

過去 22 年間の葛西海浜公園西なぎさ（東京都）における魚類相

小川 悠介¹⁾・宮崎 寧子¹⁾・市川 啓介¹⁾・河野 博²⁾・丸山 啓太³⁾ *

Ichthyofauna of an artificial tidal flat in Kasai Marine Park, located in the inner Tokyo Bay, over the past 22 years

Yusuke OGAWA¹⁾, Yasuko MIYAZAKI¹⁾, Keisuke ICHIKAWA¹⁾, Hiroshi KOHNO²⁾ and Keita MARUYAMA³⁾

Abstract: Nishi-nagisa in Kasai Marine Park, located in the inner Tokyo Bay, is an artificial tidal flat developed in 1988 in Edogawa-ku, Tokyo, Japan. The tidal flat consists of about 15 ha of tide-land and 23 ha of sea area, and faces south to Tokyo Bay. Annual samplings of fishes using a small seine net and physical environment surveys were carried out in the tidal flat from April 1999 to December 2020. A total of 299,609 individuals of over 70 species belonging to 35 families were collected. Marine fishes dominated in the number of species, and estuarine fishes dominated in the number of individuals for 22 years. Cluster analysis and NMDS showed that the community structure was divided into three groups (around 2000, mid to late 2000s, and after 2010), with correlated species in each group. Diversity index has shown a slight upward trend in recent years, with higher than other closed artificial tidal flats in the inner Tokyo Bay. The tidal flat provides suitable habitat for *Gymnogobius macrognathos* (endangered species). Our study suggests that the tidal flat is changing the ichthyofauna while being influenced by the species that occur in Tokyo Bay, providing habitat for a variety of fish species, including endangered species.

Keywords: artificial tideland, fish fauna, juvenile, endangered species

- 〒 134-8587 東京都江戸川区臨海町 6-2-3 公益財団法人東京動物園協会 葛西臨海水族園 Tokyo Sea Life Park, 6-2-3 Rinkai-cho, Edogawa-ku, Tokyo 134-8587, Japan
- 〒 130-0021 東京都墨田区緑 4-20-9 公益財団法人長尾自然環境財団 Nagao Natural Environment Foundation, 4-20-9 Midori, Sumida-ku, Tokyo 130-0021, Japan
- 〒 108-8477 東京都港区港南 4-5-7 国立大学法人東京海洋大学学術研究院海洋環境科学部門 Department of Ocean Sciences, Tokyo University of Marine Science and Technology (TUMSAT), 4-5-7 Konan, Minato-ku, Tokyo 108-8477, Japan

rine Science and Technology (TUMSAT), 4-5-7 Konan, Minato-ku, Tokyo 108-8477, Japan

*連絡先 (Corresponding author) 住所 : 〒 108-8477 東京都港区港南 4-5-7 国立大学法人東京海洋大学学術研究院海洋環境科学部門 Department of Ocean Sciences, Tokyo University of Marine Science and Technology (TUMSAT), 4-5-7 Konan, Minato-ku, Tokyo 108-8477, Japan

電話番号 : 080-6553-7373

アドレス : bokuwamoku@gmail.com

1. 背景と目的

東京湾は、日本列島の本州において、太平洋側の最も突き出た場所にある大きな内湾で、千葉県の房総半島と神奈川県の三浦半島に東西を囲まれ、最奥部で東京都に接する縦長の形状をもつ。厳密には房総半島の洲崎と三浦半島の剣崎を結んだ線より北の海域として定義されるが、便宜的に東京湾内湾（千葉県の富津岬と神奈川県の観音崎を結んだ線より北の海域）と東京湾外湾（その線より南の海域）に区別される（河野, 2011）。明治時代後期までは、東京湾内湾の沿岸域には連続的な干潟や浅場が存在しており、有用な漁場になっていた（国土交通省港湾局・環境省自然環境局, 2004）。しかし、1950年代に入ると内湾への汚染負荷が増え始めて水質問題が深刻化し、さらに1960年代より多くの干潟や浅場が埋め立てられることにより、魚介類の減少が見られるようになった（清水, 1990）。とくに埋め立てによる干潟と浅場の減少は著しく、戦前の干潟の総面積は136 km²とされていたが、1973年には10 km²にまで減少した（鎌谷, 1993）。このような状況の中で、1970年代より積極的に干潟や浅場を造成しようとする動きが見られるようになり（中瀬, 2008）、1997年における干潟の面積は16.4 km²と増加している（環境庁自然保護局, 1997）。その後も、2007年には12,000 m²の人工海浜、10,000 m²の人工干潟および46,000 m²の浅場を有する大森ふるさとの浜辺公園（東京都大田区）の開園や、2020年には港区の運河上に約400 m²の人工干潟が造成されるなど、干潟の面積は少しづつ増加している。

失われた干潟やそれに続く浅場などのごく浅い海域は、魚類にとって重要な成育・生息場として知られ、現在の東京湾内湾では多摩川河口の干潟や小櫃川河口の干潟など、数少ない干潟がその機能を担っている（加納ほか, 2000; HERMOSILLA *et al.*, 2012）。また、埋め立てによって造成された護岸に土砂が堆積するような形でできた半自然的な干潟における調査（那須ほか, 1996; 茂木ほか, 2009; 村瀬ほか, 2014）や、人工干潟における調査（桑原ほか, 2003; 山根ほか, 2004; 河野ほか,

2008; 村井ほか, 2016; 宮戸ほか, 2019; 丸山ほか, 2021; 中野ほか, 2023）も進み、自然干潟ではない干潟も魚類に重要な成育・生息場を提供している可能性が示されている。一方で、造成された干潟における調査は1年などの短期的なものが多い。東京都大田区の京浜島の干潟で魚類相を調査した茂木ほか（2009）は、人工物造成後の仔稚魚への影響を知るために1年といった短期間ではなく、長期間のモニタリングが必要であるとしている。長期的な調査としては、多摩川河口周辺の3つの干潟における6年間の調査（村瀬ほか, 2014）や、東京都大田区の大森ふるさとの浜辺公園内の人工干潟における5年間の調査（丸山ほか, 2021）が実施してきた。ただし、千葉県市川市の行徳鳥獣保護区内の干潟において、1990年代から2010年代までの魚類相を10年ごとに比較した中野ほか（2023）は、優占種や多様度が10年という期間で大きく変化し、より長期的な視野で人工干潟について考えていく必要性を明らかにしている。しかし、そういった長期的な調査から人工干潟を評価した事例は極めて少ない。

そこで本研究では、人工干潟である葛西海浜公園の「西なぎさ」において、1999年から2020年まで小型地曳網を用いた魚類相調査を行うことで、約20年間の魚類相の変遷を把握し、出現する魚種や多様度から人工干潟の長期的な評価を行った。また、それらの結果を東京湾内湾に位置する他の干潟と比較することで、葛西海浜公園「西なぎさ」の魚類相の特徴を明らかにした。

2. 調査地点の概要

調査は、東京湾の最奥に位置する東京都江戸川区の葛西海浜公園内の人工干潟「西なぎさ」で行った（Fig. 1のNishi-nagisa）。本公園は、「西なぎさ」と「東なぎさ（Fig. 1のHigashi-nagisa）」の2つのなぎさとその周囲の水域で構成される。「西なぎさ」は一般に公開され、水遊びなどができる憩いの場として利用されている。「東なぎさ」は、原則立ち入り禁止の自然保護区である。両なぎさは、隣接する葛西臨海公園とともに「葛西沖開発土地区画整理事業」において、埋め立て造成され

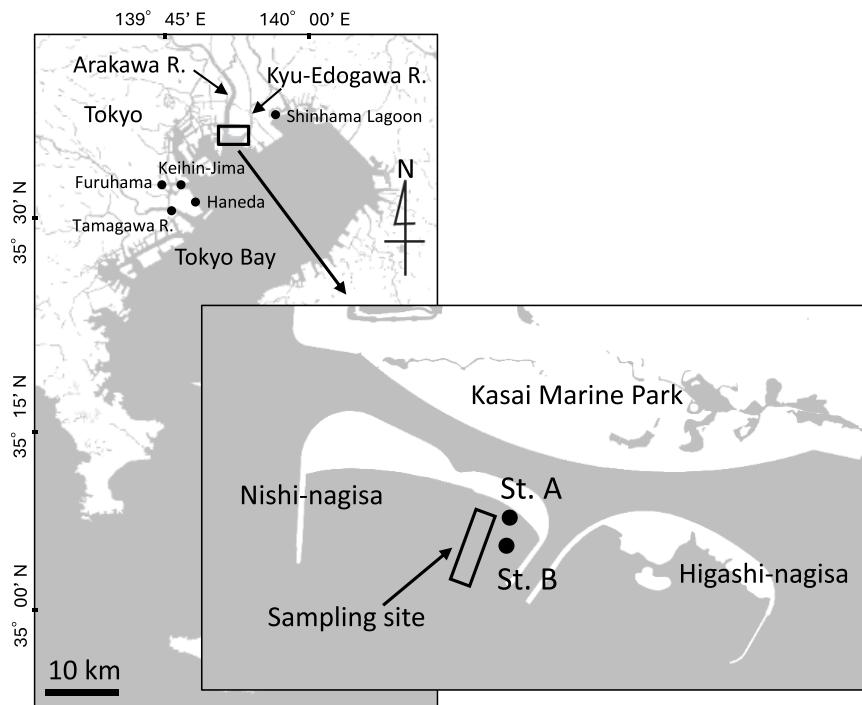


Fig. 1 Map showing the sampling site at Kasai Marine Park and 5 comparative sampling sites in Tokyo Bay. Sts. A and B indicate particle size ratios and median particle sizes of bottom sediment survey sites. The maps are taken from the Geospatial Map Vector published by the Geospatial Information Authority of Japan (<http://maps.gsi.go.jp/>).

