

課題 3：効果的な放流手法の検討

学校法人 中央大学
法学部

国立大学法人 東京大学
大気海洋研究所

要旨

天然ウナギの多く生息する鹿児島県貝底川と静岡県波多打川、天然ウナギがほとんど生息していない福井県三本木川、青森県長沢川において、養殖ウナギの標識採捕調査を行なった。平成 29 年度 6 月に、全長 $297.2 \pm 17.1 \text{ mm}$ 、体重 $29.7 \pm 4.6 \text{ g}$ の養殖ウナギに PIT タグを挿入し、個体数密度 251.0 個体/ha 、バイオマス密度 7449.1 g/ha で 4 河川に放流した。約 3 ヶ月後、約 12 ヶ月後、約 24-27 ヶ月後に再採捕調査を行なった。調査河川における電気ショッカーの採捕効率は、0.35 であった。この採捕効率に基づいて算出した 24-27 ヶ月後の放流ウナギの個体数密度は 12.7 個体/ha 、バイオマス密度は 918.8 g/ha であり、放流時からそれぞれ 94.9%、87.7% 減少した。天然ウナギの個体数密度が低い水域では、放流ウナギの成長がより速く成長することが示唆された。また、放流ウナギには、放流後に下流方向へ移動する個体が多く見られた。

緒言

本課題では、様々な手法でウナギの放流を行い、その生残状況を把握・比較することで、放流したニホンウナギの生き残りを高め、産卵に寄与するウナギ資源の増大に資する放流手法の開発につなげ得る、効果的な放流手法を検討する。

方法

本課題では、複数の地域の環境の異なる水域においてニホンウナギの標識放流を行い、放流ウナギの生き残り状況や成長・成熟の状況を把握するとともに、生物的環境および物理化学的環境と比較し、ウナギの放流に適した環境条件を検討した。平成 31 年度には、天然ウナギの加入状況が異なると考えられる全国の 4 河川（鹿児島県貝底川、静岡県波多打川、福井県三本木川、青森県長沢川）において、平成 29 年度に放流された養殖ウナギの再採捕調査を行った。調査は平成 28 年度に設定した各河川 10 区間、計 40 区間での定量採集調査と、調査区間外での定性採集調査に分けて行った。定量採集調査では同時に環境計測を行い、その調査結果から個体数密度と環境要因の関係に

について解析を行なった。また、定量採集調査の結果に定性採集調査の結果を合わせ、個体の成長と移動を解析した。

標識放流調査と合わせ、効果的な放流手法の開発に欠かせない、天然遡上個体（天然ウナギ）と放流個体（放流ウナギ）の判別技術の改善を進めた。この技術は、放流ウナギが経験した養殖場の環境が耳石の酸素・炭素安定同位体比に反映されていることを利用している（Kaifu et al. 2018a）。これまでの判別では、接岸時期に形成されるエルバーマーク周辺の耳石試料のみを用いていた（Kaifu et al. 2018a; Itakura et al. 2018a; Arai et al. 2019; 米田ら 2019）。本課題では、核から縁辺までの複数点のサンプルを使用した。

（１）調査対象河川

平成 28 年度本事業において鹿児島県の貝底川、福井県の三本木川、静岡県波多打川、青森県の長沢川を調査対象河川に選定し、各河川に 10 点の調査地点を設定した（図 1）。調査地点の呼称は、上流から下流に向かって st.1 から st.10 とした。

（２）標識放流

放流魚には、鹿児島県内において加温飼育されたニホンウナギ養殖魚（全長： 297.2 ± 17.1 mm、体重： 29.7 ± 4.6 g）を用いた。放流魚への標識作業は鹿児島県水産技術開発センターの協力を得て、同センター実験池施設において行った。事前に養鰻場から移送、畜養していた養殖魚を、麻酔槽にて数十個体ずつ麻酔、その後各個体の左目後方へのイラストマー標識の注入、腹腔内への PIT タグの挿入、全長と体重の計測、PIT タグ番号の確認およびそれらの記録を行ったのち、5 個体ずつ網袋に収容し、連番の網袋番号札を付して覚醒槽にて覚醒、新水かけ流しの水槽で馴致した。各行程に 1 名ないし 2 名を配置し、計 7 名の体制で 2 日間標識作業を行い、計 2,170 個体に対して標識施術した。

標識施術後 48 時間以上水槽内で馴致させた後、青森県内水面研究所、福井県内水面総合センター、静岡県水産技術研究所浜名湖分場にそれぞれの河川での放流予定個体、および輸送中や各研究所での畜養中の死亡、もしくは体調不良時に代替するための個体を発送した。梱包に際しては 1 袋あたり 80 個体（網袋 16 袋）前後となるよう、耐圧ビニール袋を使用した酸素パッキングを行い、段ボール箱に収容し航空貨物便にて発送した。到着後は各県の協力施設において、網袋のまま流水環境で畜養し、死亡個体が発生した際は、随時除去した。鹿児島県貝底川の放流分に関しては、鹿児島県水産技術開発センター実験池から放流地点まで直接移送した。

各河川での放流個体数は、天然個体数密度の多寡に関わらず、過去の天然ニホンウナギの知見（環境省 2016）を参考として、河川の収容限界を超えないと考えられる約 250 個体/ha となるよう、平成 28 年度本事業の現地調査で得た水域面積をもとに設定した。放流範囲の下流端は、平成 28 年度本事業における最下流の調査地点（st.10）より 500m 下流とし、静岡県波多打川および福井県三本木川に関しては、河口から最下流の調査地点までの距離が 500m 以内なので河口とした。上流

端は同様に最上流の調査地点（st.1）より 500m 上流とした。平成 28 年度本事業における採集調査地点間の中点を設定し、隣合った中点の区間内を各放流エリアとした。放流エリアの水面積は、当該エリア内に含まれる調査地点の川幅を代表として用い算出した。また、放流エリア内をさらに約 100m ずつ区切って放流地点を設定した。算出された水面積をもとに各放流エリアでの放流個体数を決定し、網袋番号の割り振りを放流地点ごとに行った上で、各地点で放流を実施した。放流に際しては、放流予定個体を畜養している各県の協力施設から、当日放流する分の個体を酸素パッキングして放流河川まで移送、各河川 1 日から 3 日間で放流を終えた。放流時点での放流ウナギの個体数密度は 251.0 個体/ha（最小：220.9 個体/ha、最大：266.7 個体/ha）、バイオマス密度は 7,449.1g/ha（最小：6,183.8g/ha、最大：9,315.2g/ha）であった（表 1）。

（3）再採捕調査

ニホンウナギを含む生物の採集は、各河川に 10 ヶ所ずつ設定した調査地点において、電気ショッカーを用いて行った。採集した生物のうち、魚類と甲殻類については、その種および種ごとの個体数と総質量を記録し、写真を撮影した。調査地点の中心位置について、緯度経度及び河口からの距離を記録した。また、調査地点の概況を写真撮影して記録した。調査地点の川幅、水深、流速、底質、水温、pH、水際の状況、植生の有無を計測・記録した。川幅、水深と流速については、調査地点の上流端、中心、下流端の 3 カ所で計測した。流速は各測定箇所でも 10 秒間の計測を 3 回行い、その平均を各測定箇所の流速とした。底質は隠れ場所となり得る巨礫の有無に着目し、区間内上流端、中間、下流端の 3 箇所の底質のうち a：巨礫が 2 箇所以上（68 地点）、b：巨礫が 1 箇所（16 地点）、c：巨礫なし（35 地点）の 3 通りに分類した。水際の状況はコンクリート、礫、植生の組み合わせで a：コンクリート・矢板等のみ（17 地点）、b：コンクリート・矢板等および礫（10 地点）、c：コンクリート・矢板等および植生（48 地点）、d：礫のみ（5 地点）、e：礫および植生（12 地点）、f：植生のみ（27 地点）の 5 通りに分類した。水際がコンクリートまたは矢板などのみで構成されている調査地点はなかった。平成 30 年度および 31 年度には、調査地点外の水域においても再採捕調査を行なった。調査地点外の水域においては、ニホンウナギ以外の生物の採捕、および環境計測は行わなかった。平成 31 年度の再採捕調査は、波多打川、三本木川、長沢川では放流から約 24 ヶ月後の平成 31 年度 6 月に行なった。貝底川における再採捕調査は豪雨により延期され、放流から約 27 ヶ月後の平成 31 年 9 月に行なった。

（4）標識

ニホンウナギが採集された場合、再捕個体か新規個体かの区別を PIT タグリーダーによって行った。新しく採集された個体については、体重が 10g 以上の個体について PIT タグを挿入して採集地点に放流した。平成 31 年度は事業の最終年度であることから、下記の採捕効率調査を行う場合を除いては、新規採捕個体に対するタグ付けは行わなかった。

(5) 採捕効率調査

平成 31 年度に、電気ショッカーによる採捕効率の検討を行なった。PIT タグを装着可能な個体（およそ 10g 以上）が複数採捕された調査地点において、採捕した個体を放流し、1 日後に再採捕調査を行なった。この時、新規個体は放流前に PIT タグを挿入した。放流した個体の中に占める再採捕個体の割合から、調査河川における、電気ショッカーによる採捕効率を算出した。

(6) データ解析

得られたデータについて、以下の解析を行った。平成 31 年度は事業最終年度であることから、データ解析には、事業全体で得られたデータを用いた。このため、解析の結果は「結果」のうち「各年度を通しての結果として」に記載している。解析には R 3.6.2. を用いた。

- A) **河川間のウナギ以外の魚類・甲殻類のバイオマスの相違**：4 河川のウナギ以外の魚類・甲殻類のバイオマス密度を比較した。目的変数を各調査地点におけるウナギ以外の魚類・甲殻類のバイオマス、説明変数を河川、調査年とし、GLM（一般化線形モデル）を用いて解析を行った。リンク関数はアイデンティティ、分布は正規分布を仮定した。解析に使用したモデル式は以下のようになる。

$$\log(\text{ウナギ以外の魚類・甲殻類のバイオマス}) = \beta_0 + \beta_1 \text{河川} + \beta_2 \text{調査を行なった年} + \log(\text{調査面積})$$

ここで、 β_0 は切片、 β_1 は係数、 $\log(\text{調査面積})$ は、バイオマスを密度として算出するためのオフセット項である。「河川」には貝底川・波多打川・三本木川・長沢川をそれぞれカテゴリー変数として入力した。「調査を行なった年」もカテゴリー変数として扱った。

- B) **河川間の天然ウナギの個体数密度の相違**：4 河川の天然ウナギの個体数密度を河川ごとに比較した。目的変数を各調査地点における天然ウナギの個体数、説明変数を河川、調査年とし、GLM を用いて解析を行った。リンク関数はアイデンティティ、分布は正規分布を仮定した。解析に使用したモデル式は以下のようになる。

$$\log(\text{天然ウナギの個体数}) = \beta_0 + \beta_1 \text{河川} + \beta_2 \text{調査を行なった年} + \log(\text{調査面積})$$

ここで、 β_0 は切片、 β_1 は係数、 $\log(\text{調査面積})$ は、バイオマスを密度として算出するためのオフセット項である。「河川」には貝底川・波多打川・三本木川・長沢川をそれぞれカテゴリー変数として入力した。「調査を行なった年」もカテゴリー変数として扱った。

- C) **個体数密度と環境要因の相関**：各調査地点で放流ウナギ採捕数と環境要因との関連性を調べるため、目的変数を各調査地点の放流ウナギの採捕個体数として、GLM を用いた解析を行った。リンク関数は log、分布は負の二項分布を仮定した。説明変数には河川、河口からの距

離、水際の状況、底質の状況、水深、水温、pH、ウナギ以外の魚類と甲殻類の総重量、天然ウナギの個体数密度、調査を行った年、の10項目を用いた。解析に使用した全ての要因を入れたモデル式は以下の様になる。

$$\text{採捕された放流ウナギ個体数} = \beta_0 + \beta_1 \text{ 河川} + \beta_2 \text{ 河口からの距離} + \beta_3 \text{ 水際} + \beta_4 \text{ 底質} + \beta_5 \text{ 水深} + \beta_6 \text{ 水温} + \beta_7 \text{ pH} + \beta_8 \text{ ウナギ以外の魚類と甲殻類の総重量} + \beta_9 \text{ 天然ウナギの個体数密度} + \beta_{10} \text{ 調査を行った年} + \log(\text{調査面積})$$

