ニホンウナギ

（Japanese eel *Anguilla japonica*）

管理・関係機関

・国際連合食糧農業機関（FAO）
・国際自然保護連合（IUCN）
・絶滅のおそれのある野生動植物の
　種の国際取引に関する条約（CITES）

我が国の呼びかけにより 2012 年 9 月から始まった日本、中国、韓国及びチャイニーズ・タイペイとの「ウナギの国際的資源保護・管理に係る非公式協議」（以下「非公式協議」）において関係国・地域間で国際的な資源管理に向けた協力を推進している。

最近の動き

ニホンウナギは、資源の減少が懸念されており、資源の持続的利用を確保するためには国内及び国際的な協力の下での資源管理の推進が重要である。2021 年 5 月から 7 月にかけて開催された「第 14 回非公式協議」における科学的な助言の提供が必要との合意に基づき、2022 年 4 月にウナギに関する「第 1 回科学者会合」がオンライン開催され、2023 年 5 月に「第 2 回科学者会合」が長野県上田市において対面方式により開催された。第 2 回科学者会合では、ニホンウナギを含むウナギ類に関する科学的知見について意見交換と情報共有が行われ、ニホンウナギを含むウナギ類の調査研究の連携強化のために、4 か国・地域の科学者が協同して、(1) 資源動向の把握・予測のため、研究者の緊密な関係の構築と、環境 DNA（生物が存在する水や土壌、空気といった環境中に含まれる DNA の総称:eDNA）等の漁業とは独立したデータを含むウナギ種の長期時系列データの収集・整理を行うこと、(2) ウナギ類の産卵場への回遊経路を把握するため、ウナギに装着するタグ等の関連技術の情報の交換を行うこと、さらに(3)得られた(1)及び(2)に関するデータの解析・評価を内容とするロードマップに合意した。また、シラスウナギ・稚ウナギ（クロコ）及びウナギ成魚の漁獲、池入れ、養殖及び貿易の各ステージにおける統計の標準様式の改訂案を策定した。2024 年 6 月には「第 3 回科学者会合」が開催され、日本、中国、韓国、チャイニーズ・タイペイの研究者、行政官等が出席した。同月に開催された「第 17 回非公式協議」では、(1) 2023 年から 2024 年漁期のシラスウナギの池入れ、養殖生産および貿易の統計をレビューし、いずれの当事者もニホンウナギの養殖池への池入れ量は、2014 年共同声明で設定した上限以下であったことに留意した。(2) ウナギ類に関する域内外の状況を情報共有した。(3) ニホンウナギに関する調査活動の連携及び強化のための科学的活動及び共同研究に関する作業計画を含む 「第 3 回科学者会合」の結果報告書を評価し、承認した。(4) 科学者会合の付託事項の採択及び科学者会合の下に設置されているニホンウナギの科学的活動及び共同研究の 2 つのタスクチームの付託事項の改正をした。(5) 各当事者が 2014 年の共同声明以降に講じてきた保存管理のための国内・域内の措置に関し、情報を共有した。さらに、(6) 次期 2 漁期分（2024 年及び 2025 年の 11 月～翌年 10 月）のシラスウナギの池入数量上限を今期と同量とすることに合意した。

ニホンウナギを含むウナギ類は、養殖用種苗や成魚を原料とする製品が国際的に取引されており、CITES においてもその保全に係る議論がなされている。

利用・用途

日本における代表的なウナギ料理は蒲焼きであり、うな丼やうな重等として提供されることが多い。また、ひつまぶしやせいろ蒸し等の郷土料理がある。ニホンウナギの血清には毒が含まれているため（Yoshida *et al.* 2008）、通常生食はされない。中国では、乾燥鰻スナック、うなぎ鍋、鰻ちまき等、中国の消費者に適した商品が開発され、ニホンウナギの消費が最近増えている。中国や朝鮮半島では、食用としての用途に加え、薬用としての伝統的な役割がある（黒木 2019）。

漁業の概要

我が国では、ウナギの国内供給量のほとんどを養殖ウナギが占めているが、淡水・汽水域において天然のニホンウナギ成魚（この発育段階を黄ウナギと呼ぶ）が、はえ縄や鰻筌（うなぎうけ）等を用いて漁獲されている（望岡 2019）。我が国におけるうなぎ漁業の歴史は江戸期以前に遡り、国の公式統計では、1894 年以降の漁獲が報告されている（Hakoyama *et al.* 2016）。1915 年から 1943 年まではニホンウナギの国内漁獲量は 3,000～4,000 トンで安定していたが、第二次世界大戦によって漁獲量は落ち込んだ。1960 年代には 3,000 トン台に一時回復したものの、1970 年に 3,000 トンを割り込んで以降、漁獲量は減少傾向にあり、2023 年の漁獲量は過去最低となる 55 トンである（図 1）。他方、国内のウナギの養殖は、1879 年にクロコ（生物学的特性を参照）を用いて始まった。大正期にはシラスウナギ（生物学的特性を参照）を養成する技術が発展し、1920 年代にはシラスウナギからの養殖が可能となり、1930 年以降養殖生産量は天然漁獲量を上回るようになった（田中 2019）。養殖生産量のピーク 1989 年の 39,704 トンである。養殖生産量は 1997 年以降 2 万トン前後で安定しており、2023 年の生産量は 18,294 トンである（図 2）。

ウナギ養殖の種苗であるシラスウナギは日本国内で採捕さ

© 2025 水産庁 水産研究・教育機構

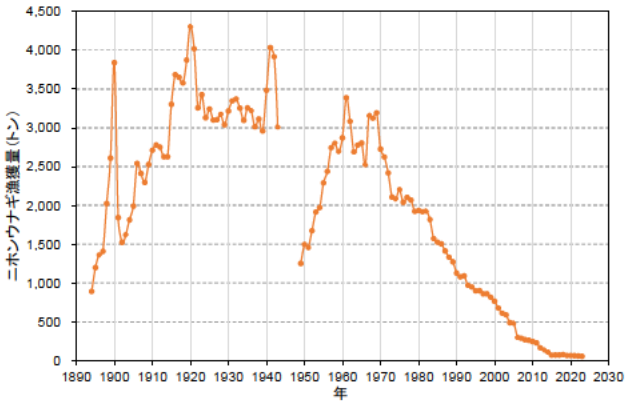

図 1. 日本におけるニホンウナギ天然成魚（黄ウナギ）の漁獲量（1894～2023 年）
農商務統計表、農林省統計表、漁業・養殖業生産統計に基づく（Hakoyama *et al.* 2016、農林水産省大臣官房統計部 2024）。

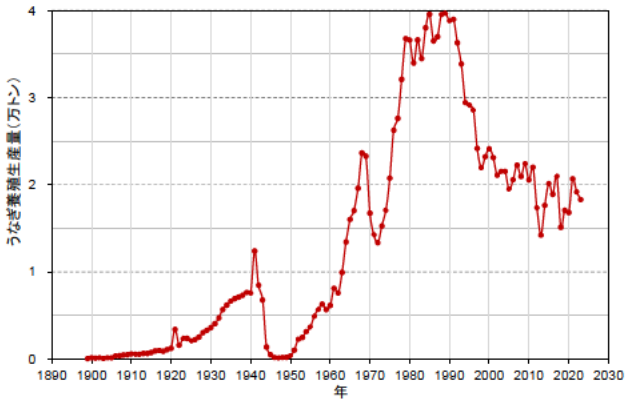

図 2. 日本におけるウナギの養殖生産量（1899～2023 年）
農林省累年統計表及び漁業・養殖業生産統計に基づく（Hakoyama et al. 2016、農林水産省大臣官房統計部 2024）。

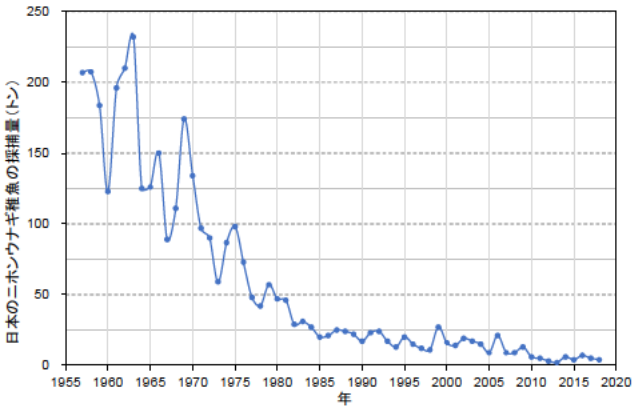

図 3. 日本におけるニホンウナギ稚魚（シラスウナギ・クロコ等を含む、本文参照）の採捕量（1957～2018 年）
海面と内水面における種苗採捕の合計量。
漁業・養殖業生産統計に基づく（Hakoyama *et al.* 2016、農林水産省大臣官房統計部 2020）。

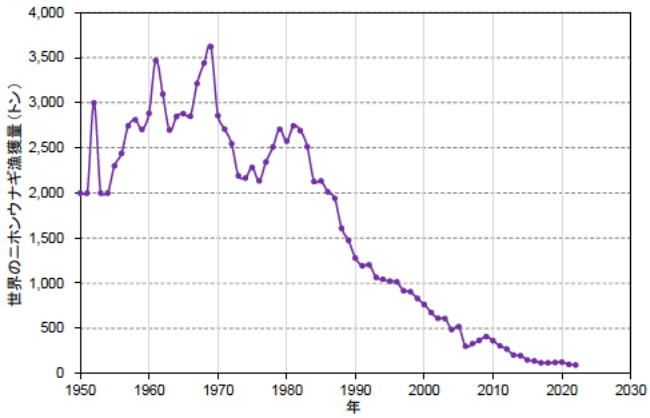

図 4. 世界のニホンウナギ漁獲量（1950～2022 年）
FAO 統計に基づく（FAO 2024）。
本統計は黄ウナギの漁獲量を反映したものと推察される。
中国の漁獲量は含まない。

