4279
	<i>Assiminea japonica</i>	カワザンショウガイ	21.43	44.64	0.79	0.1237	0.0256
Arthropoda							
Insecta	<i>Tanytus</i> sp.	モンユスリカ属の一種	67.86	112.50	1.98	0.0646	0.0119
	Chironomidae sp.	ユスリカ属の一種	10.71	5.36	0.09	0.0028	0.0006
	Chironomidae sp.	ユスリカ属の一種 (蛹)	3.57	0.89	0.02	0.0002	<0.0001
Crustacean	Gammaridea spp.	ヨコエビ類	35.71	72.32	1.27	0.0469	0.0097
	<i>Cyathura shinjikoensis</i>	シンジコスナウミナナフシ	14.29	14.29	0.25	0.1510	0.0324
	Cumacea sp.	クーマ目の一種	7.14	1.79	0.03	<0.0001	<0.0001
	<i>Neomysis</i> sp.	イサザアミ属の一種	7.14	1.79	0.03	0.0055	0.0012
	Sphaeromatidae sp.	コツブムシ科の一種	7.14	19.64	0.35	0.0376	0.0081
	Decapoda sp.	十脚目の一種	3.57	0.89	0.02	0.0280	0.0060
Others							
	Turbellaria sp.	ウズムシ目の一種	35.71	149.11	2.63	0.0276	0.0055
	Nemertea sp.	紐型動物の一種	7.14	2.68	0.05	0.0014	0.0003

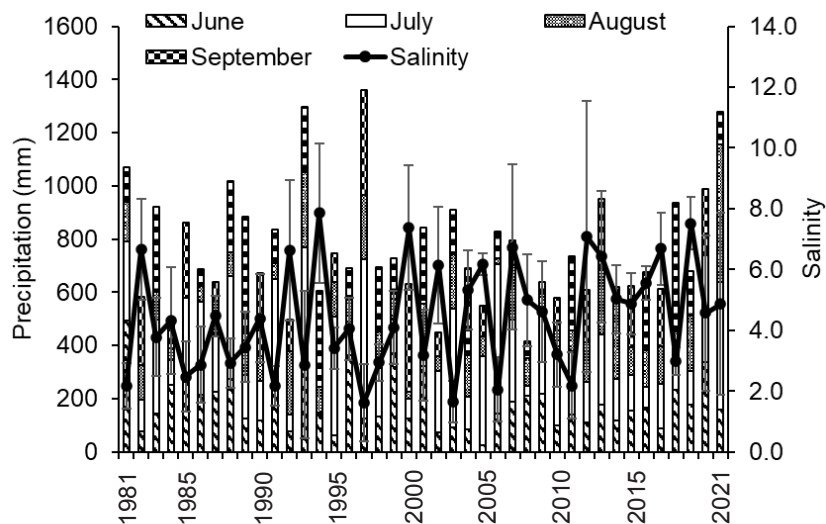
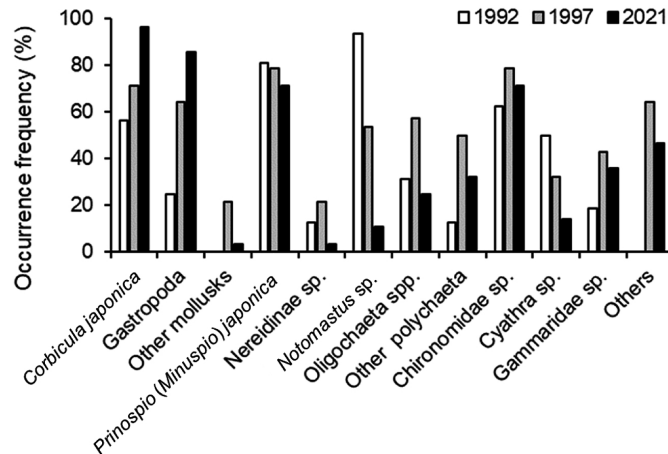


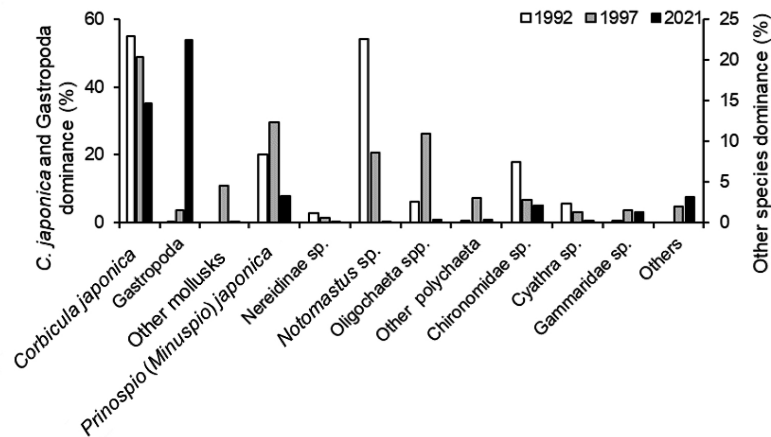
図 2 1981 年から 2021 年の 6 月から 9 月における降水量（松江市）と同時期の穴道湖底層の平均塩分の経時変化。エラーバーは標準偏差を示す。

Fig. 2 Temporal changes of the mean precipitation (Matsue city) and mean salinity of bottom water of Lake Shinji from June to September for 1981 to 2021. Error bars indicate standard deviation.

(a) Occurrence frequency



(b) Dominance



(c) Abundance

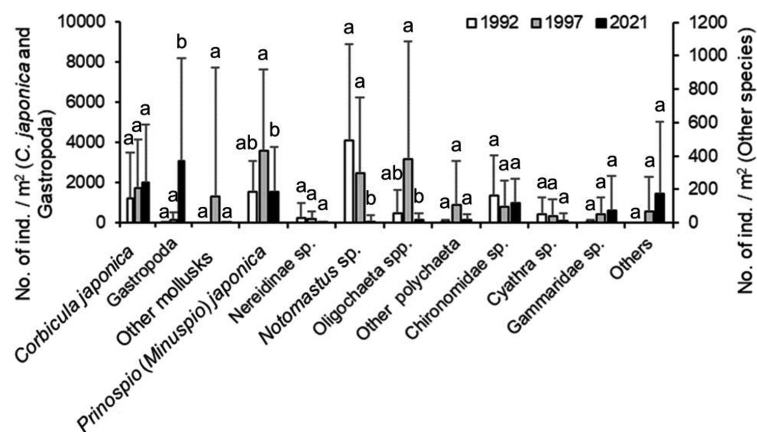


図3 1992年(中村ほか, 1993), 1997年(中村ほか, 1998), 2021年(本研究)の宍道湖の底生生物の出現頻度, 優占度, 平均個体数の比較。エラーバーは標準偏差を示す。異なるアルファベットは有意差があることを示す。(a) 出現頻度 (b) 優占度 (c) 平均個体数

Fig. 3 Comparison of abundance, dominance and occurrence frequency of macrobenthos in Lake Shinji in 1992 (Nakamura et al., 1993), 1997 (Nakamura et al., 1998) and 2021 (this study). Error bars indicate standard deviation. Different alphabets indicate significant difference by Tukey-Kramer test ($p < 0.05$). (a) Occurrence frequency. (b) Dominance. (c) Abundance.