ここで、 β_0 は切片、 β_1 - β_{10} はそれぞれの要因の係数、 $\log(\text{調査面積})$ は、放流ウナギ個体数を密度として算出するためのオフセット項である。なお、「河川」には貝底川・波多打川・三本木川・長沢川をそれぞれカテゴリー変数として入力した。調査を行った年についてもカテゴリー変数として扱った。放流ウナギ個体数に関連する環境要因を洗い出すため、AICを基準とし、変数増加法を用いてベストモデルを選択した。

- D) **河川間の成長の相違**：放流ウナギの日間体重増加量を河川間で比較するため、GLMを用いた解析を行った。リンク関数はアイデンティティ、分布は正規分布を仮定した。目的変数は再採捕された放流ウナギの体重増加量とし、説明変数は河川、調査を行った年、標識時の体重、再採捕地点の河口からの距離とした。体重増加量は、再採捕時の体重と標識時の体重の差とした。解析に使用したモデル式は以下の様になる。

$$\text{放流ウナギの体重増加量} = \beta_0 + \beta_1 \text{ 河川} + \beta_2 \text{ 調査を行なった年} + \beta_3 \text{ 標識時の体重} + \beta_4 \text{ 再採捕地点の河口からの距離} + \log(\text{標識から再採捕までの日数})$$

ここで、 β_0 は切片、 β_1 - β_4 はそれぞれの要因の係数、 $\log(\text{標識から再採捕までの日数})$ は、体重増加量を日間速度として算出するためのオフセット項である。なお、「河川」には貝底川・波多打川・三本木川・長沢川をそれぞれカテゴリー変数として入力した。「調査を行なった年」もカテゴリー変数として扱った。調査定点で再採捕された個体の数が限られていたため、この解析では調査地点外で採捕された個体も解析に含めている。調査地点外では環境計測を行っていないため、モデルには個体数密度の解析で用いた環境要因が含まれていない。その代替として、天然ウナギの個体数や底質といった、上流・下流での相違が想定される環境要因を代表させることを目的に、「再採捕地点の河口からの距離」を説明変数に加えている。

- E) **天然ウナギと放流ウナギの成長速度の比較**：放流ウナギと天然ウナギの成長速度を比較することを目的として、天然ウナギの個体数密度が高い貝底川と波多打川のみを対象として解析を行った。目的変数を貝底川と波多打川の各調査地点で再採捕された天然ウナギおよび放流ウナギの体重増加量、説明変数を天然と放流の別、河川、調査を行った年、標識時の体重、

再採捕地点の河口からの距離として、GLM を用いて解析した。なお、平成 29 年には体重が減少した放流ウナギが多く、これらの個体はその後生残できなかった可能性も考えられることから、平成 29 年のデータは解析から除外した。リンク関数はアイデンティティ、分布は正規分布を仮定した。解析に使用したモデル式は以下の様になる。

ウナギの体重増加量 = $\beta_0 + \beta_1$ 天然と放流の別 + β_2 河川 + β_3 調査を行なった年 + β_4 標識時の体重 + β_5 再採捕地点の河口からの距離 + $\log$ (標識放流から再採捕までの日数)

ここで、 β_0 は切片、 β_1 - β_5 はそれぞれの要因の係数、 $\log$ (標識放流から再採捕までの日数) は、体重増加量を日間速度として算出するためのオフセット項である。なお、「河川」には貝底川・波多打川をそれぞれカテゴリー変数として入力した。

- F) **放流ウナギと天然ウナギの移動距離の比較**：放流ウナギと天然ウナギの移動距離を比較するため、天然ウナギの個体数密度が高い貝底川と波多打川のみを対象として解析を行った。説明変数を放流ウナギおよび天然ウナギの移動距離の絶対値、説明変数を天然と放流の別、河川、調査を行った年、標識時の体重、採捕地点の河口からの距離、標識放流から再採捕までの日数として、GLM を用いた解析を行った。リンク関数はアイデンティティ、分布は正規分布を仮定した。解析に使用したモデル式は以下の様になる。

ウナギの移動距離の絶対値 = $\beta_0 + \beta_1$ 天然と放流の別 + β_2 河川 + β_3 調査を行なった年 + β_4 標識時の体重 + β_5 採捕地点の河口からの距離 + β_6 標識放流から再採捕までの日数

ここで、 β_0 は切片、 β_1 - β_6 はそれぞれの要因の係数である。なお、「河川」には貝底川と波多打川をそれぞれカテゴリー変数として入力し、「調査を行なった年」もカテゴリー変数とした。

(7) 天然/放流ウナギ判別手法の改善

天然ウナギ、養殖ウナギ、放流再採捕ウナギを検体として用いた。天然ウナギとして、放流が行われていない鹿児島県集川で採捕された 5 個体 (AT1-5)、養殖ウナギとして、静岡で養殖された 5 個体 (SZ1-5) および岡山で放流用に購入された 5 個体 (OK1-5) の合計 10 個体、放流再採捕ウナギとして、近年天然遡上が確認されておらず、生息する個体のほとんどが放流由来であると考えられる福井県三方湖で採捕された 11 個体 (MK1-11) を用いた (表 4)。基本的な方法は、Kaifu et al. (2018a) が開発し、Itakura et al. (2018a) が改良した手法を踏襲した。

各個体から摘出した耳石をエポキシ樹脂 (Epofix, Struers 社製) に包埋したのち、エポキシ樹脂を用いてスライドガラスに接着した。そして、紙やすりとアルミナ粉末を用いて耳石両面を長軸方向に研磨したのちに片面を耳石の核が露出するまで研磨した。核から縁辺に向けた組成変化を

調べるために、コンピュータ制御のマイクロドリリング装置（Izumo web, Geomil 326）を用いて切削した。輪紋に沿って切削することで、同一成長時期の部位から分析に供する粉末試料を採取した。切削幅は分析に必要な量が十分に得られる幅を目処に、約 200 から 300 μm とした。詳細は Sakamoto et al. (2019) を参考にされたい。得られた粉末試料（1 試料につき約 30 μg ）を分析用のガラスバイアル（4.5ml）に保存した。

安定同位体比分析は自動前処理装置（GasBench II, Thermo Fisher Scientific 社製）に接続された安定同位体質量分析装置（Delta V plus, Thermo Fisher Scientific 社製）により行った。粉末試料の入ったガラスバイアルを高純度ヘリウム（ $\geq 99.999\%$ ）で置換し、その後シリンジを用いて 100% リン酸を滴下し、72°C で反応させることにより二酸化炭素を発生させた。この二酸化炭素をヘリウムキャリアーガス流により安定同位体質量分析装置に輸送、ナフィオン半透膜による脱水およびガスクロマトグラフによる分離精製（ParaPLOT Q, Agilent 社製）を経たのち、質量分析部に導入し、安定同位体比を測定した。IAEA から頒布されている大理石の国際標準物質 NBS19（ $\delta^{13}\text{C} = +1.95\text{‰}$, $\delta^{18}\text{O} = -2.20\text{‰}$ ）を用いて分析の安定性確認と出力値から同位体組成への換算を行った。NBS19 の繰り返し再現性は 0.1‰以下であった（ $n=15$ ）。鉱物組成の差違に由来する同位体分別の温度依存性の影響は補正せずに表記した。詳細な分析条件は Shirai et al. (2018) を参考にされたい。

Kaifu et al. (2018a) および Itakura et al. (2018a) は、養鰻場から入手した個体と放流が行われていない水系で採集した天然加入個体の耳石の $\delta^{18}\text{O}$ と $\delta^{13}\text{C}$ の値を教師データとした判別モデルを作成した。本課題では、教師データを上記の既往研究の Supporting Information から引用し、Itakura et al. (2018a) で使用されているランダムフォレストを用いた天然ウナギと養殖ウナギの判別モデルを用いて、供試個体の由来判別を行った。leave-one-out 交差検証を用いたこの判別モデルの正答率は 99.8%である（Itakura et al. 2018a）。判別モデルの作成には統計解析ソフト R（バージョン 3.4.2）の randomForest パッケージの randomForest 関数を用いた。Itakura et al. (2018a) に従い、個体判別確率（各個体が天然ウナギあるいは養殖ウナギへと判別される確率）が 70%以上の個体のみを結果に採用し、70%未満の個体は結果から除外した。

結果

最終年度の結果として

（1）各河川の魚類・甲殻類相

- A) 貝底川（鹿児島県）：全 10 地点の調査地点より、16 種の魚類および 6 種の甲殻類が採集された。確認された計 22 種のうち、淡水域のみで生活史を送る非回遊性動物はカワムツ 1 種のみであり、他の 21 種はニホンウナギやアユ、ヨシノボリ類等の回遊性動物、もしくはクサフグやスズキといった周縁性動物であった。また、河口から 2.5km 上流の最上流調査地点 st.1 においても、確認された 3 種の魚類と 3 種の甲殻類は全て回遊性種であった。
- B) 波多打川（静岡県）：18 種の魚類および 6 種の甲殻類が採集された。確認された計 24 種のう

ち、淡水域のみで生活史を送る非回遊性動物はアブラハヤやニシシマドジョウ等の魚類 4 種のみであり、他の 20 種はニホンウナギやアユ、ヨシノボリ類などの回遊性動物であった。また、河口から 6.0km 上流の最上流調査地点 st.1 においても、確認された 4 種の魚類と 2 種の甲殻類のうち、4 種が回遊性種であった。尚、ニホンウナギ以外の希少種としてアユカケ（絶滅危惧Ⅱ類）が確認された。

- C) **三本木川（福井県）**：アユやルリヨシノボリ等の 5 種の魚類、およびモクズガニやヒラテテナガエビ等の 4 種の甲殻類が採集された。確認された計 9 種全てがアユやヨシノボリ類等といった回遊性動物であったが、地元住民の情報から、サクラマス類に関しては地元で養殖・放流された個体である可能性が高いと考えられる。また、河口から 1.4km 上流の最上流調査地点 st.1 においても、魚類 4 種および甲殻類 2 種が確認された。
- D) **長沢川（青森県）**：15 種の魚類および 3 種の甲殻類が採集された。確認された計 18 種のうち、淡水域のみで生活史を送る非回遊性動物はスナヤツメ北方種、ジュズカケハゼ広域分布種、ヒガシシマドジョウおよびドジョウの魚類 4 種のみであり、他の 15 種はアユやヨシノボリ類、モクズガニ等などの回遊性動物が主であったが、サクラマス類およびイワナ類に関しては、回遊型は不明である。尚、ニホンウナギ以外の希少種としてスナヤツメ北方種（絶滅危惧Ⅱ類）およびジュズカケハゼ広域分布種（準絶滅危惧）が確認された。

（2）採捕効率

波多打川の 1 箇所（HT4）、貝底川の 5 箇所（KZ3、KZ7、KZ8、KZ9、KZ10）において、PIT タグが装着可能な個体（およそ 10g 以上）が複数採捕されたため、採捕効率調査を行なった。標識した個体数は 2-5 個体、平均 4 個体であり、再採捕個体数は 0-2 個体、再採捕率は 0.00-0.50 であった。総標識個体数は 20 個体、総再採捕個体数は 7 個体であり、全体の採捕効率は 0.35 だった。このことから、本事業の調査地点における電気ショッカーの採捕効率を 0.35 として解析を行った。

（3）個体数密度

平成 29 年度本事業において、PIT タグによる標識を施した養殖ニホンウナギ計 1,940 個体を放流し、平成 31 年度本事業の追跡調査において、放流後約 24-27 ヶ月後に 4 河川計 40 調査点での採集調査を行った（表 2）。定量調査を行なった調査地点において 4 個体（貝底川：1 個体、波多打川：2 個体、三本木川：1 個体、長沢川：0 個体）が、調査点外での定性採集調査により 6 個体（貝底川：1 個体、波多打川：1 個体、三本木川：0 個体、長沢川：4 個体）が再採捕された（表 3、図 2）。電気ショッカーによる採捕効率を 0.35 として計算すると、放流個体の個体数密度は貝底川：13.9 個体/ha、波多打川：20.9 個体/ha、三本木川：13.9 個体/ha、長沢川：0.0 個体/ha であった（図 3）。これに対して天然ウナギの個体数密度は、同様に電気ショッカーによる採捕効率を

0.35 と考えた時、貝底川：235.1 個体/ha、波多打川：94.0 個体/ha、三本木川：0.0 個体/ha、長沢川：0.0 個体/ha であった（図 3）。

（4）成長

調査地点内および地点外から放流ウナギ計 10 個体（貝底川：2 個体、波多打川：3 個体、三本木川：1 個体、長沢川：4 個体）が再採捕された。これら再採捕された放流ウナギのうち、波多打川の 1 個体を除いた 9 個体に体重の増加が認められた（表 3）。放流ウナギの体重増加量を放流日から再採捕日までの日数で割り、日間体重増加量（g/日）を求めた。放流ウナギの日間体重増加量は 0.00g/日から 0.24g/日、平均値は 0.08g/日であった。

