

8.1 物理環境を指標とした河川環境評価手法に関する研究

研究予算：運営費交付金（一般勘定）

研究期間：平 22～平 27

担当チーム：水環境研究グループ（河川生態）

研究担当者：萱場裕一、傳田正利、片桐浩司

【要旨】

本研究では、河川環境保全事業を効果的・効率的に進めていくため、物理環境を指標とした河川環境評価手法の開発を行った。長期間ほぼ均質なデータが蓄積された「河川水辺の国勢調査」のデータを対象に、既往研究が指摘する代用指標の概念を導入した。陸域においては植物群落、氾濫原においてはイシガイ類、水域においては、魚類を生活史に基づいた種分類を代用指標に用いて評価した。その結果、平成になってからの急速な河川環境劣化の要因特定やイシガイ類の生息を支える物理環境の特定等が可能となった。

キーワード：物理環境、代用指標、河川環境評価、植物群落、イシガイ類、魚類、生活史

1. はじめに

現在、行われている河川環境保全事業では、特定区間の生物種の生息状況や生育状況から、河川環境を評価し、事業計画や事業実施が行われている。しかし、「空間的不均質性」という言葉に代表されるように、河川環境を構成する物質循環、生物群集及び物理環境状況は対象とする空間スケールにより大きく異なり、このことが河川環境の定量的評価を困難にしている。河川環境保全事業を効果的・効率的に進めて行くためには、様々な空間スケール・生物分類群に対応する河川環境評価手法の確立が必要となっている。加えて、河川事業においては、河道地形等の改変等、物理環境改変を介した取り組みが多くなるため、治水と環境を両立するためには、物理環境を指標とした河川環境評価手法の開発の取り組みが必要となる

海外では河川環境を評価する手法がいくつか提案されている¹⁾。海外の研究で共通して指摘されるのは、統一され信頼できる精度で長期間蓄積されたデータを用いる必要性である。我が国においては、「河川水辺の国勢調査」が約25年間、全国の河川で網羅的に実施されている。これらのデータを用いれば、既往研究で指摘されるデータの条件を満たした河川環境評価手法の開発が可能となると考えられる。

本研究では、河川水辺の国勢調査の利用し、空間的に不均質で複雑な階層構造を持つ河川環境を評価するために、達成目標1：河川環境評価指標の抽出・評価軸の設定、達成目標2：データの取得・解析技術の確立、達成目標3：河川環境の評価技術の提案、以上の3つの達成目標を設定した。達成目標1から達成目標3までを実施することによ

り、河川環境保全事業の特徴的な問題である空間的不均質性への対応、物理環境と生物情報の関連づけが可能となると考えられる。

本報告では、2章において、各達成目標に対応する考え方と研究成果、3章から5章において、陸域、氾濫原及び水域の河川環境評価の研究事例を取りまとめる。6章においては、研究の課題を整理し、第4期のプロジェクト研究個別課題「河川環境の保全・形成に資する拠点抽出・配置技術に関する研究」に向けた課題を整理する。

2. 各達成目標に対応する考え方と研究成果

達成目標1：河川環境評価指標の抽出・評価軸の設定は、本研究の基本となる重要な目標であるが、本研究では、「代用指標 (Surrogate)」の考え方を導入した。代用指標は、多くの生物種・生物相互作用の存在で評価が難しい生態系の内部構造を特定の生物種、特定の物理環境等に評価対象を絞り評価する考え方である。「代用指標 (Surrogate)」は、評価軸の役割を生物種に求める「True Surrogate」と評価軸の役割を生物種に求める「Estimator Surrogate」に分類される¹⁾。

代用指標の適用を考える場合、河川の環境勾配、特に、横断方向の環境勾配の大きさに留意しなければならない。河川を横断方向に分類すると、大きくは、低水路と高水敷に区分され、高水敷は更にワンド・たまり等の氾濫原水域と陸域に区分ができる。これらの3つの区域の特性を考慮し、本研究では異なる代用指標を選定・適用する研究を行った。

陸域では植物群落を典型性・希少性・特殊性等視点か

ら保全優先度を設定、保全すべき群落をスクリーニングする技術を提案し、信濃川水系千曲川の研究成果を第5章にとりまとめた。

ワンド・たまり等の氾濫原水域では、代用指標としてイシガイ類を抽出した。イシガイ類は、他の魚類との共生関係や、イシガイ類の多様性・生息種数と他の水生生物の多様性・生息種数の相関関係が知られ、True Surrogateに求められる要件を満たす。本研究では、True Surrogateであるイシガイ類のワンド・たまりの生息可能性を冠水頻度等の物理環境から評価する技術を開発した。これらの研究成果を第4章にとりまとめた。

低水路においては、水中生態系の上位種である魚類を生活史に基づき瀬淵性種、水際性種、河床性種、氾濫原性種の4グループに分類し、河川水辺の国勢調査データを用いて魚類の増減傾向から、魚類生息環境を評価する方法を提案し、河川整備計画を策定する10河川以上に適用した。これらの研究成果を第3章にとりまとめた。

これらの代用指標の算出には、代用指標生物の生息情報、代用指標生物の生息環境を支える物理環境情報が必要となる。これらの情報を個別河川で整備するのは作業量が多いため、「河川環境評価データベース」を構築した。河川環境評価データベースは、図-1に示す河川水辺の国勢調査データベース、河川管理データ（河川横断測量、空中写真、LPデータ、水質水文データベース等）を統合化した空間情報データベースであり、達成目標2：データの取得・解析技術の確立の主要部分に対応するものである。河川環境評価データベースを用いることにより、全国の河川を対象に代用指標を用いた河川環境評価を迅速に行うことが可能となる。

一例として河川横断測量データを用いた地形内挿計算の例を挙げる。河川横断測量データは、200m～500mの一定間隔で離散的に取得されるのが、一般的である。しかし、



図-1 河川環境評価データベースの概要

これらの離散的データでは河川に生息・生育する生物分類群のハビタット環境を評価するのは難しい。

一般に空間情報解析では内挿計算を用いて、離散的データを用いて詳細な空間情報を推定することが多いが、流れが微地形の条件を決める河川では、通常の内挿計算では十分に河道内微地形を推定することが困難であるという課題があった。このような背景から、空間情報解析で用いる空間内挿技術を応用し、河川の流線に沿った内挿計算格子を設定することにより、河川地形の詳細な復元に成功した。これらの解析技術を用いた全国的な解析は次期中期のプロジェクト研究で行うが、全国的に整備されつつある河川環境評価データベースを用いることにより、統一された河川環境評価が可能となると考えている。

