

東日本の海跡湖「北浦」に流入する農業水路における 遡上魚類の季節変化

浜野 隼¹⁾* · 木村将士¹⁾ · 加納光樹¹⁾

Seasonal changes of fishes ascending an irrigation ditch flowing into an inland-sea lake, Kitaura, eastern Japan

Shun HAMANO¹⁾*, Masashi KIMURA¹⁾ and Kouki KANOU¹⁾

Abstract: Seasonal changes in upstream movements of fishes were examined in an irrigation ditch flowing into an inland-sea lake, Kitaura, Ibaraki Prefecture, eastern Japan, from April 2020 to March 2021. A total of 1,762 individuals representing 6 families and 12 species were collected using small fyke nets throughout the study period. The most abundant species were the gobiid *Rhinogobius* sp. OR (70.8% of the total number of individuals collected), the gobiid *Gymnogobius urotaenia* (22.5%), the cobitid *Misgurnus anguillicaudatus* (2.7%), the gobiid *Tridentiger brevispinis* (1.7%) and the cyprinid *Gnathopogon elongatus elongatus* (1.1%). Based on the body sizes, developmental stages and seasonal occurrence patterns of fishes sampled, it is highly likely that the irrigation ditch would be used as a place of temporary growth and spawning by several fishes including amphidromous gobiids.

Keywords: Inland-sea lake, Irrigation ditch, Seasonal occurrence, Diadromous fishes

1. はじめに

わが国では 20 世紀以降に河川氾濫原が開発により急速に減少する一方で、河川氾濫原に代わる魚類の生息場所として水田地帯が一定の役割を果たしてきたと考えられている (WASHITANI, 2007; 水谷・森, 2009)。水田やその周辺の農業水路では

絶滅危惧種や水産有用種を含む各魚種の生息場所利用が調べられ、それらの生息地の保全方策についても検討されている (中村・尾田, 2003a; 皆川ら, 2006; 水野ら, 2010; 小出水ら, 2012; 永山ら, 2012; 米倉ら, 2017)。水田地帯での魚類の移動については、日本各地の河川に接続する農業水路において、各魚種の遡上もしくは逸出・分散などが営農活動に伴う水環境の季節変動とともに網羅的に調べられてきた (例えば、中村・尾田, 2003a, b; 西田ら, 2006; 皆川ら, 2010; 大原・望月, 2010; 佐藤ら, 2012)。同様に、琵琶湖に接続する農業水路においても魚類の遡上生態が調べられており、生活史のなかで琵琶湖との間を行き来する回遊種を含む多種多様な魚類が季節的に出現し

1) 〒 311-2402 茨城県潮来市大生 1375 茨城大学地球・地域環境共創機構 水圏環境フィールドステーション Water Environmental Field Station, Global and Local Environment Co-creation Institute, Ibaraki University, 1375 Ohu, Itako, Ibaraki 311-2402, Japan

* Corresponding author:

E-mail: shun.hamano77@gmail.com

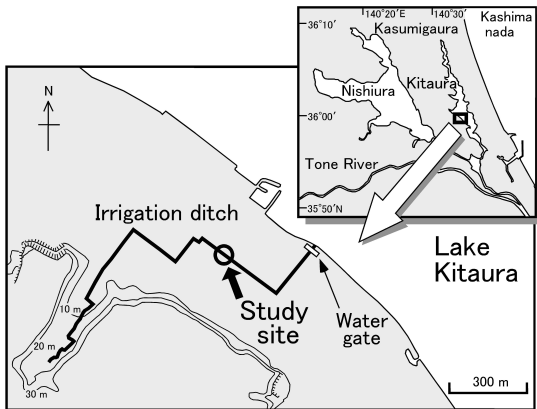


Fig. 1 Map of the study area in an irrigation ditch flowing into Lake Kitaura, Ibaraki Prefecture, Japan.

(金尾, 2005; 中川ら, 2007), また, コイ *Cyprinus carpio* やニゴロブナ *Carassius buegeri grandoculis*, タモロコ *Gnathopogon elongatus elongatus* などが繁殖のために水路を遡上することが示されている(細谷, 2005; 水野ら, 2010)。しかしながら, 国内には標高や成因, 地理的条件などが異なる多様な大規模湖沼が存在し(田中, 1992), それらの湖沼間では生息する魚類が異なるにも関わらず(環境庁, 1993a, b), 琵琶湖以外の湖沼に接続する農業水路では魚類の遡上生態を調べた事例は認められず, 保全に役立つ情報も蓄積されていない。

茨城県南東部から千葉県北東部に位置する霞ヶ浦(西浦, 北浦, 外浪逆浦, 北利根川, 鰐川, 常陸川の各水域の総称)は, 琵琶湖に次いで日本第2位の湖面積(220 km²)を有する海跡湖であり, 1974年に常陸川水門の完全閉鎖によって淡水化された。霞ヶ浦はワカサギ *Hypomesus nipponensis* やシラウオ *Salangichthys microdon*, 小型ハゼ類, テナガエビ *Macrobrachium nipponense* などの豊かな漁業資源を有しており(茨城県, 2021), 絶滅危惧種を含む多種多様な在来魚の生息地でもあるが(諸澤・藤岡, 2007; 碓井ら, 2014, 2015; 猪狩ら, 2015; 加納ら, 2017), 近年では外来種の侵入を含む様々な人為的環境変化によってそれら

の生息が脅かされている(MATSUZAKI *et al.*, 2011; 富永ら, 2013; 大森ら, 2018)。その一方で, 霞ヶ浦に流入する河川や農業水路では, ワカサギやギンブナ *Carassius sp.* の繁殖や(富永・野内, 2006; 根本, 2013), 複数の絶滅危惧種(例えば, スナヤツメ北方種 *Lentheron sp. N* やギバチ *Tachysurus tokiensis*, キンブナ *Carassius buegeri* subsp. 2, ミナミメダカ *Oryzias latipes*, 在来タナゴ類)の生息が確認されており(荒山・富永, 2009; 増子, 2010; 根本ら, 2011; 猪狩ら, 2017; MOROSAWA, 2017), 本湖のみならず流域に残された環境を適切に保全していくことが急務となっている。また, 一部の小河川では多種多様な魚類が本湖から季節的に遡上することが確認されており(豊田ら, 2015), 霞ヶ浦へ注ぐ農業水路においても同様の役割が期待され, その現況を把握しておく必要がある。

本研究では, 東日本の海跡湖に接続する農業水路での魚類の遡上生態に関する基礎的な情報を得るため, 霞ヶ浦(北浦)に流入する典型的な農業水路において1年間にわたって小型定置網による定量採集を行い, 遡上魚類の総種数や総個体数, 優占種各種の個体数や体長の季節変動を明らかにする。さらに, 当該水路が魚類の生息場所として果たす役割についても検討する。

2. 材料と方法

茨城県南東部に位置する北浦は, 霞ヶ浦を構成する湖の一つであり, 面積は36 km², 平均水深は4 m, 最大深度は7 mである(Fig. 1)。北浦の中南部(北浦大橋から神宮橋の区間)には, 周辺の行方・鹿島台地(標高約30 m)の崖線を主な水源とする15本の農業水路(いずれも圃場整備によって作られた人工水路)が流入河川を介さず直接注いでいるほか, 湖岸堤防のすぐ内側に位置する堤脚水路(主にポンプアップした湖水を利用する水田からの排水が集まる止水環境)も本湖と樋門を介して接続している。本研究では, 北浦に直接流入する典型的な農業水路として, 前者の15本の農業水路のうち, 行方台地に入り込んだ谷戸地形奥部の崖線からの湧水(大生神社の御手洗池であ

る思井戸付近)を水源とし、潮来市大生・釜谷地区を流れて釜谷排水樋門を介して北浦へと注ぐ農業水路(水源から釜谷排水樋門までの距離は約1.7 km)を調査水路に選定した(Fig. 1)。釜谷排水樋門は内水氾濫の危険性がない平時には、常時開放されているため、湖との連続性が保たれている。周辺の土地は主に水田として利用されており、灌漑期(4月上旬から8月中旬)には北浦湖岸近くの揚排水機場から送水管で水田へ送り込まれた用水が水路内に排水されている。本研究では、湖から水路へと遡上してくる魚類を採集するために、釜谷排水樋門から約500 m上流に調査地点(Fig. 1)を設定した。調査地点から上流・下流に向けて各150 mの区間は、両岸が垂直コンクリートで護岸され、水路幅は130 cmで、底質は砂泥であり、水路内の一部には南アメリカ原産のオオカナダモ *Egeria densa* が繁茂していた。さらに、その下流側の樋門までの350 m区間は、三面コンクリート護岸であった。これらの区間に魚類の遡上を阻害する落差工や取水堰は設置されていない。

