原著論文 Original Paper

魚類学雑誌 66(1):63-78 DOI: 10.11369/jji.18-027 2019 年 4 月 25 日発行

絶滅危惧淡水魚ギバチ Tachysurus tokiensis の 生息状況に与える河川横断人工構造物の影響

荒木友子^{1,3}•藤岡正博^{2,4}

¹ 〒 305-8572 茨城県つくば市天王台 1-1-1 筑波大学生命環境科学研究科生物資源科学専攻 ² 〒 305-8572 茨城県つくば市天王台 1-1-1 筑波大学生命環境系生物圏資源科学専攻 ³現住所:〒 697-0054 島根県浜田市高田町 20 ⁴現住所:〒 315-0132 茨城県石岡市根小屋 1029-24

(2018年7月20日受付; 2019年2月14日改訂; 2019年2月19日受理; 2019年4月5日 J-STAGE 早期公開)

キーワード: ギバチ, Tachysurus tokiensis, 堰, 移動分散, 中小河川

魚類学雜誌 Japanese Journal of Ichthyology © The Ichthyological Society of Japan 2019 Tomoko Araki and Masahiro Fujioka*. 2019. Effects of fixed and seasonal weirs on the distribution and movements of the endangered freshwater bagrid catfish *Tachysurus tokiensis* in rural streams. Japan. J. Ichthyol., 66(1): 63–78. DOI: 10.11369/jji.18-027.

Abstract The effects of small weirs on freshwater fishes of little or no commercial value have received scant attention, despite the enormous volume of literature on the negative impacts of dams and weirs on fishes generally. The distribution and movements of the endangered bagrid catfish Tachysurus tokiensis in a rural area on the Kanto Plain, Japan were examined, focusing on fish mobility and the effects of small weirs on local abundance. Thirty survey stations were selected along 3 tributaries of the Koise River (feeding Lake Kasumigaura). There were 20 weirs, of which 8 functioned only during the irrigation period from late April to early September. Catfish were caught by electrofishing along 25 m of stream length at each station in December 2010, and April, July, and October 2011. In total, 483 catfish were caught (average 4.4 fish per survey). Catfish were recorded in all four surveys at 15 stations (50%) and at least once at 27 stations (90%). Of 298 catfish individually marked with elastomer color tags, 12 were recaptured once and 2 twice at the same station as the first capture. Analysis of the relationship between numbers of catfish captured and environmental factors using generalized linear mixed models (GLMMs) suggested that the number of downstream weirs might have negatively influenced catfish numbers, whereas vegetation cover, bottom material, gap height of weirs, and velocity had little apparent influence. The results suggested that T. tokiensis showed little mobility and occurred widely throughout the river system, although possibly being negatively affected by weirs.

*Corresponding author: 1029–24 Negoya, Ishioka, Ibaraki 315–0132, Japan (e-mail: egretta2000@gmail.com)

河川におけるダムや堰といった横断人工構造 物は魚類の移動を阻害することにより生息 地の分断化をもたらす(中野ほか,1995; Morita and Yamamoto, 2002; Ovidio and Philippart, 2002; Gosset et al., 2006). ダム等による移動阻害は長期 的には種多様性の低下(Reyes-Gavilán et al., 1996; Holmquist et al., 1998; Joy and Death, 2001; 福島, 2005)や種内の遺伝的多様性の低下(Meldgaard et al., 2003; Yamamoto et al., 2004; Hänfling and

Weetman, 2006)をもたらす.しかし,これらの研 究例は、ダムや河口堰などの大型人工構造物がサ ケ・マス類など水産上有用な魚種に及ぼす影響に ついてのものが多い.1990年代からは水田生態 系における生物多様性保全への関心が高まり、水 田と水路の段差が大きくて魚類が水田に侵入でき ない水路では魚類の種多様性が著しく低下するこ と(片野ほか 2001;Katano et al., 2003)やドジョ ウ Misgurnus anguillicaudatus の分布が制限されて いること(Katano et al., 2010)などが知られるようになった. さらに, 2001年には土地改良法に 「環境との調和に配慮すること」が明記され,小 規模な堰の魚類への影響や魚道の効果についての 研究が数多く行われるようになった(例えば,田 代ほか, 2006;中村ほか, 2012;棗田・瀬谷, 2012).しかしながら,特定種の保全という視点 から堰の効果に着目した研究事例は,アユモドキ *Parabotia curtus* についての岩田(2006)など,ま だ限られている.

本 研 究 の 対 象 種 で あ る ギ バ チ Tachysurus tokiensis はナマズ目ギギ科に属し、太平洋側では 神奈川県以北、日本海側では富山県以北の本州に 分布する日本固有の淡水魚であり,環境省レッド リストで絶滅危惧Ⅱ類(VU)に指定されている(環 境省、2018). 神奈川県では勝呂ほか(1998)が 123 地点で捕獲調査した結果、ギバチは鶴見川上 流の東京都側でのみ採集されたと報告している. その後、相模川水系の1地点で少数が捕獲された (勝呂・安藤, 2000)が、それ以降もごく限られ た場所でしか生息が確認されておらず、きわめて 危機的な状態にあるとされてきた(勝呂ほか, 2006).本研究の調査地である茨城県においても、 県版のレッドリストにおいて絶滅危惧Ⅱ類(VU) に指定されている (茨城県, 2016). なお, ギバ チの属名としては Pseudobagrus が用いられてきた が、この属名は Tachysurus の新参同名であるとい う見解(Ng and Kottelat, 2007)に従って本論文で は Tachysurus を用いた.

天然記念物でもなく漁業的な価値もないギバチ に焦点を当てた研究は限られており,さらに,そ の移動特性については文献によって内容がやや異 なっている.神奈川県水産技術センター内水面試 験場の人工河川・生態試験池で標識して野外飼育 されているギバチでは,その約400 m² 内でさえ も移動はあまり確認されていない(神奈川県水産 技術センター内水面試験場,2009;神奈川県水産 技術センター内水面試験場,2009;神奈川県水産 技術センター内水面試験場,2010).一方,栃木 県那珂川水系の農業水路では夏季に多数の成熟個 体が遡上していることが確認されている(中村・ 尾田,2003).しかしいずれの研究もごく狭い範 囲で行われたものであり,自然河川において移動 が本種の個体群存続にとって重要な行動かどうか は未解明である.

そこで本研究では、「ギバチは季節移動するか どうか」と、「河川横断人工構造物がギバチの生 息状況に影響しているかどうか」を検証すること を目的として,小規模な横断人工構造物が多数設置された河川において,捕獲調査によってギバチの移動分散と環境選択を検討した.

材料と方法

調査地 調査は茨城県の筑波山東側山麓の石岡市北部から南東に流れて霞ヶ浦に注ぐ恋瀬川の右岸側3支流(下流側から川又川・小川・宇治会川)で行なった(Fig. 1, Table 1).最下流の川又川が恋瀬川に合流する地点の経緯度は北緯36°12'48",東経140°12'37"である.恋瀬川は,流域面積が213 km²,総流路長が28 kmの中規模河川で,調査地内では標高10 m から30 m 前後の緩傾斜地を流れる中流部の様相を示しているが,蛇行は少ない.河床は砂質または砂礫質のところが多い(根本ほか,2011).川沿いの平坦地は大部分が水田



Fig. 1. Study area (southeast corner coordinates: 36°12'N, 140°13'E). Thirty survey stations (+) were established along the Kawamata (KW-01 to 15), Ogawa (OG-01 to 08), and Ujie (UJ-01 to 07) tributaries of the Koise River, Ibaraki Prefecture, and a supplementary survey undertaken at 4 stations along the Koise River (KS-01 to 04). Solid triangles and circles indicate fixed and seasonal weirs, respectively. White areas indicate mostly rice paddies and shaded areas are other land use, such as crop fields, residential areas, or factories. Contour lines indicate 50 m elevation intervals.

Tributary	Length	Altitude at connection	Altitude at most	Average slope	No. of	No. of
(abbreviation)	(m)	with Koise River (m)	upstream end (m)	(m/100 m)	fixed weirs	seasonal weirs
Kawamata (KW)	6,082	9	28	0.31	4	5
Ogawa (OG)	2,912	18	32	0.48	0	2
Ujie (UJ)	1,756	21	30	0.51	8	1
Ujie (UJ)*	844	21	24	0.36	1	1

Table 1. Basic features of the Koise River tributaries

*Only data from survey stations in the downstream half of UJ used for statistical analyses.