（5）天然/放流ウナギ判別手法の改善

各個体から得られた耳石試料について、酸素・炭素安定同位体比に基づいて判別を行なった結果を表 4 に示す。天然ウナギ 5 個体については、合計 25 測点から得た試料の計測を行ったところ、すべて「天然」と判別された。養殖ウナギ 10 個体については、合計 49 測点から得られた試料のうち、判別不可となった 4 測点を除く、45 測点について判別結果が出た。このうち 43 測点が「養殖」と判別された。天然ウナギと養殖ウナギを合計すると、判別可能な 70 測点のうち、68 測点で正しい判別結果が得られた（正答率 97.1%）。放流再採捕ウナギ 11 個体については、合計 53 測点のうち、判別不可となった 9 測点を除く 44 測点のうち、32 測点が「養殖」、12 測点が「天然」と判別された。最もエルバーマークに近い範囲は、判別可能であった全ての個体が「養殖」と判別された。

各年度を通しての結果として

（1）調査河川の魚類・甲殻類相

河川間のウナギ以外の魚類・甲殻類のバイオマスを比較した解析（A）の結果、河川間に有意な差は検出されなかった。河川間の天然ウナギの個体数密度の相違を比較した解析（B）の結果、天然ウナギの個体数は三本木川と長沢川で有意に密度が低かった（ $p < 0.001$ ）。全事業期間を通じた各河川の魚類・甲殻類相は以下の通りであった。

- A) 貝底川（鹿児島県）：全 10 地点の調査地点より、21 種の魚類および 8 種の甲殻類が採集された。確認された計 29 種のうち、淡水域のみで生活史を送る非回遊性動物はカワムツ 1 種のみであり、他の 28 種はニホンウナギやアユ、ヨシノボリ類等の回遊性動物、もしくはクサフグやスズキ、マゴチといった周縁性動物であった。また、河口から 2.5km 上流の最上流調査地点 st.1 においても、確認された 3 種の魚類と 5 種の甲殻類は全て回遊性種であった。
- B) 波多打川（静岡県）：20 種の魚類および 7 種の甲殻類が採集された。確認された計 27 種のうち、淡水域のみで生活史を送る非回遊性動物はアブラハヤやニシシマドジョウ等の魚類 4 種のみであり、他の 23 種はニホンウナギやアユ、ヨシノボリ類などの回遊性動物が主であっ

た。また、河口から 6.0km 上流の最上流調査地点 st.1 においても、確認された 4 種の魚類と 2 種の甲殻類のうち、4 種が回遊性種であった。尚、ニホンウナギ以外の希少種としてアユカケ（絶滅危惧Ⅱ類）が確認された。

- C) **三本木川（福井県）**：アユやルリヨシノボリ等の 8 種の魚類、およびモクズガニやヒラテテナガエビ等の 4 種の甲殻類が採集された。確認された計 12 種のうち、淡水域のみで生活史を送る非回遊性動物はドジョウ 1 種のみであり、他の 11 種はアユやヨシノボリ類等といった回遊性動物であったが、地元住民の情報から、サクラマス類に関しては地元で養殖・放流された個体である可能性が高いと考えられる。また、河口から 1.4km 上流の最上流調査地点 st.1 においても、魚類 5 種および甲殻類 3 種が確認された。
- D) **長沢川（青森県）**：16 種の魚類および 5 種の甲殻類が採集された。確認された計 21 種のうち、淡水域のみで生活史を送る非回遊性動物はスナヤツメ北方種、キンブナ、ヒガシシマドジョウ、ドジョウおよびジュズカケハゼ広域分布種の魚類 5 種のみであり、他の 16 種はアユやヨシノボリ類、モクズガニ等などの回遊性動物が主であったが、サクラマス類およびイワナ類に関しては、回遊型は不明である。尚、ニホンウナギ以外の希少種としてスナヤツメ北方種（絶滅危惧Ⅱ類）およびジュズカケハゼ広域分布種（準絶滅危惧）が確認された。

（2）放流ウナギの個体数密度の経年変化と関連する環境要因

放流を行った時点での、放流ウナギの個体数密度は 251.0 個体/ha（最小：220.9 個体/ha、最大：266.7 個体/ha）であった（表 1）。電気ショッカーによる採捕効率を 0.35 として計算すると、平成 29 年度に行なった放流約 3 ヶ月後の調査時点では、放流ウナギの個体数密度は貝底川：136.0 個体/ha、波多打川：126.8 個体/ha、三本木川：60.8 個体/ha、長沢川：17.4 個体/ha であり、平成 30 年度に行なった放流約 12 ヶ月後の調査時には貝底川：13.4 個体/ha、波多打川：30.0 個体/ha、三本木川：0.0 個体/ha、長沢川：13.7 個体/ha まで減少した（図 3）。放流後約 24 から 27 ヶ月後に行なった今年度の調査では、貝底川：13.9 個体/ha、波多打川：20.9 個体/ha、三本木川：13.9 個体/ha、長沢川：0.0 個体/ha と、放流 12 ヶ月後の調査結果と比較して大幅な減少は確認されなかった（図 3）。

これに対して天然ウナギの個体数密度は、同様に電気ショッカーによる採捕効率を 0.35 と考えた時、平成 29 年度調査時には貝底川：317.3 個体/ha、波多打川：253.7 個体/ha、三本木川：15.2 個体/ha、長沢川：0.0 個体/ha であり、平成 30 年度調査時には貝底川：323.7 個体/ha、波多打川：239.1 個体/ha、三本木川：0.0 個体/ha、長沢川：0.0 個体/ha であった（図 3）。今年度の調査時には、貝底川：235.1 個体/ha、波多打川：94.0 個体/ha、三本木川：0.0 個体/ha、長沢川：0.0 個体/ha であった（図 3）。天然ウナギが採捕された貝底川および波多打川についてみると、採捕された天然ウナギに対する放流ウナギの割合は貝底川で放流 3 ヶ月後に 40.9%、1 年後に 4.2%、2 年後に 5.9% であった。波多打川では放流 3 ヶ月後に 50.0%、1 年後に 12.5%、2 年後に 22.2% であった。

個体数密度と環境要因の相関に関する解析（C）の結果、「ウナギ以外の魚類と甲殻類の総重量」「天然ウナギの個体数密度」、「調査を行った年」を説明変数とするモデルがベストモデル

として選択された。「ウナギ以外の魚類と甲殻類の総重量」 ($p < 0.05$) および「天然ウナギの個体数密度」 ($p < 0.01$) について、有意な正の相関が検出された。「調査を行った年」については、平成 30 年度および 31 年度が有意に低い値を示した ($p < 0.01$)。平成 30 年度および 31 年度の値が低かったことは、時間の経過に従って放流ウナギが減少していることを示している。

(3) 成長速度に関わる環境要因

平成 29 年から 31 年度の間に調査地点内および地点外から放流ウナギ計 34 個体（貝底川：13 個体、波多打川：14 個体、三本木川：5 個体、長沢川：7 個体）が再採捕された。これら再採捕された放流ウナギのうち、貝底川の 7 個体、波多打川の 11 個体を除いた 16 個体に体重の増加が認められた（表 3）。放流ウナギの日間体重増加量は -0.13g/日 から 0.43g/日 と幅広く、平均値は 0.037g/日 であった。PIT タグを装着したのちに再採捕された天然ウナギ 26 個体（貝底川 21 個体、波多打川 4 個体、三本木川 1 個体、長沢川 0 個体）についても同様に日間体重増加量を求めると、 0.00g/日 から 0.43g/日 の範囲であり、平均値は 0.13g/日 であった。天然ウナギ 26 個体のうち日間体重増加量が負の値を示したのは 1 個体のみであった（表 3）。

河川間の成長速度の相違に関する解析 (D) の結果、「河川」と「調査を行なった年」について、有意な相関が検出された。「河川」については、三本木川および長沢川が有意に高い日間体重増加量を示した（三本木川： $p < 0.001$ 、長沢川： $p < 0.01$ ）。「調査を行なった年」については、平成 31 年度が有意に高い日間体重増加量を示した ($p < 0.01$)。

天然ウナギと放流ウナギの成長を比較した解析 (E) の結果、「天然と放流の別」と「標識時の体重」について、有意な相関が検出された。「天然と放流の別」については、天然が有意に高い日間体重増加量を示した ($p < 0.001$)。「標識時の体重」については、正の相関を示した ($p < 0.01$)。

(4) 移動

平成 29 年度以降の再採捕調査で採捕した放流ウナギおよび天然ウナギについて、採捕地点（放流地点）と再採捕地点の比較を行った。採捕地点（放流地点）から上流へ向かう移動を正、下流へ向かう移動を負で示したところ、放流ウナギでは $-817 \pm 1,021\text{m}$ （平均 $\pm$ 標準偏差）、天然ウナギでは $9 \pm 50\text{m}$ であった（図 4）。

放流ウナギと天然ウナギの移動距離を比較した解析 (F) の結果、「天然と放流の別」、および「採捕地点の河口からの距離」について、有意な相関が検出された。「天然と放流の別」については、天然の移動距離の絶対値が有意に低かった ($p < 0.001$)。「採捕地点の河口からの距離」については、正の相関を示した ($p < 0.01$)。

(5) 放流ウナギバイオマスの推移

平成 29 年度の放流時の放流ウナギのバイオマス密度は 7,449.1g/ha であった。電気ショッカーによる採捕効率を 0.35 とした場合、放流後約 3 ヶ月経過した平成 29 年度採捕調査において、再採捕された放流ウナギのバイオマス密度は 2,992.5g/ha まで減少し、放流後約 12 ヶ月経過した平成 30 年度採捕調査では 671.1g/ha であった（図 5）。今年度の調査では、放流ウナギのバイオマス密度は 918.8g/ha であり、放流時から 87.7%減少した。

考察

(1) 個体数密度と環境要因

今年度調査における、4 河川全体の放流ウナギの個体数密度は、採捕効率を 0.35 として計算すると 12.7 個体/ha であり、放流時の個体数密度である 251.0 個体/ha から、約 2 年をかけて 94.9%減少した。

放流ウナギの個体数密度は、天然ウナギの個体数密度との間に正の相関を示した。このことは、天然ウナギの個体数密度が高い水域において、放流ウナギも高密度で生息していたことを示している。これに関しては 2 通りの解釈が可能である。一つは、天然ウナギの多い環境はウナギの好む環境であり、このため放流ウナギも多くが生残または残留したとする解釈であり、もう一つは天然ウナギの多く生息する下流域に何らかの理由で放流ウナギが移動したとする解釈である。また、放流ウナギの個体数密度は、ウナギ以外の魚類と甲殻類のバイオマスとの間にも正の相関を示している。このことから、ニホンウナギ以外の生物が豊富な場所は自然度が高く、このためニホンウナギもそのほかの生物も豊富であると考えられることもできる。しかし、本課題では水際の環境や底質の状況など、局所環境に関する環境要因と放流ウナギの個体数密度との間に相関が見られなかったことから、その可能性は低いと推測される。これとは別に、ニホンウナギ以外の生物が豊富な場所は餌生物が豊富であるために放流ウナギが多く生き残った、または、天然ウナギの個体数密度と同様に、ニホンウナギ以外の生物が豊富な場所に、何らかの理由で放流ウナギが移動したと解釈することも可能である。ニホンウナギは海洋で産卵し陸水へ遡上する降河回遊魚であるため、個体数密度は河川下流域で高く、上流では低い（Yokouchi et al. 2008; Kaifu et al. 2010）。また、本課題で調査を行なった河川に生息する魚類と甲殻類の大部分は回遊性の種であり、ニホンウナギと同様に下流域でバイオマスが高いと考えられる。これとは別に本課題では、放流ウナギが放流後に下流側へ移動していることが明らかにされている。このため放流ウナギの個体数密度と、天然ウナギおよびニホンウナギ以外の魚類と甲殻類の量とが正の相関を見せた要因の一つに、放流ウナギが天然ウナギおよびウナギ以外の魚類・甲殻類が豊富な下流側へ移動したことが考えられる。本課題で得られた結果からは、天然ウナギおよびニホンウナギ以外の魚類と甲殻類が、放流ウナギの個体数密度に影響を与えたかどうか、判断することはできない。

本課題では、放流した水域の局所環境と、放流ウナギの個体数密度との間に、明確な関係を見出すことはできなかった。その要因として、本課題ではコンクリート 3 面ばりなど自然度の低い水域