れるほか、チャイニーズ・タイペイ、中国等でも採捕される。我が国での採捕時期は概ね 12 月から翌年 4 月にかけてであり（以下、漁期と呼ぶ）、沿岸河口域に接岸してきた個体を手網や定置網を用いて採捕する。シラスウナギは 2023 年 12 月から特定水産動植物に指定（特定水産動植物として指定されたのは、13 cm 以下のウナギの稚魚）され、漁業の許可や漁業権に基づかない採捕は原則として禁止されている。しかしながら、養殖の種苗として不可欠であるため、従来からシラスウナギの採捕が行われている都府県では、現在、知事の漁業の許可等に基づき採捕が行われており、許可に当たっては、採捕期間・漁法・場所等を制限している。国内の種苗採捕量は、漁業・養殖業生産統計によれば、1966 年以前において 100 トンを超えていたが、1971 年以降は 100 トンを下回り続け、1990 年には初めて 20 トンを割り込み、2018 年には 4 トンとなった（図 3）。図 3 は海面と内水面の種苗採捕量の合計値である。海面での種苗採捕量は「しらすうなぎ」や「うなぎのしらす」という記述が統計の項目名や表外にあるためシラスウナギの漁獲量であることがわかる。内水面の天然産種苗の項目には海面種苗のように「しらすうなぎ」等の明確な記述が無く、内水面養殖の種苗用として河川や湖沼から採捕した数量が計上されている。農林水産省大臣官房統計部によると、種苗のほとんどはシラスウナギだと思われるが、クロコ等であっても漁業者が種苗として判断し採捕したものであれば種苗採捕量の項目に計上されている（大臣官房統計部より箱山へ私信、2011 年 1 月 14 日）。1960 年頃には養鰻業が盛んな静岡、愛知、三重県等では種苗としてシラスウナギと同様に大量の天然原料（クロコ等）を利根川水系の茨城、千葉から移入していた。当時、茨城と千葉の利根川下流で漁期の 3 月中旬から 10 月下旬に採捕される鰻の大きさは 15～25 cm、体重 5～20 g で、クロコを含んでおり、そのうち約 60%が静岡、愛知、三重県へ養成用種苗として供給されていた（松井 1972a）。一方、少なくとも 1978 年の時点では主要養殖県 9 県（千葉、静岡、愛知、三重、徳島、高知、大分、宮崎、鹿児島）での種苗漁期はシラスウナギ狙いの冬のみとなっており（養鰻研究協議会 1980）、現在に至っている。このことから、1960 年頃の種苗は最近よりもより多く体重の重いクロコを含んでおり、図 3 の種苗採捕量の減少率は過大評価である可能性がある。

世界全体の本種の漁獲量（中国の漁獲量は含まない）は 1969 年に 3,619 トンを記録したが、その後減少し、2022 年においては 94 トンであり、うち 59 トンを日本が占めた（図 4）。

© 2025 水産庁 水産研究・教育機構

本種のシラスウナギ採捕量については、2009 年から 2024 年にかけての報告によると、中国の採捕量が毎年最も多く、我が国がそれに続いており、両国の採捕量が全体の大部分を占めていた。4 か国・地域（日本、中国、韓国、チャイニーズ・タイペイ）の採捕量の総計は年変動が大きく、20 トンから 90 トンと幅がある。2019 年漁期（註：「年漁期」とは、前年（ここでは 2018 年）11 月 1 日～当該年（ここでは 2019 年）10 月 31 日をさす。以下、本稿ではこの用法に倣う）の我が国の採捕量は過去最低となる 3.7 トン、中国は 14.5 トン、韓国は 0.7 トン、チャイニーズ・タイペイは 2.8 トンであったが、2020 年漁期の我が国の採捕量は 17.1 トン、中国は 50 トン、韓国は 4.5 トン、チャイニーズ・タイペイは 5.2 トンと大幅に増加した。2024 年漁期の我が国の採捕量は 7.1 トン、中国は 24.3 トン、韓国は 1.3 トン、チャイニーズ・タイペイは 1.3 トンであった（図 5）。

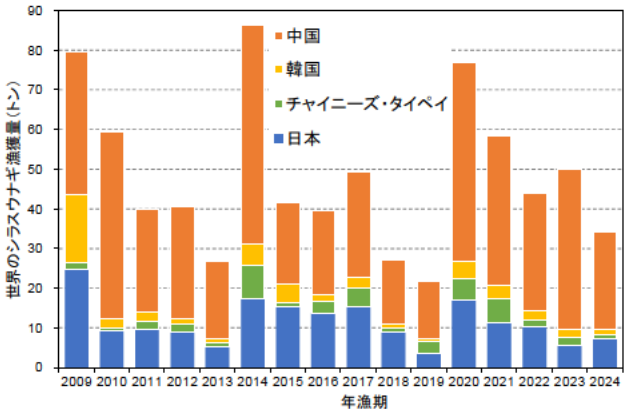

図 5. 各国・地域のニホンウナギ稚魚（シラスウナギ）採捕量（2009～2024 年）
うなぎの国際的資源保護・管理に係る非公式協議に関する共同プレスリリース（Fisheries Agency 2017、2024）及び水産庁（2024）に基づく。この図の日本の採捕量は池入れ量－輸入量による推定であることに注意。

生物学的特性

【生活史】

ニホンウナギは降河性回遊魚であり、海洋で産卵し、淡水・汽水域で成長する（図 6）。耳石から推定された銀ウナギ（体色が銀色になった産卵回遊期のウナギ）の年齢は 4～17 歳で、メスの平均年齢は 8 歳（Kotake *et al.* 2005、2007、Han *et al.* 2009、Yokouchi *et al.* 2009）、産卵回遊には 6 か月かかるとされている（Han *et al.* 2009、Chang *et al.* 2016）。従って、ニホンウナギの世代時間は 8.5 年と推定される。産卵海域は西マリアナ諸島西方にあると考えられており（Tsukamoto 1992、Tsukamoto *et al.* 2011）、孵化した仔魚は海流に乗り数千 km 離れた東アジア沿岸の淡水・汽水域の生息地へ輸送される。産卵時期は 4～8 月であるとされ、新月を中心として行われる可能性が高い（Tsukamoto *et al.* 2003、Shinoda *et al.* 2011）。野生での産卵行動の直接観測は行われていないが、西マリアナ海嶺付近で採集されたプレレプトセファルス幼生（孵化直後から餌を食べ始める前までの仔魚）の遺伝子解析から、ウナギは数日間に渡って異なる相手と複数回交尾することが間接的に示されている（Takeuchi *et al.* 2022）。また、実験室での研究から、混群での産卵が示唆されている（Dou *et al.* 2007）。卵の直径は約 1.6 mm で、深度 150～200 m、水温約 25℃で孵化するとされる（Tsukamoto *et al.* 2011）。

ウナギ属魚類は、レプトセファルス（Leptocephalus）と呼ばれる、透明で柳葉のような形をした仔魚期を持つ。レプトセファルスは、北赤道海流とその北側の中規模渦が優勢な海域を経て西へと輸送され、西岸境界近辺で黒潮に乗り、北へと輸送されていく過程でシラスウナギ（図 7）へと変態する。沿岸域に辿り着いたシラスウナギは 0.2 g 程度の大きさであり、淡水

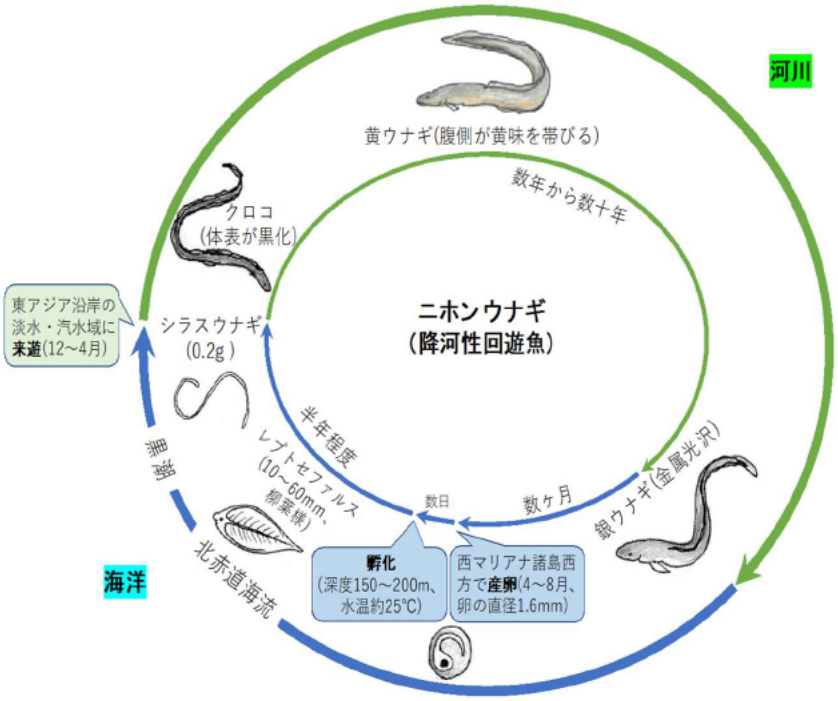

図 6. ニホンウナギの生活史

© 2025 水産庁 水産研究・教育機構

域・汽水域・沿岸域の生息場へ分散する。それぞれの生息場へ進入したシラスウナギの体表は徐々に黒化していき（エルバー期）、底生生活へと移行していく。体表に色素が十分発現した稚魚はクロコと呼ばれる。クロコが成長すると、腹側が黄味を帯びていき、ニホンウナギの生活史の大部分を占める黄ウナギと呼ばれる時期を迎える。河川生活期を経て、成長した黄ウナギは目が大きくなり、金属光沢をもつ銀ウナギへと変態し、産卵回遊を開始する（松井 1972b）。

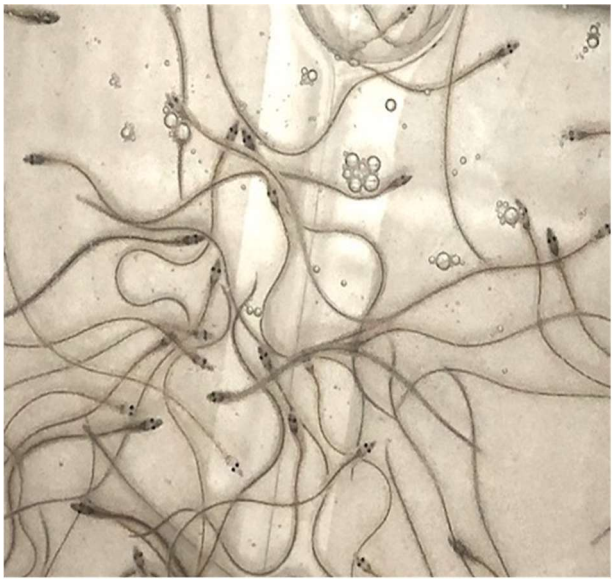

図 7. シラスウナギ
写真：岡本千晶提供

シラスウナギの来遊時期は主として冬季であり（Han 2011）、日本では基本的に 12 月から翌年 4 月にかけてシラスウナギの採捕が行われている。国内の 2003 年漁期から 2019 年漁期の月別採捕量（図 8）に示されるように、どの時期に採捕のピークが来るかには変動が見られ、早い場合と遅い場合とがあり様々である。このような来遊パターンの変動要因はまだ十分に理解されていない。また、シラスウナギの採捕量データは漁期が限定されるのに対し、研究機関等によるモニタリングを行うことで、定性的ではあるが、ある程度は漁期外の来遊状況を把握することが可能となる。例えば、福岡県福津市西郷川で 2019 年の新月に行われた調査によると、来遊量は 4 月 4 日に最も多く（1,086 個体）、次いで 2 月 2 日（240 個体）、5 月 3 日（106 個体）の順であった。6 月から 8 月にかけてはわずか 3 個体ずつ得られたに過ぎず、9 月の調査では採集されていない（図 9）。ただし、シラスウナギの来遊は変動が大きく、このように努力量の小さな調査では定量的な来遊量の評価は難しいことに留意を要する。