た区画で、自然環境の回復やレクリエーションなどを目的に、埋め立てられた自然海岸の代替として計画された（岡、2021）。1972年から造成がはじまり、1978年には導流堤建設に着手、1983年には土砂投入に至り「東なぎさ」の造成は完了した。その後、「西なぎさ」は1988年に完成している。投入した砂泥は、「東なぎさ」は浚渫砂泥を用い、「西なぎさ」は親水公園であるので自然の山砂が用いられた。両なぎさともに、造成した干潟からの土砂流出を抑えるために、東西から中央に向かい逆U字型の導流堤が造成されている。両なぎさの干潟の建設時の面積は、「西なぎさ」は15,000 m²ほど（水域を含めると38,000 m²ほど）、「東なぎさ」は10,000 m²ほど（水域を含めると30,000 m²ほど）である。両なぎさや周辺海域では、造成後も適時浚渫などの順応的管理が行われている。

3. 材料と方法

3. 1 現地調査

採集は1999年4月から2020年12月の期間の偶数月に行った（ただし、2000年4月、2004年10月、2010年4月、2011年4月および2012年2月は調査を行っていない）。採集は小型地曳網（1999年4月から2010年3月の期間：袖網部の長さ450 cm、胴網部の長さ210 cm、袋網部の長さ150 cm、袋網部の目合18メッシュ1.2 mm；2010年4月から2020年12月の期間：袖網部の長さ380 cm、胴網部の長さ240 cm、袋網部の長さ140 cm、袋網部の目合24メッシュ: 0.8 mm）を用い、水深1 m付近を汀線に対して垂直に30 mを2回曳網した。この際、潮汐は考慮せず午前10:00～12:00に調査を行った。網口の幅は約5 mになるように曳網することで、一回の曳網で150 m²あ

たりの魚類を採集した。採集物は現場で直ちに 10 % ホルマリンで固定し、葛西臨海水族園へ持ち帰った。

調査地点の物理環境の年変動を把握することを目的として、設置型のロガー (U22 ウォーター テンプ プロ v2, HOBO U26 溶存酸素ロガー: Onset 社) を用いて、水温、塩分および溶存酸素量 (以下、DO) を測定した。測定期間は、2021 年 6 月 19 日から 2022 年 6 月 16 日までの約 1 年間とし、30 分間隔でデータを記録し、各日の日中 12:00 のデータを抽出した (ただし、2021 年 12 月 13 日は、午前中にロガーの整備を実施したため、午前 9:00 のデータを抽出した)。加えて、調査地点の粒度分布を把握することを目的として、底質の分析を行った。調査地点は、小型地曳網を曳網した地点から東に約 150 m の距離に定点を設けた (Fig. 1 の St. A と St. B)。なお、本調査地点は砂質の中にスポット的に泥質干潟が存在しているため、そのような底質の差を把握することを目的とし、粒度の粗い地点と細かい地点の 2 地点を選定した。調査日は 2021 年 6 月 9 日、9 月 6 日、11 月 4 日および 2022 年 3 月 3 日とし、シャベルを用いて直径 5.0 cm × 深さ 5.0 cm の底土を、各調査地点につき 2 か所で採泥した。採泥したサンプルは水族園に持ち帰った後に乾燥させ、粒度組成を 74 μm 以下、74~149 μm 、149~250 μm 、250~840 μm 、840 μm 以上の 5 つに区分し、中央粒径値を算出した。

3. 2 種の同定

採集した魚類は、一週間ほどホルマリンで固定した後に、種の同定および個体数の計数を行った。種の同定は、中坊 (編) (1993), 中坊 (編) (2000), 中坊 (編) (2013), 沖山 (編) (1988) および沖山 (編) (2014) に従った。科の配列と学名、和名は主に中坊 (編) (2013) に従った。また、これら採集された魚類は主に加納ほか (2000) および大森ほか (2018) に従い、生活史型を 6 つ [河口魚: 河口域もしくは河口域と海域の境界で産卵を行い、河口域で全生活史のほぼ全てを完結する種 (仔魚期に海域へ分散することもある), 海水魚: 海域で

産卵を行う種で、基本的には河川淡水域では成長しない, 遷河回遊魚: 産卵のために河川を遡り、淡水域で産卵を行う種, 降河回遊魚: 産卵のために河川を降り、海域で産卵を行う種, 両側回遊魚: 産卵を河川淡水域で行い、仔魚は流下して海域で少し成長した後に河川へ戻り、河川で成長・成熟する種, 淡水魚: 河川淡水域で産卵を行い、生活史を淡水域で完結させる種] に区分した。生活史の区分は、科もしくは属レベルまでしか同定できなかった個体については行っていない (ただし、ミミズハゼ属の一種は河口魚として扱った)。なお、2012 年 4 月以降に採集した魚類については、体長の測定を行った。2016 年 4 月以降のサンプルは、水族園にて 10 % ホルマリン液浸標本で収蔵している。

3. 3 群集解析

採集された魚類の群集組成について、年変動を明らかにするために、各年の各種の個体数に基づき類似度を求め、クラスター分析を行った。年間の類似度指数には Bray-Curtis 指数を、クラスター連結には群平均法を用い、類似度 25 以上でグループ分けを行った。また、認められたグループごとの指標種を明らかにするために、統計的な有意水準を 0.05 とし、指標種分析 (IndVal 法: DUFRENE and LEGENDRE, 1997) を行った。これらの解析には、統計解析ソフト R (R Development Core Team, 2025) を用い、クラスター分析では vegan パッケージの hclust 関数を、IndVal 法では labdsv パッケージの indval 関数を使用した。

その後、上記と同様の類似度指数を用いて非計量多次元尺度構成法 (non-metric multidimensional scaling, 以下 NMDS) 解析を行った。その際、得られた NMDS のストレス値が適切な範囲 [Stress < 0.2, (大垣, 1999)] であることを確認したうえで二次元平面状にプロットした。次に、出現種と年ごとの関係を視覚化するために NMDS の結果と各種の個体数との相関を調べ、有意に相関する種を NMDS 上にベクトルとして表示した (ベクター解析)。ベクター解析の統計的な有意水準は 0.05 としたが、視認性を考慮し、

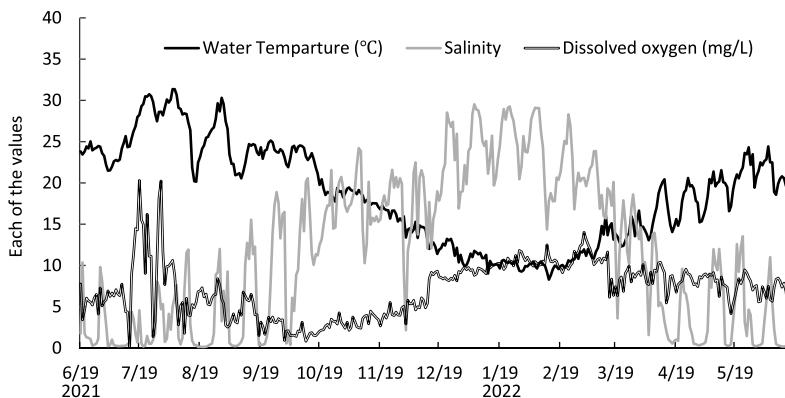


Fig. 2 Fixed intervals (1-day) changes of water temperature, salinity and dissolved oxygen (DO) at Kasai Marine Park in Tokyo Bay from June 19, 2021 to June 16, 2022.

有意水準 0.01 の種のみをベクトル表示した。ベクトルの長さは各調査地点の座標との相関の高さを表す。最後に、グループごとに群集組成が有意に異なるかを明らかにするために、有意水準 0.05 とし、pairwisePERMANOVA (PERmutational Multivariate ANalysis Of VAriance) を実施した。これらの解析には R を用い、NMDS は vegan パッケージの metaMDS 関数を、ベクター解析は vegan パッケージの envfit 関数を、pairwisePERMANOVA には pairwiseAdonis パッケージの pairwise.adonis 関数を使用した。

また、群集組成の比較を行うために、木元(1993)に従い年ごとの Shannon-Wiener の多様度 H' を求めた。多様度 H' については、東京湾内湾他地点の干潟と比較することを目的とし、2014 年から 2019 年の間の大森ふるさとの浜辺公園の人工干潟(丸山ほか, 2021)、2007 年と 2013 年の多摩川河口の自然干潟(村瀬ほか, 2014)、2007 年と 2013 年の埋め立て地である京浜島に土砂が自然に堆積してきた干潟(茂木ほか, 2009; 梅田・河野, 2017)、2007 年と 2013 年の羽田空港の北東の小規模な人工前浜干潟(村瀬ほか, 2014)および 2004 年と 2018 年の人工潟湖である新浜湖内の干潟(河野ほか, 2008; 中野ほか, 2023)の結果も算出した。ただし比較に用いたデータは、大森ふるさとの浜辺公園は各年の偶数月のデータを抽