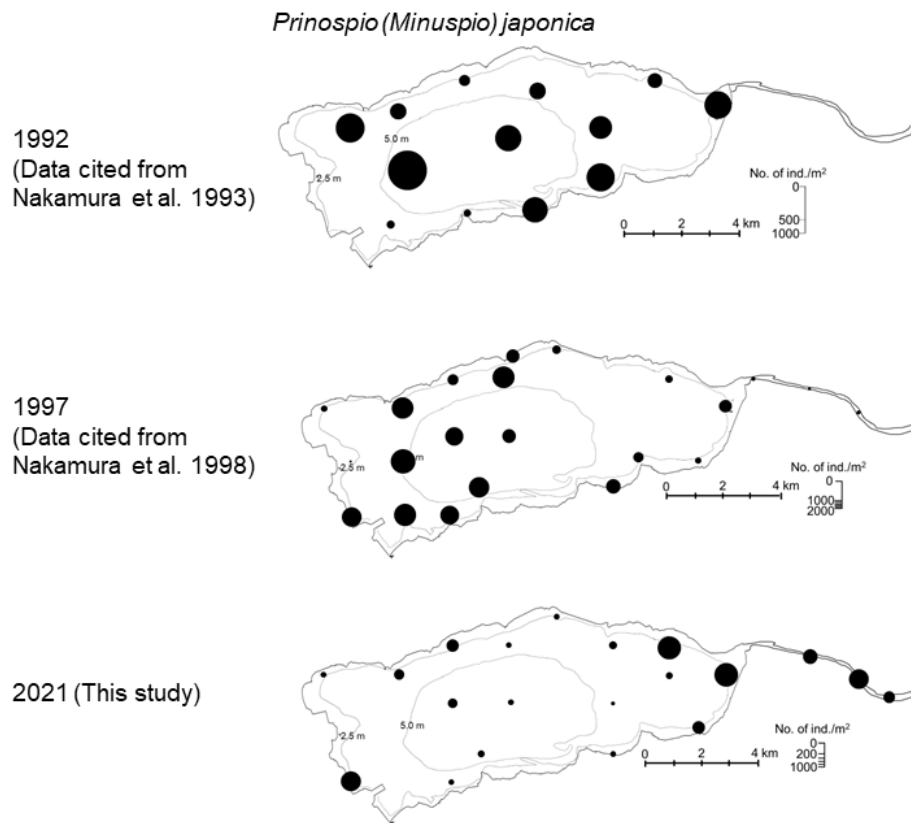


図4 1992年(中村ほか, 1993), 1997年(中村ほか, 1998), 2021年(本研究)の穴道湖のヤマトスピオの空間分布の比較. 丸のサイズは個体数を示す.

Fig. 4 Comparison of spatial distribution of *Prinospio (Minuspio) japonica* in Lake Shinji in 1992 (Nakamura et al., 1993), 1997 (Nakamura et al., 1998) and 2021 (this study). Circles indicate number of individuals.

(中村ほか, 2020)であった. それらの年の4か月の合計降水量について比較すると, 1982年が408.0 mm, 1983年が858.0 mm, 1991年が837.5 mm, 1992年が499.0 mm, 1993年が1297.5 mm, 1994年が606.5 mm, 1995年が746.5 mm, 1997年が1179.5 mm, 2006年が828 mm, 2016年が676.5 mm, 2018年が666.5 mmであった(気象庁, 2023). それらの平均は約782 mmであり, 2021年の1279 mm(6月から9月)は約1.6倍に相当し, 1993年に次いで2番目に多かった. また, 6月から9月の湖心底層の平均塩分は, 6月から9月の合計降水量と弱い負の相関があり($r=-0.5$), 降水量が1000 mmを超えた1997年は 1.6 ± 1.3 で塩分が最も低かった(図2). 一方で, 本研究が行われた2021年の各月の塩分は, 6月8日が7.2, 7月1日が7.4, 8月2日が3.5, 9

月7日が1.3であり, 7月から9月に向けて大きく低下した.

本研究の2021年9月調査で採集された底生生物は多毛類5種, 軟体動物4種, 節足動物9種, その他の分類群3種の計21種であった(表1). 出現頻度は, 多毛類ではヤマトスピオ *Prinospio (Minuspio) japonica* が71.4%, 軟体動物ではヤマトシジミが96.4%, カワグチツボ *Iravadia elegantula* が82.1%, そのほかの分類群では節足動物昆虫綱のモンユスリカ属の一種 *Tanypus* sp. が67.9%で高い傾向にあった. また, これらの種は1 m²あたりの個体数が100個体以上であり, ヤマトシジミとカワグチツボは2000個体を超えていた. 特にヤマトシジミは目合い1 mm以上が 1827.7 ± 2629.4 個体, 1 mm未満が 175.0 ± 330.5 個体であり, 約91.3%が1 mm以上の

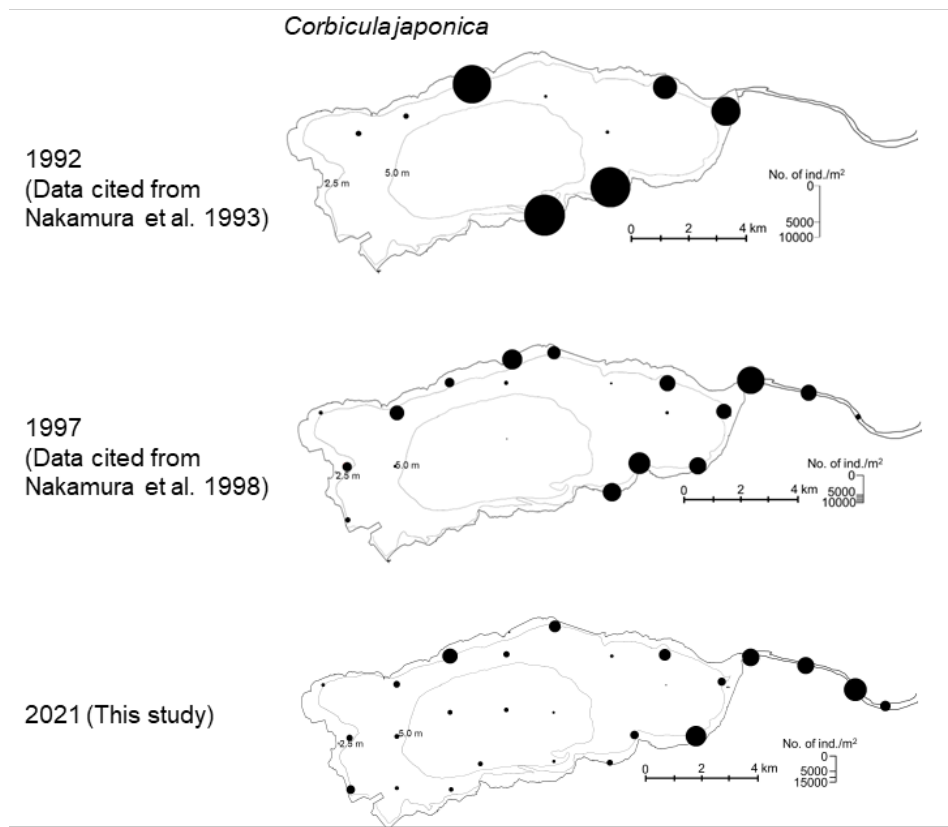


図5 1992年(中村ほか, 1993), 1997年(中村ほか, 1998), 2021年(本研究)の宍道湖のヤマトシジミの空間分布の比較. 丸のサイズは個体数を示す.