中国の珠江でのシラスウナギの 10 年間にわたる調査では、シラスウナギの CPUE は 2011 年から 2022 年にかけて減少し、満月（及びそれに対応する大きな干満差）で水温が 8° C を下回ったときに高くなる傾向があることが示された（Shuai *et al.* 2023）。

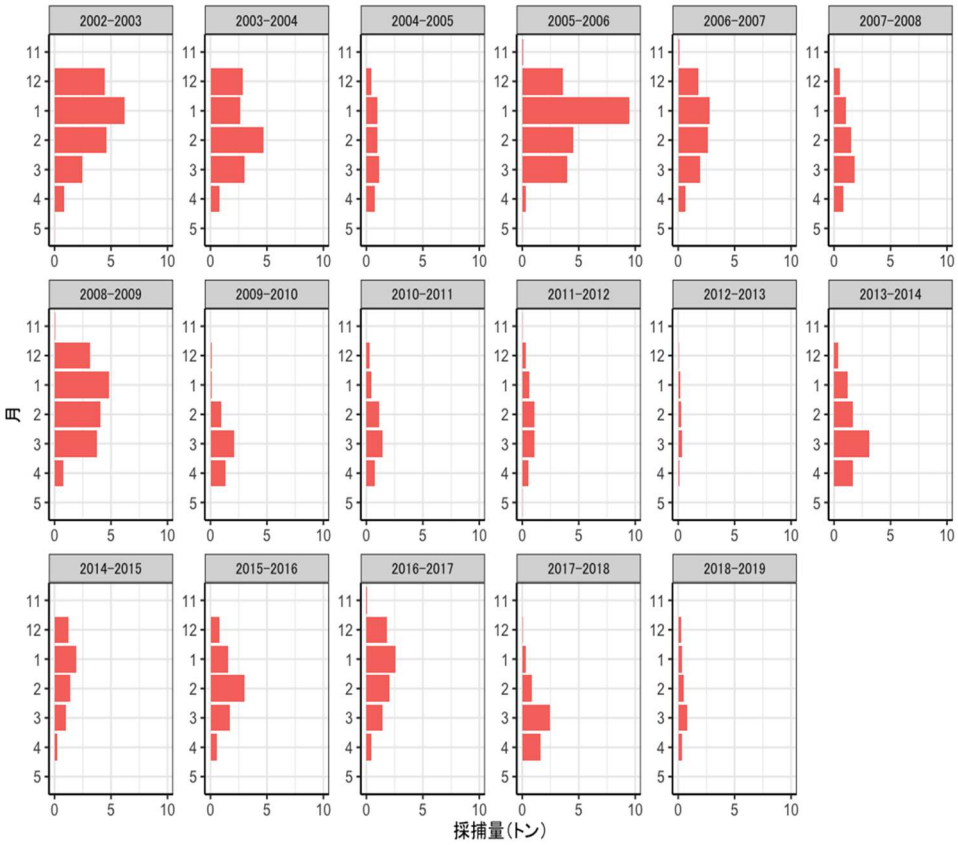

図 8. 2002-2003 年漁期から 2018-2019 年漁期にかけてのシラスウナギの月別採捕量
都府県提供データを基に作成。

© 2025 水産庁 水産研究・教育機構

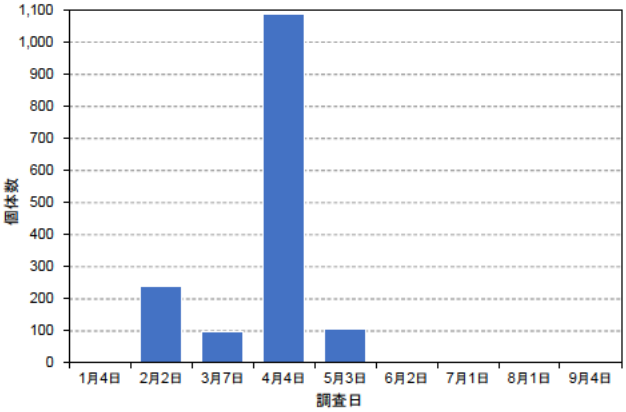

図 9. 福岡県福津市西郷川におけるシラスウナギ来遊調査で得られた調査日ごとの個体数（2019 年）

シラスウナギの来遊に対する月の周期と水温の影響は研究によって結論が異なることから、他の様々な環境要因にも影響を受ける可能性がある（Guo *et al.* 2017、Hwang *et al.* 2014、Tzeng 1985、Yamamoto *et al.* 2001）。Shuai ほか（2023）によるモデリングからは、2023 年から 2026 年において珠江のシラスウナギ CPUE は低位安定していることが示唆され、気候変動、ダム、乱獲が原因であると警告している。1971 年から 2014 年までの日本の浜名湖におけるシラスウナギの来遊状況の分析によれば、水温差（黒潮からの温水侵入の指標）が、黒潮の非蛇行期におけるシラスウナギの漁獲量の良い指標となる可能性がある（Miyake *et al.* 2023）。ニホンウナギの年間集団加入に関する最近の分析によると、台風や火山噴火による海洋生産性と、幼生期の生存率や加入率との間に関連がある可能性が示唆されている（Chang and Miller 2023）。チャイニーズ・タイペイでのシラスウナギの体長に関する研究では、産卵地域の環境条件がシラスウナギの体長に影響を与えることが示された（Hsiung *et al.* 2022）。具体的には、エルニーニョの年には全長が長くなったが、海流の変化等による来遊の遅れが原因である可能性がある。

【集団遺伝・系統・歴史的個体群動態】

ニホンウナギが単一の任意交配（random mating：遺伝型で配偶者を選択しない交配）の集団であるか否か、またその集団構造については近年においても議論があり、資源管理の単位を設定する上で重要な問題である。また、遺伝的な集団構造を理解することが、個体群の健全性の一つの指標である有効集団サイズ *Ne* の高い精度の推定を可能にする。ニホンウナギが任意交配集団であることは、用いた遺伝子マーカー（系統の目印となる遺伝子配列）数の比較的少ない先行研究によって支持されてきた一方で（Sang *et al.* 1994、Ishikawa *et al.* 2001）、ニホンウナギが北集団と南集団に分化しているとする研究もあった（Tseng *et al.* 2006）。特に近年のリシーケンスによるゲノム全体を網羅する一塩基多型（SNP）解析では、球磨川河口で捕獲されたニホンウナギが他の調査地域と遺伝的に異なり、分化した別系統であることが示唆された（Igarashi *et al.* 2018）。リシーケンス解析とは、既知のウナギの全ゲノム配列とサンプルのゲノム配列を比較し、個体の遺伝変異を検出する解析方法である。一方、制限部位関連 DNA シークエンシングを用いて検出された SNPs に基づく別の研究（Gong *et al.* 2019）と包括的な再シークエンシング研究（Liu *et al.* 2024）では、日本と中国の沿岸に沿った個体群間の時間的・空間的な遺伝的分化は限定的であることがわかった。このように、ニホンウナギの集団遺伝的構造は激しい議論の対象であったが、現在、大半の研究が、ニホンウナギは単一の任意交配集団であり（例えば、Ishikawa *et al.* 2001、Han *et al.* 2010、Gong *et al.* 2019、Yu *et al.* 2020）、それに応じて管理すべきことを指摘している。

Ne は、次世代の遺伝的多様性に有効に寄与する個体数をゲノムデータから推定する点で一般的な個体数の指標とは異なる（*Ne* は一般に実際の個体数よりも小さい）。*Ne* は漁獲統計から独立した個体数指標であり、経年的に推定することで現在の資源のトレンドについて漁獲データ以外の情報を得ることができる。また、*Ne* の歴史的な変化を評価することで、現在の個体群動態に進化的な視点を提供することができる。コアレセント理論に基づいた PSMC（pairwise sequentially Markovian coalescent）法及び MSMC（multiple sequential Markovian coalescent）法（Mather *et al.* 2020）を用いた全ゲノムレベルの解析による推定では、400 万年前から 100 万年前にかけてニホンウナギの *Ne* は減少し、約 2 万 2000～3 万年前から約 1 万年前までニホンウナギは着実に増加し、約 8 万個体のピークに達したこと、最終氷期最盛期（LGM：19,000～33,000 年前）には *Ne* は約 6 万個体まで減少したことが推定された（Faulks *et al.* 2022）。この結果は、ニホンウナギが何度も個体群のボトルネックを経験していることを示しており、ニホンウナギはさらなる個体数の減少に対して脆弱である可能性がある。より最近のゲノム解析は Faulks *et al.*（2022）の結果を支持し、また LGM 以降の *Ne* の変化に関するより詳細な情報を提供している：すなわち、*Ne* は 10,000 年前までは増加していたが、それ以降は着実に減少しており、100 年前の *Ne* は約 2,000 と推定されている（Liu *et al.* 2024）。いくつかの研究では、代替法（マイクロサテライトマーカー）を用いて現代の *Ne* を評価し、約 400～600 から 4,000～6,000 個体との値を見出している（Tseng *et al.* 2003、Han *et al.* 2008、Takeuchi *et al.* 2022）。また、一塩基多型データと連鎖不平衡解析（Waples and Do 2010）を用いた現在進行中の研究では、2019 年以降の *Ne* は約 2 万個体で保全生物学的には十分に大きい値で安定して推移していることが示されている（關野ほか、投稿準備中）。

ウナギ属の共通祖先は今から 2 千万年前に遡るとされる（Minegishi *et al.* 2005）。ウナギ属の中で、ニホンウナギは「インド－太平洋グループ」の魚種で構成される単系統に属し、分岐年代はこの系統に属する魚種の中で最も古いものの一つである（Minegishi *et al.* 2005、Zhu *et al.* 2018）。

ウナギの生物学と生態学を理解するための他の分子ツールも開発中である。例えば、Hsu *et al.*（2023）は、ニホンウナギ（銀ウナギ）の性別を判定するための分子マーカーとして、性二型遺伝子の同定を報告している。Liu *et al.*（2024）の比較ゲノム研究では、長距離の有酸素運動とナビゲーションに関わる遺伝子に強い選択のシグナルが見られ、長距離移動への進化的適応に関連している可能性がある。

【成長と成熟】

© 2025 水産庁 水産研究・教育機構

ニホンウナギの成長速度は個体差が大きく、自然環境下においてニホンウナギはおおよそ年間 5～20 cm の速度で成長するとされている（Yokouchi *et al.* 2008、2012）。最大体長・体重は、全長 1.1 m・2.4 kg に達する。多くの個体は 5～10 年の黄ウナギ期で成熟を開始するとされ、22 歳で成熟した例もある（Kotake *et al.* 2007、Chino and Arai 2009、Lin and Tzeng 2009、Yokouchi *et al.* 2009、Sudo *et al.* 2013）。したがって、寿命は 22 歳以上と推定される。シラスウナギ期から黄ウナギ期初期にかけて経験した環境によりニホンウナギの性別は決まるため、性差に由来する成長速度の違いについては未解明な点が多いものの、雌の方が大型・高齢で性成熟することが知られる（Kotake *et al.* 2007、Chino and Arai 2009、Lin and Tzeng 2009、Yokouchi *et al.* 2009、Sudo *et al.* 2013）。成長速度や成熟年齢には水温や、餌環境が密接に関係しているとされており（Yokouchi *et al.* 2008）、水温が高い低緯度で成育した個体の方が成長速度は高い傾向にあること（Hagihara *et al.* 2018）、淡水域と比較して汽水域の方が成長速度が速くなることが報告されている（Kotake *et al.* 2005、Yokouchi *et al.* 2008、2012、Kaifu *et al.* 2013）。