として利用され,その周辺の丘陵地は畑地や造林 地で,それらの境界部に農村集落や工場が散在し ている.調査地内では本流でも平水時の流路幅が 10 m 前後と狭く,河畔林はない.恋瀬川にはダ ムはなく,低水路の岸も,橋の上下などを除いて, 多くのところはコンクリートで護岸されていない. しかし,各所に農業用の取水堰(頭首工)や流速 制御のための落差工があり,その下流側の河床は コンクリートで固定されていることが多い.流域 に漁業協同組合はなく,漁業権は設定されていな い.

各支流の調査対象範囲として、流量の少ない冬 季に流路幅が1m未満かつ最深部の水深が10 cm 未満となる地点を最上流部とし、恋瀬川への合流 点を最下流部とした. 川又川は3支流の中でもっ とも下流で恋瀬川に合流し, 流路長約 6.1 km (上 記の調査対象範囲内、以下同様)でもっとも長い 支流である. 底質は主に砂もしくは礫だったが. 直径 25 cm 程度の石を格子状に配したコンクリー ト床固め区間も散在した.両岸はコンクリートで 護岸されているところも少なくなかったが、古い ために崩れて間隙が多くある場所や土砂が堆積し て両岸にヨシ Phragmites australis などの抽水植物 が生えている場所など様々な状態であった.3支 流の中間に位置する小川は,流路長約2.9 kmで, 上流から下流まで橋の周辺以外は護岸されておら ず,抽水植物が生えており、3支流の中でもっと も自然状態に近い河川であった. 底質は主に砂で あった. 最上流部に位置する宇治会川は、流路長 約1.8 kmで、本流との接続部から約400 mは3 面コンクリート張りであったが、多くのところで 河床に砂が堆積し、岸近くにはヨシなどの抽水植 物が生えており、下流部には直径 25 cm 程度の石 が散在していた. 恋瀬川接続部から約900mより 上流は、最上流部の 300 m ほどを除いて河道はほ ぼ直線的な3面コンクリート張りで, 土砂の堆積 も少なく、抽水植物はほとんどなかった.

堰の計測 各支流の調査対象範囲内にあるすべ

ての河川横断人工構造物(以下、堰とする)の位 置を現地で確認して2万5千分の1地形図に書き 込んだ. 堰には一年中高さが変わらず可動部のな い落差工(以下,固定堰とする)と,4月下旬か ら9月初め頃までの灌漑期のみ金属板をはめ込ん だりゴムを膨らませたりして水をせき止める頭首 工(以下,可動堰とする)が存在した.川又川に は固定堰が4個、可動堰が5個、小川には可動堰 が2個,宇治会川には固定堰が8個,可動堰が1 個設置されていた(Table 1). 可動堰の水位を上 げる方法には、台座に鉄板や板をはめ込むものや ゴム製のチューブをふくらませるもの. フロート 付きの巨大な鉄板を自動的に下ろすものなど、複 数の形式があったので, 典型的な固定堰とともに 写真を載せた(Fig. 2). この他に宇治会川には段 差がごく小さい固定堰が2個あったが、それぞれ がより大きな可動堰または固定堰から数メートル 以内に設置されていたため、無視した、いずれの 堰にも魚道は設けられていなかった.

2014年4月28日と29日にすべての堰について, ほぼ均等に間隔を空けた3点において,1 cm 刻 みで目盛りを入れた測量棒を用いて(1)上流側 の水深,(2)下流側の水深,(3)下流側の水面か ら堰上端までの落差,を計測した(Table 2).水 深や落差は,堰やその基礎部分に触れない範囲で, できるだけ堰の近くで計測した.計測時には水位 は平常で,すべての可動堰は立ち上げられていた. 以下の分析では堰ごとに3ヶ所の測定値を平均し た値を用いた.なお,捕獲調査地点の下流側に堰 がない場合には,堰の上流側と下流側の水深は当 該地点の平均水深とし,落差は0として統計解析 した.

魚類捕獲調査 ギバチの生息状況に堰が与える 影響を評価するため、各堰の上流側と下流側に魚 類調査地点を設け、さらに、堰と堰の間の距離が 長い区間には複数の調査地点を置いた(Fig. 1). 調査地点ごとの捕獲調査範囲(下記)は直近の堰 から10m以上,他の調査地点から30m以上離す



Fig. 2. Photographs of typical weirs. A. Simple seasonal weir, formed by steel plates supported by concrete bases (OG-w1). B. Seasonal weir comprising a rubber tube inflated during the irrigation period (KW-w5). C. Seasonal weir comprising a steel gate with a float and weight for controlling the upstream water depth without a power supply (UJ-w2). D. Fixed weir (UJ-w7).

Weir ID	Weir type	Upstream depth (cm)	Gap height (cm)	Downstream depth (cm)	Remarks
KW-w1	Seasonal	61	52	79	Steel plates
KW-w2	Fixed	51	58	4	
KW-w3	Seasonal	87	57	62	Steal plates
KW-w4	Seasonal	80	81	63	Steel gate
KW-w5	Seasonal	87	168	86	Rubber gate; see Fig. 2B.
KW-w6	Fixed	8	28	66	
KW-w7	Fixed	6	54	96	
KW-w8	Seasonal	94	180	5	Steel gate
KW-w9	Fixed	4	15	43	
OG-w1	Seasonal	84	60	35	Steel plates; see Fig. 2A.
OG-w2	Seasonal	58	38	30	Steel plates
UJ-w1	Fixed	6	137	15	Large drop to Koise River
UJ-w2	Seasonal	112	135	4	Steel gate; see Fig. 2C.
UJ-w3	Fixed	7	41	52	
UJ-w4	Fixed	6	40	49	
UJ-w5	Fixed	6	35	56	
UJ-w6	Fixed	5	42	51	
UJ-w7	Fixed	4	91	38	See Fig. 2D.
UJ-w8	Fixed	4	95	31	
UJ-w9	Fixed	3	14	40	

 Table 2.
 Features of weirs along the Koise River tributaries

Weirs numbered along each tributary from connection with Koise River. Seasonal weirs are head works raised only from late April to early September, to supply water to the irrigation system. Fixed weirs are groundsills, comprising concrete bases on upstream and downstream sides of a drop dissipater. Gap height - height from downstream water surface to top of weir at usual water level. Gap height and water depth determined as average value of measurements at three points along each weir.

ようにした. 宇治会川上流部の固定堰が連続して 設けられている区間と恋瀬川接続部の固定堰下流 側には河川長不足などのため調査地点を設定でき なかった. その結果,魚類調査地点は,川又川に 15 地点,小川に 8 地点,宇治会川に 7 地点の合 計 30 地点であった (Fig. 1, Table 4). なお,最 初に行なった冬季調査時に川又川の可動堰 1 つを 見逃していたため,川又川の調査地点数は冬季の み 1ヶ所少ない 14 地点であった.

魚類の捕獲調査は 2010 年 12 月から 2011 年 10 月にかけて,冬・春・夏・秋に各調査地点で1 回 ずつ行なった.冬季には 2010 年 12 月 15 日から 25 日の間に 8 日間,春季には 2011 年 3 月 29 日 から 4 月 17 日に 7 日間,夏季には 2011 年 7 月 13 日から 27 日に 6 日間,秋季には 2011 年 10 月 17 日から 29 日に 7 日間で調査した.可動堰が引き 上げられていたのは夏季のみであった.調査は増 水時を避けて午前 6 時 30 分から 8 時までに始め て日没前までに終え,1 地点当りの所要時間はお よそ 1 時間 30 分であった.それぞれの支流の下 流側から連続した 4 ないし 5 地点を 1 日で調査し た.捕獲調査は茨城県から特別採捕の許可を得て 実施した(平成 22 年漁第 649 号・平成 23 年漁第 16 号).

各調査地点の調査範囲を流路長 25 m に統一した. 捕獲作業は 2 人から 5 人で行なった. 夜行性であるギバチが岸沿いの間隙に潜んでいることを想定して,1 人が調査範囲の上流端から下流方向に歩きながら電気ショッカー(Smith-Root 社製Model 12-B)を岸沿いにかけ,残りの人は下流側へ流されたすべての魚類をたも網・さで網で捕獲してバケツに回収した. 電気ショッカーの設定は電圧を 300V,モードスイッチを B と 6 の組み合わせ(パルス間隔 5 Hz,パルス長 8 msのスタンダードパルス)とした. 流路幅が 2 m 以上の調査地点では,片側の岸沿いに捕獲作業した後に再び上流側へ移動し,反対側の岸で同様に電気ショッカーをかけながら捕獲した.

捕獲したギバチについては標準体長をノギスで mm 単位で,体重をデジタルはかりで 0.1 g 単位 で計測し,標準体長が約 25 mm 以上の個体につ いては個体識別標識として魚体側線のやや下部の 皮下にイラストマー蛍光色素(Northwest Marine Technology 社製)を注入した.注入箇所は両側面 にそれぞれ 3ヶ所ずつとし,赤,青,黄,緑の 4 色を用いた.ただし,最終回の秋季調査では標識 しなかった.成熟個体については雌雄判別を試み たが,信頼性が低いと判断して解析には使わな かった.ギバチ以外の魚類については種ごとの捕 獲数のみを記録した(17種,約27,000個体が採 捕されたが,本論文では扱わない).すべての捕 獲魚は計測ののち,各調査地点で放流した.