Fig. 5 Comparison of spatial distribution of *Corbicula japonica* in Lake Shinji in 1992 (Nakamura et al., 1993), 1997 (Nakamura et al., 1998) and 2021 (this study). Circles indicate number of individuals.

個体であった. また, 1 m² 当たりの湿重量は, ヤマトシジミが 98.2%, カワグチツボが 1.4% であり, 2 種で 99.6% を占めていた.

1992 年, 1997 年並びに 2021 年においてそれぞれ採集された底生生物の出現頻度, 優占度, 平均個体数の比較を図 3a-c に示す. ヤマトシジミ及び腹足類の出現頻度は, 2021 年が 1992 年や 1997 年と比較して高い傾向にあった. 各年のヤマトスピオの出現頻度は 71.4% から 81.3%, ユスリカ属の出現頻度は 62.5% から 78.6% の範囲にあり, 調査年の間で大きな違いが見られなかった. 一方で, ノトマス属の一種 *Notomastus* sp. の出現頻度は, 1992 年が 93.8%, 2021 年が 10.7% であり, 両年で大きく異なった. 各年の優占度について見ると, 1992 年はノトマス属の一種, 1997 年は貧毛類, 2021 年は腹足類が最も高かった. また, 腹足類は 1992

年や 1997 年よりも 2021 年で優占度が 4% 以下から 54.0% へ大きく上昇した. 2021 年の平均個体数は, 1992 年や 1997 年と比較して腹足類が有意に多かった (Tukey-Kramer 検定; $p < 0.05$). また, 2021 年は, 1997 年と比較してヤマトスピオ及び貧毛類が, 1992 年及び 1997 年と比較してノトマス属の一種がそれぞれ有意に少なかった (Tukey-Kramer 検定; $p < 0.05$). 一方で, 腹足類, ヤマトスピオ, 貧毛類及びノトマス属の一種を除いた種は, 有意差が認められなかった (Tukey-Kramer 検定; $p > 0.05$).

次に, 1992 年及び 1997 年と比較可能な 5 種の空間分布について図 4 から図 8 に示す. ヤマトスピオは, 1992 年には湖の全域, 1997 年には湖の西側, 2021 年には湖の東側から大橋川にかけて分布していた (図 4). ヤマトシジミは, 1992 年並びに

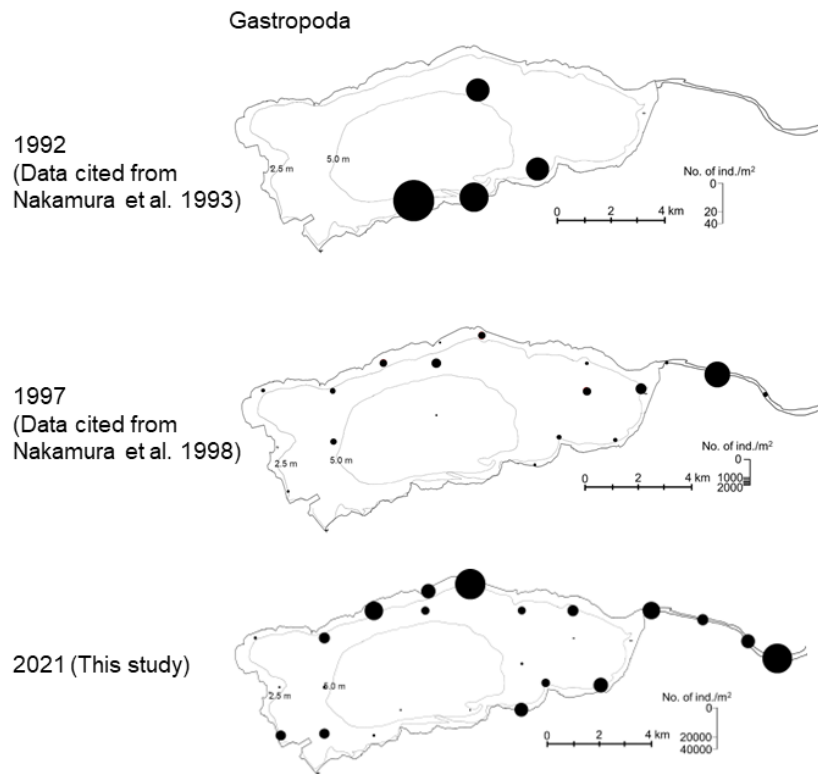


図6 1992年(中村ほか, 1993), 1997年(中村ほか, 1998), 2021年(本研究)の穴道湖の腹足類の空間分布の比較. 丸のサイズは個体数を示す.

Fig. 6 Comparison of spatial distribution of Gastropoda in Lake Shinji in 1992 (Nakamura et al., 1993), 1997 (Nakamura et al., 1998) and 2021 (this study). Circles indicate number of individuals.

1997年には湖岸部で採集されたが, 2021年は湖岸部に加えて湖の中央部においても採集された(図5). 腹足類は, 1992年には南岸で多く採集されたが, 1997年には北岸で採集された(図6). 一方で, 2021年は, 腹足類は湖の全域の湖岸部で採集された. ユスリカ幼虫並びにヨコエビ類の分布はいずれの年においても大きな違いが見られなかった(図7, 8).

クラスター解析の結果, 非類似度0.6で4つのグループに分かれた(図9). また, グループDはD1, D2の2つのサブグループが認められた. それぞれのグループの種構成についてみると, グループAは1992年の地点のみで構成されており, ユスリカ属が92.7%, ノトマスタス属の一種が7.3%であった(図10). グループBは1997年の地点のみで構成されており, 貧毛類が80.0%, ユスリカ属が10.6%であった. グループCは1997年の大橋

川の地点のみで構成されており, ヤマトシジミが62.0%, その他の貝類が20.1%であった. グループDは全ての年で構成されていたが, グループD1はほとんどが1992年と1997年, グループD2は概ね2021年で構成されていた. グループD1とD2の種構成についてみると, グループD1はヤマトシジミが42.7%, ノトマスタス属の一種が22.2%, ヤマトスピオが19.2%, グループD2は腹足類が43.8%, ヤマトシジミが42.9%であった. また, 各グループの種数についてみると, グループAが2種, グループBが6種, グループCが10種, グループD1及びD2が12種であった. 各グループの多様度指数は, グループD1が2.3と最も高く, グループAが0.38で最も低かった. また, 均等度は多様度指数と同様にグループD1が0.93で最も高く, グループAが0.54で最も低かった. これらの底生生物群集に