出したが、他の干潟については毎月一度の通年の調査(計 12 回)の結果である。

4. 結果

4. 1 物理環境

水温は、季節に合った一般的な年変動を示した(Fig. 2)。7 月から 8 月にかけての水温は特に高く、2021 年 8 月 5 日と 8 月 6 日は最も高い 31.4°C を記録した。9 月以降の水温は徐々に下がっていき、2 月には 8.3°C まで低下した。塩分はおおむね春季から夏季に低く冬季に高くなる傾向を示したが、変動が大きかった。塩分の年間の平均 \pm SD は、11.7 \pm 9.2 であった。DO は、6 月から 8 月にかけては変動が大きく、9 月から 10 月にかけては年間の中でも低い値をとり、12 月から 3 月にかけては高い値であった。9 月や 10 月にかけての DO は、3.0 mg/L 以下まで低下することも確認された。DO の年間の平均 \pm SD は 7.1 \pm 3.3 mg/L であった。

底質は 2 定点で違いがみられ、年間を通して汀線に近い St. A の方が粗かった (Fig. 3)。高い割合を示した粒径階は、St. A では 150~249 μm (46.5~61.8%)、St. B では 75~149 μm (39.0~45.0%) と 150~249 μm (23.6~34.1%) であった。74 μm 以下の粒径の割合は、St. A では 2.0~3.0 % と低かったが、St. B では 13.0~29.0% であった。

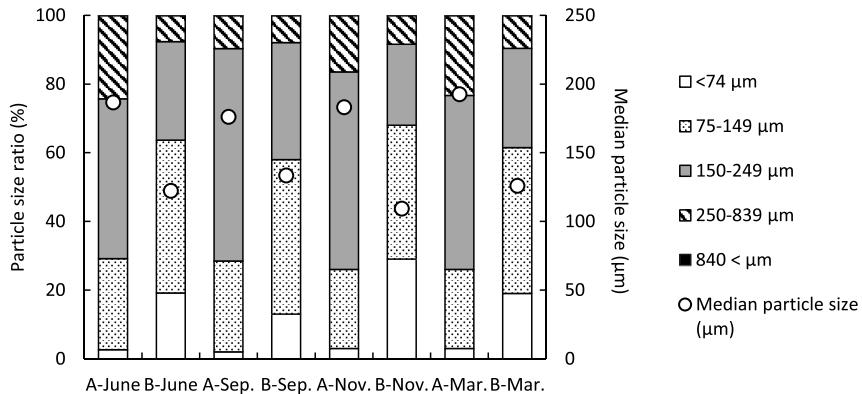


Fig. 3 Particle size ratios (bars) and median particle sizes (open circles) of bottom sediment at Kasai Marine Park in Tokyo Bay from 2021 to 2022.

840 μm 以上の粒径の割合は、両地点ともに 1.0% 以下であった。中央粒径値は、St. A で 176.1~192.5 μm 、St. B で 109.3~133.5 μm であった。

4. 2 採集された魚類の概要

採集された魚類は、合計で 35 科 58 属 70 種以上 299,609 個体であった (Table 1)。科別の割合ではハゼ科が最も多く、18 種 (採集された総種数の 25.6%) 241,576 個体 (採集された総個体数の 80.6%) であった。優占した上位 5 種は、マハゼ *Acanthogobius flavimanus* (採集された個体数は 70,980 個体で、総個体数の 23.7%)、エドハゼ *Gymnogobius macrognathos* (64,849 個体, 21.6%)、ビリンゴ *Gymnogobius breunigii* (34,669 個体, 11.6 %)、コノシロ *Konosirus punctatus* (32,136 個体, 10.7%)、スズキ *Lateolabrax japonicus* (9,169 個体, 3.1%) であり、これら 5 種で採集された総個体数の 70.7% を占めた。アカエイ *Dasyatis akajei* やカライワシ *Elops hawaiiensis* をはじめとした 35 種以上 (採集された総種数のうち 50 % 以上) は、全期間を通して採集個体数が 10 個体以下であった。

4. 3 種数と個体数の経年変化

過去約 20 年間における 1 年間の平均種数は 242 種であり、最も少ない年は 2006 年の 16 種、最も多い年は 2020 年の 36 種であった (Fig. 4)。

過去約 20 年間で特徴的な傾向は確認できなかったが、近年は少し種数が多い傾向であった。過去約 20 年間における 1 年間の平均個体数は 13,619 個体であり、最も少ない年は 2000 年の 863 個体、最も多い年は 2003 年の 47,579 個体であった (Fig. 4)。採集された個体数は年ごとに変動が大きかった。

4. 4 生活史型別の出現と割合の経年変化

生活史型別の種数では、全ての年で海水魚がもっとも多く、8~20 種であった (Fig. 5)。各年の総種数に対する海水魚の種数の割合は 47.7~69.6% であった (Fig. 6)。海水魚の次に多く出現した生活史型は河口魚であり、その種数は 5~10 種であった。各年の総種数に対する河口魚の種数の割合は 20.8~43.8% であった。両側回遊魚は毎年 1~3 種が出現し、総種数に対する割合は 4.0~11.5% であった。遡河回遊魚は 1 種が不定期に出現し、総種数に対する割合は 5.6% 以下であった。淡水魚は 5 か年のみ出現し、出現種数は各年 2 種以下で、総種数に対する割合は 9.5% 以下であった。

生活史型別の個体数では、22 年間のうち 17 か年において河口魚が最も多く採集された (Fig. 7)。2000 年、2002 年、2011 年および 2020 年の 4 か年は海水魚が最も多く採集され、1999 年の 1 か年のみ両側回遊魚が最も多く採集された。優占し

Table 1. Fishes collected at Kasai Marine Park in Tokyo Bay from April 1999 to December 2020

Family	Species	Individual numbers	%	SL (mm)	Year	Life-cycle category
Dasyatidae	<i>Dasyatis akajei</i>	2		106–121	'19	M
Elopidae	<i>Elops hawaiiensis</i>	7		35–138	'06, '11, '15, '18	M
Clupeidae	<i>Konosirus punctatus</i>	32136	10.7	7–83	'99–05, '07–20	M
	<i>Sardinella zunasi</i>	4882	1.6	8–80	'99–04, '06–20	M
Engraulidae	<i>Engraulis japonica</i>	34		49–61	'99, '01, '03, '05, '06, '08, '17, '19	M
Cyprinidae	<i>Candidia temminckii</i>	1		22	'14	F
	<i>Carassius</i> sp.	1		-	'05	F
	<i>Cyprinus carpio</i>	1		-	'05	F
	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	1		17	'18	F
	<i>Opsarichthys platypus</i>	1		-	'99	F
	<i>Opsarichthys uncirostris uncirostris</i>	1		61	'14	F
	<i>Tribolodon brandtii</i>	187	0.1	21–92	'00, '01, '07, '12–'14, '17–'20	An
	<i>Tribolodon</i> spp.	10		-	'99, '03, '06, '09, '10	-
Osmeridae	<i>Hypomesus nipponensis</i>	1		-	'99	An
Plecoglossidae	<i>Plecoglossus altivelis altivelis</i>	3381	1.1	7–66	'99–'20	Am
Salangidae	<i>Salangichthys ishikawai</i>	187	0.1	26–43	'99, '00, '02, '03, '07, '08, '10, '17–'20	M
Syngnathidae	<i>Syngnathus schlegelii</i>	6		40–72	'13–'17	M
	<i>Urocampus nanus</i>	1		45	'15	M
Mugilidae	<i>Chelon affinis</i>	1		-	'03	M
	<i>Chelon haematocheilus</i>	4		-	'00, '03, '05	M
	<i>Chelon</i> spp.	88		12–31	'00, '01, '03–'07, '10, '13, '16–'18, '20	M
	<i>Moolgarda perusii</i>	8		-	'99, '20	M
	<i>Mugil cephalus cephalus</i>	1564	0.5	20–94	'99–'09, '11, '13–'20	M
	<i>Mugilidae</i> spp.	6		-	'00, '01	M
Atherinidae	<i>Hypoatherina valenciennei</i>	65		8–23	'06, '07, '10, '13, '16, '17, '19	M
Poeciliidae	<i>Gambusia affinis</i>	1		30	'19	F
Hemiramphidae	<i>Hyporhamphus intermedius</i>	9		95–142	'14, '15, '19	M
	<i>Hyporhamphus sajori</i>	13		26–42	'19	M
	<i>Hyporhamphus</i> sp.	1		8	'19	M
Exocoetidae	<i>Exocoetidae</i> sp.	1		12	'13	M
Belonidae	<i>Strongylura anastomella</i>	2		103–174	'17	M
Sebastidae	<i>Sebastes pachycephalus pachycephalus</i>	3		6	'03, '14	M
	<i>Sebastes</i> sp.	2		-	'03	M
Platycephalidae	<i>Platycephalus</i> sp.2	364	0.1	6–134	'99, '00, '02–'04, '07–'20	M
Lateolabracidae	<i>Lateolabrax japonicus</i>	9169	3.1	11–134	'99–'20	M
Leiognathidae	<i>Nuchequula nuchalis</i>	1898	0.6	5–26	'19–'03, '05, '08, '10–'15, '17–'20	M
	<i>Leiognathidae</i> sp.	1		7	'18	M
Gerreidae	<i>Gerres equulus</i>	4		10–43	'13, '14	M
Haemulidae	<i>Plectorhinchus cinctus</i>	25		7–43	'99, '02, '08, '09, '11, '13–'15, '17, '19, '20	M
Sparidae	<i>Acanthopagrus latus</i>	23		13–20	'12, '16, '17, '19	M
	<i>Acanthopagrus schlegelii</i>	847	0.3	8–48	'00, '07, '09, '10, '13–'20	M
Sciaenidae	<i>Nibea mitsukurii</i>	6		6–17	'02, '11, '14, '20	M
	<i>Pennia argentata</i>	454	0.2	12–36	'07, '08, '10, '14, '15, '18	M
Sillaginidae	<i>Sillago japonica</i>	182	0.1	6–48	'00, '02, '04, '05, '07, '08, '10, '11, '13, '14, '16, '18	M
Teraponidae	<i>Rhyncopelates oxyrhynchus</i>	6		-	'99, '02	M
	<i>Terapon jarbua</i>	126		60	'99, '00, '03, '05, '07, '08, '13	M
Girellidae	<i>Girella punctata</i>	1		32	'18	M
Stichaeidae	<i>Stichaeidae</i> sp.	1		-	'08	M
Pholididae	<i>Pholis crassispina</i>	3		-	'08	M
	<i>Pholis nebulosa</i>	13		-	'99–'01, '09	M
	<i>Pholis</i> sp.	4		-	'03	M
Blenniidae	<i>Omobranchus elegans</i>	1		-	'03	M
	<i>Omobranchus punctatus</i>	4		20–63	'18, '19	M
	<i>Omobranchus</i> spp.	52		7–13	'99–'02, '04, '06, '07, '09, '14, '16, '18, '20	M
Callionymidae	<i>Repmucenus valenciennei</i>	2		25	'03, '14	M
Gobiidae	<i>Acanthogobius flavimanus</i>	70980	23.7	9–152	'99–'20	E
	<i>Acanthogobius lactipes</i>	4873	1.6	10–56	'99–'09, '11–'20	E
	<i>Acentrogobius</i> sp.2	1		23	'19	E
	<i>Chaenogobius gulosus</i>	1		-	'02	M
	<i>Eutaeniichthys gilli</i>	795	0.3	4–36	'01–'20	E