を調査地点に含めていなかったことが考えられる。ニホンウナギの生育に適した環境については、「ニホンウナギの生息域保全の考え方」（環境省 2017）を参照されたい。

（２）成長に関わる環境要因

解析の結果より、放流ウナギは貝底川・波多打川よりも三本木川・長沢川において、より速く成長していることが確認された。三本木川・長沢川は、貝底川・波多打川より高緯度に位置していることから、水温が三本木川・長沢川における高成長に貢献したとは考えにくい。餌生物について考えても、三本木川・長沢川と貝底川・波多打川では、ニホンウナギ以外の魚類および甲殻類のバイオマスに相違は見られず、餌生物量が成長速度の相違を生み出す要因になっている可能性は低いと考えられる。水温、ウナギ以外の生物のバイオマス密度の他に、三本木川・長沢川と貝底川・波多打川の環境の大きな相違点として、天然ウナギの個体数密度が考えられる。三本木川・長沢川は、貝底川・波多打川と比較して天然ウナギの個体数密度が低い。このため、餌や隠れ場所などの資源をめぐる競争が緩やかであることが、三本木川・長沢川の放流ウナギの成長が貝底川・波多打川よりも速い理由であると推測される。

放流ウナギについて、平成 31 年度の成長速度が有意に高かったことは、放流直後から 2 年後にかけて、成長速度が増大していることを示している。実際に、体重が減少していた放流ウナギ 18 個体のうち、88.9%（16 個体）が放流 3 ヶ月後の平成 29 年度に再採捕されている。これに対して、放流 12 ヶ月以上後の平成 30 年度および平成 31 年度に再採捕された 18 個体のうち、放流時よりも体重が減少しているのは 11.1%（2 個体）に過ぎない。放流されたウナギは放流後に体重が減少する傾向にあり、その後、体重が増加する個体が見られるようになると考えられる。この現象は、放流後に体重が減少した個体が再び体重を増加させたとする解釈と、体重が減少した個体が生残・残留せずに脱落し、体重を増加させることができた個体のみが 2 年後まで残ったとする解釈の、2 通りの解釈が可能である。しかしながら、放流 3 ヶ月後から 2 年後にかけて放流ウナギの個体数が大幅に減少したことを考慮すると、後者の解釈がより適切と考えられる。

貝底川と波多打川の放流ウナギと天然ウナギを比較すると、天然ウナギの成長がより速かった。このことは、放流ウナギの成長が、天然ウナギよりも遅いことを示唆するようにも見えるが、この解析では同時に標識時の体重が大きい個体の成長が速いとの結果も得られている。今回の調査では、再採捕された天然ウナギは放流ウナギよりもサイズが大きいため、放流後 1 年以上経過した放流ウナギと天然ウナギの成長速度の相違について、明確な結論を出すことは難しい。

（３）放流後の移動

本課題で得られた結果より、放流ウナギは天然ウナギと比較して、より長い距離を移動していることが明らかにされた。また、放流ウナギの移動距離の平均値がマイナスであり、信頼区間が 0 を含まないことから、放流ウナギは放流後に下流へ移動していることがわかった。本課題における解析では、移動距離は採捕地点の河口からの距離と正の相関を示した。これは放流ウナギが下

流側へ移動するため、より下流側の調査地点が限られている下流の調査地点では移動距離の絶対値が小さく、上流では大きくなることが影響しているものと推測される。一方、天然ウナギの大部分には大幅な移動は認められず、強い定住性が示唆された。

ニホンウナギについて、成長期である黄ウナギ期には高い定住性を示すことが知られている (Itakura et al. 2018b)。本課題における天然ウナギの移動は、この知見に一致するものであった。これに対して、本課題では放流ウナギは天然ウナギよりも大きく下流側に移動することが明らかとなった。Noda et al. (2019) は超音波バイオテレメトリー手法を用いて、天然ウナギと養殖ウナギの行動を比較している。天然ウナギが汽水湖に留まったのに対し、養殖ウナギの 40% は下流側の海へ移動した。本課題の放流ウナギが全長 $297.2 \pm 17.1 \text{ mm}$ であったのに対し、Noda et al. (2019) では $610.6 \pm 24.0 \text{ mm}$ の養殖ウナギを使用しており、一概に結果を比較することはできないが、放流後に下流側へ移動する現象が、ニホンウナギに共通している可能性はあり得る。

(4) 放流の効果

本事業で行なった放流の方法では、2 年後の放流ウナギの個体数およびバイオマスが大幅に減少することが示された。電気ショッカーによる採捕効率を 0.35 とした場合、放流 24-27 ヶ月間で、放流ウナギの個体数は 94.9%、バイオマス密度は 87.7% 減少した。天然ウナギに対する放流ウナギの個体数について、天然ウナギが採捕された貝底川および波多打川の結果をみると、天然ウナギ個体数に対する放流ウナギ個体数の割合は、貝底川で放流 3 ヶ月後に 40.8%、1 年後に 4.2%、2 年後に 3.7% であった。波多打川では放流 3 ヶ月後に 49.9%、1 年後に 12.5%、2 年後に 22.2% であった。これらの結果より、本課題で用いた放流手法では、放流バイオマスに対する 2 年後のバイオマスはマイナスであり、さらに、放流によって河川におけるニホンウナギのバイオマスを大幅に増大させることは困難であると考えられる。

中島と立川 (2005) は、物部川で養殖ウナギの標識放流調査を行なっている。2000 年には 7,977 個体 (右胸鰭切除、平均全長 34cm)、2001 年には 7,989 個体 (左胸鰭切除、平均全長 22cm) を放流し、天然ウナギとともに再採捕を行った。採捕された個体のうち、天然ウナギに対する放流ウナギの割合は、2000 年放流群では 2000 年に 9.32%、2001 年に 8.51%、2002 年に 2.97%、2003 年に 2.67% であった。また、2001 年放流群では 2001 年に 0.35%、2002 年に 0.28%、2003 年に 1.02% であった。中島と立川 (2005) で行われた放流手法でも、本課題で得られた結果と同様に、河川におけるニホンウナギのバイオマスを大幅に増大させることは困難であると考えられる。さらに、鈴木ら (2017) は秋季 (10 月 24 日) に $24.3 \pm 17.2 \text{ g}$ の養殖ウナギを伊豆の 2 つの小河川 (伊豆宮川、伊豆仲川) で標識放流調査を行なった結果、採捕率及び成長率はともに低く、漁場外への逸脱もあり、内水面漁業に貢献するような十分な効果は得られないと考えられた、と結論づけている。

本課題で行なった調査と、実際に内水面漁業協同組合が行なっているウナギ放流の規模を比較するため、河川規模とウナギの放流量を比較する。貝底川は幹川流路延長 1.6km、波多打川は

4.3km であり、放流個体数は貝底川が 370 個体、波多打川が 820 個体であった。幹川流路延長あたりの放流個体数を計算すると、貝底川は 231.3 個体/km、波多打川は 190.7 個体/km となる。一方で、2018 年漁業センサスによれば、全国で放流されたウナギは 2,009 千個体であった。放流量が最も多い都道府県は鹿児島県（575 千個体）であり、第 2 位の千葉県（284 千個体）を大きく引き離していた。鹿児島県には内水面漁業協同組合が漁業を行なっている河川が 16 河川存在し、総幹川流路延長は 392km である（宮崎県にも流域のある大淀川に関しては、鹿児島県内のみの幹川流路を算入している。また、池田湖はウナギ漁が行われていないため除外している）。鹿児島県における幹川流路延長あたりの放流個体数は 1466.8 個体/km となる。放流ウナギの個体数密度は水面積あたりの放流個体数として計算されるため、幹川流路延長あたりの放流個体数は、川幅の広い大規模河川であるほど、実際の放流個体数密度よりも高い数値を示す。鹿児島県で内水面漁業協同組合が操業している河川の河口部の川幅は、川内川、別府川で 500m 程度、万之瀬川、網掛川、天降川で 200m 程度、比較的小規模な検校川でも 50m と、本課題で調査を行なった水域の最大川幅 8.6m（貝底川）、13.3m（波多打川）の数倍から数十倍に相当する。幹川流路延長あたりの放流個体数に川幅を考慮すると、本課題において行なったウナギ放流の個体数密度は、国内最多の放流個体数を記録している鹿児島県に匹敵するか、またはそれ以上であると推測される。

（5）天然/放流ウナギ判別手法の改善

天然ウナギと養殖ウナギでは、判別の正答率は 97.1%と高く、leave-one-out 交差検証を用いたこの判別モデルの正答率 99.8%（Itakura et al. 2018a）に近い値となった。このことから、本課題で用いた天然/放流ウナギの判別法の信頼性が高いことがわかる。誤判別が生じた 2 測点はいずれも養殖ウナギの最もエルバーマークに近い範囲であった。このため誤判別の理由として、これらの測点の試料にエルバーマーク内の範囲の耳石試料が含まれていた可能性が考えられる。

放流再採捕ウナギでは、接岸直後の環境を示すエルバーマークに最も近い範囲は、判別可能な測点ではすべて「養殖」に判別された。しかしながら、自然の水域に放流された後に形成されたと考えられる縁辺に近い範囲であっても、必ずしも「天然」と判別されるとは限らないことが示された。これらのことから、ニホンウナギの天然/放流の判別を行う場合は、エルバーマーク近辺の耳石試料を用いるのが適切と考えられる。

（6）効果的なウナギ放流手法の検討

本課題で得られた結果、および国内外の知見を用いて、効果的なウナギ放流の手法について検討する。ウナギを放流する環境については、本課題によって、天然ウナギの少ない水域で放流ウナギの成長が速いという結果が得られた。天然ウナギとの競争によって、放流ウナギの成長が阻害されていることが、その要因であると推測される。脇谷ら（2017）は、養殖ウナギと天然ウナギをともに飼育することで、養殖ウナギの死亡率が高まり、成長が遅くなることを報告している。これらの知見から、より天然ウナギの密度の低い水域に放流することで、放流ウナギの歩留

まりが高まることが期待される。一方で、本課題では放流した水域の局所環境と、放流ウナギの個体数密度との間に、明確な関係を見出すことはできなかった。その要因として、本課題ではコンクリート3面張りなど自然度の低い水域を調査対象としていなかったことが考えられる。しかしながら、生物学的・生態学的に考えてニホンウナギの成育に不適切な環境への放流は、放流後の歩留まりに悪影響を及ぼすと推測されるため、避けるべきである（例えば Environment Agency の「Stoking European Eels (*Anguilla anguilla*)」を参照）。

放流する環境の他に、放流する種苗の適切性も考慮する必要がある。本課題では、環境の影響を考慮するために同一のサイズの種苗を用いて放流を行ったが、先行研究では、放流時のサイズの違いがその後の歩留まりに影響を与えることが報告されている。脇谷ら（2017）は、約 50g と約 200g の養殖ウナギと天然ウナギについて、混合および養殖個体のみの 2 通りで 2 年間飼育した結果、50g サイズの個体は総重量が増加したが、200g サイズの個体は死亡率が高く、成長率も悪かったため、2 年後の総重量が飼育開始時よりも低くなったと報告している。このことは、200g サイズまで大きく育った個体が、環境変化に順化しにくい可能性を示唆している。ウナギ放流に関する研究が進んでいるヨーロッパウナギに関する知見を見ると、Simon et al.（2013）は、6 つの独立した湖で 4 年間にわたり、ヨーロッパウナギのシラス期放流個体群と畜養後放流個体群を追跡した結果、シラス期放流個体が、畜養後放流個体よりも成長および肥満度の点において勝っていたと報告している。また、Pedersen & Rasmussen（2015）は、3g と 9g のサイズの異なる養殖個体の放流後の加入あたり漁獲量を推定し、放流ウナギのサイズ比較において、9g 群より 3g 群の方が優れていると結論づけている。これらの結果は、より小さいサイズの個体を放流することで、放流後の歩留まりを向上することができる可能性を示唆している。その一方で、Pedersen et al.

