

原 著

京都府阿蘇海と由良川下流でのコウロエンカワヒバリガイの分布

奈良大学教養部

岩 崎 敬 二

Distribution of the non-indigenous mytilid bivalve *Xenostrobus securis* in Asokai Lagoon and lower reach of Yura River, Kyoto Prefecture, Japan. Keiji Iwasaki* (*Faculty of Liberal Arts, Nara University*)

Distribution of the non-indigenous mytilid bivalve *Xenostrobus securis* was studied in Asokai Lagoon and lower reach of Yura River, Kyoto Prefecture, Japan, in August 2017. In the Asokai, the species occurred at 12 of 15 sites in the middle and inner parts of the lagoon, while it was not found at the 3 sites near the mouth of the lagoon and outer 3 sites in Miyazu Bay. Salinity of the former 12 sites ranged from 14 to 30, and that of the latter 6 sites from 30 to 40. Its density tended to be higher in the inner lagoon. In the Yura River, it occurred at lower 3 sites near the mouth of the river, but it was not found at upper 2 sites, both on the left and right banks, respectively, and at 2 sites out of the river (Yura Beach and Kanzaki Beach). Salinity of the former 6 sites ranged from 7 to 20, and that of the latter 6 sites from 2 to 9 or over 34. Its density was highest at the 2 sites 2 km upstream the river mouth both on the left and right banks. The mussel population in the Asokai consisted of a cohort with mean shell length of 14.9 mm, while that in the Yura River consisted of two cohorts with mean shell lengths of 14.2 mm and 25.4 mm, respectively.

Keywords : Asokai Lagoon, Distribution, Non-indigenous bivalve, *Xenostrobus securis*, Yura River

要旨 : 2017 年 8 月に、イガイ科の外来汽水性二枚貝コウロエンカワヒバリガイの分布を京都府の阿蘇海と由良川で調査した。阿蘇海では、15ヶ所のうち湾の奥部と中部の12ヶ所で確認されたが、湾口の3ヶ所と阿蘇海外の宮津湾に面する3ヶ所では発見されなかった。発見場所の塩分は14～30で、未発見場所のそれは30～40であった。密度は湾口部よりも湾奥部の方が高い傾向にあった。由良川では、左岸・右岸ともにそれぞれ5ヶ所で調査したが、両岸ともに河口に近い3ヶ所で確認され、より上流の2ヶ所と河口外の由良浜・神崎浜では発見されなかった。発見場所の塩分は7～20で、未発見場所のそれは2～9と34以上であった。阿蘇海の個体群は14.9mmの平均殻長を持つ1つのコホートからなり、由良川のそれは、それぞれ14.2mmと25.4mmの平均殻長を持つ2つのコホートからなっていた。

キーワード : 阿蘇海, 外来汽水性二枚貝, コウロエンカワヒバリガイ, 分布, 由良川

はじめに

コウロエンカワヒバリガイ *Xenostrobus securis* は、オーストラリアおよびニュージーランド原産 (Wilson, 1968, 1969) で、船体付着により日本に移入されたと考えられている外来汽水性二枚貝である (Kimura et al., 1999 ; 大谷, 2004 ; 木村・

大谷, 2007)。日本だけでなく、韓国の南岸 (白藤・佐藤, 2003)、香港 (Morton & Leung, 2015)、イタリアのアドリア海 (Lazzari & Rinaldi, 1994 ; Barbieri et al., 2011)、スロベニア (De Min & Vio, 1997)、フランスの地中海沿岸 (Gofas & Zenetos, 2003)、スペインの大西洋沿岸 (Garci et al., 2007 ; Pascual et al., 2010 ; Adarraga & Martinez,

2012) にも侵入したことがわかっている。海外では、在来種を被覆して成長を遅くするまたは死滅させる等の被害が懸念される (Lazzari & Rinardi, 1994 ; Sabelli & Speranza, 1994 ; Mizzan, 1999 ; Gofas & Zenetos, 2003 ; Morton & Leung, 2015) 一方で、地中海では当地の在来種ムラサキイガイ *Mytilus galloprovincialis* と共存し、ムラサキイガイの稚貝の加入と成長を促進しているとの報告もある (Babarro & Abad, 2013 ; Babarro & Comeau, 2014 ; Gestoso et al., 2012, 2014)。