魚類の遡上調査は、2020年4月から2021年3月にかけて毎月3回(上旬、中旬、下旬)の頻度で、様々な大きさの魚類を網羅的に採集できるように2種類の小型定置網(①袖網の長さ1.2 m、高さ0.5 m、目合2 mm × 2 mm; 胴網の長さ0.5 m、高さ0.5 m、目合2 mm × 2 mm; 袋網は筒形で、長さ1.3 m、口径0.16 m、目合2 mm × 2 mm; ②袖網の長さ1.8 m、高さ0.8 m、目合6.5 mm × 6.5 mm; 胴網の長さ0.6 m、高さ0.8 m、目合6.5 mm × 6.5 mm; 袋網は筒形で、長さ1.5 m、口径0.3 m、目合4 mm × 4 mm)を用いて行った。いずれの小型定置網も袖網部から胴網部には浮きとオモリが付いており、そこを通過しようとする魚類は移動を妨げられ、袋網部(内部にある2か所の返しによって、入網個体が逃げられない)へと誘導される仕組みとなっている。水路を遡上する魚類を採集するために、小型定置網は下流側に開口して設置した。その際、袖網の一端を片方の岸際に、もう一端を対岸の岸際に、園芸用支柱を用いて固定した。また、袋網の後端に付けたロープを後方(上流側)に引き、同様の支柱で固定した。

各調査日の10:00-11:00に調査地点に①と②の小型定置網を1ヶ統ずつ設置し、翌日の10:00-11:00に回収した。その際、目合が細かい①の小型定置網を②の小型定置網よりも3 m上流側に配置した。

環境調査は、各調査日の小型定置網の回収前に調査地点において、水温、溶存酸素量、濁度、流速、水深を測定した。水温と溶存酸素量はDOメーター YSI-550A (YSI社製)で、濁度はマルチ水質チェッカ U-51 (HORIBA社製)で、流速は電磁流速計 VE20 (KENEK社製)で、いずれも中層(6割水深)において測定した。水深は測量用スケールで計測した。

小型定置網から回収された魚類のうち、大型個体[標準体長(以下、体長)約80 mm以上]および環境省版レッドリストの絶滅危惧種(環境省, 2020)については原則として現場で個体数を計数し、体長をモノサシで1 mmの精度で計測した後、調査地点に放流した。その他の個体は、現場において10%ホルマリン溶液で固定し、研究室に持ち帰った。研究室では種の同定を行い、発育段階を確認したあと、個体数を計数し、体長をデジタルノギスによって0.1 mmの精度で計測した。種の同定は中坊(2013)と百成ら(2012)に、標準和名と学名は中坊(2013)に従った。ただし、マルタ *Pseudaspius brandtii maruta* の学名はSAKAI and AMANO (2014)に従った。また、トウヨシノボリ *Rhinogobius* sp. OR の同定、標準和名、学名は、藤田(2019)に従った。発育段階の区分は、沖山(2014)に従った。成魚と稚魚の境界については、まず、種固有の婚姻色や追星といった2次性徴の発現(中村, 1969; 川那部ら, 2001)によって判断し、それらが発現しておらず成魚と稚魚の区別が困難な個体に関しては、解剖して生殖腺を直接観察し、卵巣や精巣が明確に認められるものを成魚、認められないものをすべて稚魚とした。ただし、現場で解剖による直接観察ができなかったギンプナ、チャネルキャットフィッシュ *Ictalurus punctatus*、カムルチー *Channa argus* については、既存文献(OKADA, 1960; 中村, 1969; 遠藤ら, 2017)に記された最小成熟体長に基づいて判断した。

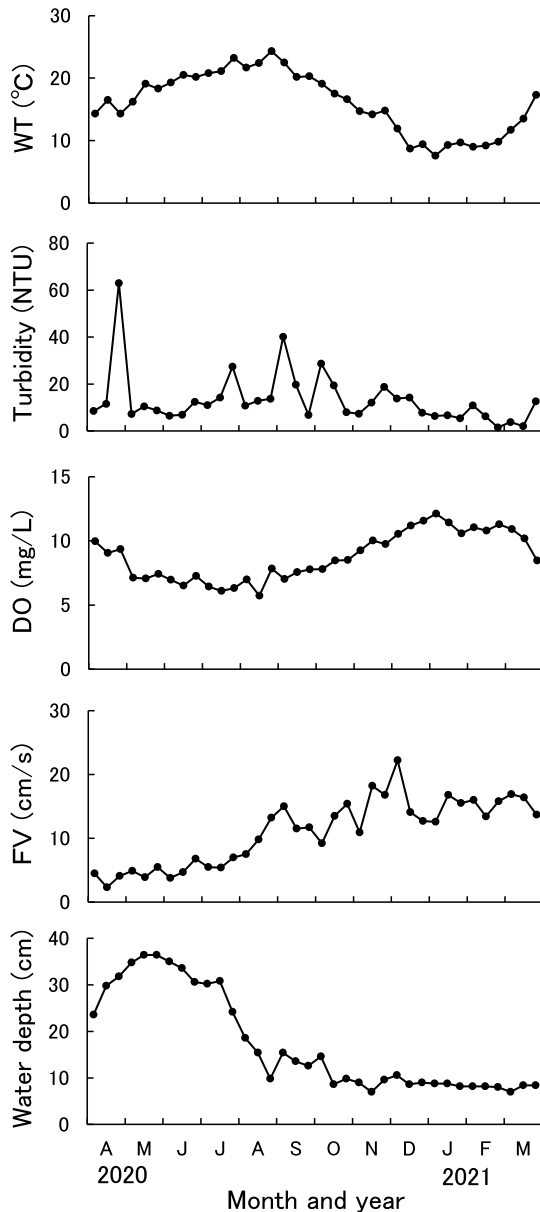


Fig. 2 Seasonal changes in values of water temperature (WT), turbidity, dissolved oxygen (DO), flow velocity (FV) and water depth in the study area of the irrigation ditch during the study period.

各調査日に採集した魚類各種の個体数は、上記の規格が異なる小型定置網2ヶ統の合計値で示した。これは、本研究では定置網を連続して仕掛けたことで、下流側に設置した定置網が上流側に設置した定置網の入網個体数に影響を及ぼす可能性が高いデータ〔複数の定置網が疑似反復と捉えられるケース（豊田ら, 2015）〕が得られたため、定置網2ヶ統を一つの採集具としてとらえることとしたからである。

3. 結果

3.1 調査地点の物理環境

調査期間中の水温は、4月上旬から5月上旬には14.3-16.5℃で、5月中旬以降上昇し、8月下旬には最高水温(24.3℃)を記録した(Fig. 2)。その後、9月上旬から12月中旬にかけて22.5℃から8.7℃へと下降し、1月上旬には最低水温(7.6℃)を記録した。そして、2月下旬から3月下旬にかけて再び9.8℃から17.3℃へと上昇した。このような水温の季節変化に基づいて、以下では3-5月を春季、6-8月を夏季、9-11月を秋季、12-2月を冬季として扱う。濁度は、灌漑期に入り水田の濁水が水路に流入した4月下旬に63.0 NTUの高い値を示したが、他の期間には1.6-40.1 NTUの範囲で変動した。溶存酸素量は、概ね水温と逆相関の傾向が認められ、冬季に約10-12 mg/Lと高く(最高は1月上旬の12.1 mg/L)、夏季に約6-8 mg/Lと低かった(最低は8月中旬の5.7 mg/L)。流速は、灌漑期間中の4月上旬から8月中旬には約2-10 cm/秒と遅く(最低は4月中旬の2.3 cm/秒)、非灌漑期間中の8月下旬から3月下旬には約9-22 cm/秒と速かった(最高は12月上旬の22.2 cm/秒)。水深は、概ね流速と逆相関の傾向が認められ、灌漑期間中には約15-36 cmと深く(最高は5月中旬の36.4 cm)、非灌漑期中には約7-15 cmと浅かった(最低は11月中旬および3月上旬の7 cm)。

3.2 出現魚種の概要

調査期間中に小型定置網で、6科12種計1,762個体の魚類が採集された(Table 1)。科別の種数

Table 1. Number of individuals, standard length (SL) range and development stage (DS) of fish species collected by small fyke nets at the irrigation ditch flowing into Lake Kitaura from April 2020 to March 2021

| Family | Species | Month | Number of individuals | % | SL (mm) | DS* |
|------------------|--|---------------|-----------------------|------|----------|------|
| Cyprinidae | <i>Carassius</i> sp. | 1, 4, 5, 7, 8 | 10 | 0.6 | 54-195 | J, A |
| | <i>Rhodeus ocellatus ocellatus</i> | 6 | 1 | + | 41 | A |
| | <i>Opsariichthys platypus</i> | 3, 4 | 2 | 0.1 | 34, 90 | J, A |
| | <i>Pseudaspius brandtii maruta</i> | 11 | 1 | + | 125 | J |
| | <i>Gnathopogon elongatus elongatus</i> | 3-9, 12 | 19 | 1.1 | 55-97 | A |
| Cobitidae | <i>Misgurnus anguillicaudatus</i> | 3-5, 8-11 | 47 | 2.7 | 26-147 | J, A |
| Ictaluridae | <i>Ictalurus punctatus</i> | 6, 7 | 2 | 0.1 | 410, 440 | A |
| Adrianichthyidae | <i>Oryzias latipes</i> | 4, 8 | 2 | 0.1 | 22, 30 | A |
| Gobiidae | <i>Gymnogobius urotaenia</i> | 2-12 | 397 | 22.5 | 28-102 | J, A |
| | <i>Tridentiger brevispinis</i> | 7, 8, 10, 12 | 30 | 1.7 | 16-83 | J, A |
| | <i>Rhinogobius</i> sp. OR | 1-12 | 1247 | 70.8 | 15-58 | J, A |
| Channidae | <i>Channa argus</i> | 5, 8 | 4 | 0.2 | 265-405 | J, A |
| | Total | | 1762 | | | |

*DS: A, adult; J, juvenile. +, < 0.1.