また、河川環境評価データベースを活用して達成目標3に関わる情報を河川事務所等に提供する等、河川環境評価データベースの可能性を確認できる結果となった。

以下、3章～5章にかけて、成果の概要をとりまとめ、6章において、達成目標3：河川環境の評価技術の提案をとりまとめる。

3. 河道掘削における環境配慮プロセスの提案

(1)はじめに

河道掘削および樹林伐開は水位低下メニューとして多くの直轄区間で採用されている整備メニューである。近年の河道掘削は、例えば、平水位以上の陸域（以下、単に陸域とする）を対象として実施することが多く、水域への直接的な影響は回避されることが多い。しかし、陸域の掘削面積は広範な場合が多く、陸域の植物そして植物に依存する鳥類や植物と土壌に依存する陸上昆虫に影響を及ぼすことが懸念される。一方、掘削後は掘削面と平常時の水面（例えば、平水位の水面）との比高が減少する。このため、掘削面の冠水頻度や湿潤状態が増加し、近年減少が著しい水辺に依存する生物が再生する可能性が高い。

しかし、陸域における河道掘削が生物に及ぼす影響の評価や掘削範囲の設定は各河川で個別に対応している状況にあり今のところ確立した方法は存在しない。また、河道掘削後の生物の回復の予測方法については、裸地、草本地、樹林地といった大雑把な景観区分を対象に発達したものであり、種の多様性を議論できる予測方法は確立されていないのが現状である。

本研究では、河道掘削に伴う上記課題を解決することを目的として、陸域を対象として環境に対する影響を予測・評価するアプローチを提案する。具体的には、陸域

に繁茂する陸上植物を対象として、①河道掘削実施時のフェーズ、②河道掘削終了後のフェーズに分けて、①のフェーズにおいて植物の保全を図る上での具体的な考え方やプロセスを提案する。また、ケーススタディ河川において本提案に基づく具体的な検討を行い、課題を整理する。

なお、植物は鳥類、陸上昆虫類等に対して生息場所として機能する。しかし、本研究では、この機能については評価対象とせず、植物そのものの種の多様性に限定して、河道掘削時の配慮プロセスを提案することとする。また、ケーススタディ河川については、希少種の位置情報を含むため、具体的な河川名等は記載しない。

(2) 河道掘削における2つのフェーズ

本報では、河道掘削を行う際の環境配慮プロセスを2つのフェーズ(段階)に分けて整理する。一つ目のフェーズは、「河道掘削実施時のフェーズ」である。河道掘削を実施した際には掘削範囲における植物が一時的に消失するため、河道掘削が植物に及ぼす影響を評価し、保全対象となる種や群落を明らかにする。また河道掘削がこれらに影響を及ぼす場合には、影響の緩和を図る必要がある(図-2)。二つ目のフェーズは、河道掘削後、掘削区間に植物が侵入・定着し、植生が回復していく段階である。この「河道掘削終了後のフェーズ」では、掘削後に形成された新たな環境に植物が侵入・定着した後も、植生遷

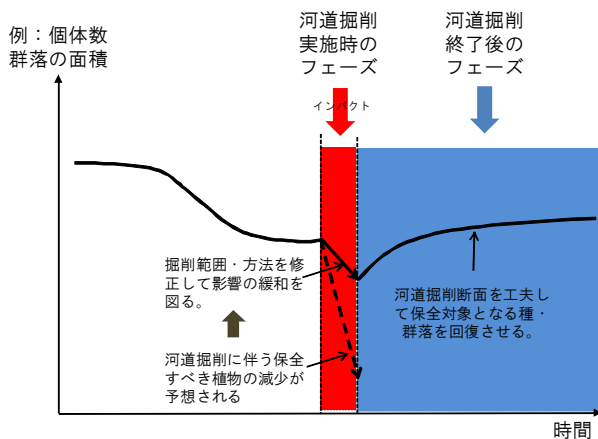


図-2 河道掘削における2つのフェーズ

移、洪水に伴う植物の流失、堆積や侵食による地形変化が生じる。このため、回復する植物を予測・評価した上で、保全対象となる種や群落の回復が見込めない場合には、河道掘削断面の修正を行い、再度回復する植物を予測・評価することが必要となる(図-2)。ただし、保全対象となる種や群落の生育に適した物理環境を掘削断面の工夫によって設定したとしても、初期に侵入・定着する植物の種類は洪水の規模やタイミングによって異なる。

またその後の植生遷移、発生する洪水、洪水に伴う堆積・侵食を精緻に予測することは困難なため、今後、予測技術の向上を図るだけでなく、掘削終了後の回復過程を監視し、必要に応じて維持管理を行うことが必要となる。

以下からは、河道掘削実施時のフェーズにおいて環境に及ぼす影響を評価するための具体的なプロセスの確立を目的として、最初に保全対象とする種や群落の設定に関する考え方を整理し、この考え方に基づき河道掘削が植物に及ぼす影響評価方法を提案する。

(3) 河道掘削段階の影響評価のアプローチ

a) 評価対象種・群落の選定の考え方

本研究では、既存の事業影響評価を考える際の視点として、重要種の観点、生態系の典型性や特殊性の観点から²⁾種もしくは群落を選定することとした。外来種に対しては河道掘削時に出来る限り排除することを念頭において検討を行った。なお、評価対象の考え方の設定に事業影響評価法の幾つかのマニュアルを参考とした。

重要種—希少な種:重要種は学術上重要な種と希少な種の2点から選定される。ここでは、個体群維持の観点から検討するため、希少性についてのみ取り扱った。希少な種については、空間スケールに応じて全国的な観点、地域的な観点の2つがある³⁾。以下に、2つの観点について説明する。

①全国的に減少している種

「絶滅のおそれのある野生動植物の種の保存に関する法律(以下、絶滅法)」および「環境省第4次レッドリスト」に指定されている種は日本全国で減少している種として評価対象種とする。

②地域的に減少している種

各地方自治体で策定している文化財保護条例、野生生物保護条例、レッドリスト等に指定されている種は、地方自治体レベルで減少している種として評価対象種とする。

典型性:典型性の観点から評価対象を抽出する際の着目点として、以下の2点が挙げられる⁴⁾。

- ・ 植生、地形等によって類型化される環境のうち、面積比が大きい環境であること。
- ・ 自然または人為によって長期間維持されてきた環境であること

陸域における環境(例えば、群落)全てを対象として、現段階において面積比の大きい群落に着目すると、近年、拡大傾向にある樹林地等が対象となり、適切な保全対象とならない。また河川において、自然または人為によって長期間維持されてきた典型的な群落は、洪水に伴う流失や乾湿の繰り返しに適応した河川に依存した植物から構成さ