日本では、1972 年の岡山県児島湖での初発見 (木村, 2001) 以降、東京湾、浜名湖、三河湾、伊勢湾、大阪湾、瀬戸内海、四国等の太平洋側の各地に分布を拡大し (大谷, 2002 ; 岩崎ほか, 2004), 2000 年以降には九州の各地でも記録されるようになった (飯島, 2007)。浜名湖 (Abdel-Razek et al., 1993a, 1993b ; Kimura & Sekiguchi, 2009, 2012), 和歌山県紀の川河口 (Iwasaki & Yamamoto, 2014), 福岡県洞海湾 (小濱ほか, 2001) では 1 年間以上の個体群動態の調査が行われており、生活史や繁殖期、個体群構造等が明らかにされている。漁船、漁具や養殖牡蠣の汚損生物として漁労への負荷を与えており (岩崎, 2005, 2007), 大発生した場合には汽水域に生息する在来固着生物を被覆して死滅させる (川崎ほか, 2016), 汽水域潮間帯に成立する在来種による帯状構造を破壊する (Iwasaki & Yamamoto, 2014), ヤマトシジミの斃死 (山根・三浦, 2007 ; 島根県水産技術センター, 2010) や稚貝の種苗生産を阻害する (福井県内水面総合センター, http://www.pref.fukui.lg.jp/doc/021033/kyoudou/seika25_d/fil/sijimi.pdf#%search=%27 2018.1 参照) などの被害を発生させている。

規模の大きな国際港湾が少なく、干満の差が小さいために広い潮間帯がない日本海側では、太平洋側に比べて外来海洋生物の侵入地点が少な

く、侵入や分布拡大の時期も遅い傾向にある (大谷, 2002 ; 岩崎ほか, 2004 ; Iwasaki, 2006 ; 岩崎, 2013)。本種もその例外ではなく、太平洋・瀬戸内海側では現在までに少なくとも 84 もの河川河口や干潟で報告されているが (岩崎ほか, 2004 ; 飯島, 2007 ; 国土交通省河川環境データベース, <http://mizukoku.nilim.go.jp/ksnkankyo/> 2018.3 参照), 日本海側での初発見は日本での初発見より 10 年遅い 1982 年・福岡県洞海湾であり (山西ほか, 1985), 2013 年の時点では山形県鶴岡市から博多湾までの 22 ヶ所でしか発見されていない (岩崎, 2013)。現在、本州北部の日本海沿岸で分布を広げつつあるが (岩崎・福田, 2011 ; 岩崎, 2015), こういった日本海側での報告のほとんどは本種の発見記録だけであり、密度の報告は洞海湾しかなく (小濱ほか, 2001), 本州の日本海側では一例もない。

京都府沿岸には、久美浜湾、阿蘇海、由良川河口、舞鶴湾等、本種の定着が可能な汽水域がいくつもある。府下での本種の初発見は 1996 年由良川河口 (国土交通省河川環境データベース (URL は前述 2018.1 参照)) で、2011 年には阿蘇海 (倉持ほか, 2012) でも初めて発見されている。筆者が 2006 年に行った阿蘇海の調査では本種は発見されていなかったため、阿蘇海への侵入は 2007 年以降であったと思われる (岩崎, 2017)。2016 年の京都府海岸全域を対象とした外来海洋無脊椎動物調査では、本種が発見されたのは由良川河口の 1 ヶ所と阿蘇海の 3 ヶ所だけであった (岩崎, 2017)。ただし、両所での詳細な分布調査や密度・殻長組成等個体群構造に関わる調査はこれまで行われてこなかった。そこで、阿蘇海と由良川下流域にそれぞれ 15 ヶ所と 12 ヶ所の調査地点を設けて、2017 年 8 月に本種の詳細な分布調査を行った。本報告では各所での棲息の有無や密度等の結果を報告する。

調査方法

阿蘇海と、この水域に天橋立を隔てて隣接する宮津湾では2017年8月4～5日、由良川下流では2017年8月28～29日に調査を行った。阿蘇海では15ヶ所（A1～A15）、宮津湾では3ヶ

所（M1～M3）（Fig. 1, Table 1）、由良川下流域では左岸と右岸のそれぞれに5ヶ所（L1～L5, R1～R5）、河口外の若狭湾に面する由良浜（W1）と神崎浜（W2）に各1ヶ所の合計12ヶ所（Fig. 2, Table 2）に、調査場所を設定した。

水面直下から水深50cmまでの砂泥上にあった

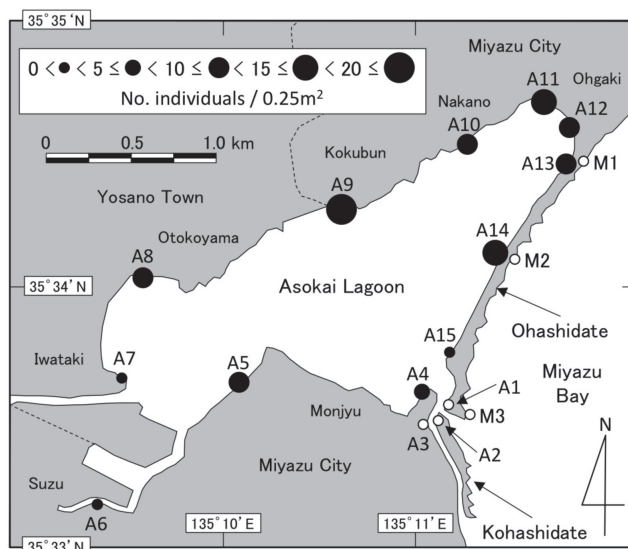


Fig. 1. Study sites and density (0.25m^2) of *Xenostrobus securis* in Asokai Lagoon and Miyazu Bay on 4-5 August 2017. Open circles indicate the sites where *X. securis* was not found. See Table 1 for the details of the study sites.