<i>Favonigobius gymnauchen</i>	804	0.3	8-57	'99-'20	M	
<i>Gymnogobius breunigii</i>	34669	11.6	7-48	'99-'20	E	
<i>Gymnogobius heptacanthus</i>	73		16-38	'01, '04-'08, '10, '14-'16, '18-'20	E	
<i>Gymnogobius macrognathos</i>	64849	21.6	9-40	'99-'20	E	
<i>Gymnogobius petschiliensis</i>	389	0.1	15-31	'13-'16, '18, '20	Am	
<i>Gymnogobius uchidai</i>	201	0.1	16-28	'06-'10, '12, '15-'17, '19, '20	E	
<i>Gymnogobius urotaenia</i>	116		15-28	'99, '01, '02, '04, '12-'14, '20	Am	
<i>Gymnogobius</i> spp.	5525	1.8	8-30	'03-'09, '11, '13-'17, '19, '20	-	
<i>Luciogobius</i> spp.	82		7-15	'03-'05, '07, '08, '11-'14, '16-'18, '20	E	
<i>Mugilogobius abei</i>	48		-	'99, '00, '02	E	
<i>Pseudogobius masago</i>	2		-	'99	E	
<i>Rhinogobius</i> spp.	4		-	'99	-	
<i>Tridentiger bifasciatus</i>	140		14-60	'02, '04, '09, '13, '14, '16-'20	E	
<i>Tridentiger obscurus</i>	3		15-27	'19	E	
<i>Tridentiger</i> spp.	7228	2.4	9-22	'99-'20	-	
<i>Gobiidae</i> spp.	50793	17.0	5-17	'03-'20	-	
Pleuronectidae	<i>Kareius bicoloratus</i>	186	0.1	10-61	'99, '00, '02, '04-'08, '12-'18	M
	<i>Pleuronectes yokohamae</i>	16		-	'03	M
	<i>Pleuronectidae</i> sp.	1		-	'09	-
Cynoglossidae	<i>Paraplagusia japonica</i>	6		-	'05, '07	M
Triacanthidae	<i>Triacanthus biaculeatus</i>	1789	0.6	3-38	'00-'02, '04, '07-'11, '13, '14, '16, '17, '20	M
Tetraodontidae	<i>Takifugu rubripes</i>	154	0.1	14-36	'14, '16, '17, '19	M
	<i>Takifugu niphobles</i>	22		13-41	'00, '02, '12, '18-'20	M
	<i>Tetraodontidae</i> spp.	65		4-19	'07, '09, '11, '13, '15, '18	-

Life-cycle categories: Am, amphidromous fishes; An, anadromous fishes; E, estuarine fishes; F, freshwater fishes; M, marine fishes

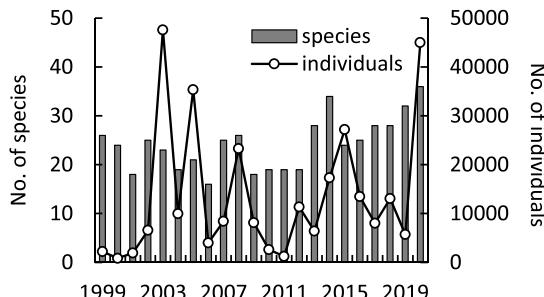


Fig. 4 Annual changes of the numbers of species (solid bars) and individuals (open circles) at Kaisai Marine Park in Tokyo Bay from 1999 to 2020.

た回数の多かった河口魚は、各年に 145~31,302 個体が採集され、各年に採集された総個体数のうち、19.7~96.3% を占めた (Fig. 8)。とくに、総個体数のうち河口魚が占める割合が 70% を超えた年は、合計で 16 か年であった。海水魚は、207~25,120 個体が採集され、総個体数に対する割合は 3.0~72.0% であった。両側回遊魚は年間 3~953 個体が出現し、総個体数に対する割合は 1.0% 以下~60.4% であった。遡河回遊魚は 100 個体以下である場合が多く、2014 年は 108 個体が採集され、総個体数に対する割合も各年で 1% 程度かそ

れ以下であった。淡水魚は 1~2 個体が出現する年が 5 か年のみ確認された。

4.5 群集解析と多様度

クラスター分析の結果では、類似度 25 で 3 つのグループ（グループ 1: 1999~2002 年, 2006 年, 2011 年; グループ 2: 2004, 2005, 2008, 2009, 2012 年; グループ 3: 2003, 2007, 2010, 2013~2020 年）に分けられ、おおまかに 2000 年前後、2000 年代半ばから後半、2010 年以降で魚類群集がまとまる傾向が認められた (Fig. 9)。それぞれのグループの指標種は、グループ 1 はアユ *Pleco-glossus altivelis altivelis* (IndVal = 0.72, p < 0.01), アベハゼ *Mugilogobius abei* (IndVal = 0.50, p < 0.05) およびギンポ *Pholis nebulosa* (IndVal = 0.41, p < 0.05), グループ 2 はマハゼ *Acanthogobius flavimanus* (IndVal = 0.92, p < 0.01), グループ 3 はコノシロ *Konosirus punctatus* (IndVal = 0.97, p < 0.01), クロダイ *Acanthopagrus schlegelii* (IndVal = 0.89, p < 0.01), エドハゼ *Gymnogobius macrognathos* (IndVal = 0.97, p < 0.01), シモフリシマハゼ *Tridentiger bifasciatus* (IndVal = 0.59, p < 0.05), スミウキゴリ *Gym-*

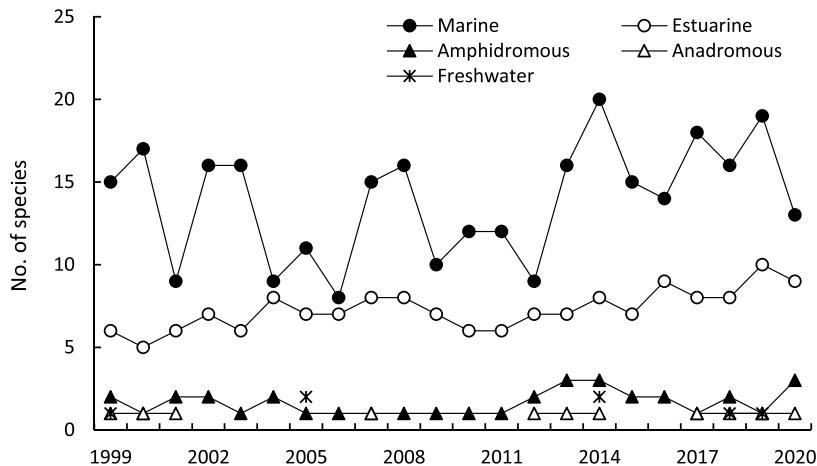


Fig. 5 Annual changes of the numbers of species by life-cycle categories at Kasai Marine Park in Tokyo Bay from 1999 to 2020.