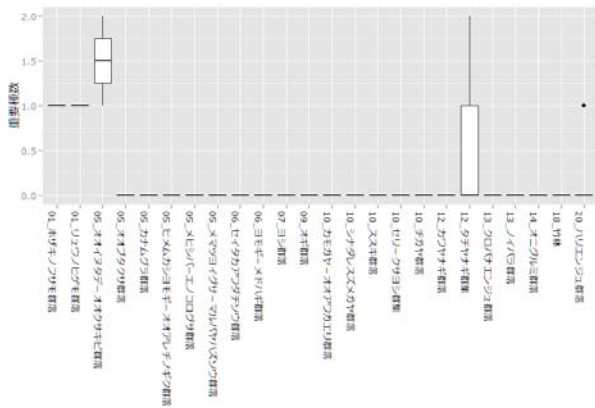


図-3 希少な種と群落との関連付

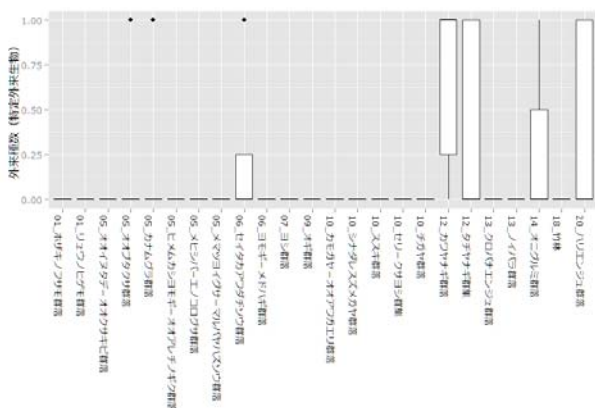
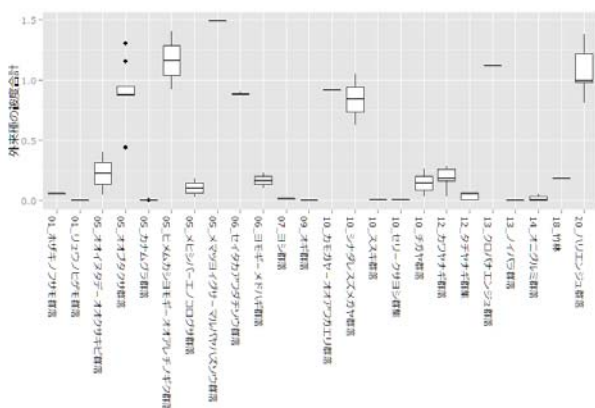


図-4 特定外来生物と群落との関連付け



注) 図-2~4の各boxplotは、第1・第3四分位数、中央値を示す。また2σ以上の外れ値をプロットした。

図-5 外来種被度合計と群落との関連付け

れる群落が中心となる。このため、本研究では、典型性として河川性（水辺性）の植物（ここでは「水湿植物⁹⁾」として定義）を対象とし、過去に面積比が大きいと推定された群落を評価対象とした。

特殊性: 特殊性の観点から評価対象を抽出する際の着目点として、以下の2つが挙げられる⁹⁾

- ・ 地形、植生等を勘案したとき、面積比が小さく、かつ

異なる地形又は地質、植生により成立している環境であること

- ・ 自然または人為によって長期間維持されてきた環境であること

本研究では、上記視点を踏まえ、群落の種組成が他の群落と大きく異なり、かつ、面積の小さな群落を評価対象とする。

外来種: 外来種は保全対象ではなく、排除すべき対象と捉えることができる。ここでは「特定外来生物による生態系等に係わる被害の防止に関する法律（以下、外来生物法）」に指定されている特定外来生物、環境省が選定した要注意外来生物の種数を評価対象とするほか、外来種の量的尺度として、群落における全ての外来種の被度合計についても評価の対象とした。なお、被度合計については特定外来生物、要注意外来生物のほか「外来種ハンドブック⁹⁾」の外来種リスト掲載種も対象とした

b) 河川水辺の国勢調査の活用

種の分布を評価するための情報としては「河川水辺の国勢調査（以下、水辺の国調）」の活用が有効である。植物に関する水辺の国調としては、①植物調査（植物相調査）、②河川環境基図作成調査の一貫として行われる植生図作成調査、群落組成調査がある。①の調査は、調査が調査地区内に限定され、かつ、調査の間隔が10年と長い。調査地区の設定は河川のセグメントに1つ以上設定することとなっているが、河川全体の植物の面的な分布の把握には活用できない。また、植物の分布は植生遷移、洪水等により数年程度で変化するため、10年毎に把握される植物相調査では、河道掘削時のフェーズにおける植物の分布を評価できない可能性が高い。一方、②河川環境基図調査に伴う植生図作成調査は、5年間隔で国土交通省が管理する区間に対して広範に実施される。また、出現した群落の一部について群落組成調査を行い、各群落の種組成を明らかにしている。このため、群落の空間分布や種組成を把握できるだけでなく、調査を5年間隔で実施するため、河道掘削時のフェーズにおける群落の分布を把握できる可能性が高い。ただし、群落組成調査を実施するのが、出現する群落の一部のパッチに留まるため、「(1) 評価対象種・群落の選定の考え方」で示した評価対象種の在・不在を全ての群落で評価することが出来ない問題がある。そこで以下では、群落組成調査結果を用いて群落の種組成を推定する方法について説明する。

c) 群落と評価対象種の関連付け

「河川水辺の国勢調査のマニュアル」によると⁷⁾、植生図作成調査では空中写真の判読に基づき群落素図を作成

表-2 保全優先度の設定基準

評価対象項目	ケーススタディー河川における設定基準	
	保全優先度の最も高い群落（保全優先度A）	保全優先度の高い群落（保全優先度B）
1) 希少性		
a 全国的に減少している種	絶滅法、環境省第4次レッドリスト植物Ⅰ（維管束植物）の掲載種が優占している群落	環境省第4次レッドリスト植物Ⅰ（維管束植物）の掲載種が含まれている群落
	絶滅法、環境省第4次レッドリスト植物Ⅰ（維管束植物）の高ランクの掲載種（絶滅危惧Ⅰ類）が含まれている群落	-
b 地域的に減少している種	県版レッドリスト（維管束植物編）の掲載種が優占している群落	県版レッドリスト（維管束植物編）の掲載種が含まれている群落
	県版レッドリスト（維管束植物編）の高ランクの掲載種（絶滅危惧Ⅰ類相当）が含まれている群落	-
2) 典型性	河川性（水辺性）の種が優占する在来植物群落で基準年から90%減少している群落	河川性（水辺性）の種が優占する在来植物群落で基準年から70%以上減少している群落
3) 特殊性		
・ 種組成が特殊な群落	TWINS PANIにより抽出された種組成の特殊な群落	-
・ 当該河川で小面積の群落	直轄管理区間における面積の合計が10ha未満の群落	-
4) 外来種	特定外来生物を含まない、かつ、外来種被度の平均が10%未満の群落	特定外来生物を含まない、かつ、外来種被度の平均が50%未満の群落