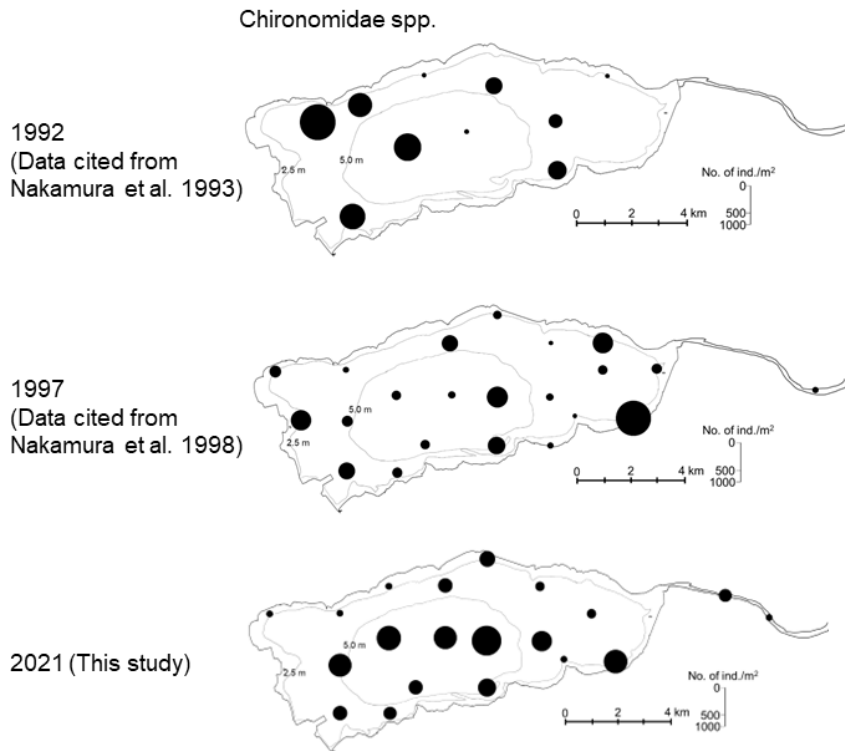


図7 1992年(中村ほか, 1993), 1997年(中村ほか, 1998), 2021年(本研究)の宍道湖のユスリカ類の空間分布の比較. 丸のサイズは個体数を示す.

Fig. 7 Comparison of spatial distribution of Chironomidae spp. in Lake Shinji in 1992 (Nakamura et al., 1993), 1997 (Nakamura et al., 1998) and 2021 (this study). Circles indicate number of individuals.

おけるクラスターグループの空間分布を図11a-cに示す. 1992年は湖の中央部と東岸のそれぞれ1地点にグループAが位置しており, 他の地点はグループD1が占めていた. 1997年は湖の西側がグループD1, 中央部にグループB, 東側にグループD2, 大橋川にグループCが占めていた. 一方で, 2021年はほとんどの地点においてグループD2が占めていた.

考 察

本研究は大雨及び出水があった年(1997年, 2021年)となかった年(1992年)に実施された宍道湖の底生生物群集の調査結果を比較し, 大雨及び出水が宍道湖の底生生物に及ぼす影響について検討を行った. その結果, 宍道湖において大雨及び出水が起こった場合は, 流入水の増加により塩分が低下

し, ヤマトシジミの生息場所の変化が起こっていた. また, 底生生物の群集構造は, 汽水性多毛類の割合が低下することが明らかとなった. 以下に得られた結果について考察する.

本研究が行われた2021年の各月の宍道湖湖心の底から1mの塩分は, 6月8日が7.2, 7月1日が7.4, 8月2日が3.5, 9月7日が1.3であり(国土交通省, 2023), 8月以降に低下した. 伊達ほか(1989)は, 1976年から1987年にかけて定期調査を行い, 水質の季節変動とその特徴について検討した. その結果, 宍道湖湖心の底から1mの各月の平均塩分は, 6月が5.2, 7月が3.6, 8月が5.4, 9月が4.5であった(伊達ほか, 1989). したがって, 塩分が低下した8月と9月は, 1976年から1987年の平均値よりも低く, 低塩分化が生じていた. 8月及び9月に低塩分化が生じたのは, 短期集中的な降水やそれに伴う流

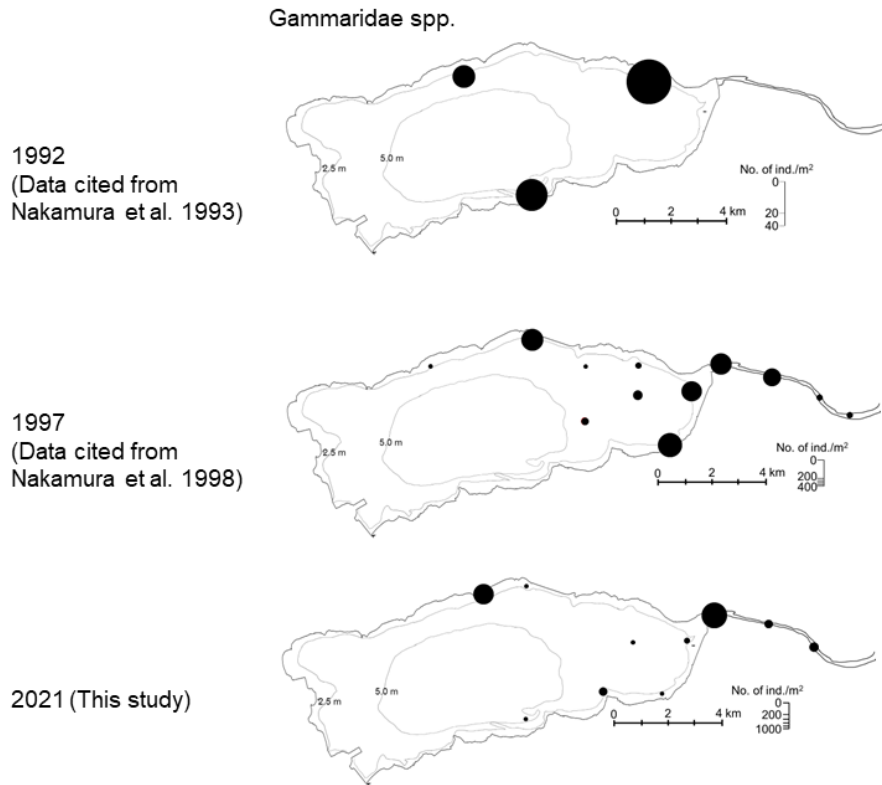


図 8 1992 年 (中村ほか, 1993), 1997 年 (中村ほか, 1998), 2021 年 (本研究) の穴道湖のヨコエビ類の空間分布の比較. 丸のサイズは個体数を示す.

Fig. 8 Comparison of spatial distribution of Gammaridae spp. in Lake Shinji in 1992 (Nakamura et al., 1993), 1997 (Nakamura et al., 1998) and 2021 (this study). Circles indicate number of individuals.