はコイ科が5種と最も多く、次いでハゼ科の3種で、残りの4科では1種のみが出現した。個体数ではハゼ科が1,674個体と最も多く、全体の95.0%を占め、次いでドジョウ科(47個体, 2.7%)、コイ科(33個体, 1.9%)であった。最も優占した種は、トウヨシノボリで全採集個体数の70.8%を占め、次いで、ウキゴリ *Gymnogobius urotaenia* (22.5%)、ドジョウ *Misgurnus anguillicaudatus* (2.7%)、ヌマチチブ *Tridentiger brevispinis* (1.7%)、タモロコ (1.1%) であった。これら優占種5種の個体数の合計は、全体の98.8%を占めていた。

出現魚種の発育段階をみると、稚魚のみが採集されたのはマルタ1種、成魚のみが採集されたのはタイリクバラタナゴ *Rhodeus ocellatus ocellatus*、タモロコ、チャネルキャットフィッシュ、ミナメダカの4種であった (Table 1)。残りの7種では、稚魚と成魚の両方が採集された。

3.3 優占種の出現パターン

調査期間中に採集された優占種5種の体長組成

を Fig. 3 に示した。トウヨシノボリ、ウキゴリ、ヌマチチブは主に稚魚が採集され、体長のモードはそれぞれ 20-25 mm, 30-35 mm, 20-25 mm にみられた。一方、ドジョウは主に成魚が採集され、体長のモードは 90-100 mm にみられた。また、タモロコは体長 55 mm 以上の成魚が採集され、体長のモードは 70-75 mm にみられた。優占種5種について、定置網での採集個体数と体長の季節変動を Fig. 4 に示した。トウヨシノボリとウキゴリ、ヌマチチブは、主に夏季に出現した。トウヨシノボリは7月上旬に、ウキゴリは6月中旬に、ヌマチチブは7月下旬に出現盛期がみられ、これらの期間には主に稚魚 (トウヨシノボリとヌマチチブで体長 30 mm 未満、ウキゴリで体長 40 mm 未満) が採集された。これら3種は秋季から冬季にはあまり採集されなかったが、夏季よりも体長が大きく、その場で成長した傾向がみられた。ドジョウは春季および晩夏から秋季にかけて出現した。出現盛期は4月上旬から下旬にみられ、この期間には成魚のみが採集された。また、晩夏から秋季にかけては主に稚魚が採集された。タモロコ

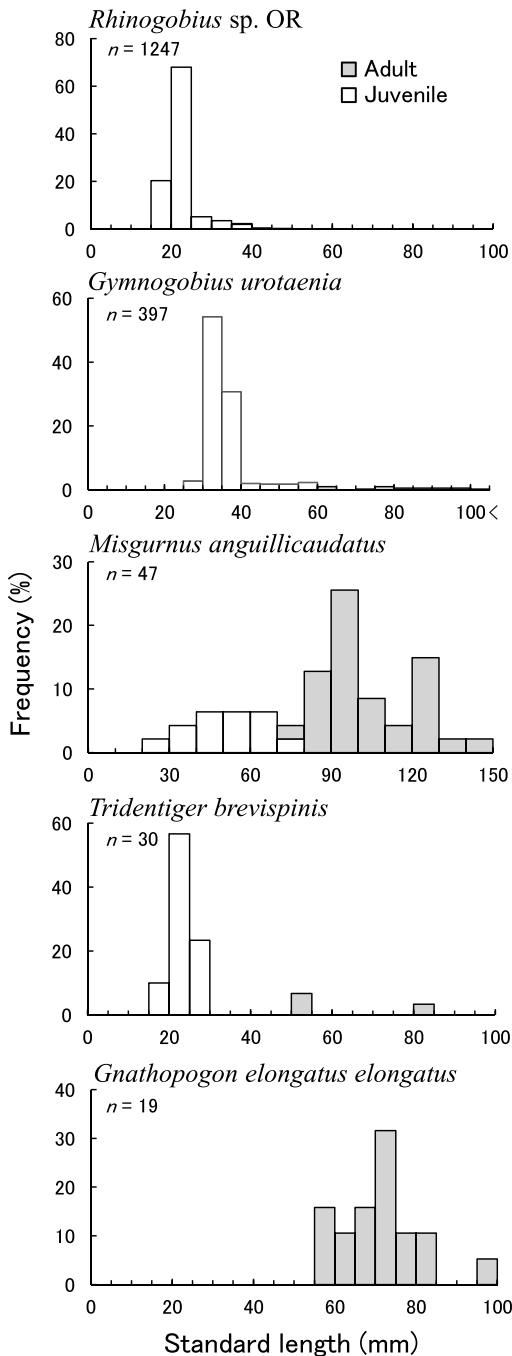


Fig. 3 Size-frequency distribution with developmental stage composition for each of the five most abundant fish species collected in the study area of the irrigation ditch during the study period.

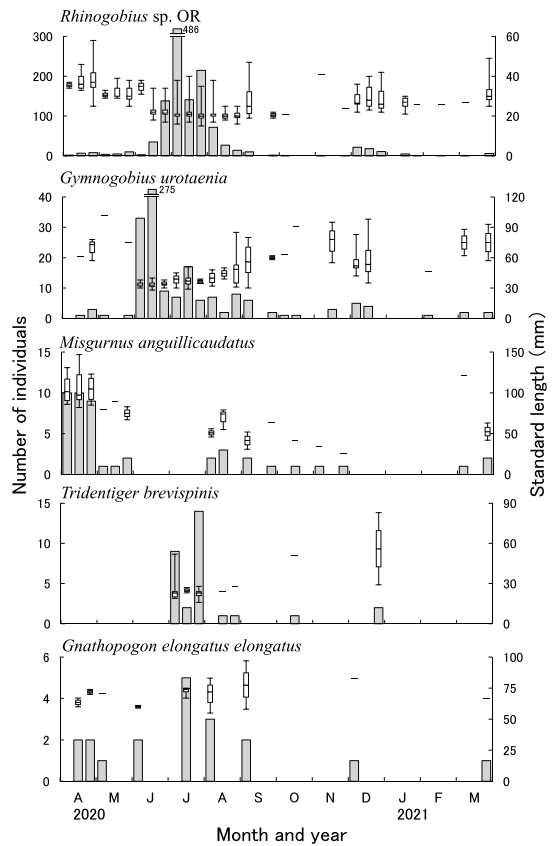


Fig. 4 Seasonal changes in standard length and number of individuals for each of the five most abundant fish species collected in the study area of the irrigation ditch during the study period. Box and whisker plots show the median (middle line), first quartile (bottom of box), third quartile (top of box), and minimum and maximum standard lengths (whiskers).