し、現地踏査において群落を確定することとなっている。また、群落組成調査については、「植生基図作成調査の際に、国土交通省水管理・国土保全局水情報国土データ管理センターのホームページで公開されている『植物群落リスト』に記載されていない群落や当該河川で前回までの河川水辺の国勢調査で記録されていない群落が確認された場合に、その群落を対象として実施する」とされている。本マニュアルにしたがうと、過去の調査で確認されている群落については群落組成調査を実施する必要はないが、実際には、群落を確定する現地踏査において、出現する群落の代表的なパッチに対して群落組成を調査することが多く、出現群落の幾つかのパッチについては群落の種組成データが存在する。本研究でも、水辺の国調における調査実態に鑑み、代表的なパッチにおいて群落組成調査が現存することを前提として、方法の提案を行う。

ところで植物群落には、種組成やそれらの量的配分、空間配置に一定の規則性があることが知られている⁷⁾。本研究では、各群落の種組成に規則性があることを前提とし、群落組成調査の結果にもとづく一部の群落パッチにおける群落一種の関連性を、対象河川におけるすべての群落パッチにあてはめることとした。

本方法を用いて群落と種との関連付けを行った結果として、ここでは希少な種と外来種に関する関連付けを示す（図3-5）。なお、ここでの希少な種とは、環境省第4次レッドリスト植物（維管束植物）と県レッドリスト（維管

束植物編）の掲載種とした。また外来種とは、特定外来生物、要注意外来生物、外来種ハンドブック掲載種とした。本結果から、ケーススタディー河川におい希少な種が含まれる群落は、ホザキノフサモ群落、リュウノヒゲモ群落、オオイヌタデーオオクサキビ群落、タチヤナギ群落、ハリエンジュ群落の5群落であった。一方、特定外来生物が確認された群落は7つ、要注意外来生物が確認された群落は21に達し、外来種の生育可能性が高い群落の割合が大きいことが理解できる（図-4）。また外来種の被度合計は、シナダレスズメガヤ群落、ハリエンジュ群落など、外来種の優占群落で高い値を示した（図-5）。

d) 保全優先度の設定

以上の結果を用いて、河道掘削段階時のフェーズにおいて優先的に保全すべき対象を設定する。設定は「保全優先度の最も高い群落」、「保全優先度の高い群落」の2つのレベルとした。ケーススタディー河川における保全優先度の設定基準を示した（表-2）。基準の設定に当たっては、対象河川において遺伝的に交流のある個体群を絶滅させないことを考え方の基本とし、過去と比較して個体数や面積が大きく減少している種もしくは群落について保全を図ることとした。このため、希少性、特殊性の観点から選定された群落は保全対象となるが、典型性から選定された群落については、これが減少している場合に保全対象とすることとした。

保全優先度の最も高い群落:保全優先度の最も高い群落は

表-2 群落別保全優先度の選定基準と選定結果 (●は保全対象群落)

基本分類名	群落名	H20の 面積 (ha)	保全優先度の最も高い群落 (保全優先度 A)					保全優先度の高い群落 (保全優先度 B)					
			典型性			特殊性	外来種	判定	典型性			外来種	判定
			希少性	河川性	減少率				河川性 × 減少率	希少性	河川性		
沈水	01_ホザキノフサモ群落	-	1			1	1	●	1	1		1	A
沈水	01_リュウノヒゲモ群落	-	1			1	1	●	1	1		1	A
一年草本	05_アレチウリ群落	33.11											
一年草本	05_オオイヌタデ-オオクサキビ群落	5.09	1						1	1	1	1	●
一年草本	05_オオブタクサ群落	6.53											
一年草本	05_カナムグラ群落	59.51											
一年草本	05_ヒメムカシヨモギ-オオアレチノギク群落	5.11											
一年草本	05_メヒシバ-エノコログサ群落	5.24								1		1	
一年草本	05_メマツヨイグサ-マルバヤハズソウ群落	0	1	1	1				1	1	1	1	
多年広葉草本	06_カワラヨモギ-カワラハハコ群落	0	1	1	1	1	1	●		1	1	1	A
多年広葉草本	06_セイタカアワダチソウ群落	4.58											
多年広葉草本	06_ヨモギ-メドハギ群落	11.39											
単子葉草本	07_ヨシ群落	0	1	1	1		1	●	1	1	1	1	A
単子葉草本	08_ツルヨシ群集	13.88	1				1		1			1	
単子葉草本	09_オキ群落	77.17	1				1		1			1	
単子葉草本	10_オウシノゲサ群落	3.15					1					1	
単子葉草本	10_ガマ群落	0	1			1	1	○	1			1	
単子葉草本	10_カモガヤ-オオアワガエリ群落	0		1						1			
単子葉草本	10_シナグレスズメガヤ群落	3.81											
単子葉草本	10_シバ群落	0.13					1					1	
単子葉草本	10_ススキ群落	0					1					1	
単子葉草本	10_セリ-クサヨシ群集	20.01	1				1			1		1	
単子葉草本	10_チガヤ群落	0		1						1		1	
ヤナギ高木林	12_カワヤナギ群落	20.02	1						1			1	
ヤナギ高木林	12_コメヤナギ群集	2.96	1				1		1			1	
ヤナギ高木林	12_タチヤナギ群集	0	1	1	1				1	1	1	1	
その他の低木林	13_クス群落	0.64										1	
その他の低木林	13_クロバ(サエンジュ)群落	1.47											
その他の低木林	13_ノイバラ群落	0		1						1		1	
落葉広葉樹林	14_オニグルミ群落	0.02	1	1	1				1	1	1	1	
落葉広葉樹林	14_ケヤキ群落	0					1					1	
落葉広葉樹林	14_ムクノキ-エノキ群集	0	1	1	1		1	●	1	1	1	1	A
樹林地 (竹林)	18_竹林	0		1						1		1	
樹林地	19_スギ-ヒノキ樹林	0					1					1	
樹林地	20_シンジュ群落	0.06					1					1	
樹林地	20_その他の樹林	0		1			1					1	
樹林地	20_ハリエンジュ群落	20.7							1				

注) "1"は当該基準で保全対象候補となった群落を示す。表下部の"OR"は、いずれかの基準で"1"となったものが選定されることを示し、"AND"は、双方で"1"となった場合に選定されることを示す。また図中の●は判定の結果、保全対象となった群落、○は直近の面積が0haのため、保全対象とはならなかった群落を示す。判定の「A」は、より優先度の高い保全優先度Aで選定されていることを示す。