Table 1. Study sites, salinity, and density (mean, 0.25m^2) of *X. securis* in Asokai Lagoon and Miyazu Bay.

Area	Site no.	Site name	Latitude, Longitude	Salinity	Density
Asokai Lagoon	A1	Daitenkyo	35° 33'33", 135° 11'10"	30	-
	A2	Syohashidate	35° 33'31", 135° 11'08"	30	-
	A3	Shotenkyo	35° 33'30", 135° 11'04"	30	-
	A4	Monjyu	35° 33'35", 135° 11'04"	28	7.0
	A5	Suzu	35° 33'41", 135° 10'07"	26	11.0
	A6	Yoshizu	35° 33'09", 135° 09'20"	14	3.7
	A7	Iwataki	35° 33'40", 135° 09'27"	25	4.7
	A8	Otokoyama	35° 34'08", 135° 09'35"	24	12.0
	A9	Kokubun	35° 34'27", 135° 10'48"	27	20.0
	A10	Nakano	35° 34'47", 135° 11'26"	30	10.7
	A11	Ogaki west	35° 34'52", 135° 11'43"	30	16.3
	A12	Ogaki east	35° 34'46", 135° 11'51"	29	12.0
	A13	Ohashidate north	35° 34'36", 135° 11'51"	26	12.3
	A14	Ohashidate middle	35° 34'10", 135° 11'28"	26	16.0
	A15	Ohashidate south	35° 33'48", 135° 11'13"	24	1.7
Miyazu Bay	M1	Ohashidate north	35° 34'35", 135° 11'53"	39	-
	M2	Ohashidate middle	35° 34'11", 135° 11'32"	40	-
	M3	Ohashidate south	35° 33'31", 135° 11'16"	38	-

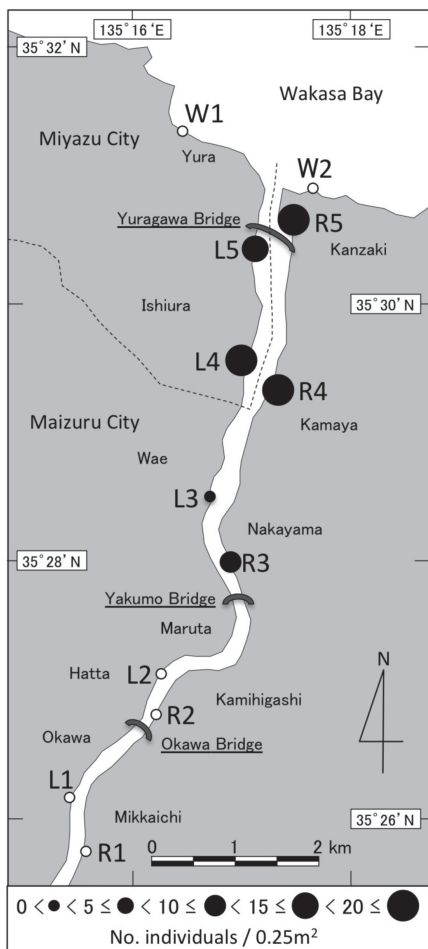


Fig. 2. Study sites and density (0.25m⁻²) of *Xenostrobus securis* in the lower reach of Yura River on 28-29 August 2017. Open circles indicate the sites where *X. securis* was not found. See Table 2 for the details of the study sites.

転石（由良川の L5, R4 地点の 2 ヶ所だけは石積み護岸）を対象として、各所で 50cm × 50cm の方形枠をランダムに 3 つ置き、その中のコウロエンカワヒバリガイをスクレーパーで剥離し採集した。塩分を海水濃度屈折計（S-mille, ATAGO Ltd.）で計測した。なお、両所に最も近い宮津市観測所での、調査日以前 1 週間の 1 日合計降水量は、7 月 30 日 6.0mm, 8 月 22 日 10.5mm, 8 月 26 日 11.0mm であり、両水域の塩分を大きく低下させるような降雨は調査日以前の 1 週間にはなかった（気象庁過去の気象データ検索京都府宮津, http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/view/daily_a1.php?prec_no=61&block_no=0589&year=2017&month=08&day=&view=p1 2018.1 参照）。

実験室内で足糸や殻に付着した砂泥や藻類等を除去したのち、殻長をノギスで 0.1mm の精度で測定した。その殻長の数値を用いて、FiSAT II (ver. 1.2.2) (Gayanilo et al., 2005) によって、阿蘇海、由良川それぞれの個体群についてコホートの分解を行ない、コホート毎の平均殻長と標準偏差を算出した。

結果

阿蘇海では 15 ヶ所の調査場所のうち 12 ヶ所で発見された (Fig. 1, Table 1)。0.25m² あたりの平

Table 2. Study sites, salinity, and density (mean, 0.25m⁻²) of *X. securis* in the lower reach of Yura River and Wakasa Bay (WB).