【分布】

ニホンウナギは日本沿岸、朝鮮半島、中国大陸、フィリピン等の東アジアの淡水域・沿岸域に分布する（Tsukamoto *et al.* 2003、Han *et al.* 2012）（図 10）。その産卵場はマリアナ海溝近海であり、北赤道海流と黒潮によって仔魚は分散される（Shinoda *et al.* 2011）。

【生息環境】

黄ウナギは河川に定着するものの他に、湾内・河口に留まるもの、1 回遡上して再び海に戻るもの、海と河川を何度も行き来するものがあり、生息環境に多型がみられる（Arai *et al.* 2003）。また、黄ウナギは泥や岩の間隙、植物等を隠れ家として利用する（Tesch 2003、Aoyama *et al.* 2005）。

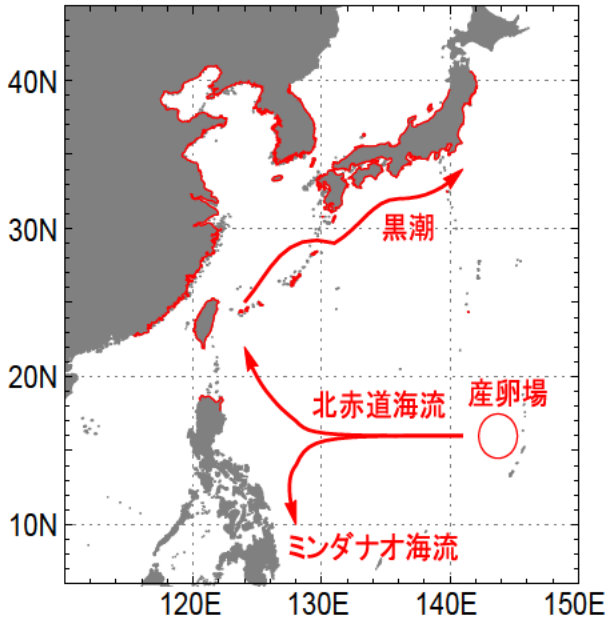

図 10. ニホンウナギの分布の概念図
Tsukamoto *et al.*（2003）、Han *et al.*（2012）の分布図を元に作成。

淡水域

黄ウナギは河川の下流から上流までの幅広い範囲、または湖沼に分布する。ウナギは岸辺に近い水域を主な活動場所としており、流心部を避けるとされる（Aoyama *et al.* 2002、Itakura *et al.* 2018）。一方で対岸への移動はあまりみられず、限定的な空間利用であるとされる（Itakura *et al.* 2018）。元の採集場所から上流または下流に移動したウナギは、嗅覚を手がかりに生息域に戻ることができることが示されている（Mitamura *et al.* 2024）。水系規模でみると黄ウナギは広く分布するが、河川勾配の緩やかな区間に分布が集中し、河床に石が多く、相対的に深い環境を好むとされる（Matsushige *et al.* 2020）。体長 25 cm 未満のウナギは、砂や沈泥等を底質とする環境に生息する傾向があるが、体長 25～55 cm のサイズでは小石や丸石のようなより大きな基質を底質とする生息地を利用する（Kumai *et al.* 2023、Mimachi *et al.* 2023）。流速と自然堤防の生息環境も、ウナギの生息地利用の重要な決定要因である（Mimachi *et al.* 2023）四国におけるニホンウナギの分布と生息数に関する研究では、ウナギの密度は上流に向かって減少し、その分布の上限は海からの距離と河道の勾配によって説明されることが明らかになった（Yamamoto *et al.* 2023）。この研究では、移動を妨げる障壁の数が小型ウナギ（全長 40 cm 未満）の生息数の上流側での減少を説明することも明らかになり、著者らは、河川の潜在的な生息域を効率的に利用させるために、障壁の緩和を優先すべきであると提案した（Yamamoto *et al.* 2023）。

中国の珠江のウナギの安定同位体分析では、この水系のウナギは生涯のほとんど（エルバー期以降）を淡水で過ごすことが示され、著者らは、河口における人口密度の高さが寄与要因である可能性があると示唆している（Shuai *et al.* 2023）。著者らはまた、厳密な淡水個体群は柔軟な多型集団とは異なる脅威（捕獲の容易さ、ダムの建設等）に直面する可能性があるため、保護管理を支援するためには生息地の利用についての理解が重要であると強調している。

汽水域

沿岸域で漁獲されてきたことから、黄ウナギが沿岸域を生息環境として利用することは古くから知られていた。潮汐の影響を受ける河口域でも、浅い平瀬を中心として分布するとされる（Matsushige *et al.* 2020）。干潟等にもウナギは生息し、砂泥域に巣穴を掘ることが報告されている（Aoyama *et al.* 2005）。石倉カゴのような人工的な生息環境を設置することで、人為的に改変された河口域におけるウナギの定住が促進され、栄養状態が改善されることがわかっている（Oto *et al.* 2023）。

【産卵回遊】

銀ウナギは秋季から冬季（9 月～翌年 2 月）にかけて、産卵回遊を開始するとされている（Kotake *et al.* 2007）。ニホンウナギの産卵場は日本沿岸から約 3,000 km 離れた、マリアナ諸島の西方海域（北緯 14～16 度、東経 142 度）に位置すると

© 2025 水産庁 水産研究・教育機構

考えられている（Tsukamoto 1992、2006）。大規模な回遊の進化の過程は不明瞭ながら、熱帯地域の海岸付近の水域において近距離の降海回遊を行っていた祖先種が、やがて長距離の回遊を行う今日の温帯産ウナギ魚種に進化したという推察もある（Arai 2014a）。ニホンウナギの体は比較的小さく、既存の衛星もしくは音響タグのサイズがニホンウナギには大きいため、遊泳性能はかなり低下する（Burgerhout *et al.* 2011）。

ニホンウナギの回遊経路については衛星追跡と音響追跡の結果から断片的に情報は得られているものの（Abe *et al.* 2023、Fukuda *et al.* 2022、Manabe *et al.* 2011）、解明には至っていない。産卵回遊中のニホンウナギは日周鉛直移動を行うことが報告されており（Manabe *et al.* 2011、Higuchi *et al.* 2018）、日中は光の届かない 500～800 m の深度を遊泳するのに対して、夜間は 300 m 以浅を遊泳するとされている（Manabe *et al.* 2011、Chow *et al.* 2015）。遊泳深度は光環境による影響を受けると考えられており（Higuchi *et al.* 2018、Watanabe *et al.* 2020）、月の照度が高いほど夜間の遊泳深度は深くなる（Chow *et al.* 2015、Higuchi *et al.* 2018）。ウナギ属魚類は産卵回遊を開始してからは採餌をしないとされていることから（Chow *et al.* 2010）、この鉛直移動はマグロ類やサメ類といった視覚捕食者からの回避を主とした行動であると解釈されている（Manabe *et al.* 2011、Chow *et al.* 2015、Watanabe *et al.* 2020）。

日本海沿岸と太平洋沿岸で行った衛星追跡では、移動経路と垂直移動の地域差が報告されている（Abe *et al.* 2023）。日本海で衛星タグを付けたウナギ 1 個体は、おそらくこの地域の急激に冷たくなる水温鉛直構造のため、典型的な日周鉛直移動を示さなかった（Abe *et al.* 2023）。また、日本海沿岸と太平洋沿岸ともに、ウナギは水温 4℃以下の深海には入らないことが観察されている（Abe *et al.* 2023）。また、ニホンウナギの音響追跡では、日本近海の黒潮に放流されたウナギは海流の影響を受けながらも南下し、グアム沖の産卵場所近くに放流されたウナギは北上する傾向があった（Fukuda *et al.* 2022）。著者らは、時計回り、もしくは反時計回りの特徴的な遊泳行動が南中時刻に見られたことから、回遊において太陽を手がかりとした定位をウナギが行っている可能性を指摘しており、さらなる研究が必要であるとしている。

【レプトセファルスの海流での輸送】

マリアナ海溝近海で生まれるニホンウナギは、レプトセファルスの形態で北赤道海流によってフィリピン沖へと輸送され、さらに黒潮によって日本やチャイニーズ・タイペイ等東アジア各地の生息域へと輸送される。ニホンウナギが生息域へと輸送されるためには、フィリピン沖において、南下するミンダナオ海流でなく北上する黒潮に乗り換えることが必要であると考えられる。Zenimoto *et al.*（2009）はシミュレーションによる分析でエルニーニョの年はレプトセファルスがミンダナオ海流へと輸送され、黒潮に乗り換える成功確率が低下する可能性があることを示した。また、Chang *et al.*（2018b）のシミュレーションでは、北赤道海流が弱まったことが過去 20 年間におけるシラスウナギ加入量減少の要因である可能性が示された。

これらのシミュレーションでは、貿易風によって生じる北向きのエクマン輸送と、レプトセファルスの浮遊する水深により、ニホンウナギの回遊パターンが規定されることをモデル化している（Kimura *et al.* 1994）。レプトセファルスには日周鉛直移動をする習性があり、日中は深い海域を、夜間は表層の浅い海域を浮遊する。夜間に浮遊する水深は成長と共に浅くなることが報告されており（Otake *et al.* 1998）、体長 40 mm 程に成長した個体が夜間に分布するのは主として水深 50 m 付近である。エクマン層は水深 70 m 以浅であり、レプトセファルスは体長 20 mm 以上に成長したのち、エクマン輸送の影響を受けると推察される。エルニーニョの年は貿易風が弱く、北赤道海流がミンダナオ海流と黒潮に分岐する位置（bifurcation）が北上することが、エルニーニョの年に黒潮への乗り換え確率が下がる要因の一つである可能性がある。

ニホンウナギの産卵場所は海山列（一線に並ぶいくつかの海山）と塩分フロントが交わる箇所の南西であると想定されており（Tsukamoto *et al.* 2011）、塩分フロントの位置もまたレプトセファルスの輸送に大きな影響を与える。塩分フロントは通常北緯 15 度付近にあるが、しばしば北緯 5 度以南まで南下することがある。北緯 10 度以南の北赤道海流はミンダナオ海流へとつながるため、塩分フロントが極端に南下した際レプトセファルスは黒潮に乗り換えて北上することが困難となる（Kimura *et al.* 2001）。塩分フロントの南下の一因はエルニーニョであり、黒潮・ミンダナオ海流の分岐点の北上と合わせて、エルニーニョの際はニホンウナギが東アジアの生息地に加入する確率が下がると推察される。