は主に春季から夏季にかけて成魚のみが出現し、7月中旬に個体数がやや多かった。

4. 考察

4.1 海跡湖の農業水路を遡上する魚類

本調査期間中に農業水路を遡上していた魚類は、種数ではコイ科 (5種) とハゼ科 (3種) が多く、また、個体数ではハゼ科3種 (トウヨシノボリ、ウキゴリ、ヌマチチブ) が全体の95%を占め

ていた。これらのハゼ科3種は河川内で孵化した仔魚が流下し、北浦本湖に広く分散して浮遊生活を送り、稚魚になると沿岸帯に接岸したあと、河川へと遡上する回遊種である(百成ら, 2012; 豊田ら, 2015; 碓井ら, 2015; 柴田ら, 2020)。このようにコイ科とハゼ科がそれぞれ種数と個体数で優占する特徴は、北浦本湖の沿岸帯やその流入河川での魚類相調査の結果(猪狩ら, 2015; 豊田ら, 2015; 碓井ら, 2015)とも類似している。一方で、本調査水路の近傍に位置する止水的環境の堤脚水路で実施された魚類相調査では、コイ科の種数が多く個体数でもコイ科のモツゴ *Pseudorasbora parva* やギンブナが優占するが、ハゼ科魚類はほとんど採集されない(猪狩ら, 2017)。本研究ではモツゴが採集されずギンブナも10個体しか採集されなかったが、両種については湖沼や河川下流域のよどみなどの止水的な環境に生息するため(中村, 1969; 川那部ら, 2001)、本調査水路のような緩やかな流れ(2-22 cm/秒)がある場所には積極的に遡上しない可能性もある。他地域での調査事例と比較すると、琵琶湖周辺の農業水路での遡上魚類の調査では本研究と同様に種数でコイ科が、個体数で回遊性ハゼ科魚類が優占する傾向が示されているが(金尾, 2005)、本州太平洋側の河川に接続する農業水路で行われた遡上魚類調査や魚類相調査ではコイ科やドジョウ科、メダカ科が種数や個体数において優占するものの、回遊性ハゼ科魚類は優占的には出現しない(中村・尾田, 2003a; 松井・佐藤, 2004; 西田・千賀, 2004; 平松ら, 2010; 皆川ら, 2010; 竹村ら, 2011)。したがって、回遊性ハゼ類の個体数での優占的な出現は、北浦や琵琶湖など平野部に位置する大規模湖沼に接続する流水的な農業水路の魚類相の特徴の一つと考えられる。

本研究の出現魚種12種のなかには、霞ヶ浦の水産有用種であるギンブナや小型ハゼ類(富永ら, 2013)のほかに、環境省のレッドリストで絶滅危惧II類に選定されているミナミメダカ(環境省, 2020)が含まれており、本調査水路がこれらの種の生息場所となっていることが示された。その一方で、魚食性外来種のチャネルキャットフィッ

シュヤカムルチー(加瀬林, 1957; 遠藤ら, 2015)も確認されたため、水路内に生息する在来魚種への捕食による影響が懸念される。

4.2 優占種の出現パターンと遡上の目的

北浦の農業水路での遡上が確認された優占種5種は、主に稚魚が遡上するハゼ科3種(トウヨシノボリ, ウキゴリ, スマチチブ)と主に成魚が遡上する2種(ドジョウとタモロコ)に分けられた。前者のトウヨシノボリ, ウキゴリ, スマチチブは夏季を中心に遡上し、遡上個体数のピークがそれぞれ7月上旬, 6月中旬, 7月下旬にみられた。霞ヶ浦流域において、トウヨシノボリの成魚は主に流入河川の上・中流域に、また、ウキゴリとスマチチブの成魚は流入河川の中・下流域のほか湖にも生息しており(竹内, 1971; 増子, 2007; 百成ら, 2012)、本調査水路の上流側においてもこれら3種の成魚がタモ網で採集される(浜野 隼, 未発表)。霞ヶ浦の沿岸帯や流入河川では、トウヨシノボリとウキゴリは春季から初夏に、スマチチブは春季から夏季にかけて転石の下などに産卵することが知られており(竹内, 1971; KANEKO and HANYU, 1985; 増子, 2007)、先述したように、これらの種の仔魚は本湖での浮遊生活を経て、稚魚になると流入河川など成魚の生息場所に移動する(百成ら, 2012; 豊田ら, 2015; 柴田ら, 2020)。これらのことから、これら3種の稚魚は北浦から当該水路に遡上してきた個体であると考えられる。また、3種とも秋季から冬季には個体数が少ないが、より大きな個体が出現していることから、一部は水路内に滞在し成長していると考えられる。ただし、本調査地においてスマチチブは他2種と比べて個体数が少なく、近傍の小河川(雁通川)でスマチチブを含む3種が多く遡上する事例(豊田ら, 2015)とは異なっている。当該水路に本種の稚魚があまり出現しないことには、小河川との生息環境の違い[例えば、雁通川の河口付近には本種の稚魚が選好するとされる大規模な抽水植物帯(碓井ら, 2015; 百成ら, 2016)があるが、当該水路の流出口付近の湖岸には断片的な抽水植物帯しかない]が関わっている可能性があるもの

の、本研究ではその理由を特定するには至らなかった。なお、本種は霞ヶ浦周辺で生産される「ゴロの佃煮」の主原料だが、近年、漁獲量が急減し生息地保全が喫緊の課題となっているため（百成ら, 2016）、本種が水路ではなく主に河川に遡上する理由については今後さらなる調査・検討が必要である。

主に成魚が遡上する2種のうち、ドジョウは春季から秋季にかけて遡上し、遡上個体数のピークは4月上旬から下旬にみられた。本種は北浦に近接した通年通水の農業水路ではタモ網で周年採集されるが（浜野 隼, 未発表）、北浦本湖で行われた調査ではごく稀にしか採集されない（碓井ら, 2014, 2015; 猪狩ら, 2015; 加納ら, 2017）。通常、本種は水田とその周辺の水路、小河川に多く生息し、それらの生息場所で繁殖することが知られており（斉藤ら, 1988; 川那部ら, 2001; 田中, 2001）、茨城県内での産卵期は4-7月とされる（茨城県内水面水産試験場, 2011）。これらのことから、4月に多く採集された成魚は、通年通水である本調査水路に元々生息していた個体が繁殖期に水路内を上流側に移動したことで採集された可能性がある。また、8-11月に採集された稚魚については、水田やその周辺水路で成長した稚魚と考えられる。このように、本調査水路や周辺の水田・水路がドジョウの繁殖場や育成場として機能している可能性が示唆された。タモロコについては成魚のみが春季から夏季に遡上しており、遡上個体数のピークは7月中旬にみられ、夏季以降は少数個体が散発的に採集されるのみであった。タモロコの産卵期は4-7月で、ため池や水田、農業水路内の浅所の水生植物に卵を産み付ける習性があり（中村, 1969; 川那部ら, 2001; 茨城県内水面水産試験場, 2011）、北浦のヨシ帯においても春季に成魚が出現する（猪狩ら, 2015）。本調査水路内には本種の産卵場所となるような水生植物が繁茂していることから、春季に出現した成魚は繁殖のために来遊した個体の可能性がある。また、タモロコは成長に伴って止水域から流速の大きい場所に移動する習性があり（田中ら, 2016）、実験水路では稚魚が流速2 cm/s、成魚が流速16 cm/sを選好す

ることが知られている（奥島ら, 2007）。そのため、繁殖期以降に採集された個体は、北浦本湖の沿岸帯などで産卵を終えた個体もしくは成長した個体が本調査水路に遡上してきた可能性がある。なお、本種は通年通水の水路では生息密度が高く水路内で越冬することもあるため（皆川ら, 2014）、ドジョウと同様に元々水路内に生息していた個体が上流に移動する際に採集された可能性もある。

以上に示したように、本調査水路は両岸がコンクリートで護岸されてはいるものの、河川氾濫原で繁殖するドジョウやタモロコなどが繁殖期に多く出現することから、水田とともに河川氾濫原に代わる二次的自然としての機能を一部で有していると考えられた。さらに、本湖で浮遊生活を送る回遊性ハゼ類の繁殖や成長の場となっている可能性も示された。本調査水路のような流水環境的な農業水路は、コイ科やハゼ科魚類の繁殖や成長の場となっている流入河川（豊田ら, 2015）や、絶滅危惧種キンブナを含むフナ類やミナミメダカの生息場所となっている止水環境的な堤脚水路（猪狩ら, 2017）とは優占種がやや異なっており、北浦流域において保全すべき生息場所の一つであると考えられる。ただし、北浦に流入する流水環境的な農業水路には、本調査水路とは異なり水源が湧水ではないもの、堰が設置され用排水機能を有するもの、圃場からの排水のみを効率的に本湖へ流すものなど様々なタイプがあるほか、底質や水辺植生、堰堤等の設置状況にも場所による差異が認められる。これらのうち、どのような水路が河川氾濫原に代わる二次的自然の機能がどうか、また、湖沼に生息する魚類の繁殖場や育成場としての機能を有するのかを検討する必要がある。このような検討を行うとともに、今後、北浦の農業水路において各魚種の生息状況に基づいて優先的に保全すべき水路を選定したうえでモニタリングを継続し、農業・水産・環境行政、土地改良区などの関係機関や農業従事者、市民、専門家などと連携しながら、順応的な管理のもとで適切な保全・再生方策を講じていくことが望まれる。

謝辞

本研究を行うにあたり、採集調査に同意していただいた潮来漁業協同組合と潮来市北浦湖岸土地改良区の方々、標本の処理の際にご協力いただいた茨城大学地球・地域環境共創機構水圏環境フィールドステーションの小熊進之介氏と神成田優花氏に心より感謝いたします。