Area	Site no.	Site name	Latitude, Longitude	Salinity	Density
Yura River	L1	Okawa	35° 31'15", 135° 17'01"	2	-
	L2	Hatta	35° 26'28", 135° 15'28"	6	-
	L3	Wae	35° 27'13", 135° 16'09"	7	3.3
	L4	Ishiura	35° 28'40", 135° 16'41"	16	20.3
	L5	Yura	35° 29'40", 135° 17'03"	18	16.3
	R1	Mikkaichi	35° 30'57", 135° 17'47"	4	-
	R2	Kamihigashi	35° 26'11", 135° 15'34"	9	-
	R3	Nakayama	35° 27'08", 135° 16'12"	14	13.7
	R4	Kamaya	35° 28'11", 135° 16'55"	20	29.3
	R5	Kanzaki	35° 29'28", 135° 17'13"	15	22.7
WB	W1	Yura Beach	35° 31'27", 135° 16'24"	36	-
	W2	Kanzaki Beach	35° 30'42", 135° 17'26"	34	-

均密度が15を超えた3ヶ所(A9, A11, A14)はいずれも北東部にあり、北東部のそれ以外の3ヶ所(A10, A12, A13)でも10を超えていた。一方、南西部の4ヶ所(A5～A8)の密度はいずれも15以下であり、そのうちの2ヶ所、宮津市須津の宮川河口に位置するA6地点と野田川が流入する与謝野町岩滝のA7地点は5.0よりも低かった。宮津湾への開口部に近い宮津市文殊のA4地点は7.0、大橋立南部のA15地点は1.7だった。発見場所の塩分は14～30の範囲にあった(Table 1, Fig. 3)が、塩分と密度の間の相関関係は認められなかった。発見されなかった3ヶ所は、宮津湾の高塩分海水が流れ込む大橋立最南部(A1:大天橋付近)、小橋立最北部(A2)、小天橋南詰(A3)であり、塩分はいずれも30であった(Table 1)。大橋立の宮津湾側の3ヶ所(M1～M3、塩分38～40)でも発見できなかった。阿蘇海全体で採集された個体の殻長組成は、平均14.9(±5.5SD)mmの1つのコホートから成り立っていた(Fig. 4)。

由良川では、左岸・右岸ともに、河口から5km地点よりも上流に位置する4ヶ所(L1, L2, R1, R2)では発見できなかったが、それより下流から河口にかけての6ヶ所(L3～L5, R3～R5)の全てで発見された(Fig. 2, Table 2)。密度は、左岸・右岸ともに河口より2km上流付近の調査場所(L4, R4)が最も高かった。河口の外の東西両側にあり、若狭湾に面した由良浜(W1)と神崎浜(W2)では発見できなかった。塩分が10～20の範囲の5地点では全て本種が発見され、平均密度も10(0.25m⁻²)を超えていた(Fig. 3)。しかし、10を下回った5ヶ所と30を超えた2ヶ所では、L3地点(密度3.3)を除いて採集されなかった。由良川全体で採集された個体の殻長組成は、14.2(±6.1SD)mmと25.4(±7.2SD)mmを平均値とした2つのコホートで成り立っていた(Fig. 4)。

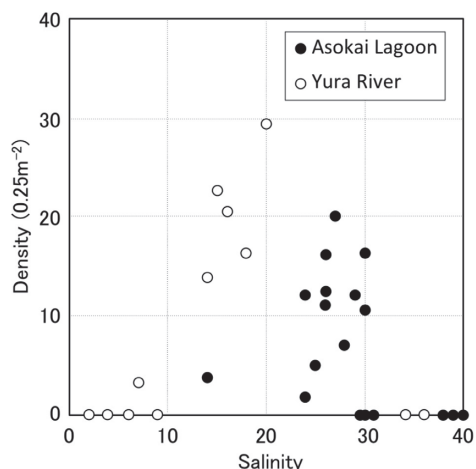


Fig. 3. Salinity and density (0.25m⁻²) of *Xenostorbus securis* at 18 sites in Asokai Lagoon and Miyazu Bay and 12 sites in Yura River and Wakasa Bay.