調査対象とした3支流が合流する恋瀬川本流に ギバチが生息することを確認するため,2011年 11月15日に3支流の上下流にあたる恋瀬川本流 の4地点(Fig.1)において,3支流での調査と同 じ方法で魚類捕獲調査を行なった.

環境調査 魚類捕獲調査ごとに、物理的な特性 として流路幅・水深・流速・底質・岸および水面 の植被率の6項目を,水質特性として水温・pH・ 電気伝導度(EC)の3項目を計測した. 流路幅 は調査範囲 25 m の最上流部・中央部・最下流部 の3ヶ所で巻き尺によって計測した.水深は25m の流路長中央部のほぼ均等に間隔を空けた3点上 で目盛のついた測量棒によって計測した. 流速は 水深と同じ計測場所で、冬季と春季には流速計(東 京計測株式会社製プロペラ式流速計 SAT-200-10) によって水面から 5-10 cm 程度の深さで計測した. 夏季と秋季には、流速計が故障したため、上面の みが水面上に見えるように重さを調節した円柱型 のボトル(半径2 cm, 高さ7 cm)が1 m を流れ るのにかかる時間をストップウォッチで3回計測 してその平均値から流速を算出した. この2つの 計測方法間の整合性については検証できなかった. 底質は調査範囲の最上流部・中央部・最下流部の 流路幅をほぼ均等に間隔を空けた3点上の合計9 点で、コンクリート・砂泥(粒径2mm未満)・ 礫 (2 mm 以上 300 mm 未満)・巨石 (300 mm 以上) のいずれがもっとも優占しているかを目視で判断 して記録した. 岸と水中の植被率は、それぞれ、 右岸左岸が植生に覆われている割合、および調査 範囲内の上流部・中央部・下流部の流路内が沈水 植物や抽水植物に覆われている割合を目視で判定 して 1/10 単位(0-10 の 11 段階)で記録した.水 温・pH・電気伝導度は一括して測定できる pH メー ター(D-54,株式会社堀場製作所)を用いて調査 区間中央部で計測した.以上の環境測定の結果 は、以下の分析においては調査地点ごとに平均値 を求めて用いた.また、岸と水中の植被率につい ては合算して1つの指標とした.

統計解析 統計解析とグラフの作成には主に統
 計ソフト R3.4.4 (R Core Team, 2018)を用いた. P
 値は小数点以下3桁で示し(ただし0.000になる
 場合にはP<0.001と表現),0.05未満の場合に有

意であるとみなした.平均値は標準偏差(SD) とともに示した.

宇治会川の最上流部2地点(UJ-06, UJ-07)は, 以下の統計解析では調査地点から除外した. これ ら2地点ではギバチが一度も捕獲されなかったが、 その下流側に 500 m 以上にわたって土砂がほとん ど溜まっていないコンクリート3面張りの区間が 続いており、なおかつ、その区間に6個の固定堰 があったため、ギバチが生息しない原因が3面コ ンクリート張りなのか堰が連続しているためなの か,あるいは単に上流すぎたのかが判別できず, 統計解析の全体的信頼性を低下させると考えたた めである.以下では、これら最上流部調査地点と その下流側の固定堰が続く区間を除いた宇治会川 下流部を単に「宇治会川」、これらを含む場合に は「宇治会川(全体)」と表現する.宇治会川に は固定堰と可動堰がそれぞれ1個ずつのみである (Fig. 1, Table 1).

調査地点ごとのギバチ捕獲個体数(以下、捕獲 数とする)と環境の関係については支流単位と調 査地点単位の2つの空間スケールで、ギバチの体 長等、その他については支流単位ないしは全体で 分析した、支流単位の分析では、まず Kruskal-Wallis rank sum test で全体として違いがあるかど うかを検定し、有意な違いがあった場合には Steel-Dwass 法でどの支流間に差があったかを検 定した.調査地点単位の分析には各調査期・調査 地点におけるギバチ捕獲数を応答変数をとする一 般 化 線 形 混 合 モ デ ル (Generalized Linear Mixed Model, GLMM) を用いた. ギバチ捕獲数の平均 (4.4) に対して分散(8.9) が著しく大きかったた め, 確率分布としてポアソン分布ではなく負の二 項分布を適用し,支流と調査地点を入れ子のラン ダム効果とした.GLMMに導入する説明変数に ついては以下のように事前に絞り込んだ.pHと 水温, 電気伝導度については, 支流内の地点間で 違いがほとんどなく、また機器の故障による欠測 があったため,解析から除外した.堰の上流側の 水深は固定堰と可動堰で有意に異なった(9.2 ± 13.3 cm vs. 82.9 \pm 17.4 cm, P < 0.001; Table 2 を参 照)ため、固定効果の候補から外した. 各調査地 点の下流側の堰の数と恋瀬川接続部からの距離は 強く相関(Kendall's $\tau = 0.839$)したため、一つの モデルに両方を採用しないようにした.水深,流 速、植生被度、下流側で落差が最大の堰の下流側 水深、底質のうちコンクリートの割合は、いずれ もギバチ捕獲数との相関係数(Kendall's τ)の絶 対値が 0.04 未満でその P 値も 0.5 以上であったた めGLMMに組み込まなかった.以上の結果. GLMM の説明変数(固定効果)候補は、季節(調 査期), 下流側の堰の数(または恋瀬川接続部か らの距離)、下流側直近の堰のタイプ(固定堰・ 可動堰・堰なし)、下流側直近の堰の落差、下流 側直近の堰の下流側水深,下流側最大落差(下流 側のすべての堰のうちの最大落差). 底質のうち 砂泥の割合と礫の割合,水路幅の9項目である. これらのうち名義変数である季節と堰のタイプ以 外の7項目については、平均値を0、分散を1と して標準化した値を GLMM に導入した.フルモ デルからナルモデルまで固定効果のすべての組み 合わせのモデルについて赤池情報量規準(AIC) と Akaike weights を求めた. そのうえで, 各説明 変数のギバチ捕獲数への効果について、有効モデ ル(Δ AIC が2未満の上位モデル)に採用され たかどうかやそのモデルにおける各固定効果の係 数値と*P*値, Akaike weights に基づいて計算した Relative Importance of Variable (IOV ; Burnham and Anderson, 2002) を元に検討した.

結 果

捕獲個体の標準体長と体重 全調査期の合計で 483 個体のギバチが捕獲された.標準体長の最小 値は 8 mm, 最大値は 210 mm, 中央値は 53 mm, 平均値は 66.3 ± 40.7 mm であった. Fig. 3 に支流・ 季節別に標準体長の頻度分布を示した. 繁殖期で ある夏には孵化後間もないと思われる 30 mm 以 下の捕獲数に小さなピークが見られた. 体重は 453 個体について測定し, 最小値が 0.2 g, 最大値 が 90.3 g, 中央値が 2.8 g, 平均値が 9.7 ± 15.1 g であった.体長に対する体重の回帰曲線はべき乗 関数式によく適合し,非線形最小二乗法による計 算では、切片が 0.00027 (標準誤差 0.00003, P < 0.001),指数値が2.3741 (標準誤差0.0225, P < 0.001) であった. 適合精度は劣るがより一般的 に使われる対数変換後の線形最小二乗法による計 算では、切片が 0.00044 (P < 0.001)、指数値は 2.756 (P < 0.001),回帰係数 $R^2 = 0.9795 (P < 0.001)$ であっ た.