引用文献

- 荒山和則, 富永 敦 (2009): 霞ヶ浦の湖岸と周辺の堤脚水路におけるフナ仔稚魚の出現. 茨城県内水面水産試験場研究報告, **42**, 1-7.
- 遠藤友樹, 金子誠也, 猪狩健太, 加納光樹, 中里亮治, 亀井涼平, 碓井星二, 百成 渉 (2015): 茨城県北浦の沿岸帯におけるチャンネルキャットフィッシュの摂餌特性. 水産増殖, **63**, 49-58.
- 遠藤友樹, 加納光樹, 所 史隆, 荒井将人, 片山知史 (2017): 茨城県北浦におけるチャンネルキャットフィッシュの年齢と成長. 日本水産学会誌, **83**, 18-24.
- 藤田朝彦 (2019): トウヨシノボリ. 山溪ハンディ図鑑 15 増補改訂 日本の淡水魚 (細谷和海編), 山と溪谷社, 東京, p. 474-476.
- 平松 研, 西村眞一, 清水英良, 中根正喜, 一恩英二 (2010): 農業排水路の改修が魚類相に与える影響—生態系配慮工法を導入した大江排水路の事例—. 農業農村工学会論文集, **270**, 69-78.
- 細谷和海 (2005): 琵琶湖の淡水魚の回遊様式と内湖の役割. 内湖からのメッセージ—琵琶湖周辺の湿地再生と生物多様性保全— (西野麻知子, 浜端悦治編), サンライズ出版, 彦根, p. 118-125.
- 百成 渉, 柴田真生, 加納光樹, 碓井星二, 金子誠也, 佐野光彦 (2016): 茨城県北浦の沖帯から沿岸帯におけるヌマチチブ仔稚魚の生息場所利用と食性. 日本水産学会誌, **82**, 2-11.
- 百成 渉, 碓井星二, 加納光樹, 荒山和則 (2012): 茨城県北浦で採集されたハゼ科 2 種の仔稚魚の形態と季節的出現. 日本生物地理学会会報, **67**, 145-155.
- 茨城県 (2021): 令和 3 年度 霞ヶ浦北浦の水産. 茨城県霞ヶ浦北浦水産事務所, 土浦, 42 pp.
- 茨城県内水面水産試験場 (2011): いばらき魚類帳—湖と川の魚たち. 茨城県水産試験場内水面支場ホームページ: <https://www.pref.ibaraki.jp/nour-insuisan/naisuishi/gyoganchu/index.html>
- 猪狩健太, 遠藤友樹, 金子誠也, 碓井星二, 荒山和則, 加納光樹 (2017): 茨城県北浦の堤脚水路における魚類群集構造の季節と場所による差異. 水産増殖, **65**, 377-386.
- 猪狩健太, 遠藤友樹, 金子誠也, 碓井星二, 加納光樹 (2015): 茨城県北浦のヨシ帯において小型定置網で採集された魚類の季節変動. 日本生物地理学会会報, **70**, 113-122.
- 金尾滋史 (2005): 琵琶湖周辺の水田地帯における魚類について. 関西自然保護機構会誌, **27**, 41-46
- KANEKO, T. and I. HANYU (1985): Annual reproductive cycle of the chichibu-goby *Tridentiger obscurus*. Bull. Japan. Soc. Sci. Fish., **51**, 1645-1650.
- 環境庁 (1993a): 第 4 回自然環境保全基礎調査 湖沼調査報告書 (全国版). 環境庁自然保護局, 東京, 188 pp.
- 環境庁 (1993b): 第 4 回自然環境保全基礎調査 湖沼調査報告書 (全国版) 資料集. 環境庁自然保護局, 東京, 238 pp.
- 環境省 (2020): 環境省レッドリスト 2020. 環境省ホームページ: <https://www.env.go.jp/content/900515981.pdf>
- 加納光樹, 碓井星二, 川島裕太, 横井謙一 (2017): 富栄養湖のヨシ帯における魚類相のモニタリング方法の比較. 魚類学雑誌, **64**, 1-10.
- 加瀬林成夫 (1957): カムルチー *Channa argus* (Cantor) の食性について. 茨城県水産振興場調査研究報告, **2**, 20-25.
- 川那部浩哉, 水野信彦, 細谷和海編 (2001): 山溪カラー名鑑 日本の淡水魚. 山と溪谷社, 東京, 719 pp.
- 小出水規行, 西田一也, 水谷正一 (2012): 農業水路における魚類とその保全・管理に関する研究の現状と課題. 応用生態工学, **15**, 281-286.
- 増子勝男 (2007): ハゼ亜目. 平成調査—新・霞ヶ浦の魚たち (萩原富司, 熊谷正裕編), 霞ヶ浦市民協会, 土浦, p. 92-101.
- 増子勝男 (2010): 茨城県南西域の魚類. 茨城県自然博物館総合調査報告書 茨城県南西部地域を中心とした脊椎動物 (2006-2008) (ミュージアムパーク茨城県自然博物館編), ミュージアムパーク茨城県自然博物館, 坂東, p. 23-29.
- 松井 明, 佐藤政良 (2004): 整備済み水田用排水路系における魚類生息の実態分析に基づく環境改善

- 案の提示. 応用生態工学, 7, 25-36.
- MATSUZAKI, S. S., N. TAKAMURA, K. ARAYAMA, A. TOMINAGA, J. IWASAKI and I. WASHITANI (2011): Potential impacts of non-native channel catfish on commercially important species in a Japanese lake, as inferred from long-term monitoring data. *Aquat. Conserv.*, 21, 348-358.
- 皆川明子, 西田一也, 藤井千晴, 千賀裕太郎 (2006): 用排兼用型水路と接続する未整備水田の構造と水管理が魚類の生息に与える影響について. 農業土木学会論文集, 244, 65-72.
- 皆川明子, 西田一也, 西川弘美 (2014): 通水状況の違いが農業水路の魚類相に及ぼす影響. 農業農村工学会論文集, 294, 93-99.
- 皆川明子, 高木強治, 樽屋啓之, 後藤眞宏 (2010): 非灌漑期の農業水路における魚類の移動と越冬. 農業農村工学会論文集, 269, 77-84.
- 水野敏明, 大塚泰介, 金尾滋史, 小川雅広, 舟尾俊範, 前畑政善 (2010): 水田地帯へ遡上するニゴロブナの水路選択に関わる環境要因. 魚類学雑誌, 57, 135-142.
- 水谷正一, 森 淳 (2009): 春の小川の淡水魚—その生息場と保全. 学報社, 東京, 190 pp.
- MOROSAWA, T. (2017): Interspecific comparison of movement patterns among bitterling species in an agricultural ditch system. *Ichthyol. Res.* 64, 169-178.
- 諸澤崇裕, 藤岡正博 (2007): 霞ヶ浦における在来4種と外来3種のタナゴ類 (Acheilognathinae) の生息状況. 魚類学雑誌, 54, 129-137.
- 永山滋也, 根岸淳二郎, 久米 学, 佐川志朗, 塚原幸治, 三輪芳明, 萱場祐一 (2012): 農業用の水路における季節と生活史段階に応じた魚類の生息場利用. 応用生態工学, 15, 147-160.
- 中坊徹次編 (2013): 日本産魚類検索 全種の同定 第3版. 東海大学出版会, 秦野, 2428 pp.
- 中川雅博, 浅香智也, 鈴木誉士 (2007): 琵琶湖につながる農業用水路における魚類の季節的消長—絶滅危惧種スナヤツメの増加傾向に焦点をあてて—. 関西自然保護機構会誌, 28, 127-139.
- 中村守純 (1969): 日本のコイ科魚類. 資源科学研究所, 東京, 455 pp.
- 中村智幸, 尾田紀夫 (2003a): 栃木県那珂川水系の農業水路における遡上魚類の季節変化. 魚類学雑誌, 50, 25-33.
- 中村智幸, 尾田紀夫 (2003b): 農業水路へのギバチの産卵遡上. 水産増殖, 51, 315-320.
- 根本隆夫, 杉浦仁治, 中村 誠 (2011): 霞ヶ浦・北浦流入河川における魚類の分布と生息環境. 茨城県内水面水産試験場研究報告, 44, 35-44.
- 根本 孝 (2013): 霞ヶ浦に流入する小河川に接続した堤脚水路におけるギンプナの産卵と水温の日周変化. 茨城県内水面水産試験場研究報告, 46, 11-16.
- 西田一也, 藤井千晴, 皆川明子, 千賀裕太郎 (2006): 一時的水域で繁殖する魚類の移動・分散範囲に関する研究. 農業土木学会論文集, 244, 151-163.
- 西田一也, 千賀裕太郎 (2004): 都市近郊における農業水路の環境要因および水田が魚類の生息に及ぼす影響. 農業土木学会論文集, 233, 29-39.
- OKADA, Y. (1960): Studies on the freshwater fishes of Japan, II. Special part. *J. Fac. Fish. Pref. Univ. Mie*, 4, 1-860.
- 沖山宗雄編 (2014): 日本産稚魚図鑑 第二版. 東海大学出版会, 秦野, 1912 pp.
- 奥島修二, 田中雄一, 小出水規行, 竹村武士 (2007): 農業水路の生息場評価に向けたタモロコ環境嗜好性の定式化. 農村工学研究所技報, 206, 175-186.
- 大原健一, 望月聖子 (2010): 瑞穂市内の小河川および水路に出現する魚類の種組成の季節変化. 岐阜県河川環境研究所研究報告, 55, 31-38.
- 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, 165-179.
- 齊藤憲治, 片野 修, 小泉顕雄 (1988): 淡水魚の水田周辺における一時的水域への侵入と産卵. 日本生態学会誌, 38, 35-47.
- SAKAI, H. and S. AMANO (2014): A new subspecies of anadromous Far Eastern dace, *Tribolodon brandtii maruta* subsp. nov. (Teleostei, Cyprinidae) from Japan. *Bull. Natl. Mus. Nat. Sci. Ser. A*, 40, 219-229.
- 佐藤美紀雄, 熊谷雅之, 東 信行 (2012): 青森県岩木川左岸地区の農業用水路網におけるヤリタナゴの生活史. 農業農村工学会論文集, 279, 1-11
- 柴田真生, 金子誠也, 碓井星二, 百成 渉, 荒山和則, 加納光樹 (2020): 東日本の海跡湖「北浦」の沖帯における仔稚魚群集の季節変化. *La mer*, 58,

101-114.