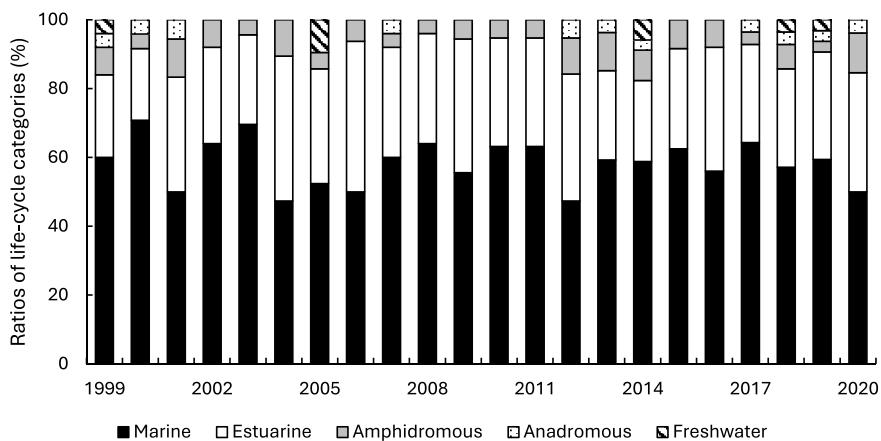


Fig. 6 Annual changes of ratio of numbers of species by life-cycle categories at Kasai Marine Park in Tokyo Bay from 1999 to 2020.

nogobius petschiliensis (IndVal = 0.55, $p < 0.05$) およびヨウジウオ *Syngnathus schlegeli* (IndVal = 0.45, $p < 0.05$) であった。

NMDS の結果では、3つのグループに属する各年は近い位置に配置された (Fig. 10)。ストレス値は 0.10 であった。ベクター解析の結果、有意に相関がある種として、グループ 1 にはアユ ($r^2 = 0.42$, $p < 0.01$), ナンヨウボラ *Moolgarda perusii* ($r^2 = 0.27$, $p = 0.01$), コトヒキ *Terapon jarbua* ($r^2 = 0.39$, $p < 0.01$) およびギンボウ ($r^2 = 0.46$, $p < 0.01$) が、グループ 2 にはマハゼ ($r^2 = 0.60$, $p < 0.01$) およびアシシロハゼ *Acanthogobius lacertipes* ($r^2 = 0.27$, $p < 0.05$) が、グループ 3 にはコノシロ ($r^2 = 0.33$, $p < 0.01$), クロダイ ($r^2 = 0.31$, $p < 0.01$), エドハゼ ($r^2 = 0.66$, $p < 0.01$), スミウキゴリ ($r^2 = 0.30$, $p < 0.05$) およびミミズハゼ属複数種 *Luciogobius* spp. ($r^2 = 0.42$, $p < 0.01$) が、グループ 2 と 3 の中間方向にはスズキ *Lateolabrax japonicus* ($r^2 = 0.30$, $p < 0.05$) とビルンゴ *Gymnogobius breunigii* ($r^2 = 0.35$, $p < 0.01$) が、各年ともに近い位置に配置された。

アユ ($r^2 = 0.42$, $p < 0.01$) が、マハゼ ($r^2 = 0.60$, $p < 0.01$) およびアシシロハゼ *Acanthogobius lacertipes* ($r^2 = 0.27$, $p < 0.05$) が、コノシロ ($r^2 = 0.33$, $p < 0.01$), エドハゼ ($r^2 = 0.66$, $p < 0.01$), スミウキゴリ ($r^2 = 0.30$, $p < 0.05$) およびミミズハゼ属複数種 *Luciogobius* spp. ($r^2 = 0.42$, $p < 0.01$) が、ビルンゴ *Gymnogobius breunigii* ($r^2 = 0.35$, $p < 0.01$) が、各年ともに近い位置に配置された。

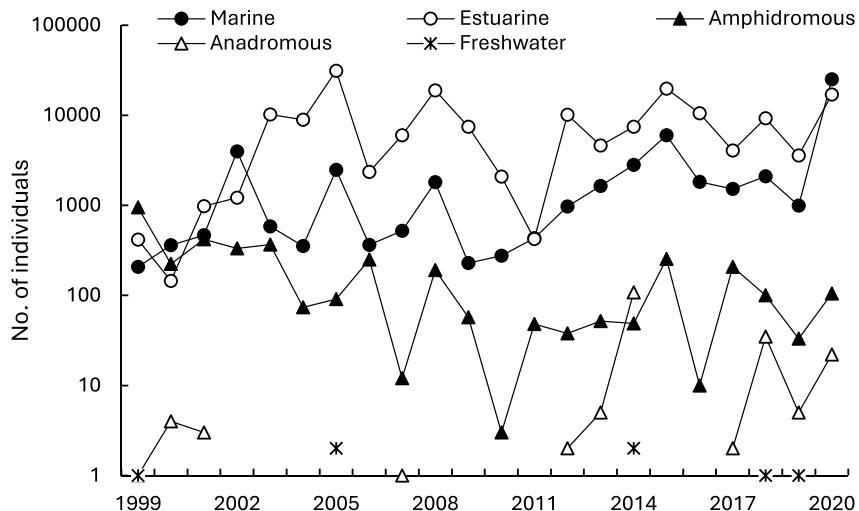


Fig. 7 Annual changes of the numbers of individuals by life-cycle categories at Kasai Marine Park in Tokyo Bay from 1999 to 2020.

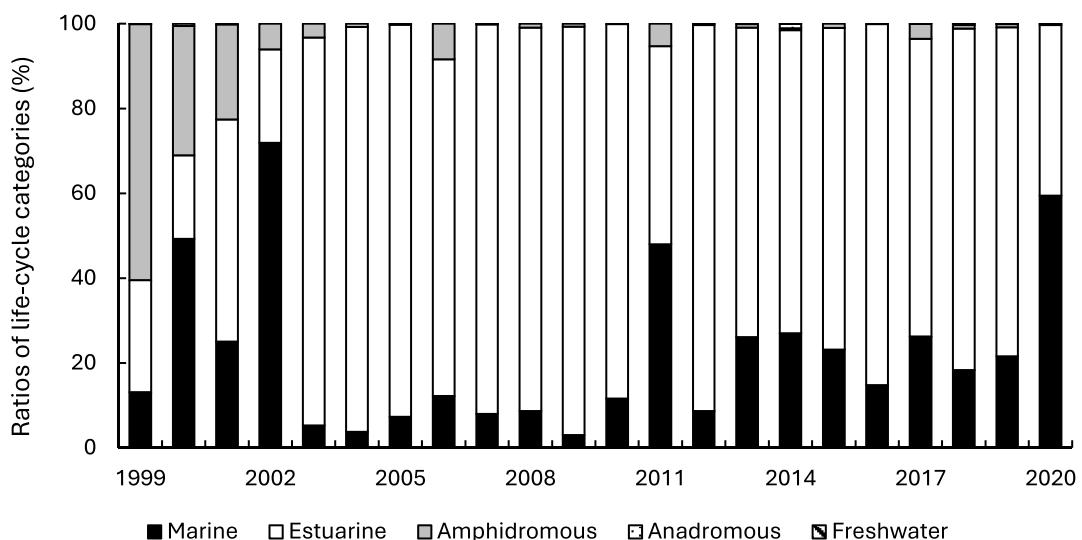


Fig. 8 Annual changes of ratio of numbers of individuals by life-cycle categories at Kasai Marine Park in Tokyo Bay from 1999 to 2020.

0.05) が表示された。pairwisePERMANOVA の結果、全てのグループ間において有意な差が確認された (グループ 1 とグループ 2: $r^2 = 0.48$, $p.value < 0.01$, $p.adjusted < 0.05$; グループ 1 とグループ 3: $r^2 = 0.32$, $p.value < 0.01$, $p.adjusted < 0.01$; グループ 2 とグループ 3: $r^2 = 0.36$,

$p.value < 0.01$, $p.adjusted < 0.01$)。

Shannon-Wiener の多様度 H は、2000 年前後は 1.5~2.3 程度と高く、2000 年代半ばから後半は 1.5 以下の値が多かったが、2010 年以降は 1.5 以上になることが多くなった (Fig. 11)。最も高い多様度 H は 2000 年の 2.3、最も低い多様度 H は

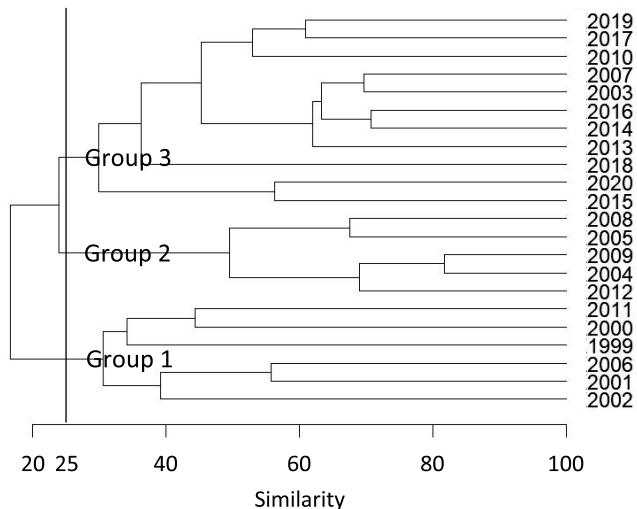


Fig. 9 Dendrogram of sampling years from the similarity index (Bray-Curtis index) based on number of individuals at Kasai Marine Park in Tokyo Bay from 1999 to 2020.