「希少性」、「典型性」、「特殊性」、「外来種」の4点から選定した。

希少性については、全国的な観点、地域的な観点を踏まえ、環境省レッドリスト、県版レッドリスト掲載種が優占する群落と、高ランクの重要種(絶滅危惧I類)を含む群落を保全対象候補とした。

典型性については、河川性(水辺性)の植物⁷⁾を含む在来植物群落であり、かつ、基準年からの減少率が大きい群落を対象とした。具体的には、ケーススタディー河川で実施されている水辺の国調(平成6年度, 11年度, 16年度, 20年度)のうち、平成6年, 平成11年のいずれか大きい方と平成20年の河川性(水辺性)の植物を含む在来群落面積合計を比較し、減少率が90%に達している群落を保全対象候補とした。減少率の設定については、IUCN レッドリストカテゴリーを参考とした⁹⁾。

特殊性については、各群落における種組成データを用いてTWINSPANを実施し、他の群落と異なる種から構成され、平成20年での対象区間における群落合計面積が10ha以下の群落を保全対象候補とした。

以上の3つの基準のいずれかで保全対象候補となった群

落のうち、特定外来生物を含まない、かつ、外来種の被度合計の平均値が10%未満の群落を抽出し「保全優先度の最も高い群落」とした。

保全優先度の高い群落:保全優先度の高い群落は「希少性」、「典型性」、「外来種」の3点から選定した。希少性については、全国的な観点、地域的な観点を踏まえ、環境省レッドリスト、県版レッドリストの掲載種が含まれる群落を保全対象候補とした。

典型性についての設定方法は「保全優先度の最も高い群落」とほぼ同様であるが、減少率を70%に設定した。

以上2つの基準のいずれかで保全対象候補となった群落のうち、特定外来生物を含まない、かつ、外来種の被度合計の平均値が50%未満の群落を抽出し「保全優先度の高い群落」とした。

(5) 保全優先度の選定と地図化

ケーススタディー河川において「保全優先度の最も高い群落(保全優先度A)」、「保全優先度の高い群落(保全優先度B)」の選定根拠およびその結果を示した(表

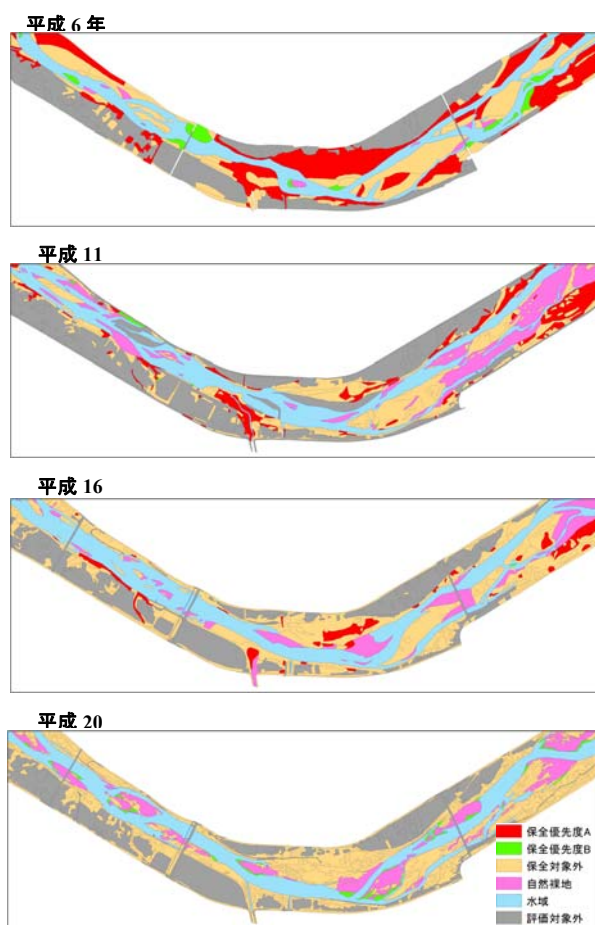


図-6 保全対象群落の平面分布の変遷
(平成 6年, 平成 11年, 平成 16年, 平成 20年)

-2)。ケーススタディ河川の対象区間はセグメント 2-1 に該当し、対象とした区間延長は 17km である。なお、ここでホザキノフサモ群落およびリュウノヒゲモ群落は、群落組成調査が実施されたにもかかわらず、植生図作成調査では対象とされなかったが、保全上重要な群落のため対象に加えた。

「保全優先度の最も高い群落」として選定されたのは、5 群落であり、「保全優先度の高い群落」は 1 群落となった。ただし、対象となった群落の中で平成 20 年の調査段階で現存していた群落は 3 群落に留まり、植物における生物多様性の減少が懸念される結果となった。

保全対象群落に選定された基準の内訳を見ると (表-2)、希少性で選定された場合よりも、典型性の観点から選定され減少率が高い群落、もしくは、特殊性の観点から選定された群落が多かった。ただし、これらのケースに該当しても、外来種の基準により保全対象群落に選定されない場合があった。

17km の対象区間の一部 (延長約 3.5km) について「保

全優先度の最も高い群落」、「保全優先度の高い群落」の平面分布の変遷について地図化した (図-6)。平成 6 年の時点では、保全優先度 A (図中、赤色) の群落は河道内に広範囲に成立していた。これらはカワラヨモギ・カワラハハコ群落とヨシ群落であり、このうち前者は砂州を中心に分布していた。また保全優先度 B (図中、緑色) のオオイヌタデ・オクサキビ群落が河岸付近に分布していた。平成 11 年には裸地が大幅に拡大し、保全優先度 A のカワラヨモギ・カワラハハコ群落の大部分が失われた。同様にヨシ群落は、その多くが保全優先度の低い。

(6) 保全優先度マップの活用

本研究では、河道掘削段階のフェーズを対象として、「評価対象種・群落の選定の考え方」を示し、水辺の国勢調査を活用して、種と群落を関連づけること、保全優先度を設定することにより、具体的な保全マップを提示することができた。

河道掘削実施時のフェーズにおいては、本マップと掘削範囲を重ね合わせることで影響を評価することが可能となる。保全優先度の高い群落については消失を回避するように掘削範囲を設定することが最善の策となるが、消失が回避できない場合には、掘削の時期をずらす等して保全対象となる種や群落の復元を行った上で、次の掘削を行う等の措置が必要となる。また、保全優先群落に選定されなかった群落でも、掘削を行い当該群落の面積が減少すると、減少率が 70% に達して典型性の観点から保全優先群落に選定される可能性がある。掘削に当たっては、保全優先群落に対する影響の緩和だけでなく、保全対象外となった群落についても事前に影響を評価し、必要に応じて掘削方法を修正することが必要になるだろう。