入河川の流量の増加が原因と判断される. 国土交通省により行われた水質調査は 7 月 1 日に行われていたことから (国土交通省, 2023), 7 月 2 日から国土交通省の 9 月の調査が行われた 9 月 7 日までの降水量について検討した. その結果, 1 日あたり 30 mm を超える降水は 8 日あり, 100 mm を超えたのは 7 月 7 日の 174.5 mm, 7 月 12 日の 124.5 mm, 8 月 9 日の 139.5 mm, 8 月 13 日の 101 mm であった (気象庁, 2023). また, 斐伊川の年平均流量と穴道湖湖心の底層塩分には負の相関があることが報告されており (森脇・安来, 2007), 2020 年の斐伊川下流 (灘分観測所) の 6 月から 9 月の日平均流量 (国土交通省, 2023) と 6 月から 9 月の松江市における前々日の降水量 (気象庁, 2023) には正の相関 ($r=0.8$) があった. したがって, 2021 年においても短期集中的な大雨及び出水によって斐伊川の流量が飛躍的に増加

し, 低塩分化が生じたと考えられた.

本研究で比較対象とした 1997 年は, 台風に伴い湖底に堆積した浮泥の上昇や河川からの土砂の流入に伴う呼吸障害によってヤマトシジミの大量斃死が起こったと推測されている (島根県水産試験場三刀屋内水面分場, 1998). このように, 大雨及び出水はヤマトシジミを含めた底生生物群集に大きな影響を与えられられる. 穴道湖では, ヤマトシジミは水深が 3 ~ 4 m 以浅の砂もしくは砂泥質の湖棚に生息し (中村, 1998), 湖中央部の泥底には, ヤマトスピオやノトマスタス属の一種が分布している (中村, 1998). 2021 年においてヤマトシジミは, 水深 5 m 以深の地点においても採集されており, その個体の殻長は 5 mm 以下であった. 穴道湖において大型の個体は, 5 m 以深にほとんど生息していないことから, 波浪や出水によって湖岸部から

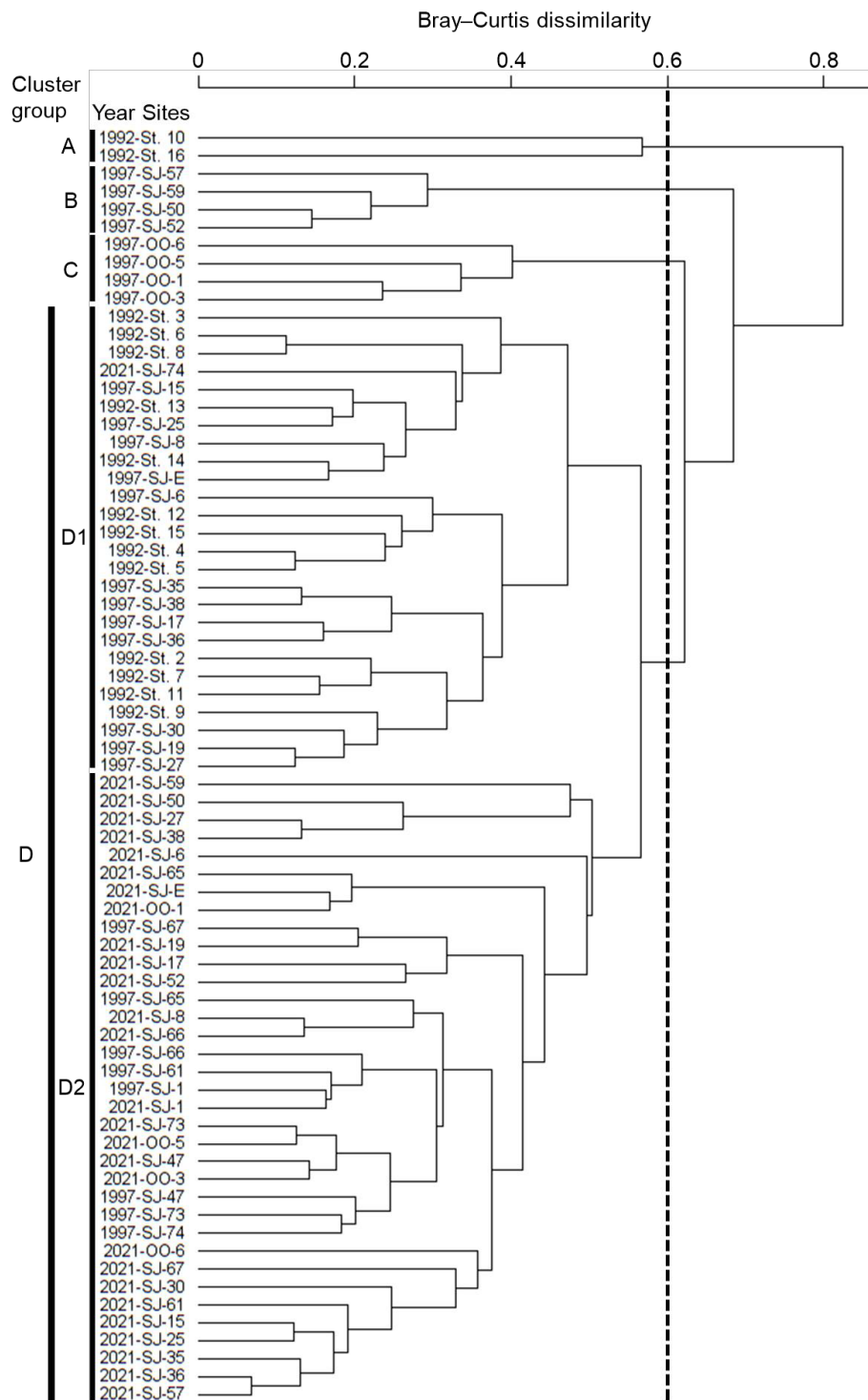


図9 1992年(中村ほか, 1993), 1997年(中村ほか, 1998), 2021年(本研究)の宍道湖の底生生物群集のクラスター解析の結果. A, B, C, D (D1, D2) はそれぞれのグループを示す. 点線は非類似度 0.6 を表す.

Fig. 9 Result of cluster analysis for macrobenthic community of Lake Shinji in 1992, 1997 and 2021. A, B, C, D1 and D2 indicates each cluster group. Dotted line indicates the value of dissimilarity 0.6.

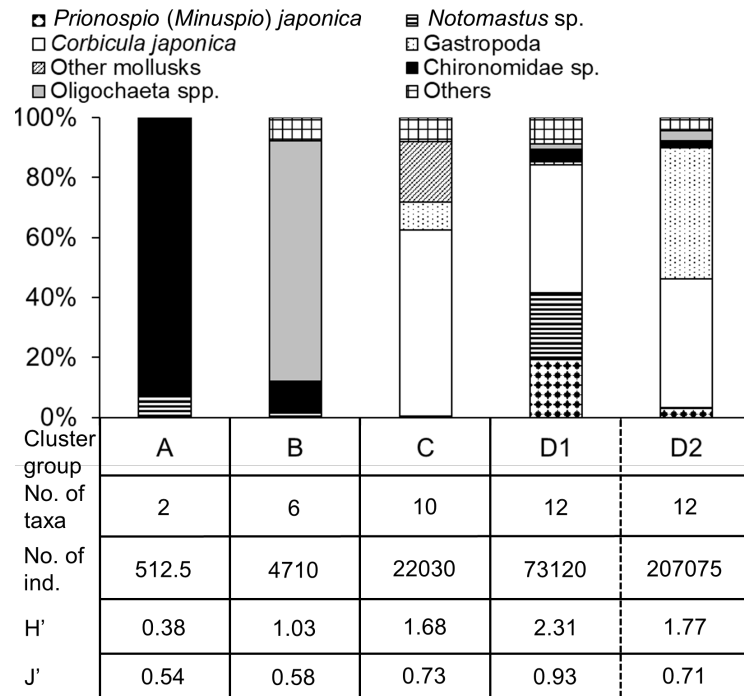


図 10 各クラスターの構成分類群. A~D2 はそれぞれのグループを示す.