最終回の秋季を除く冬季から夏季に捕獲した 298個体のギバチにイラストマーによる個体識別 標識を施した.このうち12個体が2度,2個体 が3度,最終回の秋までに捕獲された.標識個体 のうち再捕獲されたのは14個体(4.7%)であり,

	E	ributary abbreviatic	uc	Kruskal-	Wallis test	Stee	l-Dwass tes	$t^{s} P$
Measurements	KW	0G	IJ	χ2	Р	KW-0G	KW-UJ	0G-UJ
Electrical conductivity (mS/m)	0.133 (0.012)	0.115 (0.013)	0.128 (0.002)	10.663	0.005**	0.007^{**}	0.350	0.018*
Vegetation cover ratio	2.6 (1.5)	4.5(0.6)	1.9(1.9)	11.531	0.003^{**}	0.002^{**}	0.712	0.007^{**}
Concreted-bottom ratio	0.2~(0.5)	(0.0)(0.0)	2.2(3.0)	4.513	0.105			
Sandy-bottom ratio	4.4 (3.0)	7.0 (2.1)	5.7 (2.5)	3.721	0.156			
Stone-bottom ratio	4.4 (3.2)	2.0 (2.1)	1.2(1.3)	5.210	0.074			
Stream width (m)	4.6(1.8)	3.1(0.6)	2.6 (1.2)	10.105	0.006^{**}	0.025*	0.033*	0.601
Water depth (cm)	36.1 (15.6)	27.3 (7.4)	24.9 (5.6)	3.272	0.195			
Velocity (m/sec)	36.0(9.9)	34.3 (8.5)	27.3 (17.9)	1.748	0.417			
Distance to Koise River (m)	3,090 (2,097)	1,408(1,106)	437 (273)	8.074	0.018*	0.080	0.047*	0.414
Number of downstream weirs	4.6(2.6)	1.1(0.8)	1.4(0.5)	12.372	0.002^{**}	0.001^{**}	0.027*	0.858
Gap height of 1st downstream weir (cm)	84.0 (60.7)	36.8 (24.9)	136.2 (1.1)	8.190	0.017*	0.206	0.276	0.002**
Downstream depth of 1st downstream weir (cm)	53.8 (30.8)	29.9 (5.3)	10.7~(6.4)	10.567	0.005*	0.121	0.025^{*}	0.002^{**}
Largest gap height of downstream weirs (cm)	112.2 (62.2)	45.0 (27.8)	136.2(1.1)	6.745	0.034^{*}	0.133	0.981	0.001^{***}
Downstream depth of largest downstream weir (cm)	44.2 (36.9)	31.8(6.0)	10.7~(6.4)	5.711	0.058			
Mean values given with SD in parentheses. Statistical test Kruskal-Wallis test significant. *** $P < 0.001$, ** $P < 0.01$,	ts carried out for sease $*P < 0.05$.	onal means to cance	l out repeated measu	tres at each su	urvey station.	Steel-Dwass	test execute	d only when

Environmental features of survey stations in relation to the Koise River tributaries

Table 3.

延べ16回の再捕記録のうち14回は春と夏に,残る2回は秋に再捕獲された.再捕獲地点はすべて 最初の捕獲地点と同じであった.

局所環境の支流による違い 環境項目の支流ご との平均値と検定結果を Table 3 に示した(季節 変化の激しい水温と pH を除く). 電気伝導度は 冬季と春季にしか測定できなかったが、支流間の 違いは有意であり (Kruskal-Wallis rank sum test, χ² = 10.663, P = 0.005), Steel-Dwass 法による多重比 較の結果,川又川(0.133 ± 0.012 mS)では小川 (0.115 ± 0.013 mS) より有意に高く (P = 0.007), 宇治会川(0.128 ± 0.002 mS)でも小川より有意 に高かった(P=0.018)が、川又川と宇治会川の 間には有意差はなかった(P=0.350).植生被度 にも支流間で有意な違いがあり(Kruskal-Wallis rank sum test, $\chi^2 = 11.531$, P = 0.003), 多重比較の結 果では小川(4.5±0.6)で川又川(2.6±1.5, P= 0.002) および宇治会川(1.9±1.9, P=0.007) よ りも有意に高く、川又川と宇治会川の間には差は なかった(P=0.712).水深と流速については支 流間で有意な違いはなかった.

底質については、有意ではなかったものの、川 又川では礫底が、小川では砂泥底が、宇治会川で はコンクリート底が比較的多かった. 巨岩が優占 する地点はなかった. 河川の物理的特徴を示す計 測値のうち水路幅にのみ支流間で有意差があり (Kruskal-Wallis rank sum test, $\chi^2 = 10.105, P = 0.006$)、 小川と宇治会川の間には有意差がなかったものの (P = 0.601)、川又川(4.6 ± 1.8 m)が小川(3.1 ± 0.6 m, P = 0.025)および宇治会川(2.6 ± 1.2 m, P = 0.033)より有意に広かった.

各調査地点における堰の測定値についても支流 間で違いがあった(Table 3). 下流側最初の堰の 落差は宇治会川(136.2 ± 1.1 cm),川又川(84.0 ± 60.7 cm), 小川 (36.8 ± 24.9 cm) の順に大き \langle (Kruskal-Wallis rank sum test, $\chi^2 = 8.190, P =$ 0.017),小川と宇治会川の間に有意差(P=0.002) があった.その堰の下流側水深は川又川(53.8 ± 30.8 cm), 小川 (29.9 ± 5.3 cm), 宇治会川 (10.7 ± 6.4 cm)の順に大きく、全体として有意な違い があり (Kruskal-Wallis rank sum test, $\chi^2 = 10.567, P =$ 0.005), 川又川と宇治会川の間 (P=0.024) およ び小川と宇治会川の間(P=0.002)の違いが有意 であった. 下流側の堰の最大落差は宇治会川 $(136.2 \pm 1.1 \text{ cm}),$ 川又川 $(112.2 \pm 62.2 \text{ cm}), 小$ 川(45.0 ± 27.8 cm)の順に大きく、有意であり (Kruskal-Wallis rank sum test, $\chi^2 = 6.745$, P = 0.034),

Station ID	No. of. catfish in winter/spring/ summer/autumn	No. of down- stream weirs	Distance to connection with Koise River (m)	Stream width (m)	Water depth (cm)	Velocity (cm/sec.)	Vegetation cover index (0–10)	Bottom material
KW-01	4/3/0/6	0	12	9.4	24.6	44.4	2.8	Stone
KW-02	0/2/6/0	1	84	6.8	60.2	21.0	1.3	Sand
KW-03	-/9/11/1	2	841	4.3	65.0	57.1	4.5	Stone
KW-04	1/0/0/4	3	907	5.5	51.8	34.9	4.7	Stone
KW-05	0/4/2/2	3	2,419	4.0	25.8	41.1	3.5	Stone
KW-06	0/1/0/0	4	2,543	6.2	38.9	38.9	0.6	Stone
KW-07	2/10/8/3	4	3,089	4.5	32.3	29.6	5.5	Sand
KW-08	1/7/3/0	4	3,718	3.6	33.6	32.1	3.6	Stone
KW-09	5/6/0/8	5	4,084	4.1	49.3	37.2	0.0	Stone
KW-10	1/3/3/3	5	4,294	4.1	34.7	33.4	2.1	Stone
KW-11	4/8/7/8	6	4,531	3.3	47.3	24.5	1.3	Sand
KW-12	1/2/4/7	7	4,930	4.7	12.8	51.4	2.3	Stone
KW-13	0/3/3/0	8	5,831	2.5	24.7	35.2	4.3	Sand
KW-14	0/0/0/2	8	5,977	2.6	19.9	36.2	3.4	Sand
KW-15	0/0/0/0	9	6,082	3.3	21.3	23.6	4.2	Sand
OG-01	3/3/22/16	0	4	3.3	20.7	33.6	4.4	Sand
OG-02	18/19/5/10	0	293	3.0	23.8	33.6	4.0	Sand
OG-03	1/3/8/3	1	420	3.7	32.1	34.2	4.4	Stone
OG-04	9/1/9/8	1	1,119	3.1	38.3	27.7	5.2	Sand
OG-05	4/1/3/0	1	1,823	2.4	20.9	52.2	5.0	Sand
OG-06	3/1/5/12	2	2,145	4.1	23.9	24.9	6.1	Sand
OG-07	1/4/2/1	2	2,552	3.2	21.7	39.1	5.6	Sand
OG-08	2/7/6/8	2	2,911	2.4	37.3	29.2	5.8	Sand
UJ-01	2/0/2/2	1	124	1.2	18.6	53.0	4.2	Concrete
UJ-02	6/5/8/9	1	272	1.8	26.4	32.1	3.8	Concrete
UJ-03	3/11/8/2	1	426	2.3	33.2	8.1	0.0	Sand
UJ-04	6/1/8/8	2	520	4.0	25.2	12.7	0.0	Sand
UJ-05	9/3/17/7	2	844	3.5	21.3	30.3	2.3	Sand
UJ-06	0/0/0/0	8	1,679	2.1	13.9	31.8	2.2	Sand
UJ-07	0/0/0/0	9	1.756	1.5	20.8	26.1	3.1	Sand

Table 4. Numbers of Tachysurus tokiensis captured and environmental features at each survey station

KW-02 not surveyed in first season, winter. Data from UJ-06 and UJ-07 not used for statistical analyses. Seasonal averages given for stream width, water depth, velocity, and vegetation cover index; bottom material - most dominated type at survey station.

多重比較の結果では小川と宇治会川の間の差が有 意であった(P < 0.001).その他の堰の測定値, すなわち下流側最初の堰の上流側水深,最大落差 の堰の下流側水深および上流側水深については支 流間で有意な差はなかった.