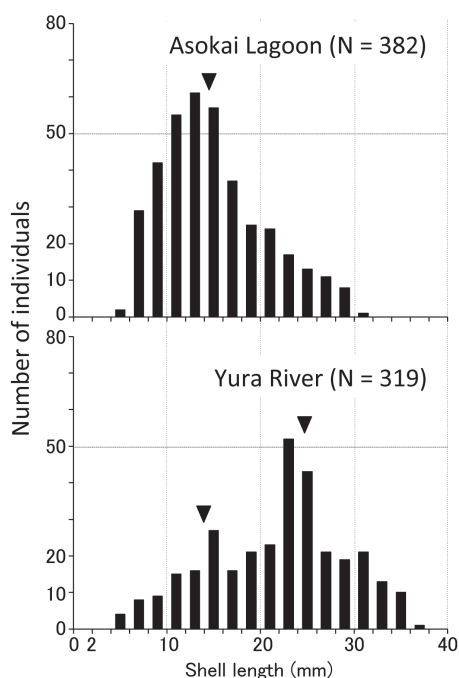


Fig. 4. Shell length histograms of *Xenostorbus securis* in Asokai Lagoon and Yura River. Triangles indicate the mean shell lengths of the cohorts which were detected by the method of Gayanilo et al. (2005).

考察

本種は、阿蘇海と由良川に既に定着して再生産を行っているものと思われる。その理由は、阿蘇海では2011年（倉持ほか，2012）と2016年（岩崎，2017）にも発見されており，今回の調査でも15ヶ所中12ヶ所で発見されていてそのほとんどは阿蘇海の外から本種を定期的に運んで来るような船舶が停泊する港ではないからである。由良川河口でも1996年，2001年，2006年，2011年（国土交通省河川環境データベース（URLは前述2018.1参照）），2016年（岩崎，2017）にも発見されており，2016年8月の調査でも今回とほぼ同様な平均殻長14.1mmと26.9mmの大小2つのコホートが確認され（岩崎，未発表），本種を定期的に運んでくるような船舶が停泊する港がこの水域の内外にはないからである。

本種の殻長20mm以上の個体の塩分耐性を室内で調べた木村ほか（1995）は，塩分0と3の水中ではほぼ全ての個体が10日間ずっと殻を閉じ続け，実験開始後7日目から死亡個体が発生し始めたが，塩分10，20，30ではほぼ全ての個体が10日間ずっと殻を開けて出入水管を伸長させており死亡個体は全く出現しなかったことを報告している。また，野外の分布調査では，塩分30を超える場所には本種が出現しない（洞海湾：小濱ほか，2001）か，ごく低密度となる（浜名湖：Abdel-Razek et al., 1993b）こと，本種が定着していると思われる日本海沿岸の水域の塩分は7～34であること（岩崎，2013）が示されている。本調査でも，阿蘇海と由良川河口での本種の生息の有無や密度には，塩分が影響していることが推察された。塩分10以下または30を超えるほとんどの地点で，本種の生息が確認できなかったからである（Fig. 3）。由良川では，塩分7の1ヶ所で低密度ながら発見されたが，上記のような過去の研究

例から考えれば，これが棲息限界に近い塩分環境であったと思われる。また，阿蘇海で発見されなかった3ヶ所（A1～A3）の塩分は30であったが，いずれも湾口に位置しており上げ潮の時には30を超える高塩分の海水が宮津湾から流入する場所であったことが，本種の不在と関係していたかもしれない。

塩分と本種の密度の関係については，年間を通して密度が最も高い場所の塩分変動は15～25の範囲内である事をAbdel-Razek et al. (1993a)が浜名湖で示している。本研究でも，由良川での密度は塩分15～20の範囲で高かった（Fig. 3）。ただし，阿蘇海での塩分濃度と密度との関係は明確ではなかった。Iwasaki & Yamamoto (2014)は，和歌山県の紀の川河口では，コイやボラによる捕食が本種の死亡要因の一つとして重要であることを示唆しており，捕食者の種類や量の場所差が，阿蘇海の中での密度の差をもたらしている可能性がある。

阿蘇海の個体群は平均殻長14.9mmの1つのコホートで構成されていたが，由良川では14.2mmと25.4mmの平均値を持つ2つのコホートから成り立っていた。これまでに本種の個体群動態の調査が行われた洞海湾（小濱ほか，2001），紀の川河口（Iwasaki & Yamamoto, 2014），浜名湖（Abdel-Razek et al., 1993b；Kimura & Sekiguchi, 2009）で示された生活史や月ごとの殻長組成の変化，成長速度を考慮すれば，阿蘇海のコホートと由良川の平均殻長14.2mmのコホートは前年（2016年）に加入した年級群であり，由良川の平均殻長25.4mmのコホートは前々年（2015年）に加入した年級群であることが推察される。また，今回の調査が行われた8月は，上記水域のいずれでも，前々年に加入して殻長20mm以上に達した年級群が夏の繁殖期を終えて死亡・脱落する時期にあたっている。よって，由良川では前々年に加入した年級群が生残していたが，阿蘇海ではそれに