海洋環境がニホンウナギの加入量を部分的には説明するとする一連のモデルは、ブイを用いた追跡調査（Kimura and Tsukamoto 2006）や種子島におけるシラスウナギの単位努力当たりの漁獲量（CPUE）データとの関連（Zenimoto *et al.* 2009）によって支持されている。一方で、チャイニーズ・タイペイにおける 1967 年から 2008 年にかけてのシラスウナギの長期漁獲データを用いた統計解析では、北赤道海流の分岐位置やエルニーニョとの相関を統計的に直接支持する結果は得られていない（Tzeng *et al.* 2012）。ニホンウナギは 4 月から 8 月にかけての新月付近に産卵すると考えられており（Shinoda *et al.* 2011）、チャイニーズ・タイペイにおける調査では異なる産卵日に由来すると考えられる集団が波動的に来遊することが報告されている（Han *et al.* 2016）。また、レプトセファルスが中規模渦に取り込まれることが来遊に何らかの影響を与えている可能性（Chang *et al.* 2018a）や、黒潮大蛇行が日本への加入を必ずしも阻害するとは限らない可能性（Chang *et al.* 2019）が提起されている。

eDNA、モデリング、シミュレーションを使用した最近の研究により、レプトセファルスとシラスウナギの輸送に関する新たな洞察が得られている（Kasai *et al.* 2021、 Karaki *et al.* 2023）。

これらのシミュレーションでは、日本の海岸線全域の河川におけるニホンウナギの eDNA 濃度が海流予測モデルと密接に関連していることが示され、シラスウナギの移動の深さが重要であると報告されている（Kasai *et al.* 2021）。瀬戸内海や北太平洋沿岸等でのウナギの現存量が比較的高いことを説明するためのシミュレーション研究では、シラスウナギの地域的な来遊パターンの説明にはシラスウナギの塩分濃度の低い地域に向けた水平方向への遊泳や、接岸時に浅瀬を好むこと等の行動

© 2025 水産庁 水産研究・教育機構

変化を考慮することが重要であると結論づけている（Karaki *et al.* 2023）。

レプトセファルスとシラスウナギの輸送パターン・生態には未解明の部分が多く、様々なアプローチを通じて明らかにすることがニホンウナギの資源管理を推し進めるために必要である。

【食性】

ニホンウナギが摂餌を開始するのは、レプトセファルスになってからである。レプトセファルスの食性は、長年明らかとされていなかったものの、現在ではマリンスノー（プランクトンの死骸等の海中懸濁物）を食べているという説が広く支持されている（Otake *et al.* 1993、Mochioka and Iwamizu 1996、Miller *et al.* 2013）。シラスウナギから、クロコにかけての食性については、明らかにされていない。沿岸域から河川まで、黄ウナギは様々な生息環境を利用し、小型魚類、甲殻類、多毛類、貝類、水生昆虫、ヒル類等の水生生物に加えて、貧毛類、昆虫や、その幼虫等の陸生生物を摂餌する（Kaifu *et al.* 2013、Itakura *et al.* 2015、Kan *et al.* 2016）。しかし、成長段階や環境、季節によって変化がみられ（Kaifu *et al.* 2013）、個体差もある。安定同位体と胃内容物の分析から、都市部や農業地帯の河川はどちらもウナギの餌場となりうるが、都市の河川は餌場が不十分で生物学的条件も好ましくないため、小型のウナギ（＜240 mm）には適さないことが示唆されている（Kutzer *et al.* 2024）。

【捕食者】

ニホンウナギはその生活史を通して様々な動物に捕食されると考えられるものの、捕食者に関する知見は限定的である。利根川水系で調べられた研究では、河口域へと辿り着いたシラスウナギは、チャネルキャットフィッシュ、ヒラスズキに捕食されることが報告されている（Miyake *et al.* 2018）。黄ウナギ期については、ニュージーランドオオウナギ等では、カモやウ、カワセミに捕食されること（Jellyman 1977）、アメリカウナギでは大型個体による共食い（Barker 1997）が報告されていることから、ニホンウナギの黄ウナギも同様に鳥類による捕食や共食いが考えられる。ポップアップタグを用いた衛星追跡の研究によって、銀ウナギも産卵回遊中に捕食されていることが示されており（Manabe *et al.* 2011、Béguer-Pon *et al.* 2012）、マグロ類やホホジロザメが産卵回遊中のニホンウナギの潜在的な捕食者であるとされる（Manabe *et al.* 2011、Béguer-Pon *et al.* 2012）。

資源状態

ニホンウナギは、2013 年に環境省が絶滅危惧 IB 類として、2014 年には IUCN が絶滅危惧 IB 類としてそれぞれのレッドリストに記載する等、資源の減少が懸念されている。IUCN は 2020 年に再評価を行ったが、絶滅危惧 IB 類の評価は変えていない。他方、IUCN の絶滅リスク評価基準 E を用いた再評価結果では、本種は危機（EN）や深刻な危機（CR）ではないことが示されている（箱山 投稿準備中）。資源減少の要因としては、海洋環境の変動、親ウナギやシラスウナギの過剰な漁獲、生息環境の悪化が指摘されているが、各要因がどのように寄与しているかの評価は依然として困難である。

資源動向の把握には、内水面における黄ウナギの漁獲量、国内の地域ごとのシラスウナギの採捕量がまず重要な指標となる。日本全体の黄ウナギの漁獲量は減少傾向にあり、2000 年代前半は 600 トンを超えていたが、2005 年以降は 500 トンを、2015 年以降は 100 トンを下回り、2023 年の漁獲量は統計が始まって以来過去最低となる 55 トンであった（図 1）。この間、内水面漁業者が著しく減少したこともこの傾向に寄与していると思われるが、十分なデータがないため、その程度を推定することはできない。漁獲努力量に関するデータは限られており CPUE の情報は限定されているが、岡山県という限定された地域での調査によると、海面のはえ縄と小型定置網の双方の漁法において、2003 年から 2016 年にかけて黄ウナギの CPUE は 3 分の 1 ほどに減少した（Kaifu *et al.* 2018）。

国内のシラスウナギ採捕量については、「漁業の概要」の節で述べたように、減少率を過大評価している可能性はあるものの、1957 年から 2018 年の間に大きく減少したといえる（図 3）。注意すべき点として、漁業・養殖業生産統計年報のシラスウナギ種苗採捕量（図 3）と、後述の「非公式協議」に我が国が提出しているシラスウナギの採捕量の推定値（採捕量の推定値 ＝ 池入れ量 - 輸入量、図 5）を区別する必要がある。漁業・養殖業生産統計年報のシラスウナギ種苗採捕量は 2019 年以降記録されなくなったが、近年のトレンドについては図 5 の採捕量の推定値が 2019 年漁期以降にも一定の情報を与えてくれる。これによると、2014 年漁期から 2017 年漁期にかけて 15 トン前後となったものの、2018 年漁期、2019 年漁期と 10 トンを下回り、特に 2019 年漁期の採捕量は過去最低となる 3.7 トンであった。しかし、2020 年漁期の採捕量の推定は 17.1 トンと大幅に増加した。2024 年漁期の採捕量の推定は 7.1 トンであった（図 5）。シラスウナギ採捕量の推定は変動があるものの、2009 年以降は平均して 10 トン程度に留まっており、現在の我が国への来遊状況は長期的には低水準かつ減少基調にあると考えられる。ニホンウナギは依然としてその生態に不明な点が多く、国際的な地域漁業管理機関等で資源評価は行われていないが、資源評価を試みた研究に Tanaka（2014）がある。2019 年度からは、水産庁の水産資源調査・評価推進委託事業において、資源動向を把握するための取り組みが始まっている。

管理方策

上で述べたように、ニホンウナギの資源量は減少が懸念されているものの、個体群の動態を予測するための数理的方法や管理方策に寄与する減少要因の理解は進んでいない。過剰な漁獲や海洋環境の汚染・変動、護岸工事や河川分断化による生息環境の悪化、寄生虫による病害、捕食者の増加等が減少要因として挙げられているが、未だ各要因とその交互作用についての理解が進んでいない段階である（Knights 2003、Friedland *et al.* 2007、Bonhommeau *et al.* 2008、Arai 2014b）。しかし、因果関係が十分明らかにされていない状態であっても、その問題を放置することにより重大かつ不可逆的な影響を及ぼす恐れがあるときは、対策を講じるべきという考え方（予防原則）に基づき（Gardiner 2006）、我が国は国内外での資源管理対策及び生息環境の改善対策を実施してきた。資源管理については、国

© 2025 水産庁 水産研究・教育機構

際的にはニホンウナギを利用する日本、中国、韓国及びチャイニーズ・タイペイの関係国・地域間で国際的な資源管理に向けた協力を推進するとともに、国内においては、これらの関係国・地域間で取り決めた養殖の池入数量の制限を実施しつつ、シラスウナギ採捕、うなぎ漁業についても資源管理対策が進むよう対応している。

2012 年 9 月より、我が国の呼びかけにより、日本、中国及びチャイニーズ・タイペイとの協議（「非公式協議」）を開始し、2013 年 9 月の第 4 回協議以降は韓国も協議に加わった。2014 年 9 月の第 7 回協議では、「ニホンウナギその他の関連するうなぎ類の保存及び管理に関する共同声明」を発出した。共同声明に基づき、各国・地域は、ニホンウナギの池入数量を直近の数量から 20%削減し、異種ウナギの池入数量については近年（直近 3 か年）の水準より増やさないための全ての可能な措置をとることとされた。これを受け、国内採捕量と輸入量を合計した日本のニホンウナギの池入数量上限は 21.7 トンと定められた。その後は、毎年の非公式協議で翌漁期以降の池入数量上限について協議を行っているが、各国・地域における池入数量上限は共同声明発出以降変わっていない。また、上記共同声明に基づき、各国・地域の養鰻管理団体が集まり、民間ベースでウナギの資源管理について話し合う国際的な団体「持続可能な養鰻同盟（Alliance for Sustainable Eel Aquaculture：ASEA）」が設立され、2019 年 10 月までに 3 回会合が開かれた。

国内においては、国際的な池入数量制限を適切に実施していくため、2015 年 6 月、ウナギ養殖業を「内水面漁業の振興に関する法律」に基づく指定養殖業とし、農林水産大臣による許可制の下で養殖場ごとに池入数量上限を定めて管理している。許可を受けた養鰻業者には、毎月の池入数量等の報告等を義務付けている。また、各都道府県には、採捕数量や採捕から池入れまでの流通状況の把握を義務付けており、数量管理が行われている。