- 竹村武士, 小出水規行, 水谷正一, 森 淳, 渡部恵司, 西田一也 (2011): 谷津田域の農業水路における魚類の出現傾向と指標性—千葉県下田川流域における群集データの解析—. 農業農村工学会論文集, 274, 43-53.
- 竹内直政 (1971): 霞ヶ浦および北浦におけるウキゴリの生態. 資源科学研究所彙報, 75, 16-27.
- 田中正明 (1992): 日本湖沼誌—プランクトンから見た富栄養化の現状—. 名古屋大学出版会, 名古屋, 530 pp.
- 田中道明 (2001): 水田とその周辺水域に生息するドジョウ個体群の季節消長. 日本環境動物昆虫学会誌, 12, 91-101.
- 田中雄一, 加藤宏明, 渡部 勉, 宮本 晃 (2016): 庄内川水系・香流川の一時的水域におけるタモロコの産卵時期, 仔稚魚の成育と生息環境. なごやの生物多様性, 3, 1-10.
- 富永 敦, 半澤浩美, 野内孝則, 荒山和則 (2013): 霞ヶ浦における魚類および甲殻類の現存量の経年変化. 陸水学雑誌, 74, 1-14.
- 富永 敦, 野内孝則 (2006): 霞ヶ浦の流入河川におけるワカサギの産卵. 茨城県内水面水産試験場研究報告, 40, 23-27.
- 豊田大晃, 滑川結香, 加納光樹, 碓井星二 (2015): 茨城県北浦の流入河川の雁通川に遡上する魚類の季節変化. 日本生物地理学会会報, 70, 149-158.
- 碓井星二, 加納光樹, 荒山和則, 佐野光彦 (2015): 茨城県北浦のヨシ帯における魚類群集構造の季節変化. 日本水産学会誌, 81, 964-972.
- 碓井星二, 加納光樹, 佐野光彦 (2014): 茨城県北浦のヨシ帯と護岸帯での魚類群集構造の比較. 日本水産学会誌, 80, 741-752.
- WASHITANI, I. (2007): Restoration of biologically-diverse floodplain wetlands including paddy fields. Glob. Environ. Res. 11, 135-140.
- 米倉竜次, 後藤功一, 太田雅賀 (2017): 排水路における落差工の有無が魚類群集の種多様性に与える影響: 希薄化曲線を用いた種多様性の推定. 岐阜県水産研究所研究報告, 62, 19-25

Received: 31 August, 2022

Accepted: 15 November, 2022

2022 年度日仏海洋学会賞

自然災害や人為的インパクトが 東北の沿岸環境に及ぼす影響に関する研究

奥村 裕

The effects of natural disasters and anthropogenic impacts on the coastal environment of Tohoku, Japan

Yutaka OKUMURA

1. はじめに

三陸沖は世界三大漁場（水産庁，2009）に含まれており，沿岸も生産性が高いことが知られている。FAO の報告でも Area61 とされる北西太平洋は生産性が最も高いと報告されている（ただし，Area61 は日本海なども含むかなり広い海域を指す，CSIRKE, 2005）。今まで，環境維持や漁場管理の観点から，三陸沿岸を中心に内分泌かく乱物質や津波が沿岸環境に及ぼす影響を調べてきた。本稿ではその概要について紹介する。

2. 内分泌かく乱物質の沿岸環境や生物への影響

例えばナホトカの重油流出事故など，有害と考えられる化学物質が環境中に流出すれば水生生物に及ぼす影響が危惧される（小山ほか，1998）。そのため，化学物質の毒性を調べる試験が行われている（奥村，1998，奥村，2002）。一般的に，生物

影響として植物プランクトンに対する生長阻害や（OKUMURA et al., 2001, OKUMURA et al., 2003a），動物プランクトン（堀・山田，2002）や魚類（角埜・小山，2002）に対する遊泳阻害や致死などが考えられる。一方，内分泌かく乱物質と呼ばれる化学物質はインボセックスを引き起こすなど（堀口，1998）今までとは異なる生物影響が明らかとなった。2000 年ごろにはごみの焼却灰を起源とした内分泌かく乱物質が問題となり（関沢，1998），沿岸への影響を調べることになった。

2.1 内分泌かく乱物質の環境中濃度と海洋生物への蓄積

物質名についての具体的な説明は除くが，今回対象とした化学物質は PCDDs, PCDFs, Co-PCBs の 3 種類で，それぞれ 75, 135, 13 種類の異性体があり，異性体により毒性や蓄積性が大きく異なることが知られている（酒井，1998，宮田，1998）。海水と底泥，魚介類について濃度を調べたところ（OKUMURA, et al., 2003b），PCDDs, PCDFs, Co-PCBs の濃度は ng~pg (g の $1/10^9$ - $1/10^{12}$) の範囲にあった。環境試料の中でも海水と底泥で濃度は大きく異なるが，全体の約 60% を PCDDs が占めていた。優占していた PCDDs 異性体は 1368TCDD + 1379TCDD（以後 1368

水産研究・教育機構 水産資源研究所 水産資源研究センター 社会・生態系システム部／水産技術研究所 環境・応用部門 沿岸生態システム部 〒985-0001 宮城県塩釜市新浜町 3-27-5

Fisheries Resources Institute / Fisheries Technology Institute, National Research and Development Agency, Japan Fisheries Research and Education Agency, 3-27-5 Shinjima, Shioyama, Miyagi 985-0001, Japan

TCDDs とする) と OCDD で、それぞれ 50% 弱、約 30%、合計して 80% 強であった。一方、毒性が高いと考えられる PCDDs 異性体の 2378TCDD は検出限界以下であった。1368TCDDs と OCDD は農薬の不純物が起源と考えられている。農薬は過去に田畑で使われていたことから、陸上から沿岸に流入し環境試料の濃度組成が高くなったと推察した。魚介類の濃度組成は環境試料とは異なり、また生物種によっても異なった。魚類では、環境試料に比べ 1368TCDDs の占める割合が高くなる傾向にあり、一方 OCDD の割合は減少傾向にあった。PCDDs は異性体により蓄積特性も異なるとされる。2378TCDD の構造は細長く細胞内に入りやすく蓄積性が高いのに対し、OCDD は他の異性体に比べ大きいいため細胞内に入りにくく蓄積しにくい (山田, 1997), 1368TCDDs は細胞内に入りやすいが排出も早い (OKUMURA et al. 2004a)。環境試料と魚類で濃度組成が異なったのは異性体による蓄積特性の違いが反映されたと考えた。また、食物連鎖が高くなるにつれ PCDDs よりも CO-PCBs の割合が増える傾向にあり、PCDDs と CO-PCBs でも蓄積性が異なることが推察された。

東北沿岸で調査をしたところ、大都市圏とは主な発生源が異なり過去に使用された農薬の不純物の割合が高かった。1368TCDDs や OCDD は毒性がない (あるいは確定されていない) か、2378TCDD に比べ極めて低い。そのため、今回調べた内分泌かく乱物質の沿岸環境への影響は少ないと考えた。

2.2 内分泌かく乱物質の長期変動

不純物として 1368TCDDs を含んでいた農薬の CNP と、OCDD を不純物として含んでいた農薬の PCP はいずれも 1970 年代に出荷量が最大となり、その後減少し 1990 年代に農薬登録が失効となった。沿岸における長期変動を明らかにするため、柱状泥を採取し、 ^{210}Pb と ^{137}Cs から堆積年代を推定し、堆積年代ごとに濃度を調べた (OKUMURA et al., 2005)。2002 年に採取した柱状泥は下層 (過去) から上層 (現在) にかけて ^{137}Cs