Fig. 10 Taxa composition of each cluster group. A, B, C, D1 and D2 indicates each cluster group.

移送された可能性がある。矢島ほか（2017）は、波浪推算モデルから殻長 0.5 mm のヤマトシジミが風速 10 m/s の定常風により宍道湖の約 50% の領域において掃流移動が可能であることを報告している。2021 年 7 月 1 日から 9 月 20 日（調査開始前日）までにおける風速は 8 月 8 日に最も大きく、平均風速が 9.3 m/s、最大風速が 20.1 m/s であり、最大風速が 10 m/s を超えた日数は 7 日であった（気象庁, 2023）。また、最大風速が 10 m/s を超えた 7 日間の 1 時間当たりの風向と 10 m/s の継続時間について見ると、風向は北西～西南西、東北東であり、継続時間は最小で 1 時間、最大で 6 時間であった（気象庁, 2023）。さらに、10 m/s の風速が観測された前後は 7 m/s の風速が観測されており（気象庁, 2023）、強風に伴う波浪が発生した可能性が高いと考えられる。これらのことから、2021 年の 7 月～8 月では、殻長 0.5 mm 程度の個体が波浪によって西岸及び東岸から湖中央部へ移送された可能性が考えられた。先述したように 2021 年は日降水量が 100 mm を超える雨が短期集中的に降ったことから斐伊川などの宍道湖に流入する河川の流量が増加し、湖内の流量や流速に変化を及ぼしたものと考えられる。これに

より、2021 年に採集された殻長 0.5 ～ 5 mm 程度の個体が湖の中央部へ移動した要因としては、流入河川の河口付近に生息する個体が、流入河川の流量や流速の増加に伴って拡散した可能性が考えられた。以上のことから、2021 年のヤマトシジミは、1997 年と同様に大雨及び出水や同時に起こる強風による影響を受けていたことが示唆された。

本研究の 2021 年の調査において採集された軟体動物は 4 種であり、2021 年のホトトギスガイ *Arcuatula senhousia* は中海に近い大橋川の OH-6 において 1 個体採集された。これは、1997 年（中村ほか, 1998）や 2006 年（倉田ほか, 2012）と比較して個体数が大きく減少しており、その要因としては、大雨及び出水による低塩分化が考えられる。大橋川におけるホトトギスガイは、中海の接続部に近い大橋川下流部に多く生息していると報告されており（Kurata and Hiratsuka, 2018）、その個体群は、しばしば大雨及び出水に伴う低塩分化によって縮小が起きている（細澤ほか, 2015；倉田ほか, 2018）。中村ほか（1997）は、塩分耐性実験によってホトトギスガイが低塩分に対する耐性が低いことを報告している。これらのことから、本研究において大橋川

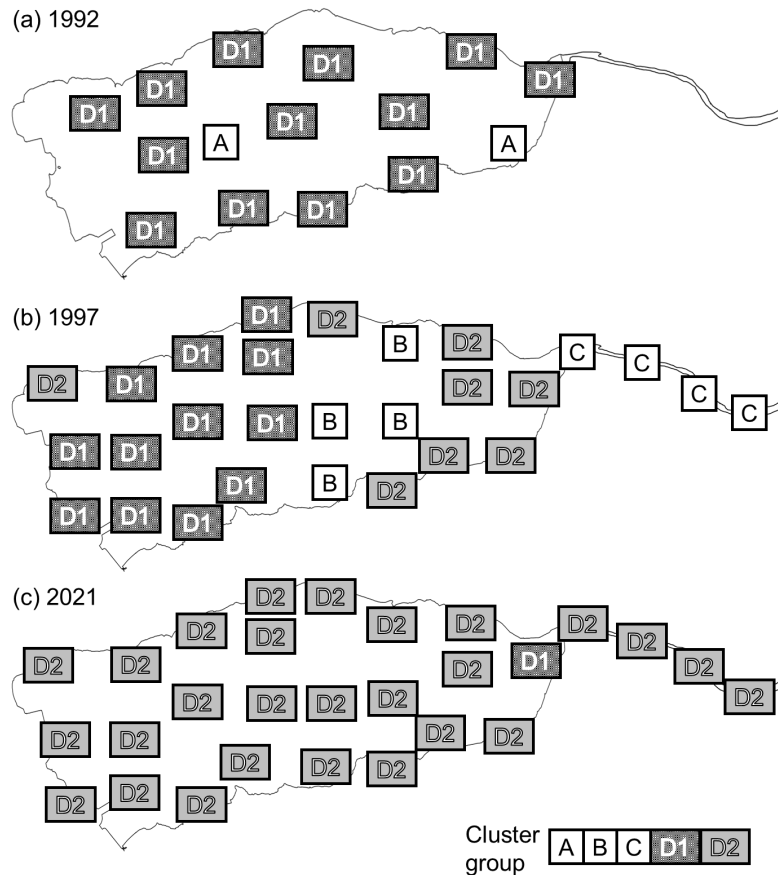


図 11 クラスターグループの空間分布. A~D2 はそれぞれのグループを示す.

Fig. 11 Spatial distribution of each cluster group in 1992, 1997 and 2021. A, B, C, D1 and D2 indicates each cluster group.

におけるホトトギスガイの個体数が少なかった要因として、大雨及び出水による低塩分化に伴う影響が考えられた。

1992 年、1997 年、2021 年の宍道湖におけるヤマトスピオの分布を見ると、2021 年にかけて湖全域から湖岸部へシフトしている可能性が考えられた。これらの調査以外の年のヤマトスピオの分布について見ると、1991 年では湖の全域（園田ほか、1992）、2018 年は湖の西側と東側の一部の湖岸部にのみ生息が確認されていた（中村ほか、2020）。このように、ヤマトスピオの分布は年によって異なっているが、2000 年以前の調査では、湖の中央部付近の泥質底においても多くの個体が採集されていた。また、それぞれの年のヤマトスピオの平均個体数は、1997 年が 1992 年や 2021 年と比較して、有意に多かった。降水量の少なかった 1992 年に個体数が少なかった要因としては、1992 年における調

査地点数が 1997 年や 2021 年と比較して少ないことや底層の溶存酸素が関係している可能性がある。ヤマトスピオの生存が制限される要因としては、溶存酸素の低下が考えられている（中村、1998）。1992 年は貧酸素水塊の出現が少なく、1992 年 7 月の底層の平均溶存酸素濃度は 3 ppm 程度であった（中村ほか、1993）。一方で、標準偏差は 3 程度であり（中村ほか、1993）、地点によっては貧酸素化が生じていたと判断される。これらのことから、1992 年は一部の地点においてヤマトスピオの個体数の低下が生じ、1997 年と比較して有意に少なかったと考えられた。また、ヤマトスピオは塩分 1～15 程度の貧中鹹性汽水種であり（菊池、2003）、低塩分環境の長期化はヤマトスピオの個体数の減少要因になると推測される。比較した 3 年間の中で最も個体数の多かった 1997 年は、大雨の直後に調査が行われていた。一方で、個体数の少なかった 2021 年は、8