シラスウナギは、2023 年 12 月から密漁防止のために特定水産動植物に指定（特定水産動植物として指定されたのは、13 cm 以下のウナギの稚魚）され、漁業の許可や漁業権に基づかない採捕は原則として禁止されており、違法に採捕した場合の罰則も大幅に強化されている。しかしながら、シラスウナギは養殖の種苗として不可欠であるため、都府県の知事が採補期間・漁法・場所等のシラスウナギの管理に必要な制限を設けた上で漁業の許可等を行っている。特定水作動植物に指定されてからは、少なくとも 7 つの県で県内のシラスウナギ漁獲量の上限を撤廃した漁業が行われている。また、2020 年 12 月に「特定水産動植物等の国内流通の適正化等に関する法律」が成立し、2022 年 12 月に施行された。この法律は、違法に採捕された水産動植物の流通を防止するため、特定の水産動植物等の国内流通の適正化及び輸出入の適正化を図り、違法な漁業の抑止及び水産資源の持続的な利用に寄与し、漁業及びその関連産業の健全な発展に資することを目的とするものであり、漁業者の届出、漁獲情報の伝達、取引記録の作成・記録が義務付けられ、輸出が規制される。シラスウナギについては、同法における規制の対象となる特定第一種水産動植物として 2022 年 4 月に「うなぎの稚魚（全長 13 センチメートル以下のうなぎをいう。）」が指定されており、2025 年 12 月から同法が適用される。

親ウナギ漁業についても、各都府県の下で管理が行われている。第五種共同漁業権が免許されている河川において、漁業権行使規則や遊漁規則に基づき、漁具・漁法の制限や禁漁期間の設定が行われている。これに加え、主要な養鰻県においては、産卵に向かうため河川から海に下る時期（概ね 10 月～翌年 3 月）のウナギ（下りウナギ）を保護するため、内水面漁場管理委員会の指示に基づく採捕禁止措置や漁獲の自粛の取組が行われている。

漁業管理に加えて、良好な河川環境の創出と保全に向けた取り組みも継続的に行われている。河川が本来有している生物の生息環境を保全・創出する「多自然川づくり」という概念が河川管理に採用されている。宍道湖においては、1993 年以降のネオニコチノイド系農薬が食物網の構造と動態を変化させることにより、ニホンウナギとワカサギの減少を引き起こしたとする研究があり（Yamamuro *et al.* 2019）、内水面のニホンウナギ生息地における農薬等の化学物質管理も重要な課題である。

今後のニホンウナギの管理方策として、より正確な資源動向の把握と、得られた知見を反映させる科学的管理が望まれる。特に、現在以上に精度の高いシラスウナギの時間的・空間的な採捕データの整備、ニホンウナギの遺伝的集団構造についての知見の拡充、利用可能なデータ量に応じた適切な数理モデルの開発が、資源動向の把握や絶滅リスク評価の予測精度の改善に重要であると考えられる。

執筆者

うなぎユニット
長野大学 淡水生物学研究所
箱山　洋・
Leanne Faulks（現所属：東北大学大学院 生命科学研究科）・
児玉　紗希江・岡本　千晶・藤森　宏佳

水産資源研究所 水産資源研究センター
生命情報解析部 ゲノム情報解析グループ
關野　正志

参考文献

Abe T., Galang I., Daryani A., Minamikawa S., Mochioka N., and Hakoyama H. 2023. Regional differences in oceanic migratory behavior of Japanese silver eel in waters with different vertical temperature gradients. Anim. Biotelemetry, 11: 27.

Aoyama, J., Sasai, S., Miller, M.J., Shinoda, A., Nakamura, A., Kawazu, K., and Tsukamoto, K. 2002. A preliminary study of the movements of yellow and silver eels, *Anguilla japonica*, in the estuary of the Fukui River, Japan, as revealed by acoustic tracking. Hydrobiol., 470: 31-36.

Aoyama, J., Shinoda, A., Sasai, S., Miller, M.J., and Tsukamoto, K. 2005. First observations of the burrows of *Anguilla japonica*. J. Fish Biol., 67: 1534-1543.

© 2025 水産庁 水産研究・教育機構

Arai, T. 2014a. Evidence of local short-distance spawning migration of tropical freshwater eels, and implications for the evolution of freshwater eel migration. Ecol. Evol., 4: 3812-3819.

Arai, T. 2014b. Do we protect freshwater eels or do we drive them to extinction? SpringerPlus, 3(1): 534.

Arai, T., Kotake, A., Ohji, M., Miyazaki, N., and Tsukamoto, K. 2003. Migratory history and habitat use of Japanese eel *Anguilla japonica* in the Sanriku Coast of Japan. Fish. Sci., 69: 813-818.

Barker, D.E. 1997. Development of metazoan parasite communities in the American eel, *Anguilla rostrata*: patterns, processes and applicability as biological tags. PhD thesis, Dalhousie University, Halifax, Nova Scotia. xv+170 pp.

Béguer-Pon, M., Benchetrit, J., Castonguay, M., Aarestrup, K., Campana, S.E., Stokesbury, M.J.W., and Dodson, J.J. 2012. Shark Predation on Migrating Adult American Eels (*Anguilla rostrata*) in the Gulf of St. Lawrence. PLoS ONE, 7(10): e46830.

Bonhommeau, S., Chassot, E., and Rivot, E. 2008. Fluctuations in European eel (*Anguilla anguilla*) recruitment resulting from environmental changes in the Sargasso Sea. Fish. Oceanogr., 17: 32-44.

Burgerhout E., Manabe R., Brittijn S. A., Aoyama J., Tsukamoto K., and van den Thillart G. E. E. J. M. 2011. Dramatic effect of pop-up satellite tags on eel swimming. Naturwissenschaften, 98: 631-634.

Chang Y.-L. K., and Miller M. J. 2023. Possible influence of typhoons, volcanic ash, and ocean productivity on early larval survival and Japanese eel annual cohort recruitment. Deep-Sea Res. I: Oceanogr. Res. Pap., 192: 103940.

Chang Y.-L.K, Miyazawa Y., and Béguer-Pon M. 2016. Simulating the oceanic migration of silver Japanese eels. PLoS ONE, 11(3): e0150187.

Chang, Y.-L.K., Miyazawa, Y., Béguer-Pon, M., Han, Y.-S., Ohashi, K., and Sheng, J. 2018a. Physical and biological roles of mesoscale eddies in Japanese eel larvae dispersal in the western North Pacific Ocean. Sci. Rep., 8(1): 5013.

Chang, Y.-L.K., Miyazawa, Y., Miller, M.J., and Tsukamoto, K. 2019. Influence of ocean circulation and the Kuroshio large meander on the 2018 Japanese eel recruitment season. PLoS ONE, 14(9): e0223262.

Chang, Y.-L.K., Miyazawa, Y., Miller, M.J., and Tsukamoto, K. 2018b. Potential impact of ocean circulation on the declining Japanese eel catches. Sci. Rep., 8(1): 5496.

Chino, N., and Arai, T. 2009. Relative contribution of migratory type on the reproduction of migrating silver eels, *Anguilla japonica*, collected off Shikoku Island, Japan. Mar. Biol., 156: 661-668.

Chow, S., Kurogi, H., Katayama, S., Ambe, D., Okazaki, M., and Watanabe, T. 2010. Japanese eel *Anguilla japonica* do not assimilate nutrition during the oceanic spawning migration: evidence from stable isotope analysis. Mar. Ecol. Prog. Ser., 402: 233-238.

Chow, S., Okazaki, M., Watanabe, T., Segawa, K., Yamamoto, T., Kurogi, H., Tanaka, H., Ai, K., Kawai, M., Yamamoto, S., Mochioka, N., Manabe, R., and Miyake, Y. 2015. Light-Sensitive Vertical Migration of the Japanese Eel *Anguilla japonica* Revealed by Real-Time Tracking and Its Utilization for Geolocation. PLoS ONE, 10(4): e0121801.

Dou, S.Z., Yamada, Y., Okamura, A., Tanaka, S., Shinoda, A., and Tsukamoto, K. 2007. Observations on the spawning behavior of artificially matured Japanese eels Anguilla japonica in captivity. Aquaculture, 266(1-4): 117-129.

FAO. 2024. Global Production Statistics 1950-2022. https://www.fao.org/fishery/statistics-query/en/capture（2024 年 9 月 5 日）

Faulks, L., Kaushik, P., Taniguchi, S., Sekino, M., Nakamichi, R., Yamamoto, Y., Fujimori, H., Okamoto, C., Kodama, S., Daryani, A., Manwong, A., Galang, I., Mochioka, N., Araki, K., Suzuki, M., Kaji, Y., Ichiki, T., Matsunaga, T., and Hakoyama, H. 2022. Inferring the demographic history of Japanese eel (*Anguilla japonica*) from genomic data: Insights for conservation and fisheries management. Aquat. Conserv., 32: 1092-1098. Doi:10.1002/aqc.3810

Fisheries Agency. 2017. Joint Press Release of the Tenth Meeting of the Informal Consultation on International Cooperation for Conservation and Management of Japanese Eel Stock and Other Relevant Eel Species.

Fisheries Agency. 2024. Joint Press Release of the Seventeenth Meeting of the Informal Consultation on International Cooperation for Conservation and Management of Japanese Eel Stock and Other Relevant Eel Species. https://www.mofa.go.jp/mofaj/files/100681 441.pdf

Friedland, K.D., Miller, M.J., and Knights, B. 2007. Oceanic Changes in the Sargasso Sea and Declines in Recruitment of the European Eel. ICES J. Mar. Sci., 64: 519-530.

Fukuda N., Yamamoto T., Yokouchi K., Kurogi H., Okazaki M., Miyake Y., Watanabe T., and Chow S. 2022. Active swimming and transport by currents observed in Japanese eels (*Anguilla japonica*) acoustically tracked in the western North Pacific. Sci. Rep., 12: 3490.

Gardiner, S.M. 2006. A Core Precautionary Principle. J. Polit. Philos., 14: 33-60.

Gong, X., Davenport, E., Wang, D., and Clark, A.G. 2019. Lack of spatial and temporal genetic structure of Japanese eel (*Anguilla japonica*) populations. Conserv. Genet., 20: 467-475.

Guo H., Zhang X., Zhang Y., Tang W., and Wu J. 2017. Effects of environmental variables on recruitment of *Anguilla japonica* glass eels in the Yangtze Estuary, China. Fis. Sci., 83: 333-341.

Hagihara, S., Aoyama, J., Limbong, D., and Tsukamoto, K. 2018. Age and growth of migrating tropical eels, *Anguilla celebesensis* and *Anguilla marmorata*. J. Fish Biol., 92: 1526-1544.

© 2025 水産庁 水産研究・教育機構

Hakoyama, H., Fujimori, H., Okamoto, C., and Kodama, S. 2016. Compilation of Japanese fisheries statistics for the Japanese eel, *Anguilla japonica*, since 1894: a historical dataset for stock assessment. Ecol. Res., 31: 153.

Han, Y.-S. 2011. Temperature-Dependent Recruitment Delay of the Japanese Glass Eel *Anguilla japonica* in East Asia. Mar. Biol., 158: 2349-2358.