相当する年級群が死亡・脱落して消失していたことが推察される。もしこの推察が正しければ、阿蘇海の調査時期である8月上旬よりも3週間以上遅い由良川で2015年加入の年級群が生残していたことになり、由良川個体群の成長速度や生活史のタイミングが阿蘇海の個体群のそれとは若干異なっているという可能性が示唆される。

本種が在来の固着生物を被覆して死滅させるほどに大発生した紀の川河口では、密度は 1m^2 あたり6000～14000個体(Iwasaki & Yamamoto, 2014)に達していた。今回の調査が行われた8月は、紀の川河口個体群でも前述のように約2年の寿命を終えた25mm以上の成員の死亡・脱落によって密度が減少していく時期であったが、前年生まれの年級群だけで $10000/\text{m}^2$ の密度を保つ場所も各所にあった(Iwasaki & Yamamoto, 2014)。浜名湖と洞海湾でも $10000/\text{m}^2$ を超える密度が記録されている(Abdel-Razek et al., 1993a; 小濱ほか, 2001; Kimura & Sekiguchi, 2009)。

しかし、今回の調査での阿蘇海の密度は $6.8 \sim 80.0/\text{m}^2$ ($1.7 \sim 20.0/0.25\text{m}^2$) (Table 1)、由良川では $13.2 \sim 117.2/\text{m}^2$ ($3.3 \sim 29.3/0.25\text{m}^2$) (Table 2)であり、全ての地点で、転石の底面や側面に1～10個体程度の塊が散在して付着しているだけの低密度であった。基質の全面を多数の二枚貝が占有してしまうイガイ床(mussel bed)が形成されている場所は、全く発見できなかった。シロスジフジツボ *Fistulobalanus albicostatus* やマガキ *Crassostrea gigas* 等の在来固着生物を被覆するような状態でもなく、在来種や在来生態系に大きな影響を与えるような状況ではなかった。2016年に阿蘇海で3ヶ所、由良川で1ヶ所の分布調査を行った(岩崎, 2017)時にも本種の密度は今回の調査と同じような状況であった(岩崎, 未発表)。本種の高密度化を阻害するような何らかの物理的・化学的・生物的環境が阿蘇海や由良川に

存在するのかもしれない。または、汽水域に侵入した外来ベントスの密度の年変動は大変に激しい場合が多いため(Hummel & Wijnhoven, 2013)、2016年と2017年はたまたま本種の密度が極めて低い状態にあっていたのかもしれない。あるいは、阿蘇海の場合、侵入後の経過年数が関係しているのかもしれない。汽水域の外来ベントスの密度の変化を侵入直後から長期的に追跡して明らかにした研究によれば、2種の外来種のいずれもが、侵入後10～15年経ってから爆発的な増殖・分布拡大・大きな密度変動を起こし、25年後以降は爆発的増加時期の最高密度の10～40%程度の密度状態が長く続いたことが知られている(Hummel & Wijnhoven, 2013)。本種の阿蘇海と由良川での初発見はそれぞれ2011年(倉持ほか, 2012)と1996年(国土交通省河川環境データベース, <http://mizukoku.nilim.go.jp/ksnkankyo/> 2018.1参照)であり、2016年と2017年はその初発見後それぞれ5～6年と20～21年にあたる。よって、阿蘇海の個体群の場合、侵入生物の個体群増殖期(Hummel & Wijnhoven, 2013)に至っていない可能性がある。そうであるとすれば、今後阿蘇海で本種が爆発的に増殖し、過去に報告があるように在来生物やシジミ漁等漁業に影響を与える可能性がある。本種が大発生した場合の被害を軽減させるためにも、以上の3つの仮説のうちのどれが適切であるかを検討するためにも、定期的なモニタリングを続ける必要があるだろう。

謝辞

この研究は京都府外来種実態調査に基づいて行われたものである。京都府環境部自然環境保全課には、調査の許可又は便宜をはかっていただいた。厚く御礼申し上げる。なお、日本学術振興会科学研究費補助金(No. 26340094)の援助も得た。