川又川と宇治会川には落差が1mを超える可動 堰が計3基あり(Table 2),その結果,これらの 可動堰の上流側にある6調査地点のうち4地点 (KW-06,09,10,UJ-04)で可動堰が上げられてい た夏季の水深がその前後の春・秋の水深の1.5倍 以上となり,バックウォーター(堰上げに伴う湛 水域)の範囲内にあったと判断された.これら4 地点では可動堰の上流側にあってもバックウォー ター範囲外であった 14 地点と比べて夏季の水深 が有意に深く(77.2 ± 17.7 cm vs. 30.2 ± 18.8 cm, Wilcoxon rank sum test, W = 54, P = 0.003), 流速が 有意に遅かった(12.6 ± 11.1 cm/sec. vs. $30.4 \pm$ 16.4 cm/sec., Wilcoxon rank sum test, W = 9, P =0.046).

ギバチ捕獲数の支流による違い 全 30 地点の うち 27 地点では 1 回以上, 15 地点では 4 回すべ てでギバチが捕獲された(Table 4).統計解析か ら除外した宇治会川最上流部 2 地点を除くと, 1 回も捕獲されなかったのは川又川最上流部の 1 地

Winter	Spring	Summer	Autumn	Mean	Total
1.4 (1.7)	3.9 (3.4)	3.1 (3.5)	2.9 (3.0)	2.8 (3.1)	168
5.1 (5.8)	4.9 (6.1)	7.5 (6.3)	7.3 (5.6)	6.2 (5.8)	198
5.2 (2.8)	4.0 (4.4)	8.6 (5.4)	5.6 (3.4)	5.9 (4.1)	117
3.2 (3.9)	4.2 (4.3)	5.4 (5.2)	4.6 (4.3)	4.4 (4.5)	
86	117	150	130		483
	Winter 1.4 (1.7) 5.1 (5.8) 5.2 (2.8) 3.2 (3.9) 86	Winter Spring 1.4 (1.7) 3.9 (3.4) 5.1 (5.8) 4.9 (6.1) 5.2 (2.8) 4.0 (4.4) 3.2 (3.9) 4.2 (4.3) 86 117	Winter Spring Summer 1.4 (1.7) 3.9 (3.4) 3.1 (3.5) 5.1 (5.8) 4.9 (6.1) 7.5 (6.3) 5.2 (2.8) 4.0 (4.4) 8.6 (5.4) 3.2 (3.9) 4.2 (4.3) 5.4 (5.2) 86 117 150	WinterSpringSummerAutumn1.4 (1.7)3.9 (3.4)3.1 (3.5)2.9 (3.0)5.1 (5.8)4.9 (6.1)7.5 (6.3)7.3 (5.6)5.2 (2.8)4.0 (4.4)8.6 (5.4)5.6 (3.4)3.2 (3.9)4.2 (4.3)5.4 (5.2)4.6 (4.3)86117150130	WinterSpringSummerAutumnMean1.4 (1.7)3.9 (3.4)3.1 (3.5)2.9 (3.0)2.8 (3.1)5.1 (5.8)4.9 (6.1)7.5 (6.3)7.3 (5.6)6.2 (5.8)5.2 (2.8)4.0 (4.4)8.6 (5.4)5.6 (3.4)5.9 (4.1)3.2 (3.9)4.2 (4.3)5.4 (5.2)4.6 (4.3)4.4 (4.5)86117150130130

Table 5. Numbers of Tachysurus tokiensis captured in relation to the tributary and season

Mean values given with SD in parentheses.

Table 6. Estimates of coefficients in GLMMs of which delta AIC less than 2.0

	Number of	Sea	ison of su	rvey	Gap height	~	Ratio of sandy bottom	Gap	Downstream	Ratio of		
Model	downstream weirs	Spring	Summer	Autumn	of largest weir	Stream width		height of first weir	water depth of first weir	Stone bottom	AIC	Delta AIC
1	-0.512***	0.370	0.569*	0.446*							554.6	0.0
2	-0.505***										555.4	0.8
3	-0.673**	0.378	0.572*	0.451*	0.209						555.6	1.0
4	-0.499**	0.364	0.579**	0.432			0.065				556.3	1.6
5	-0.515***	0.351	0.541*	0.441		-0.073					556.3	1.7
6	-0.512***					-0.131					556.4	1.7
7	-0.660**				0.202						556.5	1.8
8	-0.771**	0.383	0.573*	0.449*	0.454			-0.237			556.5	1.9
9	-0.530**	0.373	0.575*	0.445*					0.043		556.5	1.9
10	-0.504**	0.367	0.570*	0.443*						-0.031	556.6	1.9
11	-0.520**	0.370	0.569*	0.447*				0.021			556.6	2.0
Maximum	-0.413		-		0.714	0.105	0.314	0.329	0.188	0.252		
Minimum	-0.846		-		-0.473	-0.228	0.045	-0.283	-0.039	-0.100		
IOV	0.946		0.589		0.442	0.343	0.330	0.321	0302	0.292		

Fixed effects sorted based on IOV (relative Importance Of Variance), calculated as sum of Akaike weights in models where a variable included. Type of first downstream weir, (IOV = 0.322), not listed because not selected in any top models. Base category of season: winter. *** P < 0.001, ** P < 0.01, * P < 0.05.

点(KW-15)のみであった.捕獲調査地点ごとの 1回当りの平均捕獲数は 4.4 ± 4.5 個体であった. 最大捕獲数は小川の OG-01 における夏の 22 個体 で、調査地点当りの合計最大数は OG-02 におけ る 52 個体であった. 1回当りの捕獲数を支流ご とに見ると、多い順に小川で 6.2 ± 5.8 個体、宇 治会川で 5.9 ± 4.1 個体,川又川で 2.8 ± 3.1 個体 であった(Table 5). 支流のみを固定効果,調査 地点をランダム効果とする GLMM の結果,小川 と宇治会川の間には有意差はなかったが、川又川 での捕獲数は小川(P=0.011)と宇治会川(P= 0.030) よりも有意に少なかった. また, 小川で は延べ32回の調査でギバチが捕獲されなかった のは1地点の1回のみ(3.1%),宇治会川では20 回中1回のみ(5.0%)であったのに対して、川又 川では 59 回中 20 回 (33.9%) であり、この採捕 の有無の比率は支流によって有意に異なった (Fisherの正確確率検定法, *P*=0.0002).

1回当りの捕獲数は、川又川では春,夏,秋, 冬の順に多かったのに対し,小川と宇治会川では 夏,秋,冬,春の順であった(Table 5).夏にバッ クウォーター内に入った地点では捕獲数が少なく なった可能性があるので,バックウォーター内(4 地点)とそれ以外(14 地点)の間で捕獲数を比 較したところ,後者の方が多かったものの違いは 有意ではなかった(2.8 ± 3.8 個体 vs. 5.1 ± 45 個 体,同値を考慮した Wilcoxon rank sum test, Z =-1.023, P = 0.334).春より夏に捕獲数が少なくなっ た川又川に限っても同様であった(1.0 ± 1.7 個体, n = 3 vs. 3.1 ± 3.0 個体, n = 7,同値を考慮した Wilcoxon rank sum test, Z = -1.072, P = 0.401).

ギバチ捕獲数と局所環境要因の関係 GLMM



Fig. 3. Frequency distribution of standard length of *Tachysurus tokiensis* captured in the three tributaries of the Koise River during the four survey seasons (n = 483). Minimum and maximum sizes were 8 mm and 210 mm, respectively

解析では固定効果の1つとして下流側の堰の数を 採用したモデルと恋瀬川接続部からの距離を採用 したモデルという2通りの解析を行なって,いず れでも9変数の全512通りの組み合わせから AIC に基づいて有効なモデルを選択した.まず下流側 の堰の数を採用した解析では、ベストモデルの AIC が554.6 で、Δ AIC が2未満の有効モデルは 11 個であった(Table 6).相対的重要度(IOV) がもっとも大きかった固定効果は下流側の堰の数 の0.946 であった.この変数はすべての有効モデ ルに採用され、その係数の推定値はいずれのモデ ルでもP < 0.005で有意であった.すなわち,下 流側の堰の数が多いほどギバチの捕獲数が少ない ことを示した.この関係は下流側の堰の数とギバ チ捕獲数のの単相関関係とも一致していた (Kendall's τ = -0.261, P < 0.001).ただし,堰の数 は小川と宇治会川(統計解析の対象とした区間) では2個しかなかったので,9個の堰があった川 又川のデータだけを取り出して解析したところ, 堰の数とギバチ捕獲数には有意な相関はなかった (Kendall's τ = -0.125, P = 0.211).