Han, Y.-S., Hung, C.-L., Liao Y.-F., and Tzeng W.-N. 2010. Population genetic structure of the Japanese eel *Anguilla japonica*: panmixia at spatial and temporal scales. Mar. Ecol. Prog. Ser., 401: 221-232. Doi: 10.3354/meps08422

Han, Y.-S., Sun, Y.-L., Liao, Y.-F., Liao, I-C., Shen, K.-N., and Tzeng W.-N. 2008. Temporal analysis of population genetic composition in the overexploited Japanese eel *Anguilla japonica*. Mar. Biol., 155: 613-621.

Han, Y.-S., Tzeng, W.-N., and Liao I.-C. 2009. Time series analysis of Taiwanese catch data of Japanese glass eels *Anguilla japonica*: Possible effects of the reproductive cycle and El Niño events. Zool. Stud., 48: 632-639.

Han, Y.-S., Wu, C.-R., and Iizuka, Y. 2016. Batch-like arrival waves of glass eels of *Anguilla japonica* in offshore waters of Taiwan." Zool. Stud., 55(36). Doi: 10.6620/ZS.2016.55-36

Han, Y.-S., Zhang, H., Tseng, Y.-H., and Shen, M.-L. 2012. Larval Japanese eel (*Anguilla japonica*) as sub-surface current bio-tracers on the East Asia continental shelf. Fish. Oceanogr., 21: 281-290.

Higuchi, T., Watanabe, S., Manabe, R., Kaku, T., Okamura, A., Yamada, Y., Miller, M.J., and Tsukamoto, K. 2018. Tracking *Anguilla japonica* silver eels along the west marina ridge using pop-up archival transmitting tags. Zool. Stud., 57: e24. Doi: 10.6620/ZS.2018.57-24

Hsiung K.-M., Kuo Y.-C., Lin Y.-T., Tseng Y.-H., and Han Y.-S. 2022. North Equatorial Current and Kuroshio velocity variations affect body length and distribution of the Japanese eel *Anguilla japonica* in Taiwan and Japan. Sci. Rep., 12: 2888.

Hsu H.-Y., Chuang C.-H., Lu I-H., Lin C.-Y., and Han Y.-S. 2023. Identification of sexually dimorphic genes in pectoral fin as molecular markers for assessing the sex of Japanese silver eels (*Anguilla japonica*). Zoological Studies, 62:02.

Hwang S.D., Lee T., Choi I., Hwang, S.W. 2014. Environmental factors affecting he daily catch levels of *Anguilla japonica* glass eels in the Geum River estuary, South Korea. J. Coast. Res., 297: 954-960.

Igarashi, Y., Zhang, H., Tan, E., Sekino, M., Yoshitake, K., Kinoshita, S., Mitsuyama, S., Yoshinaga, T., Chow, S., Kurogi, H., Shinoda, A., Han, Y.-S., Wakiya, R., Mochioka, N., Yamamoto, T., Kuwada, H., Kaji, Y., Suzuki, Y., Gojobori, T., Kobayashi, T., Saitoh, K., Watabe, S., and Asakawa, S. 2018. Whole-Genome Sequencing of 84 Japanese Eels Reveals Evidence Against Panmixia and Support for Sympatric Speciation. Genes, 9(10): 474.

Ishikawa, S., Aoyama, J., Tsukamoto, K., and Nishida, M. 2001. Population structure of the Japanese eel *Anguilla japonica* as examined by mitochondrial DNA sequencing. Fish. Sci., 67: 246-253.

Itakura, H., Kaino, T., Miyake, Y., Kitagawa, T., and Kimura, S. 2015. Feeding, condition, and abundance of Japanese eels from natural and revetment habitats in the Tone River, Japan. Environ. Biol. Fishes, 98: 1871-1888.

Itakura, H., Miyake, Y., Kitagawa, T., and Kimura, S. 2018. Site fidelity, diel and seasonal activities of yellow-phase Japanese eels (*Anguilla japonica*) in a freshwater habitat as inferred from acoustic telemetry. Ecol. Freshw. Fish, 27: 737-751.

Jellyman, D.J. 1977. Summer upstream migration of juvenile freshwater eels in New Zealand. N. Z. J. Mar. Freshw. Res., 11: 61-71.

Kaifu, K., Miyazaki, S., Aoyama, J., Kimura, S., and Tsukamoto, K. 2013. Diet of Japanese eels *Anguilla japonica* in the Kojima Bay-Asahi River system, Japan. Environ. Biol. Fishes, 96: 439-446.

Kaifu, K., Yokouchi, K., Higuchi, T., Itakura, H., and Shirai, K. 2018. Depletion of naturally recruited wild Japanese eels in Okayama, Japan, revealed by otolith stable isotope ratios and abundance indices. Fish. Sci., 84: 757-763.

Kan, K., Sato, M., and Nagasawa, K. 2016. Tidal-Flat Macrobenthos as Diets of the Japanese Eel *Anguilla japonica* in Western Japan, with a Note on the Occurrence of a Parasitic Nematode *Heliconema anguillae* in Eel Stomachs. Zoolog. Sci., 33: 50-62.

Karaki T., Sakamoto K., Yamanaka G., Kimura S., and Kasai A. 2023. Inshore migration of Japanese eel *Anguilla japonica* encouraged by active horizontal swimming during the glass eel stage. Fish. Oceanogr., 32: 419-430.

Kasai A., Yamazaki A., Ahn H., Yamanaka H., Kameyama S., Masuda R., Azuma N., Kimura S., Karaki T., Kurokawa Y., and Yamashita Y. 2021. Distribution of Japanese eel *Anguilla japonica* revealed by environmental DNA. Front. Ecol. Evol., 9: 83.

Kimura, S., Inoue, T., and Sugimoto, T. 2001. Fluctuation in the Distribution of Low-Salinity Water in the North Equatorial Current and Its Effect on the Larval Transport of the Japanese Eel. Fish. Oceanogr., 10: 51-60.

Kimura, S., and Tsukamoto, K. 2006. The salinity front in the North Equatorial Current: A landmark for the spawning migration of the Japanese eel (*Anguilla japonica*) related to the stock recruitment. Deep Sea Res. Part II, 53: 315-325.

Kimura, S., Tsukamoto, K., and Sugimoto, T. 1994. A model for the larval migration of the Japanese eel: roles of the trade winds and salinity front. Mar. Biol., 119: 185-190.

Knights, B. 2003. A Review of the Possible Impacts of Long-Term Oceanic and Climate Changes and Fishing Mortality on Recruitment of Anguillid Eels of the Northern Hemisphere. Sci. Total Environ., 310(1-3): 237-244.

Kotake, A., Arai, T., Okamura, A., Yamada, Y., Utoh, T., Oka, H.,

© 2025 水産庁 水産研究・教育機構

Miller, M., and Tsukamoto, K. 2007. Ecological aspects of the Japanese eel, *Anguilla japonica*, collected from coastal areas of Japan. Zoolog. Sci., 24: 1213-1221.

Kotake, A., Okamura, A., Yamada, Y., Utoh, T., Arai, T., Miller, M.J., Oka, H.P., and Tsukamoto, K. 2005. Seasonal variation in the migratory history of the Japanese eel *Anguilla japonica* in Mikawa Bay, Japan. Mar. Ecol. Prog. Ser., 293: 213-221.

Kumai Y., Kuroki M., Goto A., Takai, K., Muramatsu K., and Yamakawa T. 2023. Ontogenetic habitat shift of *Anguilla marmorata* and *A. japonica* in the rivers of southern Japan: Implications for habitat use evaluation and conservation. Aquat. Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst., 33: 1295-1308. Doi: 10.1002/aqc.4013

黒木真理. 2019. 1.3 食文化. *In* 塚本勝巳（編），ウナギの科学. 朝倉書店，東京. 10-16 pp.

Kutzer A., Kume M., Kawai F., Terashima Y., Lavergne E., Ooga O. J., Mitamura H., and Yamashita Y. 2024. Trophic ecology of Japanese eels in small rivers of urban and agricultural areas. Fish. Sci., 90: 565-579.

Liu Y.-F., Li Y.-L., Xing T.-F., Xue D.-X., and Liu J.-X. 2024. Genetic architecture of long-distance migrations and population genomics of the endangered Japanese eel. iScience, 27: 110563.

Lin, Y.J., and Tzeng, W.N. 2009. Validation of annulus in otolith and estimation of growth rate for Japanese eel *Anguilla japonica* in tropical southern Taiwan. Environ. Biol. Fish., 84: 79-87.

Manabe, R., Aoyama, J., Watanabe, K., Kawai, M., Miller, M.J., and Tsukamoto, K. 2011. First observations of the oceanic migration of Japanese eel, from pop-up archival transmitting tags. Mar. Ecol.: Prog. Ser., 437: 229-240.

Mather, N., Traves, S. M., and Ho, S.Y.W. 2020. A practical introduction to sequentially Markovian coalescent methods for estimating demographic history from genomic data. Ecol. Evol., 10: 579-589.

松井 魁. 1972a. 鰻学（養成技術篇）. 恒星社厚生閣，東京. 452 pp.

松井 魁. 1972b. 鰻学（生物学的研究篇）. 恒星社厚生閣，東京. 283 pp.

Matsushige, K., Yasutake, Y., and Mochioka, N. 2020. Spatial distribution and habitat preferences of the Japanese eel, *Anguilla japonica*, at the reach and channel-unit scales in four rivers of Kagoshima Prefecture, Japan. Ichthyol. Res., 67: 68-80. Doi: 10.1007/s10228-019-00704-x

Miller, M.J., Chikaraishi, Y., Ogawa, N.O., Yamada, Y., Tsukamoto, K., and Ohkouchi, N. 2013. A low trophic position of Japanese eel larvae indicates feeding on marine snow. Biol. Lett., 9(1): 20120826.

Mimachi S., Yamamoto K., Uemura Y., Inoue M., and Hata H. 2023. Daytime habitat use by Japanese eel in small streams in Shikoku, southwestern Japan. Environ. Biol. Fish., 106: 2113-2125.

Minegishi, Y., Aoyama, J., Inoue, J.G., Miya, M., Nishida, M., and Tsukamoto, K. 2005. Molecular phylogeny and evolution of the freshwater eels genus *Anguilla* based on the whole mitochondrial genome sequences. Mol. Phylogenet. Evol., 34: 134-146.

Mitamura H., Takagi J., Itaya Y., Watanabe S., and Kume M. 2024. Larger yellow-phase Japanese eels show short-range homing in a freshwater river. J. Fish Biol., 1-10. Doi: 10.1111/jfb.15815

Miyake, Y., Takeshige, A., Itakura, H., Itoh, H., Onda, H., Yamaguchi, A., Yoneta, A., Arai, K., Hane, Y.V., and Kimura, S. 2018. Predation on glass eels of Japanese eel *Anguilla japonica* in the Tone River estuary, Japan. Fish. Sci., 84: 1009-1014.

Miyake Y., Tellier M.-A., Takeshige A., Itakura H., Yoshida A., Yokouchi K., Shiozaki M., and Kimura S. 2023. Coastal water temperature difference, a potential predictor of glass eel recruitment in *Anguilla japonica* during non/meander periods of the Kuroshio. J. Oceanogr. 79: 413-421.