のピークが 2 つ観察された。一つは大気核実験が盛んだった 1960 年代のピークと 1987 年のチェルノブイリ事故によるピークであった (後に、震災影響を把握するため同じ海域で柱状泥を採取したが、 ^{137}Cs による 2 つのピークが観察されず、津波により少なくとも 1950 年以降の海底泥は流されたことが分かった)。一方、1368TCDDs と OCDD のピークは 1985-1990 年の堆積泥から観察され、その後減少傾向にあった (OKUMURA et al., 2004b)。陸上における出荷量のピークが 1970 年代であったことから、10 年以上のタイムラグがあることが分かった。1368TCDDs や OCDD は難水溶性であり、通常粒子に吸着していると考えられる。そのため、雨が降り河川流量が増えると、河川水中の懸濁粒子量が増加し、1368TCDDs や OCDD の濃度も高くなった (OKUMURA et al., 2008)。通常、粒子とともに川底などに堆積している 1368TCDDs や OCDD が降雨時に沿岸に流入し、河川水量の少ないときは流入量も少ないため、河川がボトルネックとなってタイムラグが生じたと推察した。

2.3 陸上から沿岸における動態

陸上～沿岸における動態を推測したところ、全投入量の 50% 強が陸上に残存しており、沿岸への流入量は 1% にも満たず、残りは消失したと推察した (OKUMURA et al., 2013)。また、沿岸への流入量を 100% とすると 80% は湾外に流出し、生物への蓄積は 1% にも満たないと推察した。多くが陸上に残存し、湾へ流入したほとんどが湾外へ流出してしまうため、今回調査した内分泌かく乱物質の魚介類への影響は少ないと推察した。

3. 東日本大震災が東北沿岸へ及ぼした影響

津波により沿岸における養殖施設や船舶は多くが消失あるいは流出した。津波による沿岸環境の変化が無給餌養殖などに及ぼす影響が危惧された。震災後、麻痺性貝毒が問題となり (増田ほか, 2014, 石川ほか, 2015)、発生要因が麻痺性貝毒原因プランクトンの底泥からの巻き上がりであることが明らかになった (KAMIYAMA et al., 2014)。貝毒

原因プランクトンについては流動予測 (筧 et al., 2020) や、毒化しやすい貝の垂下水深を調べる研究 (WATANABE et al., 2019) などが行われた。また、沿岸環境 (原ほか, 2018, 金子ほか, 2019) やマガキの適正養殖量を把握する (OKUMURA and HARA, 2020) 研究なども行われた。ここでは、水質・底質環境や植物プランクトンの群集組成を中心に調査結果を湾ごとに紹介する。

3.1 松島湾

湾口が狭く閉鎖性が高いこともあり、湾外に比べ観察された津波は低かった (OTA et al., 2019)。ただし、他の海域と同様に津波により海底はかく乱された (IRIZUKI et al., 2019)。津波による海底地形の変化を調べたところ、湾口は削られ水深が深くなり、湾奥は逆に土砂が堆積し浅くなっていた (奥村・増田, 2019)。粒径分布は、湾口で粒子が粗く、湾奥で細かくなっていた。津波の海底への影響は場所により異なっていた。ただし、松島湾全体で観察された海底かく乱は、CODなどを低下させたと報告されており (太田ほか, 2017)、海底環境は良くなったと考えられた。

下水道浄化センターは沿岸に立地することが多く、津波により機能低下や停止する処理場も多かった (OKUMURA et al., 2021a)。松島湾そばの浄化センターも被災したため、富栄養化による環境悪化が懸念された。震災後、浄化センターから排出された処理水は高度処理ができなかったため、懸濁態窒素とアンモニア態窒素の増加が確認された。同様に処理水中のリン濃度も震災後に増加した。窒素、リン濃度が震災前の状態に戻ったのは、それぞれ2013年夏ごろ、2012年冬ごろであった。

松島湾における処理水などの影響を把握するため、窒素・リンの海水濃度を経時的に調べた。震災後、下水道浄化センターからの窒素・リンの排出量が増加したが、松島湾海水への影響は少なかった。理由として、運河を通じて処理水量の約4割しか松島湾に流入しないこと (残りの6割は仙台湾へ)、処理水量より松島湾に流入する河川水量、仙台湾から流入する海水量の方が圧倒的に多く、また、処理水よりも河川水、仙台湾海水の

窒素・リン濃度が低く希釈されたためと推察した。

3.2 女川湾

女川発電所の温排水調査が震災前から行われており、重金属など震災前後を比較するための環境データも充実している。津波による底泥の堆積状況を把握するため、約20cmの柱状コアを採取し、1cmごとに層切した (OKUMURA et al., 2020)。約20cmより長いコアを取ることができなかったのは、粒径分布が下層ほど粗くなったのが原因である。堆積深度別のクロロフィル色素や¹³⁷Csの検出状態から、採取した柱状泥は震災後の堆積層と推察され、女川湾では震災後に少なくとも約20cm堆積したことが分かった。

また、炭素・窒素安定同位体比から、堆積泥の多くは海起源で別の海底から運ばれた可能性が推察された。陸起源の泥が一部混ざっていたが、地盤沈下により陸上泥が流入したと推察した。

次世代シーケンサーで葉緑体のPsbA遺伝子を対象に微細藻を解析するためのプロトコールを作成し (OKUMURA and KAGA, 2017)、堆積層を調べたところ、多くの層で珪藻が優占していた (OKUMURA et al., 2020)。東北沿岸では一般的に珪藻が優占することから、底泥を見る限り震災後も女川湾では微細藻の群集組成に大きな変化はなかったと考えた。また、一部の堆積層からは陸上植物も観察され、津波の引き波により、流され堆積したものと推察した。

観測点や観測年により変動はあるが、震災後の重金属 (Fe, Mn, As, Cr, Cu, Pb, As, Cd) 濃度は震災前と大きな違いはなく、金属の各種基準値と比較しても、問題となる濃度は検出されなかった。変化が少なかったのは女川周辺が工業地帯でなく、元々重金属が陸上に多くないことが要因と推察した。

3.3 長面浦

長面浦は新北上川河口にある潟湖で、河口にあった砂浜が津波により流されたことにより、長面浦の湾口は形状が大きく変化した。より閉鎖性の高い海域における津波影響を把握するため、柱

状試料の解析を行った (OKUMURA et al., 2021b)。堆積深度別のクロロフィル色素や¹³⁷Cs, ¹⁴C-AMSの解析から、震災後に約70-90cm堆積したことが分かった。一方、湾奥で採取した柱状泥の約110-140cm深は1400年代の堆積層と考えられた。享徳地震が1454年に報告されていることから、この時の津波堆積層と推察した。2011年の東日本大震災は、869年の貞観地震の津波から約1000年ぶりと考えられていたが、柱状泥の調査より間にも大津波があったことが明らかとなった。

次世代シーケンサーで18SrRNA遺伝子を調べたところ、深度により優占種の変動はあったが渦鞭毛藻と珪藻が優占していた。長面浦は潟湖とかなり閉鎖性が高く、1400年代と現在で出現種に大きな違いが見られなかったと推察した。

4. 今後

ある大学の研究室を訪問した時、試料を保存するために大学の冷凍庫以外にも民間の冷凍庫を借りている理由を聞いたところ、「今は問題になっていないかもしれない、あるいは今は分析できないかもしれない、でも試料がなければ将来問題となった時に分析すらできない」と伺った。内分泌かく乱物質も津波影響もまさにその通りで、問題となる以前のデータや試料がないと肝心の前後比較ができない。一方で、古生物や古環境の研究手法である柱状試料の解析は過去に遡ることができる。また、いろいろ制約はあるが、海底に堆積した微生物の細胞外遺伝子は数万年前まで解析可能と考えられている。両者を組み合わせることで、中長期的な環境変動に対する微生物の遷移を把握できると考えており、今後もライフワークとして掘り下げていきたいと考えている。

謝辞

修士課程を終えていなければ、研究をしていない可能性もあり、当時の指導教官である東京海洋大学の森永勤先生、荒川久幸先生に感謝いたします。内分泌かく乱物質の研究では、瀬戸内海区水産研究所(当時)の山田久博士、東北区水産研究所(当時)の鈴木敏之博士に論文作成のご指導を

いただきました。また京都大学の山下洋先生には学位論文の作成を通じ、包括的な研究の進め方についてご指導いただきました。震災に関する研究では、東北大学(当時)の原素之先生、宮城県水産総合研究センターの増田義男博士、並びに水産研究・教育機構、宮城県水産技術総合センターや岩手県水産技術センターの方々には調査を通じ多大なるご協力をいただきました。皆様にこの場を借りて深くお礼申し上げます。また、本選考に関わって下さいました選考委員の先生方に感謝申し上げます。