月と9月に低塩分化が生じており、約1ヶ月の低塩分環境が継続したと推測される。これらのことから、大雨及び出水が起こった年では、調査した時期によって底生生物が低塩分にさらされた継続期間が異なり、それに応じてヤマトスピオの個体数が減少する可能性が示唆された。

ノトマスタス属の一種の平均個体数は、1992年や1997年と比較して2021年が有意に低かった。ノトマスタス属の一種は、貧・中鹹性汽水域における固有種であり（園田ほか、1998）、2021年の低塩分環境の長期化によって個体数が減少した可能性がある。また、貧毛類の平均個体数は、1997年が2021年と比較して有意に多かった。汽水湖における貧毛類の研究はほとんど行われていないことから（大高、2018）、2021年における減少要因については不明である。一方で、2021年の個体数は1997年と比較して少ないことから、低塩分環境の継続期間が個体数の減少に関係している可能性が考えられる。

クラスター解析の結果、穴道湖において大雨及び出水が起こった場合は、群集構造に変化があることが示された。まず、グループD1は典型的な穴道湖の底生生物種の組み合わせであり、降水量が少なかった1992年の地点で構成されていた。一方で、大雨及び出水の起こった1997年と2021年について見ると、1997年は西岸から湖中央部にかけてグループD1が広がっていたが、湖中央部から東岸ではグループB、D2が広がっていた。また、2021年はほとんどがグループD2で構成されていた。つまり、1992年と比較して穴道湖内の1997年の底生生物の群集構造は、湖中央部から東岸でグループBやD2、2021年は湖全体でグループD2に変化した。この変化が具体的にどのような群集変化であったか、それぞれのグループに占める底生生物の割合について見ると、グループD1の多毛類の割合が約40%を占めるのに対して、グループBやD2は5%以下と、非常に低いことが特徴的である。したがって、1997年や2021年における底生生物の群集構造の変化は、主に汽水性多毛類が減少したことによると考えられた。また、上に述べた出水時の軟体動物の分布拡大も群集構造の変化の一因になったとみられる。以上の汽水性多毛類の割合の低下と軟体動物の拡散の結果として、グループBやD2は、グループD1と比較して多様度が低下したと考えられる。

このように、大雨及び出水によって群集構造が変化することは共通する一方、同程度の大雨及び出水が起こった1997年と2021年において底生生物の群

集構造の変化に違いが生じた。その要因として、大雨及び出水が起こった日と調査実施日間の日数に違いがあったことが考えられる。1997年の調査は7月31日から8月2日（中村ほか、1998）、2021年の調査は9月21日から9月27日にかけて行われた。また、それぞれの年の調査が実施される前に100 mm以上の降水があった日は、1997年が7月17日の126.5 mm、2021年が8月13日の101.0 mmであった（気象庁 2023）。つまり、大雨及び出水が起こってから調査が実施されるまでの日数は、1997年が14日、2021年が39日であり、25日の違いがあった。このように、両年では、大雨及び出水によって引き起こされる低塩分環境の継続期間が異なっており、群集構造に違いが生じた一因であったと考えられる。

本研究では、大雨及び出水があった年となかった年に実施された穴道湖の底生生物群集の調査結果を比較したが、比較対象とした年は約20年の違いがあることから、経年的な環境変化についても検討する必要がある。例えば、2021年に採集された腹足類は大部分がカワグチツボであり、本種は2006年や2018年の調査においても多くの個体数が採集されている（倉田ほか、2012; 中村ほか、2020）。一方で、1997年以前の調査では、あまり採集されていない（園田ほか、1992; 中村ほか、1993; 1997）。このように、カワグチツボの個体数の増加は、2000年代に入って顕著に起こっている。穴道湖において2000年以降に起こった特徴的な環境変化の一つとして、水草類（オオササエビモ *Potamogeton anguillanus* やツツイトモ *Potamogeton pusillus*）の繁茂がある。水草の繁茂は、2009年の秋ごろから穴道湖の南岸においてパッチで確認されており、以降はその分布が拡大している（國井、2015）。また、2021年の腹足類の分布をみると、湖岸部において多く採集されていることから、水草の繁茂によって餌や生息場所が増加し、個体数の増加に寄与している可能性がある。したがって、今後は水草の繁茂とカワグチツボを含めた腹足類の関係について検討する必要がある。

本研究と同様に汽水域の底生生物に対する大雨及び出水の影響について検討した研究は数多く存在する（e.g., Cardoso et al., 2008; Gaonkar et al., 2013; Nishijima et al., 2013; 大谷ほか、2015）。Nishijima et al. (2013) は、広島県の太田川河口において2004年から2010年にかけて野外調査を行い、クラスター解析の結果から大雨及び出水によって引き起こされた塩分の低下やシルト・粘土量の変化などの物理的

な攪乱に伴う底生生物群集の変化を報告した。大谷ほか（2015）は、徳島県吉野川河口において洪水後にシルト・粘土量の変化や底生生物の種数、個体数、湿重量の減少が起こり、その後、洪水前の状態に戻ったことを報告した。Gaonkar et al. (2013) は、インド西岸の河口汽水域においてモンスーンに伴う環境変化が底生生物群集の経時変化に関係していることから底生生物の分散や死亡、餌の増加が起こっていることを報告した。Cardoso et al. (2008) は、ポルトガルの大西洋海岸に位置するモンデゴ川河口において洪水によって種の多様性が減少したことを報告した。このように大雨及び出水は、世界的に汽水域における底生生物群集の変化や種の減少を引き起こしている。本研究においても多くの種において出現頻度や優占度、平均個体数が低くなっており、2021年7月から9月における出水の影響を反映した結果であると考えられる。また、本研究ではこれらの研究のようにシルト・粘土量や餌料環境については比較ができないが、本研究の対象地である宍道湖では、汽水湖という閉鎖性水域であるが故の特徴として、低塩分が長期化するリスクがある。Nishijima et al. (2013) は、洪水が起こっていない場合、塩分が20‰以上ある広島県の太田川河口において豪雨の際に塩分が46時間の間、5‰以下になったことを報告している。一方で、本研究では低塩分化が1ヶ月半程度であったと推測されており、河口汽水域と汽水湖では大雨及び出水による低塩分環境の持続時間に大きな違いがある。したがって、それぞれの汽水域の大雨及び出水が底生生物群集に及ぼす影響の特徴としては、河口汽水域では急激な塩分の低下や底質環境の変化が起こること、汽水湖では低塩分環境の長期化が顕著に影響することと考えられた。

ま と め

本研究は、過去40年間に於いて夏季の平均降水量が3番目に高かった2021年9月に宍道湖及び大橋川に28地点を設定し、底生生物群集について野外調査を行った。その結果、宍道湖ではヤマトスピオやヤマトシジミ、カワグチツボ、モンユスリカ属の一種、ヨコエビ類、ウズムシ目の一種が優占種として考えられた。2021年に採集されたヤマトシジミは、湖岸部に加え、湖心部でも採集されており、大雨及び出水や強風に伴う波浪、斐伊川などの流入河川の流量や流速の増加による物理的攪乱の影響を反映していると考えられた。また、汽水性多毛類の