GLMM 解析で堰の数に次いで IOV が大きかっ



Fig. 4. Number of *Tachysurus tokiensis* per survey relative to the closest downstream weir type. Bold horizontal bar indicates median, and top and bottom of box, upper and lower quartiles, respectively. Shorter horizontal bars indicate range (outliersshown by small open circle). Different letters above boxes indicate significant difference (GLMMs).

たのは季節の 0.589 で,8 つのモデルに採用され, 採用されたいずれのモデルでも基準となる冬季に 対して夏季と秋季には P < 0.05 で有意に捕獲数が 多いことを示した.残る7 つの説明変数,すなわ ち,水路幅・礫底の割合・砂泥底の割合・下流側 の最初の堰のタイプ・最初の堰の落差・最初の堰 の下流側水深・下流側の最大落差は,IOV が 0.5 未満で,採択された有効モデルは 0 から 3 つまで であり,しかも採択されたモデルでも係数の推定 値はいずれも有意ではなかった.

下流側の堰の数に代わって恋瀬川接続部からの 距離を採用した解析では、ベストモデルの AIC は 557.5 で、堰の数の場合よりも 2.9 大きかった ことから、説明力は低下した. Δ AIC が 2 未満 の有効モデルは 9 個で、IOV が 0.5 を超えた変数 は恋瀬川接続部からの距離(0.790)と季節(0.549) だけであり、各モデルで係数値が有意であったの もこの 2 つの変数のみであった.

GLMM 解析に用いた9つの説明変数のうち, 下流側直近の堰のタイプはいずれの有効モデルに 採用されなかった.しかし,ギバチの捕獲数には 違いがあり,堰のない地点 (9.1 ± 7.6 個体),固 定堰がある地点 (4.4 ± 3.7 個体),可動堰がある 地点 (3.5 ± 3.5 個体)の順に多かった (Fig. 4). 繰り返し調査を考慮するために支流と調査地点を 入れ子のランダム効果,堰のタイプのみを固定効 果とする GLMM 解析を行なったところ,堰のな い地点と可動堰がある地点の差は有意であった(*P* < 0.001)が,堰のない場合と固定堰の場合(*P* = 0.185),および可動堰と固定堰(*P* = 0.507)の差 は有意ではなかった.

恋瀬川本流の4つの調査地点(Fig. 1)で11月 に1回だけ実施した捕獲調査では,最下流部(KS-01)では捕獲されず,そこから上流に向けて KS-02地点で4個体(体長146 mm, 100 mm, 95 mm, 40 mm), KS-03地点で4個体(体長70 mm, 68 mm, 61 mm, 37 mm), KS-04地点で3個体(97 mm, 46 mm, 26 mm)が捕獲された.

考 察

ギバチの成長・移動・繁殖本調査地でのギバ チの体長と体重の関係は,魚類で一般的に用いら れる(例えば,Koutrakis and Tsikliras,2003)べき 乗関数式で近似され,対数変換後の直線回帰に よって得られた指数値2.756は,神奈川県水産技 術センター内水面試験場の屋外人工河川・生態試 験池で飼育していた個体を計測した Suguro et al. (2011)の値(オスで2.482,メスで2.775)の範 囲内であった.

少なくとも川又川と小川においては明らかに仔 稚魚である体長 20 mm 未満の小型個体が 7 月中 下旬に行なった夏の調査で捕獲された (Fig. 3) ことから,当地では初夏に繁殖しているのは確か である.20 mm 台から 30 mm 台の小型個体は冬 季も含めていずれのシーズンにも少なからず捕獲 されたこと (Fig. 3)から,恋瀬川流域での産卵 期は初夏から初秋まで続いているのかもしれない. 神奈川県の人工河川では産卵期は 8 月から 9 月で あった (Suguro et al., 2011)が,栃木県の農業水 路では成魚の産卵遡上は 7 月上旬がピークであっ た (中村・尾田, 2003). ギバチの産卵期は地域 の水温や流量, 餌条件などによって順応的に変わ るものと思われる.

本研究で標識・再放流した 298 個体のうち再捕 獲された 14 個体(延べ 16 回)は、いずれも最初 の捕獲と同じ調査地点で捕獲された.また、全体 の捕獲数には季節による変化があったものの、季 節によって上流側で捕獲数が増えるといった分布 変化は見られなかった.これらのことから、再捕 獲数が少なく、秋から冬の移動データを取得でき ていないので断定的なことは言えないが、本調査 地のギバチは大きく移動せずに生活中をまっとう しているのかもしれない. 先に挙げた神奈川県の 人工河川は堰によって区画に分けられており.標 識個体が堰を越えて移動した例は少ないにもかか わらず、2003年から毎年継続して自然繁殖が確 認されている(神奈川県水産技術センター内水面 試験場、2009).一方で、栃木県の那珂川水系に つながる農業水路では、6月から8月に多数の成 熟個体が遡上していた(中村・尾田, 2003). こ の水路は灌漑期にのみ水が流れる一時的水域であ り、つながっている那珂川支流の権津川からギバ チは遡上したものと思われる.また,栃木県の鬼 怒川西地域で行われている水生生物にとっての水 域ネットワーク再構築事業地では、成熟したギバ チが基幹排水路から土水路へ侵入し、その後多数 の未成魚が降下していることが確認されている(鈴 木ほか、2004;遠藤ほか、2008). これらのこと から, ギバチは, 条件が許せば短距離を産卵遡上 することがあるが,本研究の調査地のように移動 できる条件が限られている場合にはほとんど移動 することなく個体群を維持できるものと考えられ る. ギバチと同属で、伊勢湾および三河湾に注ぐ 河川にのみ生息するネコギギ Tachysurus ichikawai も、比較的定住性が強いことが標識個体の移動お よびマイクロサテライト解析から明らかとなって いる (渡辺, 1997;渡辺, 2003).

ギバチの生息状況 本研究では, 29 地点で4 回と1地点で3回の計119回の捕獲調査で延べ 483 個体のギバチが採捕された.調査対象とした 恋瀬川の3支流のうち川又川では15地点中14地 点,小川では8地点すべて,宇治会川(全体)で は7地点中5地点の計30地点中27地点(90%) でギバチが捕獲された(Table 4). また, 調査対 象支流の河川長(Table 1)の約7%に当たる捕獲 範囲で延べ483個体が捕獲された. さらに, 個体 数推定ができるほどの頻度では調査できなかった が、298 個体の標識個体のうち再捕獲されたのは 14個体(4.7%)にすぎなかった. これらのデー タを考慮すると、捕獲できたギバチは生息してい る個体のごく一部であり、本研究で調査対象とし た支流の広い範囲に相当数のギバチが生息してい るものと考えてよいであろう.

ギバチは環境省のレッドリスト 2018 で絶滅危 惧 Ⅱ 類 (VU) に指定されており(環境省, 2018),茨城県のレッドリストでも同じく絶滅危 惧 Ⅱ 類 (VU) に指定されている(茨城県, 2016).茨城県南西部の桜川・恋瀬川・小野川で 魚類の採捕調査を行なった益子(2010)は,桜川 の上流部4地点と恋瀬川の1地点でギバチを採捕 している.同様に,霞ヶ浦に流入する3大河川で ある桜川・恋瀬川・巴川において魚類の採捕調査 を行なった根本ほか(2011)によると,ギバチは 恋瀬川上流部とその支流である川又川でのみ採捕 されている.本研究で1回だけ実施した恋瀬川本 流での調査でも4地点中3地点でギバチが捕獲さ れた.これらの結果は,恋瀬川とその支流が茨城 県中南部におけるギバチの主要な生息地となって いることを示している.

ギバチは分布域の15都県のうち岩手県・新潟 県・富山県を除く12都県のレッドリストに掲載 されている. 関東地方の1都6県では神奈川県や 東京都区部で絶滅危惧 IA 類とされるなど、厳し い状況である.特に分布の南西端にあたる神奈川 県では、県の広域調査で生息確認地点が1ヶ所や 2ヶ所に限られていた(勝呂・安藤, 2000;勝呂 ほか, 2006). しかし, 同県の鶴見川では近年個 体数が回復しているという報告がある(岸ほか. 2016). 本研究では, 益子 (2010) や根本ほか (2011) とほぼ同じ調査地点においてもより多くのギバチ が捕獲されている.これは、益子(2010)や根本 ほか(2011)の主たる採取方法がたも網や投網で あったのに対して、本研究ではギバチが潜んでい そうな場所に電気ショッカーをかけて回るという 方法を取ったためと思われる. ギバチは夜行性で 日中には隙間や穴に潜んでいることから、網類を 使った一般的な魚類相調査ではギバチの生息状況 が過小評価される可能性もある.