望岡典隆. 2019. 4.1 漁具・漁法. *In* 塚本勝巳（編），ウナギの科学. 朝倉書店，東京. 120-125 pp.

Mochioka, N., and Iwamizu, M. 1996. Diet of anguilloid larvae: Leptocephali feed selectively on larvacean houses and fecal pellets. Mar. Biol., 125: 447-452.

農林水産省大臣官房統計部. 2020. 平成 30 年漁業・養殖業生産統計年報（併載：漁業産出額）. 農林統計協会，東京. 231 pp.

農林水産省大臣官房統計部. 2024. 令和 5 年漁業・養殖業生産統計. https://www.maff.go.jp/j/tokei/kekka_gaiyou/gyogyou_seisan/gyogyou_yousyoku/r5/（2024 年 9 月 5 日）

Otake, T., Inagaki, T., Hasumoto, H., Mochioka, N., and Tsukamoto, K. 1998. Diel vertical distribution of *Anguilla japonica* leptocephali. Ichthyol. Res., 45: 208-211.

Otake, T., Nogami, K., and Maruyama, K. 1993. Dissolved and particulate organic matter as possible food sources for eel leptocephali. Mar. Ecol.: Prog. Ser., 92: 27-34.

Oto Y., Sakanoue R., Matsushige K., Hibino Y., and Mochioka N. 2023. Artificial shelters that promote settlement and improve nutritional condition of Japanese eels in a human-modified estuary. Estuaries Coast., 46: 551-561.

Sang, T.-K., Chang, H.-Y., Chen, C.-T., and Hui, C.-F. 1994. Population structure of the Japanese eel, *Anguilla japonica*. Mol. Biol. Evol., 11: 250-260.

Shinoda, A., Aoyama, J., Miller, M.J., Otake, T., Mochioka, N., Watanabe, S., Minegishi, Y., Kuroki, M., Yoshinaga, T., Yokouchi, K., Fukuda, N., Sudo, R., Hagihara, S., Zenimoto, K., Suzuki, Y., Oya, M., Inagaki, T., Kimura, S., Fukui, A., Lee, T.W., and Tsukamoto, K. 2011. Evaluation of the larval distribution and migration of the Japanese eel in the western North Pacific. Rev. Fish Biol. Fisher., 21: 591-611.

Shuai F., Li J., Yu S., and Yang J. 2023. Temporal pattern of the occurrence of Japanese glass eels (*Anguilla japonica*) in the Pearl River estuary. Fishes, 8: 256. Doi: 10.3390/

© 2025 水産庁 水産研究・教育機構

fishes8050256

Sudo, R., Fukuda, N., Aoyama, J., and Tsukamoto, K. 2013. Age and body size of Japanese eels, *Anguilla japonica*, at the silver-stage in the Hamana Lake system, Japan. Coast. Mar. Sci., 36: 13-18.

水産庁 2024. ウナギをめぐる状況と対策について. 18 pp. https://www.jfa.maff.go.jp/j/saibai/attach/pdf/unagi-228.pdf（2025 年 3 月 11 日）

Takeuchi, A., Sawayama, E., Kuroki, M., Miller, M.J., Watanabe, S., and Tsukamoto, K. 2022. Preliminary insight into parental contributions to Japanese eel (*Anguilla japonica*) preleptocephali spawned on different nights. J. Fish Biol., 101: 1601-1605. Doi: 10.1111/jfb.15215

Tanaka, E. 2014. Stock Assessment of Japanese Eels Using Japanese Abundance Indices. Fish. Sci., 80: 1129-1144.

田中秀樹. 2019. 5.1 養鰻業の歴史と現状. *In* 塚本勝巳（編）, ウナギの科学. 朝倉書店, 東京. 157-161 pp.

Tesch, F.-W. 2003. The eel. Edited by J.E. Thorpe. 5th edition. Wiley-Blackwell Publishing. 416 pp.

Tseng, M.-C., Tzeng, W.-N., and Lee, S.-C. 2003. Historical decline in the Japanese eel *Anguilla japonica* in northern Taiwan inferred from temporal genetic variations. Zool. Stud., 42: 556-563.

Tseng, M.-C., Tzeng, W.-N., and Lee, S.-C. 2006. Population genetic structure of the Japanese eel *Anguilla japonica* in the northwest Pacific Ocean: evidence of non-panmictic populations. Mar. Ecol.: Prog. Ser., 308: 221-230.

Tsukamoto, K. 1992. Discovery of the spawning area for Japanese eel. Nature, 356(6372): 789-791.

Tsukamoto, K. 2006. Oceanic biology: Spawning of eels near a seamount. Nature, 439(7079): 929.

Tsukamoto, K., Chow, S., Otake, T., Kurogi, H., Mochioka, N., Miller, M.J., Aoyama, J., Kimura, S., Watanabe, S., Yoshinaga, T., Shinoda, A., Kuroki, M., Oya, M., Watanabe, T., Hata, K., Ijiri, S., Kazeto, Y., Nomura, K., and Tanaka, H. 2011. Oceanic spawning ecology of freshwater eels in the western North Pacific. Nat. Commun., 2: 179.

Tsukamoto, K., Otake, T., Mochioka, N., Lee, T.-W., Fricke, H., Inagaki, T., Aoyama, J., Ishikawa, S., Kimura, S., Miller, M.J., Hasumoto, H., Oya, M., and Suzuki, Y. 2003. Seamounts, New Moon and eel Spawning: The Search for the Spawning Site of the Japanese eel. Environ. Biol. Fishes, 66: 221-229.

Tzeng W.-N. 1985. Immigration timing and activity rhythms of the eel, *Anguilla japonica*, elvers in the estuary of northern Taiwan, with emphasis on environmental influences. Bull. Jap. Soc. Fish. Oceanogr., 47: 11-28.

Tzeng, W.-N., Tseng, Y.-H., Han, Y.-S., Hsu, C.-C., Chang, C.-W., Lorenzo, E.D., and Hsieh, C.-H. 2012. Evaluation of Multi-Scale Climate Effects on Annual Recruitment Levels of the Japanese Eel, *Anguilla japonica*, to Taiwan. PLoS One, 7(2): e30805.

Waples R.S. and Do, C. 2010. Linkage disequilibrium estimates of contemporary Ne using highly variable genetic markers: a largely untapped resource for applied conservation and evolution. Evol. Appl., 3: 244-262.

Watanabe, S., Higuchi, T., Noshiro, M., Manabe, R., Miller, M., Jellyman, D., and Tsukamoto, K. 2020. Reexamination of the spawning migration of *Anguilla dieffenbachii* in relation to water temperature and the lunar cycle. N. Z. J. Mar. Freshw. Res., 54: 131-147.

Yamamoto K., Uemura Y., Mimachi S., Inoue M., and Hata H. 2023. Riverine distribution and abundance of Japanese eel in Shikoku, south-western Japan: Varying importance of regional and local factors. Aquat. Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst., 33 (5): 517-532.

Yamamoto T., Mochioka N., and Nakazono A. 2001. Seasonal occurrence of anguillid glass eels at Yakushima Island, Japan. Fish. Sci., 67: 530-532.

Yamamuro, M., Komuro, T., Kamiya, H., Kato, T., Hasegawa, H., and Kameda, Y. 2019. Neonicotinoids disrupt aquatic food webs and decrease fishery yields. Science, 366(6465): 620-623.

Yokouchi, K., Aoyama, J., Oka, H., and Tsukamoto, K. 2008. Variation in the demographic characteristics of yellow-phase Japanese eels in different habitats of the Hamana Lake system, Japan. Ecol. Freshw. Fish, 17: 639-652.

Yokouchi, K., Fukuda, N., Miller, M., Aoyama, J., Daverat, F., and Tsukamoto, K. 2012. Influence of Early Habitat Use on the Migratory Plasticity and Demography of Japanese Eels in Central Japan. Estuar. Coast. Shelf Sci., 107: 132-140.

Yokouchi, K., Sudo, R., Kaifu, K., Aoyama, J., and Tsukamoto, K. 2009. Biological characteristics of silver-phase Japanese eel, *Anguilla japonica*, collected from Hamana Lake Japan. Coast. Mar. Sci., 33: 54-63.

養鰻研究協議会. 1980. 第 9 回養鰻研究協議会要録, 108 pp.

Yoshida, M., Sone, S., and Shiomi, K. 2008. Purification and characterization of a proteinaceous toxin from the Serum of Japanese eel *Anguilla japonica*. Protein J., 27(7-8): 450-454.

Yu, L., Liu, Y., and Liu J. 2020. Gene-associated microsatellite markers confirm panmixia and indicate a different pattern of spatially varying selection in the endangered Japanese eel *Anguilla japonica*. J. Oceanol. Limnol., 38: 1572-1583.

Zenimoto, K., Kitagawa, T., Miyazaki, S., Sasai, Y., Sasaki, H., and Kimura, S. 2009. The effects of seasonal and interannual variability of oceanic structure in the western Pacific North Equatorial Current on larval transport of the Japanese eel *Anguilla japonica*. J. Fish Biol., 74: 1878-1890.

Zhu, K., Gong, L., Jiang, L., Liu, L., Lü, Z., and Liu, B.-J. 2018. Phylogenetic analysis of the complete mitochondrial genome of *Anguilla japonica* (Anguilliformes, Anguillidae). Mitochondrial DNA Part B, 3(2): 536-537.

© 2025 水産庁 水産研究・教育機構

ニホンウナギの資源の現況（要約表）

世界の漁獲量*1 （最近 5 年間）	94～126 トン 最近（2022）年：94 トン 平均：112 トン（2018～2022 年）
我が国の漁獲量*2 （最近 5 年間）	55～66 トン 最近（2023）年：55 トン 平均：61.6 トン（2019～2023 年）
資源評価の方法	海面漁業漁獲統計調査及び内水面漁獲統計調査による黄ウナギの漁獲量、 シラスウナギの採捕量、岡山県の黄ウナギ CPUE のトレンドを評価
資源の状態 （資源評価結果）	黄ウナギ漁獲量（55 トン、2023 年）及び シラスウナギ採捕量（7.1 トン、2024 年推定値）から 資源水準は低位・資源動向は横ばいと判断 （1960 年代からの長期的な上記インデックスのトレンドは減少であるが、 5 年間でみると横ばいである）
管理目標	検討中
管理措置	養殖種苗の池入数量管理 仔稚魚の採捕禁止措置（漁業調整規則に基づく体長制限） ※2025 年 12 月より「特定水産動植物等の国内流通の適正化等に関する法律」により稚魚を「第一種水産動植物」として規制 産卵のために降河する親ウナギの採捕禁止措置 （内水面漁場管理委員会指示等に基づく禁漁期間の設定）
管理機関・関係機関	FAO、IUCN、CITES
最近の資源評価年	検討中
次回の資源評価年	検討中

*1 出典：FAO（2024）
*2 出典：農林水産省大臣官房統計部（2024）

© 2025 水産庁 水産研究・教育機構