2012年の0.7であり、全期間における平均値は1.4であった。多様度 H が2.0を超えたのは1か年、1.5~2.0の間は8か年、1.0~1.5の間は10か年、1.0以下は3か年であった。大森ふるさとの浜辺公園の干潟の多様度は、0.9~1.6の間で変動した。多摩川河口干潟の値は、2007年が1.0であったが2013年は1.3と少し上昇した。京浜島と羽田の干潟の値も2007年から2013年にかけてそれぞれ1.7から2.0へ、2.2から2.4へ上昇した。新浜湖の干潟の値も2004年の1.3から2018年の1.6へあがった。

4. 6 優占した河口魚3種の体長組成

マハゼ *Acanthogobius flavimanus* は体長10.0~19.9 mmの個体が多く採集され、それより少し成長した個体も比較的多かった (Fig. 12)。体長が90.0 mmを超える大型のマハゼの割合は、1.3%であった。ビリンゴ *Gymnogobius breunigii* は体長15.0~19.9 mmの個体が多く、その前後の体長10.0~14.9 mmや、20.0~24.9 mmの個体も比較的多く採集された。また、体長5.0~9.9 mmの小型個体や、40.0~44.9 mmの大型個体も採集された。エドハゼ *Gymnogobius macrognathos* は

体長15.0~34.9 mmの個体が大きな偏りなく採集された。また、体長5.0~9.9 mmの小型個体や、40.0~44.9 mmの大型個体も採集された。

5. 考察

5. 1 過去22年間の葛西海浜公園「西なぎさ」の魚類相

本調査地点の水温やDOの年変動は東京湾内湾と同様の傾向、すなわち水温は夏季に上昇、冬季に降下、DOは冬季から春季に上昇、夏季から秋季に降下する傾向を示した (例えば、東京湾岸自治体環境保全会議、2022)。塩分は1以下から30近くまで大きく変動するという特徴を示し、この傾向は1980年代後半の造成当時より確認されている (木村ほか、2002)。これは、主に本調査地点の東西に位置する荒川と旧江戸川の河川流入水の影響であると考えられる。本研究の底質 (2021年度の調査) は中央粒径値が109.3~192.5 μm であったが、2000~2001年の調査では210 μm と報告されている (姜ほか、2002)。また、2011年12月の調査では、底質の粒径別の割合は63 μm が0.2~14.6%、63~200 μm が85.4~99.8%であったことから (橋本・中西、2014)、本調査地点は長期

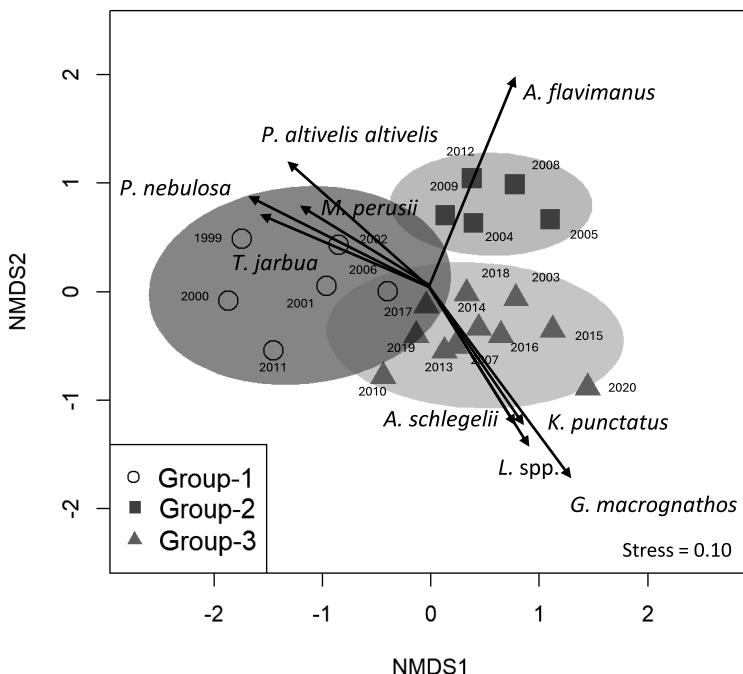


Fig. 10 NMDS (non-metric multidimensional scaling) of sampling years from the similarity index (Bray-Curtis index) based on number of individuals at Kasai Marine Park in Tokyo Bay from 1999 to 2020. The arrows indicate the direction of increase in the individuals of each species and the height of the correlation. (Stress = 0.10, *K. punctatus*: $r^2 = 0.33$, $p < 0.01$, *P. altivelis altivelis*: $r^2 = 0.42$, $p < 0.01$, *M. perusii*: $r^2 = 0.27$, $p = 0.01$, *A. schlegelii*: $r^2 = 0.31$, $p < 0.01$, *T. jarbua*: $r^2 = 0.39$, $p < 0.01$, *P. nebulosa*: $r^2 = 0.46$, $p < 0.01$, *A. flavimanus*: $r^2 = 0.60$, $p < 0.01$, *G. macrognathos*: $r^2 = 0.66$, $p < 0.01$, *L. spp.*: $r^2 = 0.42$, $p < 0.01$)

にわたって一定の砂泥質を維持していると判断できた。東京湾内湾の干潟域では、近年、魚類相の変化を促すカキ礁の発生が確認されているが（中野ほか, 2023），本調査地点ではそのようなことは認められず、過去約20年にわたり劇的な物理環境の変化は確認できなかった。本調査地点は適時養浜や浚渫が行われていることや（東京都港湾局, 2021），導流堤によって土砂の流出が抑えられていることで、ある程度安定した環境が続いていると考えられる。

本調査地点では、過去約20年間にわたり種数では海水魚が優占する傾向が続いていた。干潟域に出現する魚類の種数における海水魚の優占は、

東京湾内でもよく確認されている（HELMOSILLA *et al.*, 2012；村瀬ほか, 2014）。個体数に関しては、22か年の調査のうち、17か年で河口魚（全てハゼ科）が優占し、4か年で海水魚が、1か年で両側回遊魚が優占した。干潟域の仔稚魚群集におけるハゼ科魚類の優占は、東京湾に加え（加納ほか, 2000；河野ほか, 2008；村瀬ほか, 2014），国内外の内湾や河口域で共通して確認でき（NEIRA *et al.*, 1992；FRANÇA *et al.*, 2009；YOKOO *et al.*, 2012），そのような特徴を本調査地点も長年維持していることが明らかになった。

クラスター分析とNMDSの結果からは、魚類群集が2000年前後（グループ1），2000年代半ば

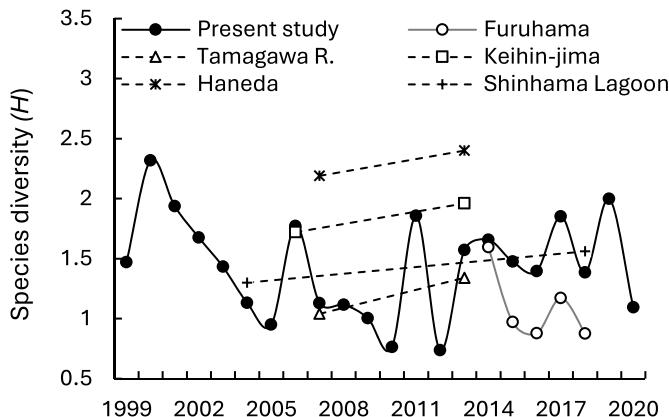


Fig. 11 Shannon-Wiener's index of species diversity H' for fishes collected at each sampling site in Tokyo Bay, shown by sampling years.

から後半(グループ2)および2010年以降(グループ3)の大きく3グループに分かれることが明らかになった。2010年以降のグループ3では、コノシロ *Kynosirus punctatus*、クロダイ *Acanthopagrus schlegelii* およびエドハゼ *Gymnogobius macrognathos* などと相関が高かった。このうち、コノシロやクロダイは近年東京湾で増加が指摘されている種である。コノシロは1980年代には、東京湾の最奥部に位置する新浜湖で成魚が集まり産卵が行われていた記録があるが、その後2011年ごろまではそのような大規模な産卵は認められていなかった(河野・今井, 2006)。2000年代以降、コノシロの主な産卵場は東京湾の湾口部付近とされていたが(KONG *et al.*, 2004)、近年は成魚が湾奥部の沿岸域で採集されていることに加え(澤井ほか, 2022)、荒川河口沖などの表層域で卵や仔魚が多数見つかり、湾奥で産卵している可能性が示唆されている(ANGMALISANG *et al.*, 2020; 丸山ほか, 2024)。またクロダイについても、近年は海水温の上昇により冬季においても活発に活動でき、2010年以降生息数を増やしているとされ、ノリの食害などが問題視されている(国土交通省国土技術政策総合研究所, 2023)。エドハゼは、マハゼ *Acanthogobius flavimanus* やビリンゴ *Gymnogobius breunigii*とともに2000年代前半から本

調査地点で優占することが確認されている(桑原ほか, 2003; 山根ほか, 2004)。ビリンゴについては、グループ3によったベクトルを示したが、マハゼは2000年代のグループ2と高い相関を示した。これらのハゼ科河口魚3種については、生息場の重複から競合が起き、その個体数を経年に変化させ、群集構造に影響を与えていくことが予想される。今後は、この3種の出現様式や食性についても理解を深める必要がある。

2000年前後のグループ1では、アユ *Plecoglossus altivelis altivelis* やナンヨウボラ *Moolgarda perusii* が指標種であった。アユについては2010年以降でも、多摩川河口周辺(村瀬ほか, 2014)やお台場海浜公園(東京都環境局, 2023a)などで一定量が採捕されている。また、多摩川における遡上数は、2000年代はほぼ横ばいであったが、その後は増加傾向であることから(東京都島しょ農林水産総合センター, 2023)、本研究の結果は東京湾内湾の資源量の変動と必ずしも一致しない。アユは河川で孵化した後に仔魚が海域に流下するが、その後成長し遊泳力を獲得すると、上げ潮に乗って干潟に来遊することが知られている(東, 2005; KANOU *et al.*, 2005; 丸山・河野, 2020)。本研究では潮汐を考慮せずに採集を行っているため、アユについては潮汐に合わせたサンプリング