（2017）は 2.5g の天然個体と、3-6g の養殖個体を放流し、12 ヶ月間生残及び成長を追った結果、成長は養殖個体で有意に速く、天然個体よりも歩留まりが高かったと報告している。また、Kullmann & Thiel（2018）はヨーロッパウナギについて、シラスウナギ（約 0.33g）と養殖ウナギ（約 6.67g）の標識放流を行った結果、費用対効果において養殖ウナギのパフォーマンスが高かったと報告している。以上の知見を総合すると、放流に適したサイズはシラスウナギから数 g 程度の小型の個体であると考えられる。ただし、シラスウナギと数 g まで飼育した個体とで、より歩留まりが高いのはどちらなのか、という問題については、結論は一致していない（Simon et al. 2013; Pedersen et al. 2017; Kullmann & Thiel 2018）。飼育を経た個体の放流に関しては、飼育下で広まる病原体が外界へと拡散することなど、デメリットについても考慮する必要がある（Kullmann et al. 2017; Kullmann & Thiel 2018）。

放流を行う季節について、鈴木ら（2017）は、秋季は水温が低いことから春季の放流が適当であると推測しているが、5 月および 6 月に放流を行った中島と立川（2005）および本課題においても、放流後の歩留まりが大幅に改善されているとは言えない。現在のところ、適切な放流時期についての確かな判断をするために必要な情報は不足している。

異なる放流プロセスが短期的（放流後 15 日）な死亡率に与える影響を評価した報告（Josset et al. 2015）では、放流年、シラスウナギの提供者、放流までの保管期間、肥満度、標識の有無、野外実験か室内実験か、などが死亡率に影響していることが報告されている。本課題を含む標識放流調査では、標識作業によって放流ウナギの死亡率が高まっていることが考えられる。

本課題および先行研究より得られた結果を総合すると、天然ウナギの少ない水域へウナギを放流することで、放流による歩留まりの向上が期待できる。今後、放流する水域の環境、放流するウナギのサイズ、放流時期、放流前のハンドリングなどについて、さらなる検討が求められる。特に放流するウナギのサイズについては、ヨーロッパウナギの知見から、本課題で用いた 30g 程度の個体よりも、さらに小型の個体またはシラスウナギを用いることで、放流効果を高められる可能性が考えられる。また、放流する水域について、本課題およびニホンウナギに関する先行研究では、河川のみを対象としているが、放流ウナギが優占する（米田ら 2019）にも関わらずウナギ漁獲量の多い青森県の小川原湖など、汽水湖なども調査対象に含める必要がある。調査を行うにあたって、標識放流調査は精度の高いデータを得ることができる一方で、多大な労力がかかるという欠点を持つ。標識放流調査とともに、耳石安定同位体比を用いた天然/放流ウナギの判別法を利用することによって、多様な水域の状況を把握することが可能になる。

参考文献

- Arai K, Itakura H, Yoneta A, Kaifu K, Shirai K, Miyake Y, Kimura S (2019) Anthropogenic impacts on the distribution of wild and cultured Japanese eels in the Tone River watershed, Japan, from otolith oxygen and carbon stable isotopic composition. *Environmental Biology of Fishes*, 102, 1405-1420
- Environment Agency (UK) “Stoking European Eels (*Anguilla anguilla*)”
- Itakura H, Arai K, Kaifu K, Shirai K, Yoneta A, Miyake Y, Secor DH, Kimura S (2018a) Distribution of wild and stocked Japanese eels in the Tone River watershed revealed by otolith stable isotopic ratios. *Journal of Fish Biology*, 93, 805-813
- Itakura H, Miyake Y, Kitagawa T, Kimura S (2018b) Site fidelity, diel and seasonal activities of yellow-phase Japanese eels (*Anguilla japonica*) in a freshwater habitat as inferred from acoustic telemetry. *Ecology of Freshwater Fish*, 27, 737-751
- Jacoby D, Gollock M (2014) *Anguilla japonica*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3
- Josset Q, Trancart T, Mazel V, Charrier F, Frotté L, Acou A, Feunteun E (2015) Pre-release processes influencing short-term mortality of glass eels in the French eel (*Anguilla anguilla*, Linnaeus 1758) stocking programme. *ICES Journal of Marine Science*, 73, 150-157
- Kaifu K, Itakura H, Amano Y, Shirai K, Yokouchi K, Wakiya R, Murakami-Sugihara N, Washitani I, Yada T (2018a) Discrimination of wild and cultured Japanese eels based on otolith stable isotope ratios. *ICES Journal of Marine Science* 75, 719-726

- Kaifu K, Tamura M, Aoyama J, Tsukamoto K (2010) Dispersal of yellow phase Japanese eels *Anguilla japonica* after recruitment in the Kojima Bay-Asahi River system, Japan. *Environmental Biology of Fishes*, 88, 273-282
- 環境省 (2017) 「ニホンウナギの生息地保全の考え方」 環境省自然環境局
- Kullmann B, Thiel R (2018) Bigger is better in eel stocking measures? Comparison of growth performance, body condition, and benefit-cost ratio of simultaneously stocked glass and farmed eels in a brackish fjord. *Fisheries Research*, 205, 132-140
- Kullmann, B., M. Adamek, D. Steinhagen, and R. Thiel. "Anthropogenic spreading of anguillid herpesvirus 1 by stocking of infected farmed European eels, *Anguilla anguilla* (L.), in the Schlei fjord in northern Germany." *Journal of fish diseases* 40, no. 11 (2017): 1695-1706.
- 中島敏男・立川賢一 (2005) 「ウナギ資源調査 –胸鰭切除による標識放流試験–」 高知県内水面漁業センター事業報告書, 14, 47-59
- Noda T, Wada T, Iwasaki T, Sato T, Narita K, Matsumoto I, Hori T, Mitamura H, Arai N (2019) Post-release behaviors and movements of cultured and wild Japanese eels (*Anguilla japonica*) in a shallow brackish water lagoon in northeastern Japan. *Environmental Biology of Fishes* 102, 1435-1456
- Pedersen MI, Rasmussen G (2015) Yield per recruit from stocking two different sizes of eel (*Anguilla anguilla*) in the brackish Roskilde Fjord. *ICES Journal of Marine Science*, 73, 158-164
- Pedersen MI, Jepsen N, Rasmussen G. (2017) Survival and growth compared between wild and farmed eel stocked in freshwater ponds. *Fisheries Research*, 194, 112-116
- Sakamoto T, Komatsu K, Shirai K, Higuchi T, Ishimura T, Setou T, Kamimura Y, Watanabe C, Kawabata A (2019) Combining micro-volume isotope analysis and numerical simulation to reproduce fish migration history. *Methods in Ecology and Evolution*, 10, 59-69
- Shirai K, Koyama F, Murakami-Sugihara N, Nanjo K, Higuchi T, Kohno H, Watanabe Y, Okamoto K, Sano M (2018) Reconstruction of the salinity history associated with migration of mangrove fishes using otolith oxygen isotopic analysis. *Marine Ecology Progress Series*, 593, 127-139
- Simon J, Dömer H, Scott RD, Schreckenbach K, Knösche R (2013) Comparison of growth and condition of European eels stocked as glass and farm sourced eels in lakes in the first 4 years after stocking. *Journal of Applied Ichthyology*, 29, 323-330.
- 鈴木邦弘・松山 創・木南竜平・川合範明・佐藤孝幸・鈴木基生・平井一行・増元英人 (2017) 「伊東市小河川における養殖ウナギの放流後の動向」 月刊海洋, 49, 560-567
- 脇谷量子郎・今吉雄二・海部健三 (2017) 「天然ウナギと放流ウナギの競合試験」 鹿児島県鰻資源増殖対策協議会 2016 年度研究報告
- Yokouchi K, Aoyama J, Oka HP, Tsukamoto K (2008) Variation in the demographic characteristics of yellow-phase Japanese eels in different habitats of the Hamana Lake system, Japan. *Ecology of Freshwater Fish*, 17, 639-652

米田彬史,・板倉光・荒井考磨・海部健三・吉永龍起・三宅陽一・木村伸吾 (2019) 「耳石安定同位体比分析と文献調査に基づく日本におけるニホンウナギの自然分布域」日本水産学会誌, 85, 150-161

担当者

平成 28～31 年度 中央大学 法学部 海部健三

平成 28～31 年度 中央大学 研究開発機構 脇谷量子郎

平成 31 年度 東京大学 大気海洋研究所 白井厚太郎

表1. 放流したウナギのバイオマス密度(g/ha)および個体数密度(個体/ha)

河川	バイオマス密度(g/ha)				個体数密度(ind./ha)			
	平均	標準偏差	最小	最大	平均	標準偏差	最小	最大
貝底	7106.3	541.1	6183.8	7800.9	240.7	16.4	220.9	266.7
波多打	7439.7	251.8	6969.8	7817.9	249.4	5.6	240.0	256.4
長沢	7455.1	339.4	7000.5	8119.1	252.2	9.9	237.6	265.2
三本木	7795.2	797.6	6646.5	9315.2	261.9	23.6	225.0	303.0
4河川合計	7449.1	562.6	6183.8	9315.2	251.0	16.7	220.9	303.0

表2. 全調査地点の調査結果と環境計測結果

調査河川名	調査地点名	河口からの 距離 (m)	面積 (m ²)	ウナギ個体数		ウナギ個体数密度 (ind./ha)		ウナギ重量 (g)		他魚種+甲 殻類種数	他魚種+甲 殻類重量	平均川幅 (m)	平均水深 (cm)	平均流速 (cm/s)	水温(°C)	pH	調査日
				天然/再探 捕)	放流	天然	放流	天然	放流								
貝底川	1	2500	169.3	0	0	0	0.0	0	0	6	200	42	37.3	702	22	8	190923
貝底川	2	2200	177.3	0	0	0	0.0	0	0	7	190	4.4	36.7	268	22.7	9.1	190919
貝底川	3	2000	198.7	1	1	503	503	8	41	8	519	5	47	242	23.1	9.2	190919
貝底川	4	1800	221.3	0	0	0	0.0	0	0	7	148	5.5	50	175	22.6	8.1	190923
貝底川	5	1750	149.3	0	0	0	0.0	0	0	8	216	3.7	30.7	653	22.7	8.1	190923
貝底川	6	1550	168.0	1	0	595	0.0	11	0	12	247	4.2	44.7	298	22.9	8.3	190923
貝底川	7	1300	212.0	4(2)	0	188.7	0.0	725	0	13	1822	5.3	25	572	22.9	8.6	190923
貝底川	8	1100	198.7	2	0	100.7	0.0	141	0	12	689	5	45.3	638	22.6	9	190923
貝底川	9	900	234.7	4(1)	0	170.5	0.0	330	0	8	1171	5.9	17	496	22.9	8.7	190920
貝底川	10	700	336.0	5(1)	0	148.8	0.0	287	0	8	875	8.4	18.3	34.3	23.3	8.6	190920
波多内川	1	6000	205.3	0	0	0	0.0	0	0	6	426	5.1	30.7	495	17.6	7.9	190614
波多内川	2	5800	177.3	0	0	0	0.0	0	0	4	166	4.4	26	475	17.2	8	190614
波多内川	3	4800	197.3	0	0	0	0.0	0	0	6	250	4.9	20.3	54.8	16.8	8.6	190614
波多内川	4	3700	189.3	2(1)	1	105.6	52.8	337	32	10	703	4.7	38.7	78.6	18.4	7.7	190613
波多内川	5	3200	177.3	0	0	0	0.0	0	0	8	801	4.4	46.7	78.3	18.8	7.8	190613
波多内川	6	2700	374.7	1	0	26.7	0.0	123	0	14	1037	9.4	37.7	60	19.6	7.8	190613
波多内川	7	1700	244.0	0	0	0	0.0	0	0	10	363	6.1	28.3	87.6	19.1	7.7	190613
波多内川	8	1070	284.0	1	0	35.2	0.0	136	0	15	1194	7.1	36	108.7	18.7	7.8	190613
波多内川	9	700	230.7	2	0	86.7	0.0	370	0	15	1122	5.8	46	71.7	17.5	7.7	190613
波多内川	10	300	656.0	3	1	45.7	15.2	17	29	11	522	16.4	123	50.7	17.1	7.9	190613
長沢川	1	4700	100.0	0	0	0	0.0	0	0	2	560	2.5	19.3	51.7	14.3	7.6	190607
長沢川	2	4600	102.7	0	0	0	0.0	0	0	1	572	2.6	19.7	275	14.9	7.7	190607
長沢川	3	3650	102.7	0	0	0	0.0	0	0	4	212	2.6	27.7	389	15.3	7.7	190607
長沢川	4	3400	121.3	0	0	0	0.0	0	0	3	317	3	34.3	372	15.2	7.8	190607
長沢川	5	2600	160.0	0	0	0	0.0	0	0	6	377	4	31.7	319	15.3	7.7	190607
長沢川	6	1750	101.3	0	0	0	0.0	0	0	8	314	2.5	23	59.6	15.4	7.9	190607
長沢川	7	1100	128.0	0	0	0	0.0	0	0	6	224	3.2	48.7	18.3	15.1	8.1	190607
長沢川	8	900	298.7	0	0	0	0.0	0	0	9	265	7.5	28.7	14	19.6	8	190606
長沢川	9	750	480.0	0	0	0	0.0	0	0	6	204	12	34.3	121	21.9	7.7	190606
長沢川	10	650	528.0	0	0	0	0.0	0	0	9	952	13.2	34.7	5.6	22.5	7.8	190606
三本木川	1	1350	225.3	0	0	0	0.0	0	0	6	448	5.6	30.3	21.7	15.8	8.1	190602
三本木川	2	1150	284.0	0	0	0	0.0	0	0	2	37	7.1	34	21.7	15.6	8.2	190602
三本木川	3	1000	325.3	0	0	0	0.0	0	0	3	274	8.1	17.7	9.1	23	8.4	190601
三本木川	4	900	173.3	0	1	0	57.7	0	187	6	927	4.3	37.7	23.9	22	8.3	190601
三本木川	5	800	136.0	0	0	0	0.0	0	0	5	582	3.4	22.7	47.9	20.9	8.3	190601
三本木川	6	650	184.0	0	0	0	0.0	0	0	4	368	4.6	23	27.8	19.5	8.3	190601
三本木川	7	550	140.0	0	0	0	0.0	0	0	4	434	3.5	18	55	18.2	8.5	190601
三本木川	8	400	222.7	0	0	0	0.0	0	0	5	623	5.6	50	9.2	16.7	8.8	190601
三本木川	9	300	158.7	0	0	0	0.0	0	0	5	242	4	42.7	29.2	15.8	9	190601
三本木川	10	150	213.3	0	0	0	0.0	0	0	6	154	5.3	28	14.7	14.9	9.3	190601