引用文献

- Abdel-Razek, F. A., K. Chiba, H. Kurokura, K. Okamoto & R. Hirano. 1993a. Distribution of *Limnoperna fortunei kikuchii* in Shonai Inlet, Lake Hamana. *Suisanzoshoku*, 41 : 89-95.
- , ——, ——, —— & —— . 1993b. Life history of *Limnoperna fortunei kikuchii* in Shonai Inlet, Lake Hamana. *Suisanzoshoku*, 41 : 97-104.
- Adarraga, I. & J. Martinez. 2012. First record of the invasive brackish water mytilid *Limnoperna securis* (Lamarck, 1819) in the Bay of Biscay. *Aquatic Invasions*, 7 : 171-180.
- Babarro, J. M. & M. J. Abad. 2013. Co-existence of two mytilids in a heterogeneous environment : mortality, growth and strength of shell and byssus attachment. *Marine Ecology Progress Series*, 476 : 115-128.
- Babarro, J. M. F. & L. A. Comeau. 2014. Byssus attachment strength of two mytilids in mono-specific and mixed-specific mussel beds. *Biofouling*, 30 : 975-985.
- Barbieri, M., F. Maltagliati, G. Di Giuseppe, P. Cossu, C. Lardicci & A. Castelli. 2011. New records of the pygmy mussel *Xenostrobus securis* (Bivalvia : Mytilidae) in brackish-water biotopes of the western Mediterranean provide evidence of its invasive potential. *Marine Biodiversity Records* 4, e48, doi:10.1017/S175526721100042X
- De Min, R. & E. Vio. 1997. Molluschi conchiferi del litorale sloveno. *Annals for Istrian and Mediterranean Studies (Koper, Annales 11, Serie historia naturalis)*, 4 : 241-258.
- Garci, M. E., J. E. Trigo, S. Pascual, A. F. Gonzalez, F. Rocha & A. Guerra. 2007. *Xenostrobus securis* (Lamarck, 1819) (Mollusca : Bivalvia) : first report of an introduced species in Galician waters. *Aquaculture International*, 15 : 19-24.
- Gayanilo Jr, F. C., P. Sparre & D. Pauly. 2005. *FAO-ICLARM stock Assessment Tools II, User's Guide*. FAO, Rome, 168pp.
- Gestoso, I., C. Olabarria & F. Arenas. 2012. The invasive mussel *Xenostrobus securis* along the Galician Rias Baixas (NW of Spain) : status of invasion. *Cahiers de Biologie Marine*, 53 : 391-396.
- Gestoso, I., F. Arenas & C. Olabarria. 2014. Biotic resistance and facilitation of a non-indigenous mussel vary with environmental context. *Marine Ecology Progress Series*, 506 : 163-173.
- Gofas, S. & A. Zenetos. 2003. Exotic molluscs in the Mediterranean Basin : current status and perspectives. *Oceanography and Marine Biology Annual Review*, 41 : 237-277.
- Hummel, H. & S. Wijnhoven. 2013. Long-term patterns in the establishment, expansion and decline of invading macrozoobenthic species in the brackish and marine waters of Southwest Netherlands. *Marine Ecology*, 35 (Suppl. 1) : 50-55.
- 飯島明子 (編). 2007. 第7回自然環境保全基礎調査浅海域生態系調査(干潟調査)業務報告書. 235pp. 環境省自然環境局生物多様性センター, 富士吉田.
- 岩崎敬二. 2005. 外来生物による日本の沿岸海域生態系への影響. *水環境学会誌*, 28 : 598 - 602.
- Iwasaki, K. 2006. Human-mediated introduction of marine organisms in Japan: a review. In "Assessment and Control of Biological Invasion Risks" (eds. Koike, F., Clout, M. N., Kawamichi, M., De Poorter, M. & Iwatsuki, K.), pp. 104-112. IUCN, Gland and SHOUKADOH Book Sellers, Tokyo.
- 岩崎敬二. 2007. 日本に移入された外来海洋生物と在来生態系や産業に対する被害について. 日