4. 今後の課題

本研究では、種と群落の関連付けの結果から、保全優先度の高い群落を抽出するアプローチを採用した。これは、群落における種組成が類似していることを前提としたが、実際には、同一群落でも組成が大きく異なる可能性がある。また、水辺の国勢調査では、群落組成調査を実施していないことで、関連付けが十分行えない場合もあった。今後、種と群落との関連性について検討をより詳細に行い、河川別に群落と種組成とのインベントリーを準備すること等が必要である。

本マップに示された保全を図るべき範囲は、評価対象の選定の考え方、保全優先度の選定方法や選定基準、選定に係わる閾値を変えると、大きく変化する可能性が高い。特に、典型性の減少率の基準年については水辺の国

勢調査の開始年に規定されており、より過去に遡れば減少率が拡大し、保全優先度の高い群落が増加するかも知れない。また、今回設定した典型性に係わる植物群落の減少率の閾値である90%、70%も個体群維持を確証するものではないため、より確からしい閾値設定を検討する必要がある。更に、本研究では対象としなかった、鳥類や陸上昆虫を評価対象に加えた場合にも、同様に保全すべき範囲が大きく変化する可能性がある。

更に、保全を図るべき群落の中に外来種が同所する場合の群落の保全の考え方を明確にすることも課題として挙げられる。

今後、以上の観点を踏まえ、各分類群の専門家を交えた議論等を行いながら、評価対象種・群落の選定方法、評価基準や閾値の設定方法、外来種が同所する群落の取り扱いの方法等を含めた、より具体的なプロセスを提示したい。また、生物多様性の観点だけでなく、河川景観、川の利活用といった観点からの保全マップへと展開していくことも必要になるだろう。

今回扱ったフェーズにおける影響緩和の方法に加えて、河道掘削終了後のフェーズにおける検討も必要である。このフェーズでは、保全対象種・群落の再生も視野に入れながら、具体的にどのような方法で掘削を行うかも重要な課題となる。今後、掘削後の保全対象種・群落の予測方法を確立を進め、2つのフェーズにおける配慮プロセスを提示したい。

4. 河川水辺の国勢調査を用いたイシガイ類の生息環境を支える流域特性・河川特性の把握と生息環境の維持基準の定量化に関する研究

1. はじめに

生物多様性の保全は、河川管理における一つの目標である。しかし、「生物多様性」は概念的かつ多義的である。また、生物多様性に係る全ての種を保全対象とする取り組みは、本質的であるが極めて難しい。

このような場合、代用指標の考え方が有用である。代用指標とは、特定の種群または物理環境を保全することにより、生物多様性の保全を期待できる指標をいう¹⁰⁾¹¹⁾。代用指標の考え方を導入することにより、生物多様性の保全・再生の目標設定が行いやすくなる¹³⁾。また、代用指標は生物多様性の管理基準として有用であると考えられる。代用指標の状況を経時的に観測し、その増減から生物多様性の状況を読み取り、必要時応じて、生物多様性の保全・再生事業を行うことは、適切な事業実施に大

きな効果をもたらす。

代用指標の有力な候補の一つとして、イシガイ類が挙げられる¹⁴⁾¹⁵⁾。イシガイ類には、希少な種が多くタナゴ類等との共生関係を持つ。イシガイ類の生息を保全することにより、イシガイ類を媒介とするタナゴ類はじめ魚類群集の多様性が向上することが示されている¹⁴⁾。イシガイ類の生態、イシガイ類の生態・生息を支える氾濫原の物理環境特性に関する研究が活発に行われ、既往研究の対象河川においては、イシガイ類は、冠水頻度が年1回以上のわんど・たまりを主に生息場所としていることを解明した^{16)~21)}。

これらの研究成果を、河川管理の実務に活かすには、イシガイ類を指標生物として設定するのに適した河川及びイシガイ類が生息する区間の特性を河川工学の観点から評価する必要がある。同時に、イシガイ類が生息する区間に必要なわんど・タマリの特性とその量的基準を明らかにする必要がある。

このような背景から、本研究では、国土交通省水管理国土保全局の「河川水辺の国勢調査」(以下、水国と記述する。)のデータを活用し、イシガイ類が生息する河川の流域・河道特性を把握し、イシガイ類の生息に影響を与える物理環境特性の把握と必要な生息空間量を推定すること、水国を河川生態系管理に活用する方向性を議論することを目的とする。

2. 研究の方法

(1) 対象とした河川水辺の国勢調査データの概要とイシガイ類の定義

イシガイ類の生息状況を把握するため、平成5年度(1巡目)から平成22年度(4巡目)までの河川水辺の国勢調査の底生動物データを用いた。

本研究では、イシガイ類は、水国の標準和名のイシガイ科に属する種をイシガイ類とした。水国の標準和名の

表-3 調査河川と対照河川

区分	地方整備局名	河川名	水国調査地区番号)	セグメント区分	直轄区間	
調査河川	北海道	鶴川	鶴鶴室 1	2-2	0.6-2.6	
	東北	赤川	赤赤酒 2	2-1	8.0-10	
	関東	小貝川	利小下1	2-2	5.0-7.0	
	北陸	荒川	荒荒羽 1	2-1	0.25-2.25	
	中部	宮川	宮宮三 2	2-1	5.0-7.0	
	近畿	円山川	円円豊 4	2-2	12.4-14.4	
	中国	日野川	日日日 1	2-2	0.0-2.0	
	四国	物部川	物物高 3	1	8.4-10.4	
	九州	大野川	大大大 3	2-1	5.0-7.0	
	対照河川	北海道	沙流川		2-2	1.8-3.8
		東北	子吉川		2-1	10.2-12.2
		関東	久慈川		2-2	2.0-4.0
北陸		関川		2-2	4.6-6.6	
中部		庄内川		2-1	28.2-30.2	
近畿		大和川		2-2	2.0-4.0	
中国		千代川		2-2	1.8-3.8	
四国		重信川		1	7.6-9.6	
九州		五ヶ瀬川		2-1	9.6-11.6	

イシガイ科には、既往研究で指摘されるイシガイ (*Unio douglasiae nipponensis*)、ドブガイ (*Anodonta woodiana*)、タテボシガイ (*Unio douglasiae biwae*)、カラスガイ (*Cristaria plicata*)等の主要なイシガイ科の種と希少性の高いマルドブガイ (*Anodonta calipygos*)までが含まれ、日本における主要なイシガイ類を全て対象としていると考えられた。