表3. 再採捕された個体情報一覧

調査区分	河川	種別	放流時		再採捕時		日間成長体重	採捕区 間	再採捕日
			全長	体重	全長	体重			
定量調査	貝底川	天然	508	147	580	253	0.263681592	9	170926
	貝底川	天然	257	19	342	47	0.041297935	9	180629
	貝底川	天然	230	16	312	39	0.033923304	9	180629
	貝底川	天然	342	52	372	73	0.076086957	10	180629
	貝底川	天然	378	54	385	57	0.010869565	8	180629
	貝底川	天然	444	132	542	270	0.202643172	7	180630
	貝底川	天然	457	130	540	222	0.135294118	4	180630
	貝底川	天然	331	37	478	136	0.136740331	10	190920
	貝底川	天然	248	19	476	137	0.104795737	9	190920
	貝底川	天然	342	52	472	169	0.16160221	10	190920
	貝底川	天然	446	134	570	260	0.28125	9	190920
	貝底川	天然	335	47	405	80	0.073991031	9	190920
	貝底川	天然	230	16	390	78	0.055062167	9	190920
	貝底川	天然	305	33	337	45	0.026666667	7	190923
	貝底川	天然	609	304	689	464	0.141467728	7	190923
	波多打川	天然	507	163	550	212	0.138418079	9	170903
	波多打川	天然	367	52	375	63	0.038732394	9	180614
	波多打川	天然	308	35	313	34	-0.001567398	9	180614
	波多打川	天然	460	114	579	287	0.172827173	4	190613
	三本木川	天然	745	714	765	874	0.428954424	9	170913
	貝底川	放流	307	36.3	322	28	-0.074107143	5	170926
	貝底川	放流	291	27.7	290	20	-0.06875	8	170926
	貝底川	放流	283	25.9	281	18	-0.070535714	9	170926
	貝底川	放流	297	29.1	300	23	-0.053043478	2	170929
	貝底川	放流	293	28	289	19	-0.07826087	3	170929
	貝底川	放流	255	18.2	251	12	-0.053913043	7	170929
	貝底川	放流	307	29.7	301	20	-0.084347826	7	170929
	貝底川	放流	284	25.5	320	28	0.006426735	7	180630
	貝底川	放流	303	34	334	41	0.008383234	3	190919
	波多打川	放流	322	35.4	321	24	-0.128089888	10	170903
	波多打川	放流	300	28.4	300	20	-0.094382022	10	170903
	波多打川	放流	278	25.2	271	18	-0.080898876	10	170903
	波多打川	放流	278	22.5	280	17	-0.061797753	9	170903
	波多打川	放流	322	34.6	316	18	-0.186516854	9	170903
	波多打川	放流	309	32.5	308	22	-0.117977528	8	170903
	波多打川	放流	308	31.2	308	24	-0.080898876	6	170903
	波多打川	放流	295	31.2	295	23	-0.092134831	6	170903
	波多打川	放流	275	22.6	276	16	-0.073333333	5	170904
	波多打川	放流	267	22.6	340	48	0.068096515	1	180614
	波多打川	放流	285	27.3	292	25	-0.006149733	6	180615
	波多打川	放流	284	24	314	32	0.010854817	4	190613
	波多打川	放流	293	24	317	29	0.006377205	10	190613
	長沢川	放流	307	31.6	375	72	0.434408602	7	170907
	長沢川	放流	294	30.1	338	50	0.052368421	9	180621
	三本木川	放流	271	22.1	350	57	0.352525253	9	170913
	三本木川	放流	297	28.1	387	63	0.352525253	4	170913
	三本木川	放流	288	25.8	352	49	0.234343434	4	170913
	三本木川	放流	327	39	381	74	0.35	1	170914
	三本木川	放流	313	34	520	187	0.210344828	4	190601
定性調査	貝底川	天然	307	37	479	148	0.162995595	9-10	180701
	貝底川	天然	276	23	333	46	0.082733813	8-9	180701
	貝底川	天然	671	450	705	565	0.256124722	8-9	190923
	貝底川	天然	276	23	444	109	0.11829436	8-9	190923
	貝底川	天然	331	37	441	99	0.085281981	10下流	190923
	貝底川	天然	341	52	446	132	0.178173719	10下流	190923
	貝底川	放流	316	36.3	338	46	0.024871795	10下流	180701
	貝底川	放流	340	40.6	354	47	0.016410256	10下流	180701
	貝底川	放流	262	20.4	305	32	0.128888889	10下流	180701
	貝底川	放流	293	29	346	42	0.015494636	8-9	190923
	波多打川	放流	288	28	302	28	-0.000135685	9-10	190613
	長沢川	放流	328	36	365	47	0.028871391	5-6	180622
	長沢川	放流	292	25	457	129	0.142328767	8-9	190606
	長沢川	放流	295	32	457	209	0.242739726	8-9	190606
	長沢川	放流	275	24	425	110	0.116963064	5-6	190607
	長沢川	放流	295	29	345	52	0.03119015	4-5	190607

表4. 耳石安定同位体比計測に用いた個体の全長および体重と、各測点の判別結果

属性	試料名	全長 (mm)	体重 (g)	判別結果						
				A	B	C	D	E	F	G
養殖	SZ-1	479	154.3	cultured	cultured	cultured	cultured	cultured		
	SZ-2	494	146.5	cultured	cultured	cultured	cultured	NA		
	SZ-3	467	142.5	cultured	cultured	cultured	cultured	cultured		
	SZ-4	483	157.6	cultured	cultured	NA	NA			
	SZ-5	499	157.9	cultured	cultured	cultured	cultured	cultured		
	OK-1	NA	NA	cultured	cultured	cultured	cultured	cultured		
	OK-2	NA	NA	wild	cultured	cultured	cultured	cultured		
	OK-3	NA	NA	cultured	NA	NA	cultured	cultured		
	OK-4	NA	NA	wild	cultured	cultured	cultured	cultured		
	OK-5	NA	NA	cultured	cultured	cultured	cultured	cultured		
天然	AT-1	494	215	wild	wild	wild	wild	wild		
	AT-2	480	136	wild	wild	wild	wild	wild		
	AT-3	685	500	wild	wild	wild	wild	wild		
	AT-4	562	271	wild	wild	wild	wild	wild		
	AT-5	515	197	wild	wild	wild	wild	wild		
放流再採捕	MK-1	467	163	NA	NA	wild	wild			
	MK-2	457	135	cultured	cultured	cultured	cultured			
	MK-3	412	82	cultured	cultured	cultured	cultured			
	MK-4	388	74	cultured	cultured	cultured	NA			
	MK-5	391	74	cultured	wild	wild	wild			
	MK-6	553	304	cultured	cultured	cultured	wild	cultured		
	MK-7	622	341	cultured	cultured	wild	wild	NA		
	MK-8	614	348	cultured	cultured	cultured	cultured	cultured	cultured	
	MK-9	NA	NA	cultured	cultured	NA	NA	wild	cultured	wild
	MK-10	704	535	cultured	cultured	cultured	wild	cultured		
	MK-11	698	522	cultured	NA	wild	NA	NA		

「OK」の5個体および「MK-9」は全長および体重の計測を行っていない。判別結果のうち、Aがエルバーマーク側の測点を示す。「cultured」は養殖と判別された測点、「wild」は天然と判別された測点、「NA」は判別不能であった測点を示す。各個体の耳石の大きさによって、測点数が異なる。

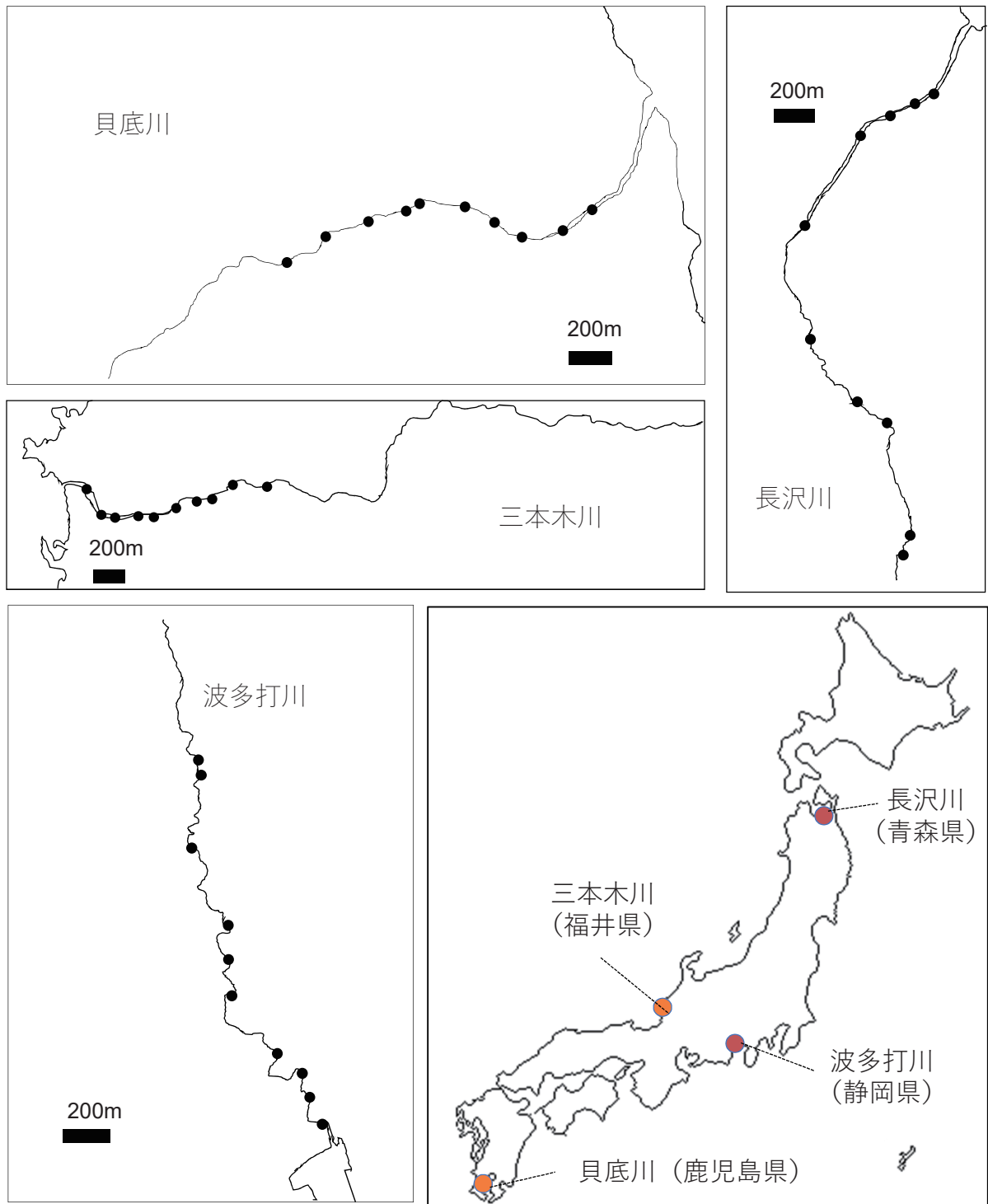


図1. 調査対象河川と調査地点 (●)