ギバチ生息数への堰の影響 支流間の比較では, 1回当りのギバチ捕獲数は小川および宇治会川で 川又川より有意に多かった. ギバチがまったく捕 獲されなかった回数の比率も小川と宇治会川で川 又川より低かった.しかし、この支流間の違いを 環境要因から説明することは難しい. 支流間では, 電気伝導度・植生被度・水路幅・恋瀬川までの距 離・下流側の堰の数・堰の落差・堰の下流側水深 に支流間で有意な差があった(Table 3). これら のうち、小川と宇治会川で共通していて川又川が 有意に違うというギバチ捕獲数と傾向が一致する 要因は、水路幅と堰の数のみであった(Table 3). しかしながら、水路幅がもっとも広かった川又川 でも平均 4.6 m であり,小川の 3.1 m,宇治会川 2.3 mに比べてギバチの生息にとって特に不利であっ たとは考えにくい. 電気伝導度がもっとも低く,

植生被度がもっとも高く,落差の比較的小さな可 動堰が2つだけで自然状態に近い小川と,電気伝 導度が高く植生被度が低く,落差の大きな可動堰 と固定堰があって人工的な水路に近い宇治会川と の間でギバチ捕獲数に違いがなかったことから, 支流間の捕獲数の違いは本研究では測定しなかっ た別の要因,例えば,日中の隠れ場所の多寡や餌 となる底生生物の量,あるいは川幅による捕獲の 効率の違いといった調査のバイアスによるのかも しれない.地点数が少ないために統計的には有意 でなかったが,川又川では落差の大きな可動堰が 生み出すバックウォーターがギバチの捕獲数,特 に夏の捕獲数に負の影響を与えた可能性がある.

GLMM による解析の結果得られた上位モデル での採否や係数の有意性、相対的な重要性(IOV) から, ギバチ捕獲数への影響が検出された局所環 境要因は下流側の堰の数と季節だけであった (Table 6). 下流側の堰の数と強く相関したために、 それと置き換える形で恋瀬川までの距離を GLMM に組み込んだ分析でも、同様に恋瀬川ま での距離と季節だけが有意に影響していた. この 2 通りの GLMM 解析の AIC や IOV の値から,下 流側の堰の数の方が恋瀬川までの距離よりも強く 影響しているとみなすことができる。ただし、堰 の数は小川と宇治会川(統計解析の対象とした区 間)では2個しかなく、9個の堰があった川又川 のデータだけでは堰の数とギバチ捕獲数には有意 な相関はなかったことや、川又川では小川および 宇治会川よりもギバチ捕獲数が少なかったことか ら,下流側の堰の数が多いほどギバチ捕獲数が少 ないという負の相関関係は,支流間の違いに起因 する偽相関である可能性を否定できない.季節に ついては、基準となる冬季に比べて夏と秋に捕獲 数が多くなるという結果で, 繁殖による増加を反 映したものと思われる.

下流側に堰がない場合と固定堰がある場合では ギバチ捕獲数に有意な違いはなかったが,可動堰 がある場合には堰がない場合に比べてギバチ捕獲 数が有意に少なかった(Fig. 4). このことは,灌 漑期にギバチの移動を妨げることがギバチの生息 数に負の影響を及ぼしている可能性を示唆してい る.

本研究の結果は、下流側に堰があるとギバチの 生息数に一定の負の影響を及ぼす可能性があるも のの、その影響はかなり限定的であることを示唆 している.河川横断構造物の影響は、一般的に定 住性の強い魚よりも移動性の高い魚、特に回遊性

の魚に対してより大きい(中野ほか, 1995; Reves-Gavilán et al., 1996; Fukushima et al., 2007; Han et al., 2008). ギバチについては, 上述したよ うに,条件が許せば産卵遡上するものの,基本的 には定住性が強く, 産卵遡上できなくても個体群 は維持されるものと思われる.本研究でも場所を 移動した標識個体は確認できなかった.しかし、 例えば、大雨による出水などで上流部の個体数が 激減したりしたときに下流側からの再供給が堰に よって妨げられて個体数回復が遅れたりする可能 性はある. また, 個体の移動が上流側から下流側 のみに制限されているとすると、個体数は維持さ れても、カワヒメマス Thymallus thymallus (Meldgaard et al., 2003) $\forall \mathcal{P} \times \mathcal{P} \times \mathcal{A}$ Salvelinus leucomaenis (Yamamoto et al., 2004), カジカ Cottus gobio (Hänfling and Weetman, 2006) で見られたように、長期的に は上流側の遺伝的多様性が低下していく可能性も ある.

ギバチ生息数への堰以外の環境要因の影響 環 境省のレッドデータブック 2014 (環境省, 2015) では、ギバチの存続を脅かす要因として生活排水 による水質汚濁, 農薬による直接的影響と餌とな る水生昆虫の減少,河川改修による砂礫底や石垣 の破壊、抽水植物の茂る岸辺の消失が挙げられて いる.本研究の調査河川の周辺は農業地帯であ り、水田や畑地に囲まれているが、ギバチが多数 生息していることから、少なくとも農薬は重要な 要因にはなっていないと考えられる. 水質につい ては、冬季と春季に電気伝導度を測ったのみであ るが、もっとも値が高かった川又川で 0.133 mS/m、 低かった小川で 0.115 mS/m であり (Table 3), 支 流間で有意に違ったものの、いずれも河川の中流 域としては平均的な範囲内である.ただし、2000 年代後半における鶴見川でのギバチ個体数の回復 が流域下水道の整備に伴う水質(BOD)の改善と 一致していること(岸ほか, 2016)から,一定以 上の水質悪化(富栄養化)はギバチの生息を妨げ ると思われる.

本研究の調査地では川底の多くは砂泥底か砂礫 底であり,岸辺には抽水植物や崩壊した護岸,散 在する石などによってギバチの好む間隙が少なく なかった.しかしながら,ギバチが1回も捕獲さ れず,統計解析の対象から外した宇治会川の最上 流2地点では,その下流側に土砂がほとんど堆積 していない3面コンクリート張りの区間が500m 以上にわたって続いていた.岩手県の農業排水路 の36ヶ所で行われた電気ショッカーによる魚類 捕獲調査では、ギバチは3面張り区間では捕獲さ れず、2面張り区間でも土水路との境界部の1ヶ 所で未成魚が捕獲されたのみで、他はすべて土水 路での捕獲であった(佐藤・東, 2004), ギバチ は日中は植生や岩の隙間に潜み、夜間にユスリカ 幼虫や水生昆虫を捕食することから、土砂の堆積 していない3面コンクリートには隠れ家の点から も餌資源の点からも生息できないものと思われる. 農薬や富栄養化による河川の水質悪化は 1980 年 代以降多くのところで改善されつつあるが、河川 や農業水路の改修による複雑な微環境の喪失は, 局所的な改善の試みはあるものの、現在も続いて いる.本研究の結果から,現在の小河川中流域の 水質であれば、小規模な堰によって移動が妨げら れていてもギバチは生息可能であると思われる. それにもかかわらず絶滅危惧種とされているのは. (1) まだ十分に水質が改善していない水域が多い、 (2) 水質が改善していてもギバチが再分布するた めのソース個体群がないか堰などによって下流側 にあるソース個体群からの再分布が妨げられてい る. (3) 中小河川・水路の3 面や側面がコンクリー トで固められている、(4) 網類のみによる調査で はギバチが捕獲しにくいために個体数が過小評価 されている、といった原因が考えられる.

謝 辞

本論文は荒木の修士論文(2012年筑波大学生 命環境科学研究科)を元にまとめたものである. 荒木は研究テーマの設定から野外調査の計画・実 施,基本的な解析と初期原稿の執筆までを,藤岡 は研究指導と統計解析,投稿原稿の作成を主に担 当した.

荒木の修士研究全般に対する助言をいただいた 中村 徹名誉教授,上條隆志教授,清野達之准教 授,門脇正史助教,さらに調査設計から解析,論 文執筆まで懇切丁寧にご指導いただいた国立環境 研究所の熊田那央氏と自然環境研究センターの諸 澤崇裕氏に心より感謝申し上げる.先行研究者と して有益な情報を丁寧かつ親身に教えていただい た神奈川県水産技術センター内水面試験場の勝呂 尚之氏,独立行政法人水産総合研究センター増養 殖研究所の中村智幸氏,京都大学大学院理学研究 科動物生態学研究室の渡辺勝敏准教授に深謝す る.また,2名の査読者には非常にていねいに点 検していただき,当初原稿にあった多くの不備を 修正できた. 本研究の野外調査は多くの方々の協力なしで完 遂することは不可能であった.ここでは名前を挙 げないが,共著者以外に実人数で40人に調査を 補助していただいた.また,研究を応援していた だき,時には差し入れをいただいた地域の方々に も厚く御礼申し上げる.