(2) 地域別イシガイ類の生息状況

平成5年度(1巡目)から平成22年度(4巡目)の間で、1回以上、イシガイ類の生息が確認された河川を抽出し地方別に集計した。抽出された河川で、イシガイ類が複数回確認された。調査地点は、イシガイ類が継続的に生息する可能性は高い地点であると考えられた。

(3) イシガイ類の生息状況と流域特性・河道特性との関係性分析

イシガイ類の生息と流域特性との関係性を分析する目的で、イシガイ類が生息した河川と生息しなかった河川の間で、流域面積と流域平均幅(流域面積を流路長で除したもの)を比較した²⁰⁾。

次に、イシガイ類の生息と河川の河道特性との関係性を分析する目的で、イシガイ類が生息した調査地点の河道特性(セグメント、河床勾配)を集計した。河道特性は、底生調査地区テーブルの河床勾配、セグメント区分を用いたが、補足的に河川整備計画等の資料を参照し必要に応じて修正した。

(4) 特定区間におけるイシガイ類の生息状況とわんど・タマリ状況の関係性分析

a) イシガイ類の確認された河川、調査地区の特定及び調査区間の設定

国土交通省地方整備局毎にイシガイ類の生息が確認された河川(以下、調査河川と記述する)別に、イシガイ類が確認された調査地点(以下、調査地点と記述する)を集計した。調査地点を中心に上下流へ1kmの区間、合計2kmの区間を調査区間とした。なお、2kmの区間としたのは、事前検討として水国調査地点のイシガイ類の生息・非生息と当該地点からの一定距離内の物理環境との関連性分析を行い、2km区間がイシガイ類の生息・非生息を最も良好に説明したからである。

次に、イシガイ類が確認されなかった河川で調査河川と同程度の流域面積の近傍の河川を特定した(以下、対照河川と記述する)。調査区間とセグメント、河床勾配が

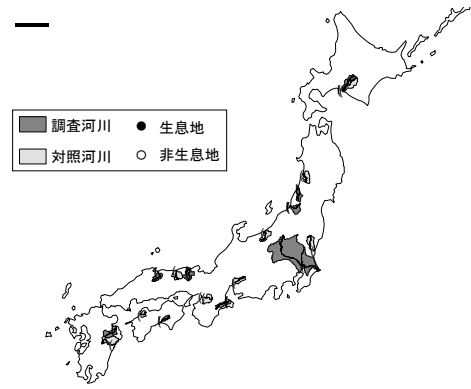


図-7 調査河川と対照河川

同程度の地点を対照河川内で選定し、対照地点とした。次に、各対照地点において、調査地点と同様に2km区間を設定し対照区間とした。

上記の方法により、9本の調査河川(調査地点、調査区間)と9本の対照河川(対照地点と対照区間)を選定した。

b) 調査区間・対照区間の平均堤間幅の算出と河状係数の算出

既往研究では、イシガイ類は、一定の冠水頻度を有するわんど・タマリを中心に生息すること¹⁰⁾が示されている。

わんど・タマリが形成されるためには、(イ)河道周辺に広い空間が必要であること、(ロ)出水による攪乱が大規模であること、が要件の候補である。このような理由から、本研究では、(イ)の指数として平均川幅、(ロ)の指数として河状係数を選定した²¹⁾。

平均川幅は、調査区間・対照区間に含まれる距離標間の距離を平均して求めた。河状係数は、調査区間・対照区間の最寄の流量観測所の最大流量と年最小流量の約10年間のデータを平均して求めた。その後、調査区間と対照区間の中で、平均川幅と河状係数を比較した。

c) 空中写真を用いたわんど・タマリの分析

上記で選定した調査区間、対照区間内のわんど・タマリ状況を把握するため、空中写真を判読した。平成17年度～平成20年度の調査区間、対照区間の空中写真を地理情報システム(ESRI社: Arc GIS Ver. 10.1, 以下、GISと記述する。)に取り込み、わんど・タマリを判読し、GIS上でポリゴンを作成した。その後、わんど・タマリの個数の集計、面積の計測を行い、調査区間、対照区間で比較した。

d) 調査区間・対照区間におけるわんど・タマリの冠水頻度の算出と冠水時攪乱状況の推定

調査区間、対照区間における、わんど・タマリの冠水頻度・冠水時流体力を算定するため、平面流況解析を行っ

た。平面流況解析は、土木学会水理公式集のプログラムを²²⁾、筆者らの研究を通して改良した平面流況プログラムを用いた。平面流況計算に必要な河道地形、粗度及び上流端流量を得るために、河川横断測量データ、空中写真、水位・流量観測所データを収集し、以下の解析を行った。

河道地形データは、河川水辺の国勢調査の時期に最も近い時期の横断データとした。横断測量結果を20mグリッドの内挿計算を行い、河道内地形を推定・検証し、計算に用いた。

粗度は、植物の効果を取り込むため、空中写真を判読・分類し、樹木が優占する区域の粗度：0.12、草本区域の粗度：0.06、礫地の粗度：0.032とした²³⁾。計算格子は6×6mとした。上流端流量は、100m³/sから100m³/s刻みで増加させ2000m³/sまで増加させ、計算を行った。また、わんど・タマリの判読時に用いた空中写真と水理計算結果を比較し、可能な限り良好な精度で流況再現を行った。

各調査地点内のわんど・タマリの冠水判断は、わんど・タマリが含まれる計算格子の水深の計算値が0.3mよりも大きい場合に冠水とし、この時の上流端流量を冠水流量とした。上記により求めた冠水流量を、調査地の最寄の流量観測所の流量データと流域面積比を考慮しながら、関連づけ、冠水流量の積率法²¹⁾を用いて超過確率を算定し、各わんどの冠水頻度とし、区間で平均した。

冠水時攪乱状況の推定は、各区間のわんど・タマリの冠水した冠水流量以上の水理計算結果を用いた。冠水流量以上の水理計算結果を対象に計算メッシュの摩擦速度の結果を内挿し、わんど・タマリの重心における摩擦速度を求め、区間で平均した。

d) イシガイ類の生息に影響を与えるわんど・タマリ諸元の基準化

イシガイ類の生息の生息に影響を与えるわんど・タマリの物理環境特性として、わんど・タマリの区間合計面積、各区間内の各わんど・タマリが冠水する年超過確率の平均、摩擦速度の平均を用いた。イシガイ類の生息(在・不在)を目的変数、わんど・タマリの諸元(合計