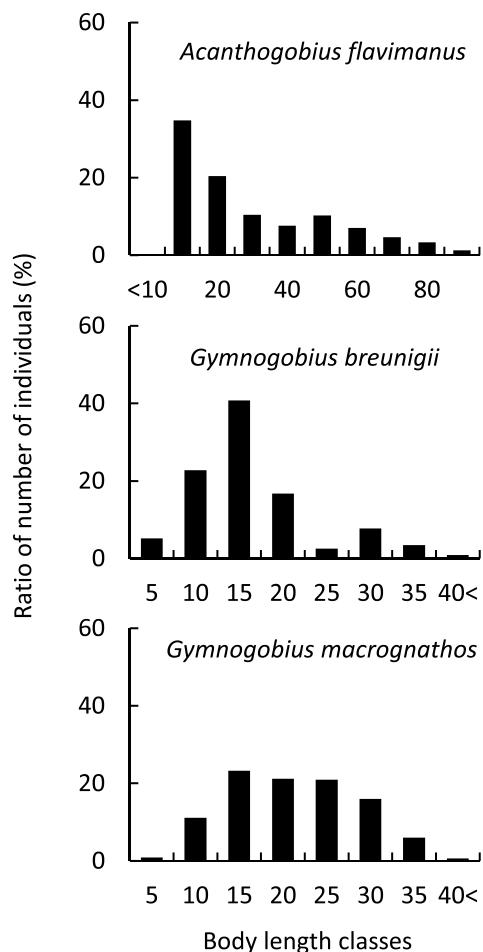


Fig. 12 Body length classes of 3 dominant estuarine species (*A. flavimanus*, *G. breunigii*, *G. macrognathos*) at Kasai Marine Park in Tokyo Bay from 1999 to 2020.

を行うことで、人工干潟の重要度を詳細に明らかにできると考えている。ナンヨウボラは東京都の調査によると、1988~2001年まではほぼ毎年確認されていたが（東京都環境局, 2023a），その後全く確認されなくなった魚種である。このことについては2006年に京浜島で調査を行った茂木ほか（2009）も「メナダとナンヨウボラは、逆に近年になって記録がほとんどなくなった種で、本研究でも採集されなかった」と触れている。採集されなくなった理由は定かではないが、ナンヨウボラの

成魚は南方種（中坊, 2013）であることから、東京湾に定住している可能性は低い。

多様度の経年変化は、近年にかけて若干の上昇傾向を示した。比較を行った東京湾内湾の他の干潟でも、2000年代から2010年代にかけて多様度の上昇が認められた。多様度の上昇については様々な要因が複合的に関係していると考えられるが、例えば東京湾内湾のCOD（Chemical Oxygen Demand: 化学的酸素要求量）の値は1999年から2020年にかけて横ばいの傾向が続いている（河野, 2022），水質の改善が多様度の上昇に直接影響している可能性は低いと判断できる。澤井ほか（2022）は、東京湾内湾に位置する人工干潟（新浜湖）において、1970年代と2010年代で小型定置網を用いて採集された魚種の比較を行い、近年では様々な暖海域の魚類が東京湾内湾に出現し、その影響が干潟域にも出ていると報告している。この報告では東京湾内の水温上昇によって出現する魚種が変化していると結論付けられており、例えば本研究でも2014年以降は連続的に暖海性のトラフグ *Takifugu rubripes* が採集されている。このように出現する魚類の増加は、少なからず多様度に影響を与えている可能性がある。

また、本調査地点の多様度は、人工干潟である大森ふるさとの浜辺公園の干潟や新浜湖の干潟と同等かそれ以上の値であった。上記の2つの干潟は、運河域の奥や潟湖内に位置しており、閉鎖的な干潟である。本調査地点は東京湾に向かい開放的な立地をしていることから、様々な魚類が自由に来遊することができ、多様度が高くなった可能性がある。記録された種数については、調査期間の長さによる累積があるものの、本研究が35科58属70種以上であったことに対し、大森ふるさとの浜辺公園では2014年から2019年の5年間で19科31属40種類（丸山ほか, 2021），新浜湖では3か年（1999年4月から2000年3月, 2004年4月から2005年3月, 2018年4月から2019年3月）で20科34属48種類以上（加納ほか, 2000；河野ほか, 2008；中野ほか, 2023），羽田、京浜島および多摩川河口の3地点では、2007年～2012年の5年間で合わせて29科46属56種（村瀬ほか

か, 2014) である。

5. 2 優占するハゼ科魚類

本調査地点では約 20 年間, ハゼ科の河口魚が優占して出現していた。ハゼ科河口魚は 13 種が出現したが, その中でもマハゼ *Acanthogobius flavimanus*, ビリンゴ *Gymnogobius breunigii* およびエドハゼ *Gymnogobius macrognathos* の個体数は多く, これら 3 種で河口魚の総個体数のうち 96.5% を占めた。また, これらの 3 種は仔魚～成魚が本研究で出現していることから, 生活史を通して本調査地点を利用していることが明らかになった。干潟域においてマハゼやビリンゴが優占して出現し, 生活史を通して利用している事例は, 1990 年代から現在まで, 多摩川河口周辺の自然干潟や人工干潟, お台場海浜公園, 荒川河口干潟, 小櫃川河口干潟など様々な干潟で確認されており (加納ほか, 2000; HERMOSILLA *et al.*, 2012; 村瀬ほか, 2014; 村井ほか, 2016; 東京都環境局, 2023a), 東京湾内湾の干潟がもつ魚類群集の特徴である。一方で, エドハゼが最も優占して出現する例は近年では珍しく, 1990 年代後半から 2000 年代前半に, 多摩川河口干潟や千葉県市川市に位置する人工潟湖 (新潟湖) 内の干潟で確認された程度であり (加納ほか, 2000; 河野ほか, 2008), そのうち新潟湖では 2018 年から 2019 年の調査では採集個体数が激減している。エドハゼは, 河口付近の砂泥質の干潟域を生息場として選択するが (河野, 2011), 河川の開発や干潟の埋め立ての影響を受け, 環境省のレッドリストでは絶滅危惧 II 類 (VU) に, 東京都レッドデータブックでは準絶滅危惧 (NT) に分類されている (環境省自然環境局, 2020; 東京都環境局, 2023b)。産卵場は干潟に生息するニホンスナモグリ *Neotrypaea japonica* などの十脚類の巣穴であることから (HENMI *et al.*, 2018), そのような十脚類とエドハゼの両種が生息できるような良好な干潟を保護・保全することが重要視される。実際にエドハゼが産卵に用いた十脚類の巣穴の底質は, 粒径 < 62.5 μm 以下の割合は 7.19%, 中央粒径値は 211 μm であった (KOYAMA *et al.*, 2017; HENMI *et al.*, 2018)。本調

査地点の底質は, 粒径 74 μm 以下の割合は 2.0~29.0%, 中央粒径値は 109.3~192.5 μm であり, 実際に産卵場として選択される底質環境に比較的近い。したがって, 本調査地点の砂泥質環境は, エドハゼの成育や産卵に好適である可能性が高く, 生息場のみならず, 産卵場を提供できている可能性が高い。マハゼやビリンゴに加え, エドハゼに好適な産卵・成育場を長期にわたり提供できていることは本調査地点の特徴であり, 人工干潟の可能性を示す一例として評価することができると考えられる。

謝辞

本研究の遂行にあたり, 2008 年までの調査結果をまとめ, 当時の調査方法について情報提供をいただいた池田正人氏をはじめ, 長年調査に携わってきた葛西臨海水族園の地曳網調査歴代担当者の皆様に, 感謝いたします。

引用文献

ANGMALISANG, D. E., H. IMAI and H. KOHNO (2020): Habitat shifts of larval and juvenile Konosiro gizzard shad, *Konosirus punctatus*, in relation to the functional development in Tokyo Bay, central Japan. *Journal of the Tokyo University of Marine Science and Technology*, **16**, 39–52.

東健作 (2005): アユの海洋生活期における分布生態. 高知大学海洋生物教育研究センター研究報告, **23**, 59–112.

DUFRENE, M. and P. LEGENDRE (1997): Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, **67**, 345–366.

FRANÇA, S., M. J. COSTA and H. N. CABRAL (2009): Assessing habitat specific fish assemblages in estuaries along the Portuguese coast. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **83**, 1–12.

橋本慎治, 中西悠 (2014): 葛西海浜公園西なぎさにおけるカワゴカイ属およびイトゴカイ科の分布と底質との関係. *帝京科学大学紀要*, **10**, 153–158.

HENMI, Y., K. EGUCHI, R. INUI, J. NAKAJIMA, N. ONIKURA and G. ITANI (2018): Field survey and resin casting of *Gymnogobius macrognathos* spaw-

ing nests in the Tatara River, Fukuoka Prefecture, Japan. *Ichthyol. Res.*, **65**, 168–171.

HERMOSILLA, J.J., Y. TAMURA, M. MOTEKI and H. KOHNO (2012): Distribution and community structure of fish in Obitsu-gawa River Estuary of inner Tokyo Bay, central Japan. *AACL Bioflux*, **5** (4), 197–222.