引用文献

- Burnham, K. P. and D. R. Anderson. 2002. Model selection and multimodel inference: A practical informationtheoretic approach, second edition. Springer, New York, USA. 488 pp.
- 遠藤幸太・水谷正一・後藤 章・鈴木正貴.2008. 水田-排水路に介在する土水路が魚類の生息に 果たす役割. 農業土木学会論文集,76:180-181.
- 福島路生. 2005. ダムによる流域分断と淡水魚の 多様性低下一北海道全域での過去半世紀のデー タから言えること. 日本生態学会誌, 55: 349-357.
- Fukushima, M., S. Kameyama, M. Kaneko, K. Nakao and E. A. Steel. 2007. Modelling the effects of dams on freshwater fish distributions in Hokkaido, Japan. Freshw. Biol., 52: 1511–1524.
- Gosset, C., J. Rives and J. Labonne. 2006. Effect of habitat fragmentation on spawning migration of brown trout (*Salmo trutta* L.). Ecol. Freshw. Fish, 15: 247–254.
- Han, M., M. Fukushima, S. Kameyama, T. Fukushima and B. Matsushita. 2008. How do dams affect freshwater fish distributions in Japan? Statistical analysis of native and nonnative species with various life histories. Ecol. Res., 23: 735–743.
- Hänfling, B. and D. Weetman. 2006. Concordant genetic estimators of migration reveal anthropogenically enhanced source-sink population structure in the river sculpin, *Cottus gobio*. Genetics, 173: 1487–1501.
- Holmquist, J. G., J. M. Schmidt-Gengenbach and B. B. Yoshioka. 1998. High dams and marine-fresh water linkages: Effects on native and introduced fauna in the Caribbean. Conserv. Biol., 12: 621–630.
- 茨城県. 2016. 茨城県版レッドデータブック<動物 編 > 2016 年 度 版:https://www.pref.ibaraki.jp/ seikatsukankyo/shizen/chojyuhogo/redbook_animal. html (参照 2018-12-3).
- 岩田明久. 2006. アユモドキの生存条件について 水田農業の持つ意味. 保全生態学研究, 11: 133– 141.
- Joy, M. K. and R. G. Death. 2001. Control of freshwater fish and crayfish community structure in Taranaki, New Zealand: dams, diadromy or habitat structure? Freshw. Biol., 46: 417–429.
- 神奈川県水産技術センター内水面試験場. 2009. ギバチ. 独立行政法人水産総合研究センター

(編), pp. 6-21. 生物多様性保全総合対策委託事業(希少水生生物保全事業)平成 20 年度報告書.

- 神奈川県水産技術センター内水面試験場. 2010. ギバチ. 独立行政法人水産総合研究センター (編), pp. 8-15. 漁場環境生物多様性保全総合対 策委託事業(希少水生生物保全事業)平成 21 年 度報告書.
- 環境省. 2015. レッドデータブック 2014 4 汽水・ 淡水魚類. ぎょうせい, 東京. 414 pp.
- 環境省. 2018. 環境省レッドリスト 2018 の公表に ついて: http://www.env.go.jp/press/105504.html (参 照 2018-12-3).
- 片野 修・細谷和海・井口恵一朗・青沼佳方. 2001. 千曲川流域の3タイプの水田間での魚類相の比較. 魚類学雑誌, 48:19-25.
- Katano, O., K. Hosoya, K. Iguchi, M. Yamaguchi, Y. Aonuma and S. Kitano. 2003. Species diversity and abundance of freshwater fishes in irrigation ditches around rice fields. Environ. Biol. Fishes, 66: 107–121.
- Katano, O., Y. Kawaguchi, T. Yamashita and Y. Shimatani. 2010. Distribution of the oriental weatherloach, *Misgurnus anguillicaudatus*, in paddy fields and its implications for conservation in Sado Island, Japan. Ichthyol. Res., 57:180–188.
- 岸 由二・深見幹朗・西池淳一・石川日出郎・山 本一輝. 2016. 鶴見川源流におけるギバチ個体群 の回復. 慶應義塾大学日吉紀要. 自然科学, 60: 17-24.
- Koutrakis, E. T. and A. C. Tsikliras. 2003. Length-weight relationships of fishes from three northern Aegean estuarine systems (Greece). J. Appl. Ichthyol., 19: 258– 260.
- 益子勝男. 2010. 茨城県南西地域の魚類. 湯本勝 (編), pp. 23-29. 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).
- Meldgaard, T., E. E. Nielsen and V. Loeschcke. 2003. Fragmentation by weirs in a riverine system: A study of genetic variation in time and space among populations of European grayling (*Thymallus thymallus*) in a Danish river system. Conserv. Genet., 4: 735–747.
- Morita, K. and S.Yamamoto. 2002. Effects of habitat fragmentation by damming on the persistence of streamdwelling charr populations. Conserv. Biol., 16: 1318– 1323.
- 中村公人・堀野治彦・中桐貴生.2012.排水路堰 上げ型魚道の管理が水田用排水量の諸元に及ぼ す影響.農業農村工学会論文集,278:19-29.
- 中村智幸・尾田紀夫. 2003. 農業水路へのギバチ の産卵遡上. 水産増殖, 51: 315–320.
- 中野 繁・井上幹生・桑原禎知・豊島照雄・北條 元・藤戸永志・杉山 弘・奥山 悟・笹 賀一郎. 1995. 北海道大学天塩・中川地方演習林および 隣接地域における淡水魚相と治山・砂防ダムが 分布に及ぼす影響. 北海道大学農学部演習林研

究報告, 52:95-109.

- 棗田孝晴・瀬谷政貴. 2012. 利根川最下流域に流 入する感潮河川最下流部の堰が魚類相に及ぼす 影響.応用生態工学, 15: 187–195.
- 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,44:45-44.
- Ng, H. H. and M. Kottelat. 2007. The identity of *Tachysurus sinensis* La Cepède, 1803, with the designation of a neotype (Teleostei: Bagridae) and notes on the identity of *T. fulvidraco* (Richardson, 1845). Electron. J. Ichthyol., 2: 35–45.
- Ovidio, M. and J.-C. Philippart. 2002. The impact of small physical obstacles on upstream movements of six species of fish. Hydrobiologia, 483: 55–69.
- R Core Team. 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Reyes-Gavilán, F. G., R. Garrido, A. G. Nicieza, M. M. Toledo and F. Braña. 1996. Fish community variation along physical gradients in short streams of northern Spain and the disruptive effects of dams. Hydorobiologia, 321: 155–163.
- 佐藤太郎・東 淳樹. 2004. 農業用小河川におけ る生態系に配慮した排水路改修が魚類相と生息 環境に及ぼす影響. 野生生物保護, 9:63-76.
- Suguro, N., Y. Aizawa and K. Hosoya. 2011. Natural propagation and growth of the endangered Japanese bagrid catfish *Pseudobagrus tokiensis* in an ecological test pond. Aquacult. Sci., 59: 265-273.
- 勝呂尚之・安藤 隆. 2000. 神奈川県の希少淡水 魚生息状況-Ⅱ(平成9・10年度)神奈川県水 産総合研究所研究報告, 5: 25-40.
- 勝呂尚之・安藤 隆・戸田久仁雄. 1998. 神奈川 県の希少淡水魚生息状況-I(平成 6~8 年度). 神奈川県水産総合研究所研究報告, 3:51-61.
- 勝呂尚之・蓑宮 敦・中川 研. 2006. 神奈川県 の希少淡水魚生息状況-Ⅲ(平成11~16年度). 神奈川県水産技術センター研究報告, 1:93-108.
- 鈴木正貴・水谷正一・後藤 章.2004.小規模魚 道による水田,農業水路および河川の接続が魚 類の生息に及ぼす効果の検証.農業土木学会論 文集,72:641-651.
- 田代優秋・上月泰則・佐藤陽一・大久保美和子・ 村上仁士.2006.都市近郊農業水路の魚類群集に 及ぼす水路構造と河川との連続性の影響.水工 学論文集,50:1219–1224.
- 渡辺勝敏. 1997. ネコギギ. 日本の希少淡水魚の 現状と系統保存―よみがえれ日本産淡水魚―. 長田芳和・細谷和海(編), pp. 122–132. 緑書房, 東京.
- 渡辺勝敏. 2003. 淡水魚類. 保全遺伝学. 小池裕 子・松井正文(編), pp. 122–132. 東京大学出版会, 東京.
- Yamamoto, S., K. Morita, I. Koizumi and K. Maekawa.

2004. Genetic differentiation of white-spotted charr (Salvelinus leucomaenis) populations after habitat

fragmentation: Spatial-temporal changes in gene frequencies. Conserv. Genet., 5: 529–538.