- 本水産学会誌, 73 : 1121 – 1124.
- . 2013. 外来二枚貝コウロエンカワヒバリガイの日本海沿岸での分布. 日本ベントス学会誌, 67 : 73 – 81.
- . 2015. 山形県酒田市で発見された外来二枚貝コウロエンカワヒバリガイ. ちりぼたん, 45 : 167 – 171.
- . 2017. 京都府海岸の外来海洋無脊椎固着動物. 地域自然史と保全, 39 : 83 – 98.
- ・福田 宏. 2011. 秋田県男鹿市で発見された外来二枚貝類コウロエンカワヒバリガイ (イガイ科) の死殻. Molluscan Diversity, 3:5 – 8.
- ・木村妙子・木下今日子・山口寿之・西川輝昭・西榮二郎・山西良平・林 育夫・大越健嗣・小菅丈治・鈴木孝男・逸見泰久・風呂田利夫・向井 宏. 2004. 日本における海産生物の人為的移入と分散 : 日本ベントス学会自然環境保全委員会によるアンケート調査の結果から. 日本ベントス学会誌, 59 : 22 – 44.
- Iwasaki, K. & H. Yamamoto. 2014. Recruitment and population structure of the non-indigenous brackish-water mytilid *Xenostrobus securis* (Lamarck, 1819) in the Kino River, Japan. Aquatic Invasions, 9 : 479-487.
- 川崎隆徳・川内一憲・田中幸枝・小鍛治優・木元久・藤井 豊. 2016. 2014 年あわらし市北潟湖で初のコウロエンカワヒバリガイ (*Xenostrobus securis*) の大発生. 福井大学医学部研究雑誌, 16 : 47 – 49.
- 木村妙子. 2001. コウロエンカワヒバリガイはどこから来たのか? その正体と移入経路. 「黒装束の侵入者」(日本付着生物学会編集), pp. 47 – 69. 恒星社厚生閣, 東京.
- ・角田 出・黒倉 寿. 1995. 淡水および汽水域に生息するイガイ科カワヒバリガイ属の塩分耐性と浸透圧調節. 日本海水学会誌, 49 : 148 – 152.
- ・大谷道夫. 2007. 大型輸送船に付着する底生動物の実態とその起源の探索. 海洋と生物, 170 : 221 – 230.
- Kimura, T. & H. Sekiguchi. 2009. Spatial and temporal patterns of abundance of the exotic mytilid *Xenostrobus securis* and the native mytilid *Musculista senhousia* in the Lake Hamana, Japan. Marine Biodiversity Records, 2 : e89.
- & ——. 2012. Comparison of early life history of native and exotic mytilids, *Musculista senhousia* and *Xenostrobus securis*, in the brackish Lake Hamana, Japan. VENUS, 70: 11-24.
- , M. Tabe & Y. Shikano. 1999. *Limnoperna fortunei kikuchii* Habe, 1981 (Bivalvia : Mytilidae) is a synonym of *Xenostrobus securis* (Lamarck, 1819) : introduction into Japan from Australia / New Zealand. VENUS, 58 : 101-117.
- 小濱 剛・門谷 茂・梶原葉子・山田真知子. 2001. ムラサキイガイおよびコウロエンカワヒバリガイの個体群動態と過栄養海域における環境との関係. 日本水産学会誌, 67 : 664 – 671.
- 倉持卓司・厚井晶子・長沼 毅. 2012. 京都府阿蘇海で採集されたコウロエンカワヒバリガイ (軟体動物門 : 二枚貝綱 : イガイ科). 南紀生物, 54 : 55 – 56.
- Lazzari, G. & E. Rinaldi. 1994. Alcune considerazioni sulla presenza di specie extra Mediterranee nelle lagune salmastre di Ravenna. Bollettino Malacologico, 30 : 195-202.
- Mizzan, L. 1999. Le species alloctone del macrozoobenthos della Laguna di Venezia : il punto della situazione. Bollettino del Museo di Storia Naturale di Venezia, 49 : 145-177.
- Morton, B. & K. F. Leung. 2015. Introduction of the alien *Xenostrobus securis* (Bivalvia : Mytilidae) into

- Hong Kong, China : interactions with and impacts upon native species and the earlier introduced *Mytilopsis salei* (Bivalvia : Dreissenidae). Marine Pollution Bulletin, 92 : 134-142.
- 大谷道夫. 2002. 日本における移入付着動物の出現状況, 最近の動向. Sessile Organisms, 19 : 69 - 92.
- . 2004. 日本の海洋移入生物とその移入過程について. 日本ベントス学会誌, 59 : 45 - 57.
- Pascual, S., A. Villalba, E. Abollo, M. Garci, A. F. Gonzalez, M. Nombela, D. Posada & A. Guerra. 2010. The mussel *Xenostrobus securis* : a well established alien invader in the Ria de Vigo (Spain, NE Atlantic). Biological Invasions, 12 : 201-210.
- Sabelli, B. & S. Speranza. 1994. Rinvenimento di *Xenostrobus* sp. (Bivalvia, Mytilidae) nella laguna di Venecia. Bolletino Malacologica, 29 : 311-318.
- 島根県水産技術センター. 2010. 平成 22 年度神西湖ヤマトシジミ資源量調査結果. 川っ湖通信, 5 : 1 - 3.
- 白藤淳一・佐藤慎一. 2003. 韓国慶尚南道泗川市・馬山市周辺における干潟底生生物群集. 「日韓共同干潟調査 2001 年度報告書」(日韓共同干潟調査団編集), pp. 20 - 25. 日韓共同干潟調査団, 福岡.
- Wilson, B. R. 1968. Survival and reproduction of the mussel *Xenostrobus securis* (Lam.) (Mollusca : Bivalvia : Mytilidae) in a Western Australian estuary. Part I. Salinity tolerance. Journal of Natural History, 2 : 307-328.
- . 1969. Survival and reproduction of the mussel *Xenostrobus securis* (Lam.) (Mollusca; Bivalvia; Mytilidae) in a western Australian estuary. Part II : Reproduction, growth and longevity. Journal of Natural History, 3 : 93-120.
- 山根恭道・三浦常廣. 2007. 神西湖におけるコウロエンカワヒバリガイの調査. 島根県水産技術センター年報, 平成 19 年度 : 76 - 81.
- 山西良平・有城喜信・金子寿衛男. 1985. 洞海湾からみつかったイガイダマシ. 南紀生物, 27 : 64.