研究の一部は科研費(課題番号:18H03414)により行われた。

引用文献

- CSIRKE, J. (2005): A.1 Global production and state of marine fishery resources. <https://www.fao.org/3/y5852e/Y5852E02.htm>.
- 原素之, 奥村裕, 伊藤絹子, 金子健司, 笈茂穂, 横山寿. (2018): 宮城県長面浦における持続的なカキ養殖生産のための環境調査. 日本水産学会誌, **84**, 1054-1057.
- 堀英夫, 山田久. (2002): II-3. 海産動物プランクトン遊泳阻害試験法. 瀬戸内海区水産研究所調査研究叢書, **2**, 51-55.
- 堀口敏宏. (1998): 環境ホルモンの生態系への影響. In: 日本化学会 (ed.): ダイオキシン類と環境ホルモン. 東京化学同人, 東京都, 103-131.
- IRIZUKI, T., O. FUJIWARA, K. YOSHIOKA, A. SUZUKI, Y. TANAKA, M. NAGAO, S. KAWAGATA, S. KAWANO and O. NISHIMURA. (2019): Geochemical and micropaleontological impacts caused by the 2011 Tohoku-oki tsunami in Matsushima Bay, north-eastern Japan. *Mar. Geol.*, **407**, 261-274.
- 石川哲郎, 日下啓作, 押野明夫, 西谷豪, 神山孝史. (2015): 東日本大震災後の宮城県気仙沼湾における *Alexandrium* 属の栄養細胞とシストの分布パターンおよび二枚貝類の毒化. 日水誌, **81**, 256-266.
- 笈茂穂, 神山孝史, 奥村裕, 山口峰生. (2020): 近年の麻痺性貝毒原因プランクトンの発生拡大を巡る問題と研究の課題 *Alexandrium* 属シストの分布とモデルによる栄養細胞輸送シミュレーション.

- 月間海洋, 594, 197-199.
- 角埜彰, 小山次朗. (2002): II - 4. 海産魚類急性毒性試験法. 瀬戸内海区水産研究所調査研究叢書, 2, 57-61.
- KAMIYAMA, T., H. YAMAUCHI, S. NAGAI and M. YAMAGUCHI. (2014): Differences in abundance and distribution of *Alexandrium* cysts in Sendai Bay, northern Japan, before and after the tsunami caused by the Great East Japan Earthquake. *J. Oceanogr.*, 70, 185-195.
- 金子健司, 奥村裕, 原素之. (2019): 宮城県長面浦における栄養塩の供給経路と高濃度のクロロフィル a の維持機構. *水産海洋研究*, 83, 171-180.
- 小山次朗, 角埜彰, 奥村裕. (1998): 流出油の海洋生物に対する毒性. *月刊海洋*, 30, 622-633.
- 増田義男, 奥村裕, 太田裕達. (2014): 宮城県中南部海域における長期モニタリング調査 (1993年-2013年) による貝毒原因プランクトンの変遷. *宮城水産研報*, 14, 41-56.
- 宮田秀明. (1998): よくわかるダイオキシン汚染: 人体と環境を破壊する猛毒化学物質. 合同出版株式会社, 東京都.
- 奥村裕. (1998): 溶解助剤として難水溶性有害化学物質の水生生物に対する毒性試験で使用可能な有機溶剤, 界面活性剤の種類と許容濃度. *中央水産研究所研究報告*, 11, 113-134.
- OKUMURA, Y., J. KOYAMA, H. TAKAKU and H. SATOH. (2001): Influence of organic solvents on the growth of marine microalgae. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 41, 123-128.
- 奥村裕. (2002): II - 2. 海産植物プランクトン急性毒性 (成長毒性) 試験法. 瀬戸内海区水産研究所調査研究叢書, 2, 45-50.
- OKUMURA, Y., J. KOYAMA and S. UNO. (2003a): The relationship between logPow and molecular weight of polycyclic aromatic hydrocarbons and EC50 values of marine microalgae. *La Mer*, 41, 182-191.
- OKUMURA, Y., Y. YAMASHITA and S. ISAGAWA. (2003b): Sources of polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins (PCDDs), polychlorinated dibenzofurans (PCDFs), and coplanar polychlorinated biphenyls (Co-PCBs), and their bioaccumulation through the marine food web in Sendai Bay, Japan. *J. Environ. Monit.*, 5, 610-618.
- OKUMURA, Y., Y. YAMASHITA and S. ISAGAWA. (2004a): Concentrations of polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins, dibenzofurans, non-ortho polychlorinated biphenyls, and mono-ortho polychlorinated biphenyls in Japanese flounder, with reference to the relationship between body length and concentration. *J. Environ. Monit.*, 6, 201-208.
- OKUMURA, Y., Y. YAMASHITA, Y. KOHNO and H. NAGASAKA. (2004b): Historical trends of PCDD/Fs and CO-PCBs in a sediment core collected in Sendai Bay, Japan. *Water Res.*, 38, 3511-3522.
- OKUMURA, Y., H. NAGASAKA, Y. KOHNO, T. KAMIYAMA, T. SUZUKI and Y. YAMASHITA. (2005): Sedimentation rate of dioxins from the mid-1980s to 2002 in a sediment core collected off Ishinomaki in Sendai Bay, Japan. *La Mer*, 43, 33-42.
- OKUMURA, Y., Y. KOHNO and Y. YAMASHITA. (2008): Dioxin concentrations and estimation of sources in four major rivers in Miyagi Prefecture, Japan. *Fresenius Environ. Bull.*, 17, 173-181.
- OKUMURA, Y., S. KAKEHI and Y. YAMASHITA. (2013): Mass balance of dioxins derived from pesticides in Sendai Bay, Japan. *Japan Agric. Res. Q.*, 47, 115-126.
- OKUMURA, Y. and S. KAGA. (2017): Retrospective analysis of phytoplankton assemblages on the Iwate coast before and after the 2011 tsunami using cryopreserved DNA samples. *Fish. Oceanogr.*, 26, 234-250.
- 奥村裕, 増田義男. (2019): 震災津波が松島湾の海底環境等に及ぼした影響. *アクアネット*, 22, 32-35.
- OKUMURA, Y. and M. HARA. (2020): Post-tsunami Oyster Feeding Environment in Nagatsuraura Bay for Three Years. In: *Evolution of Marine Coastal Ecosystems under the Pressure of Global Changes*. Springer International Publishing, Cham, 173-184.
- OKUMURA, Y., K. KANEKO, H. OTA, H. NAGASAKA and M. HARA. (2020): Analysis of environmental and microbiological changes in Onagawa Bay immediately after the tsunami of the Great East Japan Earthquake based on sediment cores. *Mar. Pollut. Bull.*, 157, 111235.
- OKUMURA, Y., Y. MASUDA, N. SUZUKI, S. KAKEHI and M.

- HARA. (2021a): Temporal changes in the nutrient status of Matsushima Bay after a wastewater plant was destroyed by a tsunami on 11 March 2011. *Fish. Sci.*, **87**, 845-859.
- OKUMURA, Y., H. MATSUOKA, H. ARAKAWA, F. TOKANAI, A. SUZUKI, T. IRIZUKI, H. KAJITA and M. HARA. (2021b): The influence and impact of tsunamis on the microorganism assembly of Nagatsura-Ura Lagoon, Miyagi, northeastern Japan. *Fish. Sci.*, **87**, 121-130.
- 太田裕達, 鈴木矩晃, 雁部総明. (2017): 松島湾における東日本大震災前後の底質環境について. *宮城水産研報*, **17**, 35-41.
- OTA, Y., A. SUZUKI, K. YAMAOKA, M. NAGAO, Y. TANAKA, T. IRIZUKI, O. FUJIWARA, K. YOSHIOKA, S. KAWAGATA, S. KAWANO and O. NISHIMURA. (2019): Sediments of Matsushima Bay, Northeastern Japan: Insights Gained From 5 Years of Sedimentological Analysis Following the 2011 Tohoku Earthquake-Tsunami. *Geochemistry, Geophys. Geosystems*, **20**, 3913-3927.
- 酒井伸一. (1998): ダイオキシン類のはなし. 日刊工業新聞社, 東京都.
- 関沢純. (1998): ダイオキシン類と環境ホルモン. In: 日本化学会 (ed.): *ダイオキシン類と環境ホルモン*. 東京化学同人, 東京都, 1-30.
- 水産庁. (2009): 第2節 我が国の魚食文化を支えてきた漁業・漁村. In: *平成21年度水産白書全文*. 17-27.
- 山田久. (1997): 水生生物によるポリ塩化ダイオキシンとジベンゾフランの生物濃縮. *中央水産研究所研究報告*, **9**, 139-161.
- WATANABE, R., M. KANAMORI, H. YOSHIDA, Y. OKUMURA, H. UCHIDA, R. MATSUSHIMA, H. OIKAWA and T. SUZUKI. (2019): Development of ultra-performance liquid chromatography with post-column fluorescent derivatization for the rapid detection of saxitoxin analogues and analysis of bivalve monitoring samples. *Toxins (Basel)*, **11**, 573.

受理：2022年12月12日