ヤマトスピオやノトマスタス属の一種の平均個体数は、降水量の少なかった1992年や大雨の直後に行われた1997年と比較して少なく、低塩分環境の長期化によって減少した可能性が考えられた。さらに、1992年、1997年、2021年の群集型から宍道湖において大雨及び出水が起こった場合は、汽水性多毛類の割合が低下し、底生生物の群集構造に変化が生じることが明らかとなった。以上のことから、2021年9月の宍道湖における底生生物群集は、大雨及び出水に伴う低塩分化及びその長期化、流入河川の流量や流速の増加などの環境変化を反映していたと考えられた。

謝 辞

本研究は島根大学エスチュアリー研究センターが実施した中海・宍道湖広域調査の一環として行われた。また、野外調査におけるサンプル採集は多くの方々にご協力いただき、底生生物の選別・採集は島根大学生物資源科学部水圏生態工学研究室の皆様にご協力いただいた。1997年のデータを使用するに際し、日本シジミ研究所所長の中村幹雄博士には様々なことを教えていただいた。また、2名の匿名の査読者には、本稿に対して数多くの有益なご指摘をいただいた。以上の皆様に記して謝意を示します。

引 用 文 献

- Cardoso, P.G., Raffaelli, D., Lillebø, A.I., Verdelhos, T. and Pardal, M.A. (2008) The impact of extreme flooding events and anthropogenic stressors on the macrobenthic communities' dynamics. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 76: 553–565.
- 伊達善夫・橋谷博・清家泰・近藤邦男・奥村稔・藤永薫 (1989) 12年間の定期調査からみた中海・宍道湖の水質—季節変化, 経年変化, 平年値—。山陰地域研究, 5: 89–102.
- Gaonkar, V., U., Sivadas, K. S. and Ingole, S. B. (2013) Effect of tropical rainfall in structuring the macrobenthic community of Mandovi estuary, west coast of India. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 93: 1727–1738.
- 細澤豪志・國井秀伸・中村幹雄・尾島徹哉・杉山ゆかり・山口啓子 (2015) 島根県大橋川におけるホトトギスガイ (*Arcuatula senhousia* Benson) 個体群の空間分布とその時間的变化。日本ベントス学会誌,

- 70: 1–12.
- 川上誠一(1988) 宍道湖・中海の淡水化事業と住民運動. 水質汚濁研究, 11: 19–23.
- 菊池泰二(2003) 第1章ベントスとはどういうものか. 日本ベントス学会編「海洋ベントスの生態学」. pp. 1–31. 東海大学出版会.
- 気象庁(2023) 過去の気象データ検索, <https://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php> (2023 年 2 月時点)
- 国土交通省(2023) 水文水質データベース, <http://www1.river.go.jp/> (2023 年 2 月時点)
- 越川義功・大槻 晃・萩原清司・柵瀬信夫(2000) 横浜平潟湾における遮水壁撤去による塩分、底質環境と底生生物相の変化. 環境科学会誌, 13: 357–367.
- 國井秀伸(2015) 宍道湖・中海における水生植物の現状と課題. 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. 104–111. たたら書房.
- 倉田健悟・山口啓子・瀬戸浩二・園田 武(2012) 2006 年の宍道湖における底生動物の分布. *Laguna*, 19: 1–13.
- Kurata, K. and Hiratsuka, J. (2018) Spatiotemporal changes in distributions of the two dominant bivalve species in an estuarine river connecting two brackish lakes, Japan. *Marine Biology Research*, 14: 484–496.
- 倉田健悟・平塚純一・川上 豪・桑原正樹・飯塚洋平・桑原弘道(2018) ホトギスガイ個体群に対する塩分の影響 ―宍道湖と大橋川における長期モニタリングから. *Laguna*, 25: 65–80.
- 松田烈至・園田 武(2021) 河口閉塞処理施設が施工された北海道オホーツク海沿岸海跡湖シブノツナイ湖の湖沼環境と底生生物群集の現状. 土木学会論文集 B2 (海岸工学), 77: 28–39.
- 三津井勇佑・田中健路・白水 元・朝位孝二(2018) 2017 年 7 月中国地方西部に停滞した線状降水帯に関する解析. 土木学会論文集 B1 (水工学), 74: I_289–I_294.
- 森脇晋平・安来 茂(2007) 宍道湖における塩分の長期変動. 島根水技セ研報, 1: 49–59.
- 中村幹雄・園田 武・中尾 繁・山根恭道・安木 茂・松本洋典(1993) 中海・宍道湖等水産資源管理対策事業 宍道湖の大型底生動物の季節変化. 島根県水産試験場平成 4 年度(1992) 事業報告, 212–229.
- 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: 179–185.
- 中村幹雄(1998) 宍道湖におけるヤマトシジミ *Corbicula japonica* PRIME と環境との相互関係に関する生理生態学研究. 島根県水産試験場研究報告, 9: 1–237.
- 中村幹雄・清川智之・山根恭道・内田 浩・福井克也(1998) 宍道湖・中海水産振興対策検討調査事業 宍道湖・中海の底質環境と底生生物調査. 平成 9 年度三刀屋内水面分場事業報告, pp. 1–24, 島根県.
- 中村幹雄(2018) シジミ学入門. 日本シジミ研究所, 220p.
- 中村幹雄・森久拓也・杉山ゆかり・尾島徹哉・森山今日子・園田 武・松田烈至(2020) 2018 年夏季の宍道湖のマクロベントスと水質・底質環境総合調査結果. *Laguna*, 27: 69–89.
- 中村幹雄(2022) ヤマトシジミの生物学 – 自伝的研究誌 –. 日本シジミ研究所, 238p.
- Nishijima, W., Nakano, Y., Nakai, S., Okuda, T., Imai, T. and Okada, M. (2013) Impact of flood events on macrobenthic community structure on an intertidal flat developing in the Ohta River Estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 74: 364–373.
- 大高明史(2018) 我が国における水生貧毛類研究の現状と今後の展望. 日本ベントス学会誌, 73: 12–34.
- 大谷壮介・倉田健悟・東 和之・山中亮一・上月康則(2015) 河口干潟における洪水後の底生生物群集の予測方法の適用性について. 土木学会論文集 B3(海洋開発), 71: I_904–I_909.
- 島根県水産試験場三刀屋内水面分場(1998) 宍道湖におけるシジミ大量へい死対応緊急調査報告書. 島根県, 75p.
- 園田 武・中村幹雄・山根恭道・中尾 繁(1992) 中海・宍道湖等水産資源管理対策事業 宍道湖の環境群と生物群集. 島根県水産試験場事業報告平成 3 年度, 189–200.
- 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*, 5: 101–108.
- 鈴木輝明・青山裕晃・甲斐正信・今尾和正(1998) 底層の貧酸素化が内湾浅海底生生物群集の変化に及ぼす影響. 海の研究, 17: 223–236.
- 矢島 啓・諸原亮平・川野裕美(2017) 宍道湖における着底後のシジミの移動限界評価. 土木学会論文集 B1 (水工学), 73: I_955–I_960.