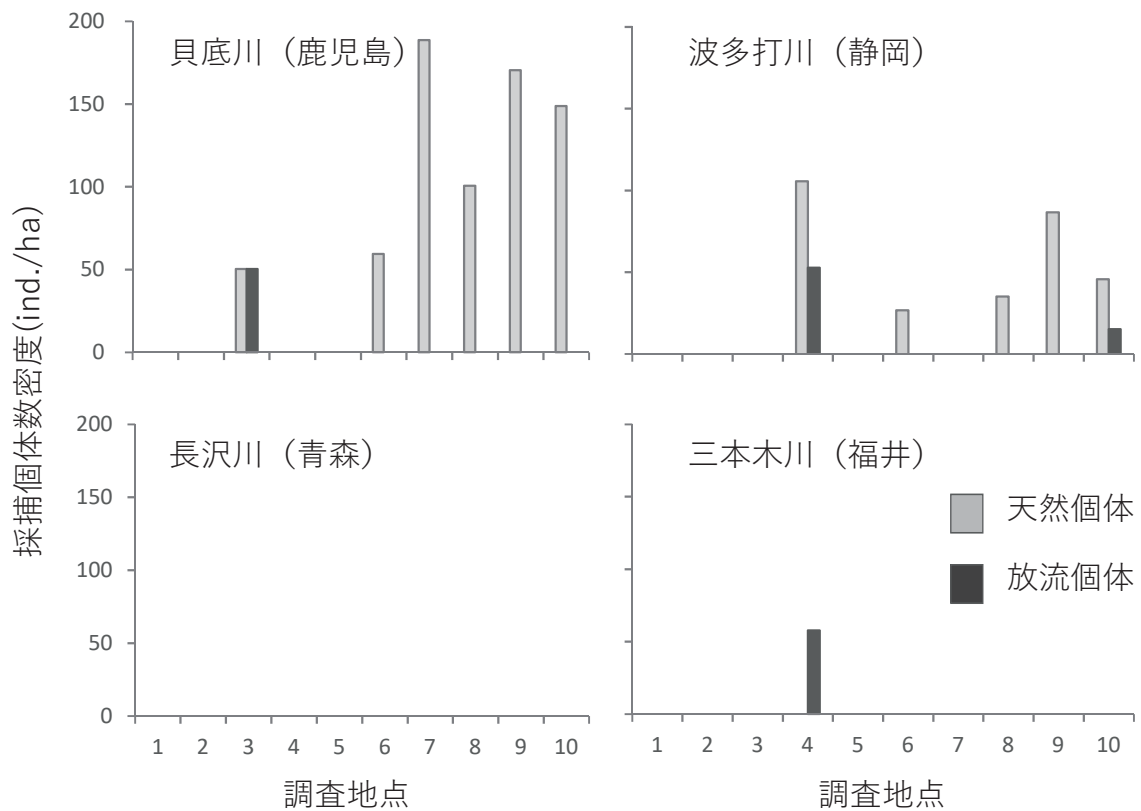


図2. 調査地点の天然および放流ウナギの採捕個体数密度
採捕効率による補正は行なっていない。

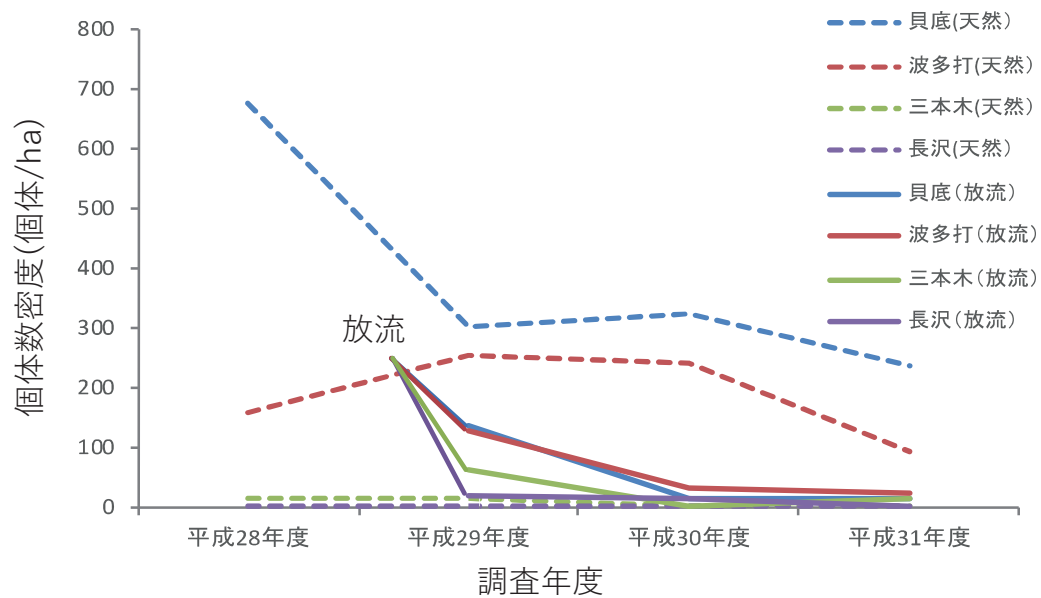


図3. 天然および放流ウナギの平均個体数密度推移（採捕効率=0.35で計算）

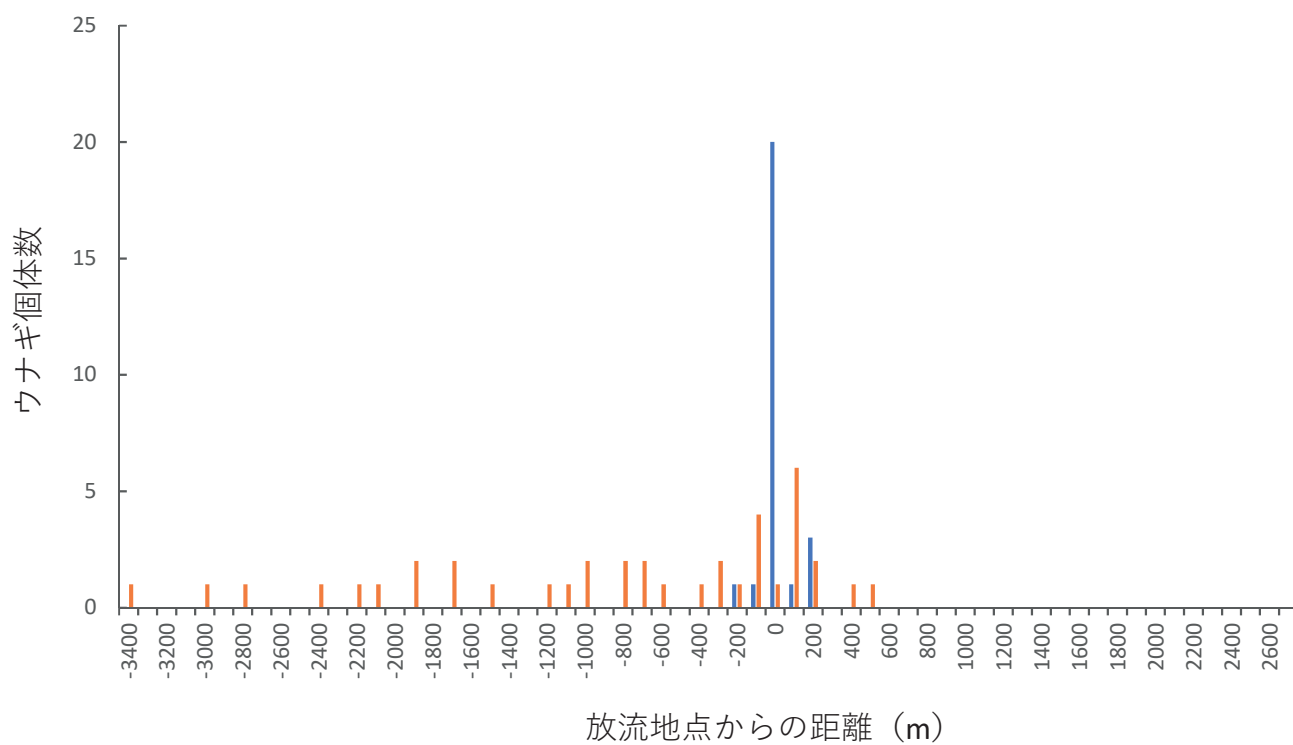


図4. 放流および天然ウナギの放流地点と再採捕地点の関係
 青は天然ウナギ、オレンジは放流ウナギを示す。正の数値は上流側への移動、負の数値は下流側への移動を示す。

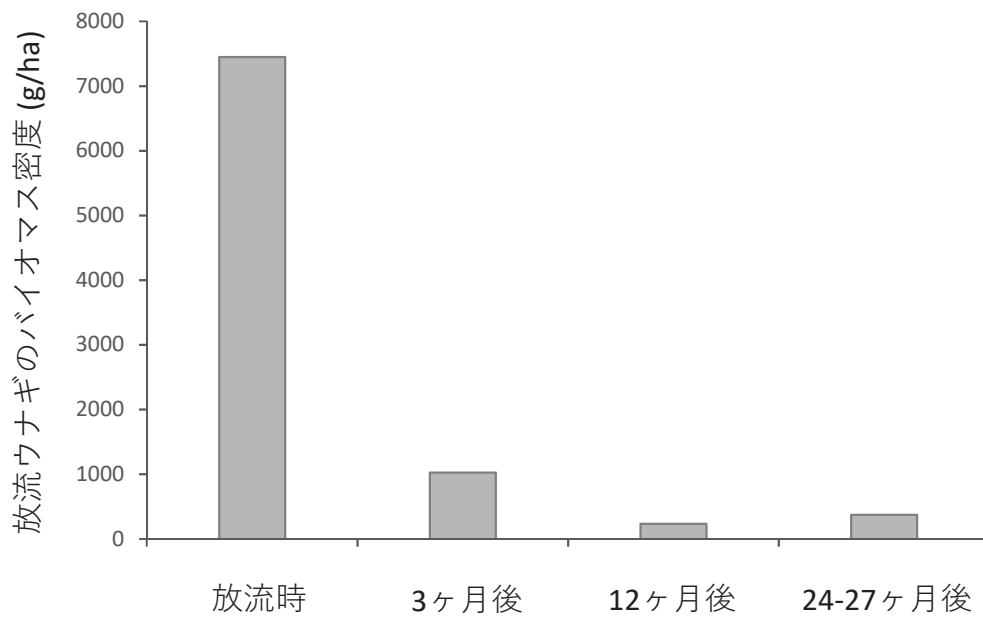


図5-1. 放流時および各調査時における放流ウナギの4河川平均バイオマス密度 (g/ha)

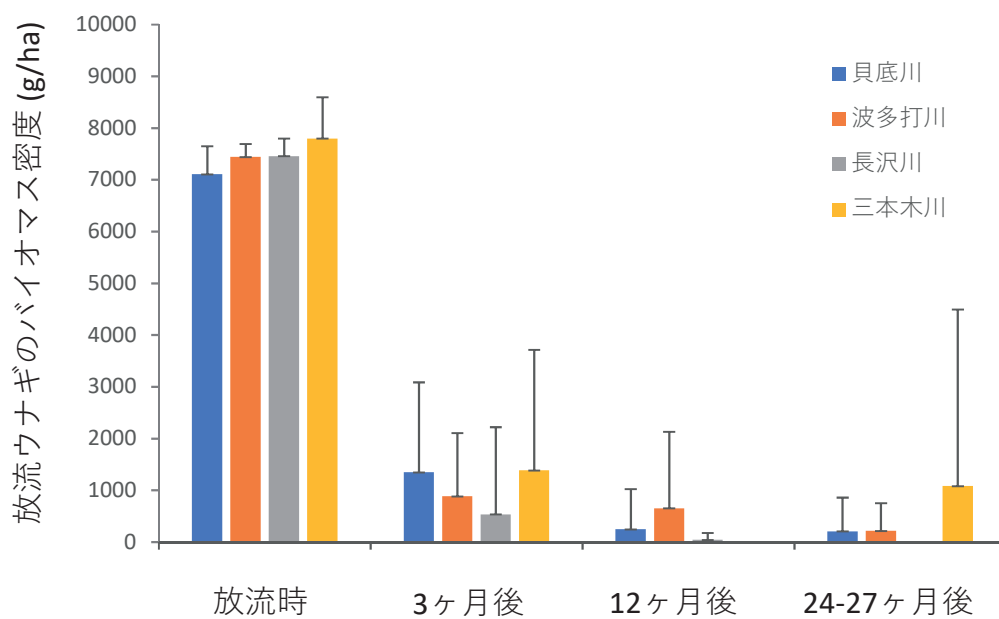


図5-2. 放流時および各調査時における放流ウナギの河川別のバイオマス密度 (g/ha)