鎌谷明善 (1993): 海岸線の変貌. 東京湾 – 100 年の環境変遷 (小倉紀雄編), 恒星社厚生閣, 東京, p. 20–27.

姜閏求, 高橋重雄, 黒田豊和, 奥平敦彦 (2002): 前浜干潟の地形・地盤の特徴と干潟のタイプ分け – 人工干潟の耐波安定性に関する研究 –, 海洋開発論集, **18**, 13–18.

環境庁自然保護局 (1997): 日本の干潟, 藻場, サンゴ礁の現状. 海中公園センター, 東京, 291 pp.

環境省自然環境局 (2020): 環境省レッドリスト 2020 の公表について. URL: <https://www.env.go.jp/policy/107905.html> (2025-1-20 参照)

加納光樹, 小池哲, 河野博 (2000): 東京湾内湾の干潟域の魚類相と多様性. 魚類学雑誌, **47**, 115–129.

KANOU, K., M. SANO and H. KOHNO (2005): Larval and juvenile fishes occurring with flood tides on an intertidal mudflat in the Tama River estuary, central Japan. *Ichthyol. Res.*, **52**, 158–164.

木元新作 (1993): 集団生物学概説. 共立出版, 東京, 188 pp.

木村賢史, 西村修, 太田祐司, 三嶋義人, 柴田規夫, 稲森悠平, 須藤隆一 (2002): 人工海浜造成後の魚類, 鳥類, 水辺植生の遷移に関する研究. 土木学会論文, **720**, 15–25.

国土交通省港湾局・環境省自然環境局 (2004): 干潟ネットワークの再生に向けて. 国立印刷局, 119 pp.

国土交通省国土技術政策総合研究所 (2023): 第 22 回 東京湾シンポジウム報告書. URL: https://www.ysk.nilim.go.jp/kakubu/engan/kaiyou/kenkyu/tokyo230413/01.tokyo22th_report.pdf (2024-1-20 参照)

KONG, L., M. KAWASAKI, K. KURODA, H. KOHNO and K. FUJITA (2004): Spawning characteristics of the konoshoiro gizzard shad in Tokyo and Sagami Bays, central Japan. *Fish. Sci.*, **70**, 116–122.

河野博 (2011): 東京湾の魚類. 平凡社, 東京, 374 pp.

河野博 (2022): 江戸前の海の物語. 原書房, 東京, 288 pp.

河野博, 今井仁 (2006): 第 4 章 東京湾の魚のおもしろ生活史 1 江戸前ずしの代表. 東京湾魚の自然誌 (河野博監修), 凡社, 東京, 132–140.

河野博, 横尾俊博, 茂木正人, 加納光樹 (2008): 東京湾岸に位置する人工潟湖 (新浜湖) の魚類相. 日本生物地理学会会報, **63**, 133–142.

KOYAMA A., R. INUI, K. UMEMURA, M. WAKABAYASHI, K. KANNO and NORIO ONIKURA (2017): The first record of the spawning nest of *Gymnogobius cylindricus* and *Gymnogobius macrognathos*. *Ichthyol. Res.*, **64**, 261–263.

桑原悠字, 土田奈々, 元山崇, 河野博, 加納光樹, 島田裕至, 三森亮介 (2003): 葛西人工渚 (東京湾奥部) の魚類相. *La mer*, **41**, 28–36.

丸山啓太, 河野博 (2020): 東京湾奥部の運河域に造成された人工海浜 (大森ふるさとの浜辺公園) におけるアユ仔稚魚の出現. *La mer*, **58**, 51–57.

丸山啓太, 河野博, 竹山佳奈, 中瀬浩太 (2021): 東京湾内湾に造成された砂浜海岸と泥質干潟の魚類相と多様性. 東京海洋大学研究報告, **17**, 1–17.

丸山啓太, 森竜也, 中島俊平, 片野俊也, 河野博 (2024): 東京湾内湾の表層域における仔稚魚相 – コノシロとカタクチイワシの産卵の可能性 –. 東京海洋大学研究報告, **20**, 27–36.

茂木正人, 安田健吾, 山本佳子, 横尾俊博, 河野博, 諸星一信, 鈴木信昭, 松坂省一, 有路隆一 (2009): 東京湾京浜島の魚類相の季節変化と長期モニタリングの必要性. *La mer*, **46**, 123–134.

村井俊太, 村瀬敦宣, 河野博, 竹山佳奈, 中瀬浩太, 岩上貴弘 (2016): 東京湾の湾奥に再生された干潟と人工海浜 (大森ふるさとの浜辺公園) の魚類相. *La mer*, **54**, 11–27.

村瀬敦宣, 角張ちひろ, 加瀬喜弘, 齊藤有希, 河野博 (2014): 羽田空港滑走路の建設は多摩川河口干潟域を利用する魚類にどのように影響するか? 日本生物地理学会会報, **69**, 57–75.

中坊徹次 (1993): 日本産魚類検索 全種の同定. 東海大学出版会, 神奈川県秦野市.

中坊徹次 (2000): 日本産魚類検索 全種の同定 第二版. 東海大学出版会, 神奈川県秦野市.

中坊徹次 (2013): 日本産魚類検索 全種の同定 第三版. 東海大学出版会, 神奈川県秦野市.

中野航平, 丸山啓太, 澤井伶, 風呂田利夫, 野長瀬雅樹, 河野博 (2023): 東京湾内湾に位置する人工

潟湖（新浜湖）の仔稚魚相とその変遷. 東京海洋大学研究報告, 19, 1-14.

中瀬浩太 (2008): 人工干潟の施工およびモニタリング. 建設の施工企画, 8, 42-47.

那須賢二, 甲原道子, 渋川浩一, 河野博 (1996): 東京湾奥部京浜島の干潟に出現する魚類. 東京水産大学研究報告, 82, 125-133.

NEIRA, E. J., I. C. POTTER and J. S. BRADLEY (1992): Seasonal and spatial changes in the larval fish fauna with in a large temperate Australian estuary. *Marine Biology*, 112, 1-16.

岡加奈子 (2021): 東京都初のラムサール条約湿地 葛西海浜公園. 湿地研究 Wetland Research, 11, 89-92.

沖山宗雄 (1988): 日本稚魚図鑑. 東海大学出版会, 神奈川県秦野市.

沖山宗雄 (2014): 日本稚魚図鑑 第二版. 東海大学出版会, 神奈川県秦野市.

大垣俊一 (1999): 群集組成の多変量解析. *Argonauta*, 1, 15-26.

大森健策, 加納光樹, 碓井星二, 増子勝男, 篠原現人, 都築隆禎, 横井謙一 (2018): 過去50年間の北浦における魚類相の変遷. *魚類学雑誌*, 65 (2), 165-179.

R Development Core Team (2025): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <http://www.R-project.org>

澤井伶, 中野航平, 丸山啓太, 河野博, 風呂田利夫, 野長瀬雅樹 (2022): 東京湾内湾に位置する人工干潟（新浜湖）の魚類相の長期的変遷. 神奈川自然誌資料, 43, 25-37.

清水誠 (1990): 東京湾の魚介類 (6) 昭和60年代の生物相. 海洋と生物 68号, 株式会社生物研究社, 東京, p. 183-189.

穴戸太郎, 青木茂, 金子誠也, 佐野光彦 (2019): 東京湾内湾に造成された人工砂浜海岸における魚類群集の構造. *La mer*, 57, 1-23.

東京都環境局 (2023a): 令和3年度水生生物調査結果報告書（東京都内湾）. 東京都環境局自然環境部水環境課, 東京, 174 pp.

東京都環境局 (2023b): 7. 淡水魚編. 東京都レッドデータブック（本土部）(東京都環境局自然環境部編), 株式会社恒和プロダクト, 東京, p. 527-549.

東京都港湾局 (2021): 葛西海浜公園保全活用計画本文. URL: https://www.kouwan.metro.tokyo.lg.jp/kanko/kasaihinkouen_sakutei_honbun.pdf (2025-1-20 参照)

東京都島しょ農林水産総合センター (2023): 推定208万尾のアユが多摩川を遡上～昨年同様200万尾超～. URL: https://www.ifarc.metro.tokyo.lg.jp/topics/uploads/9f87074f2ded7917358df271b124eaa7_1.pdf (2025-1-20 参照)

東京湾岸自治体環境保全会議 (2022): 東京湾水質調査報告書（令和2年度）. URL: http://www.tokyowangan.jp/database/pdf/r02hokoku_v2.pdf (2025-1-20 参照)

梅田新也, 河野博 (2017): 新滑走路の建設によって京浜島の魚類相は変化しているのか？－2014年京浜島でのサンプリングから－. 東京海洋大学研究報告, 13, 36-44.

山根武士, 岸田宗範, 原口泉, 阿部礼, 大藤三矢子, 河野博, 加納光樹 (2004): 東京湾内湾2地点（葛西臨海公園と八景島海の公園）の仔稚魚相. *La mer*, 42, 35-42.

YOKOO T., K. KANOU, M. MOTEKI, H. KOHNO, P. TONG-NUNUI and H. KUROKURA (2012): Assemblage structures and spatial distributions of small gobiod fishes in a mangrove estuary, southern Thailand. *Fish Sci.*, 78, 237-247.

Received: February 15, 2025

Accepted: August 12, 2025