標識ウナギ放流事業の取りまとめ

日本養鰻漁業協同組合連合会

要旨

養殖ウナギのほとんどが雄であるといわれているが、水産庁補助事業「鰻供給安定化事業」で、放流ウナギをサンプリングし全長、体長、体重等の測定や雌雄を調べたところ、養殖方法によっては雌の個体の出現率が高いことが分かった。

本事業で放流に用いるウナギをサンプリングし雌雄等を調べたところ、長期間養殖した個体、50g 以下の小型個体や 401g 以上の大型個体に雌の出現率が高い傾向にあった。

また、放流後 200 日頃から餌による釣りや置き針などにより放流ウナギが採捕されており、放流後も摂餌することが確認された。

緒言

当連合会の会員や関係団体では、長年にわたりニホンウナギの資源増大を目的に養殖ウナギの放流事業を行っているがその効果は疑問視されている。ニホンウナギの放流に関する知見は少なく、いつ、どのような場所にどのようなウナギを放流することが資源の増大につながるかも不明である。このようなことから、生産者等が可能な放流方法を念頭に置き、放流個体のサイズや養殖期間、放流場所、時期等について様々な方法でニホンウナギを放流し、その後の移動を調べることにより効果的な放流方法を検討した。

方法

会員組合協力のもと全ての放流用大型個体（おおよそ 100 g 以上）の尾鰭にアンカータグを装着（写真 1）、また放流用小型個体（おおよそ 100 g 以下）の 1/3 以上にイラストマー蛍光タグを眼球付近に注入し（写真 2）様々な水域に放流した。なお、アンカータグ及びイラストマー蛍光タグは放流年度がわかるよう年度ごとに色を変えた。

生産者ごとに放流個体おおよそ 30 個体をサンプリングし、検査機関で全長、体長、体重の測定や雌雄の判別等を行った。

また、放流後の移動等を調べるためポスターを作成し放流場所近隣に掲示し、漁協関係者や遊漁者等に採捕の報告をお願いするとともに、会員組合においては鰻筒や定置網を用いて自主採捕を行った。採捕された個体は、検査機関でサンプリング個体と同様の測定や、雌雄判別等を行った。



写真1



写真2

結果

最終年度の結果として

(1) 放流個体について

20～500gのウナギを静岡県中部（湯日川）、静岡県西部（都田川）、愛知県（油ヶ淵）、高知県（物部川）、熊本県（白川）、宮崎県（名貫川2地点）、鹿児島県（串良川、川内川）の7地区、9地点で1,018.02 kg、約9,800個体を放流した。うち684.16 kg（約2,600個体）に白色（一部、青色）のアンカータグを装着、98.32 kg（約1,900個体）に緑色のイラストマー蛍光タグを注入し放流した。

なお、放流個体数は1kgあたりの平均個体数に放流重量（kg）をかけ、十の位を四捨五入して算出したおおよその個体数である。

放流場所については、①自然河岸などウナギの隠れ場所があり、放流後の生息に適していると考えられる場所とし、コンクリート護岸がある場所は避ける、②放流後の自主採捕が可能な水域とする、③ダムや発電機能を有した堰等の上流部には放流しない、④カワウの食害が、少ないと考えられる場所、等の条件を課し会員組合が地元河川漁協等と相談のうえ選定した。

また、300個体をサンプリングし測定等を行ったところ全長の平均が455.8mm（最小169mm、最大698mm）、体長の平均が454.1mm（最小168mm、最大692mm）、体重の平均が145.04g（最小3.80g、最大526.90g）、雌が56個体（19%）、雄が226個体（75%）、未成熟・不明が18個体（6%）であった。

「養殖期間と雌雄の関係」では、雌の比率が1199日養殖した群（平均体重80.1g）で30%、165日養殖した群（平均体重12.3g）で29%と比較的高かった（図1）。

「体重と雌雄の関係」では、「351～400g」の群で雌の出現率が最も高かったものの、それよりも大型魚の「501～550g」の群では全てが雄であった（図2）。

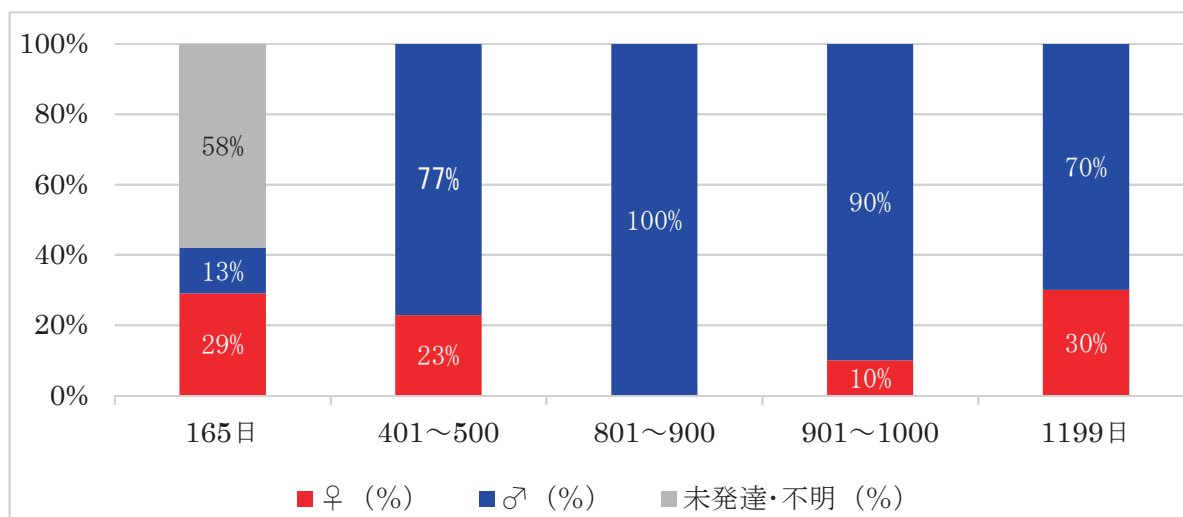


図1 平成31年度 養殖期間と雌雄の関係

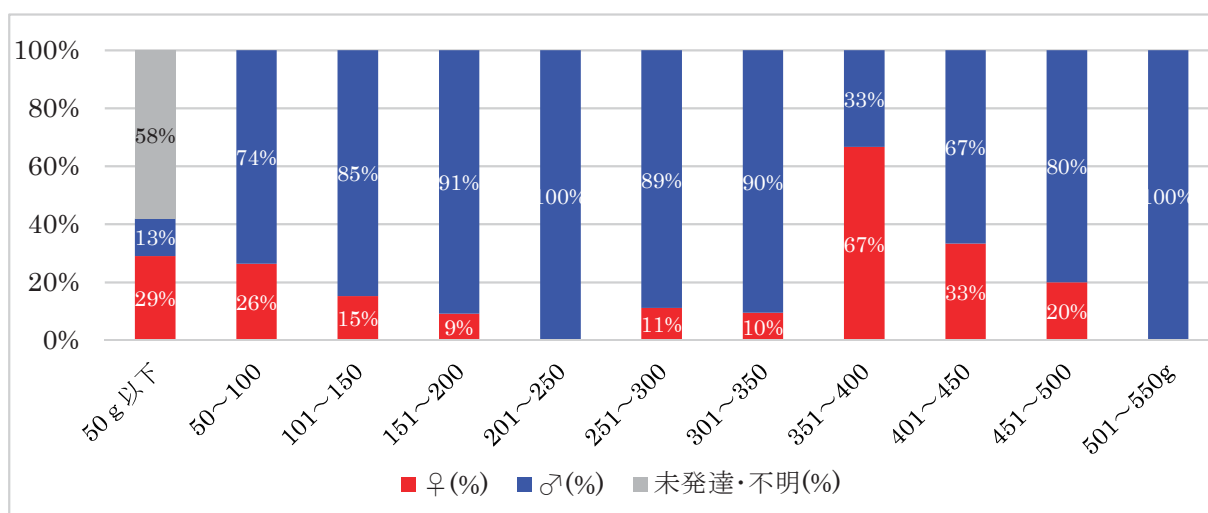


図2 平成31年度 体重と雌雄の関係

(2) 採捕個体について

採捕報告については、平成30年度放流1,578.78kg（約10,100個体）のうち、10個体（放流から192～261日後、餌釣り8個体、定置網2個体）（表1）、平成31年度放流1,018.02kg（約9,800個体）のうち、6個体（放流から53～97日後、餌釣り1個体、餌無し鰻筒4個体、その他で1個体）（表2）の合計16個体が採捕された。なお、再放流や自家消費等により回収されなかった放流個体について、一色うなぎ漁協（愛知県）より平成30年度放流個体が17個体、平成31年度放流個体が1個体、川内市内水面漁協（鹿児島県）より平成31年度放流個体が11個体の計29個体の報告があった。

平成30年度放流個体では主に下流域で採捕されており、放流から192～261日で餌釣りによる採捕が10個体中8個体であった（表1）。

平成31年度放流個体では全ての個体が下流域で採捕され、6個体中4個体が鰻筒によって採捕さ

れていた（表2）。

表1 平成30年度放流の採捕個体の組成について

No.	組合	放流場所	放流日	採捕場所	全長 (mm)	体長 (mm)	体重 (g)	♀・♂	採捕までの 期間	移動距離	採捕方法
1	一色	油ヶ渚	10月26日	油ヶ渚	519	510	153.8	♂	192日後に採捕	下流1,200m	釣り
2	"	"	"	油ヶ渚	506	499	157.2	♂	201日後に採捕	上流9,700m	釣り
3	"	"	"	油ヶ渚	569	561	191.3	♂	204日後に採捕	下流700m	釣り
4	"	"	"	油ヶ渚	514	509	150.4	♂	229日後に採捕	下流800m	定置網
5	"	"	"	油ヶ渚	492	488	130.5	♂	229日後に採捕	下流800m	定置網
6	"	"	"	高浜川	537	532	162.8	♂	237日後に採捕	下流2,300m	釣り
7	"	"	"	蜷川	541	536	206.1	♂	238日後に採捕	下流1,500m	釣り
8	"	"	"	高浜川	575	571	229.0	♀	247日後に採捕	下流2,300m	釣り
9	"	"	"	高浜川	534	529	150.3	♂	255日後に採捕	下流2,300m	釣り
10	"	"	"	高浜川	555	550	133.6	♂	261日後に採捕	下流2,300m	釣り

表2 平成31年度放流の採捕個体の組成について

No.	組合	放流場所	放流日	採捕場所	全長 (mm)	体長 (mm)	体重 (g)	♀・♂	採捕までの 期間	移動距離	採捕方法
1	一色	油ヶ渚	6月14日	高浜川	456	451	107.7	♂	53日後に採捕	下流2,300m	釣り
2	"	油ヶ渚	"	新川	446	441	91.4	♂	97日後に採捕	下流1,100m	鰻筒
3	"	油ヶ渚	"	新川	431	426	88.0	♀	97日後に採捕	下流1,100m	鰻筒
4	"	油ヶ渚	"	新川	502	498	145.5	♂	97日後に採捕	下流1,100m	鰻筒
5	"	油ヶ渚	"	新川	510	505	169.0	♂	97日後に採捕	下流1,100m	鰻筒
6	浜名湖	都田川	9月4日	浜名湖	475	471	130.2	♂	76日後に採捕	下流1,300m	その他

各年度を通しての結果として

(1) 放流の実施について

4年間で延べ27地域、45地点（図1から図5、別表1）で、9,609.30kg、約83,000個体の放流を行い、1,177個体をサンプリングし検査機関で測定等を行った。なお、放流場所の選定については、先に記述したとおり放流個体の生息に適し、かつ採捕が可能な場所とした。

その結果、全長の平均が481mm（最小169mm、最大818mm）、体長の平均が474mm（最小168mm、最大807mm）、体重の平均が180.2g（最小3.8g、最大993.0g）であった。また、雌が161個体（13%）、雄が984個体（83%）、未成熟・不明が32個体（3%）であった。

なお、平成26年度・27年度に実施した水産庁補助事業「鰻供給安定化」の中の「内水面鰻資源増殖支援事業」でどのような個体を放流したかを把握する必要があるとのことで、委員会指示で放流ウナギを528個体サンプリングし、本事業と同様の測定等を行った。この2年間のデータも合わせ「養殖期間と雌雄の関係」について1,492個体（養殖期間が不明213検体を除く）、「体重と雌雄の関係」について1,705個体のサンプルを用いて検討を行った。



図1 静岡県・愛知県における放流場所



図2 高知における放流場所



図3 熊本県における放流場所