面積、年超過確率、摩擦速度)を説明変数として、一般化線形モデルによるロジスティック回帰分析で評価し²⁴⁾、イシガイ類の生息に影響を与えるわんど・タマリの諸元を選定し、イシガイ類の生息確率が50%となるわんど・タマリの諸元の定量化を行った。なお、対照区間には、わんど・タマリが存在しない区間があるため、調査区間9区間、対照区間5区間、計12区間を対象とした。

(3) 結果

a) 地方別のイシガイ類の生息状況

図-8に地方別のイシガイ類の生息状況を示す。東北地方、近畿地方、中国地方及び九州地方の約70%の直轄河川で、イシガイ類の生息が確認された。北海道、関東の河川では、約30%の河川に留まり、イシガイ類の生息は少なかった。

b) イシガイ類が生息する河川の流域特性

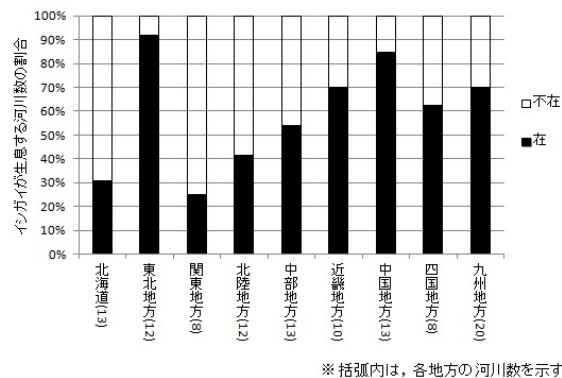


図-8 地方別のイシガイ類の生息状況

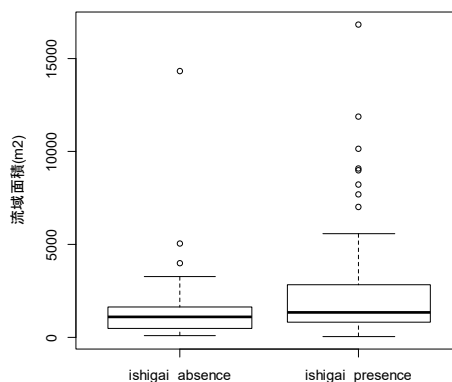


図-9 イシガイ類の生息した区間と生息しなかった区間の流域面積の比較

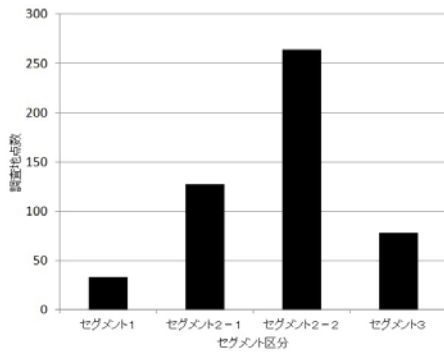


図-10 イシガイ類の生息が確認された調査地区のセグメント区分

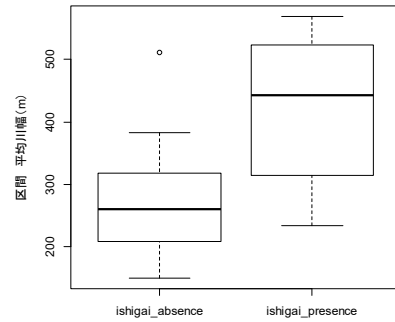


図-12 イシガイ類の生息した区間と生息しなかった区間の平均川幅の比較

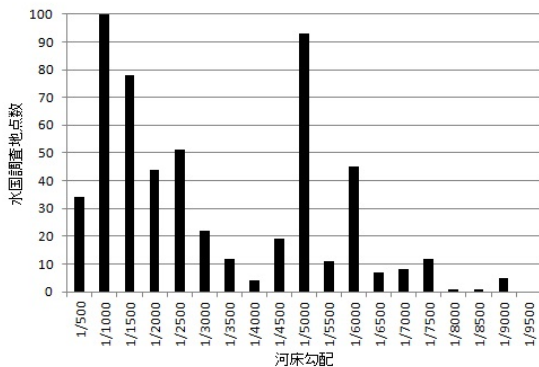


図-11 イシガイ類の生息が確認された調査地区の河床勾配

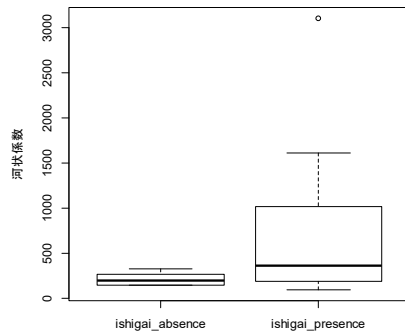


図-13 イシガイ類の生息した区間と生息しなかった区間の河状係数の比較

図-9 にイシガイ類の生息した河川と生息しなかった河川の流域面積の比較を示す。イシガイ類の生息する河川の流域面積は、イシガイ類の生息しない河川と比較して有意に大きかった (Mann Whitney U-test、 $p=0.03$)。イシガイ類の生息する河川の流域平均幅は、イシガイ類の生息しない河川と比較して大きい傾向があった (Mann Whitney U-test、 $p=0.07$)。

(3) イシガイ類が生息する河川の河道特性

図-10 にイシガイ類の生息が確認された調査地区のセグメント区分を、図-11 にイシガイ類の生息が確認された調査地区の河床勾配を示す。イシガイ類が確認された調査地区は、セグメント 2-2、セグメント 2-1 に多かった。イシガイ類が確認された調査地区の河床勾配は、1/1000、1/5000、付近にピークを持つ 2 峰性の分布であった。

(4) イシガイ類の生息する区間のわんど・タマリの形成ポテンシャル

図-12 に調査区間と対照区間の平均川幅の比較を、図-13 に調査区間と対照区間の河状係数の比較を示す。調査区間の平均川幅、河状係数ともに、対照区間と比較して有意に大きかった (平均川幅: Mann Whitney U-test、 $p=0.02$ 、河状係数: Mann Whitney U-test、 $p=0.001$)。

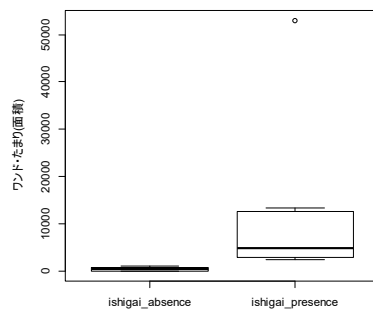


図-14 イシガイ類の生息した河川と生息しなかった河川のわんど・タマリの面積の比較

(5) イシガイ類の生息する区間のわんど・タマリの特性

調査区間のわんど・タマリの数は、対照区間と比べて有意に多かった。図-14 に調査区間と対照区間のわんど・タマリの面積の比較を示す。調査区間のわんど・タマリの面積は、対照区間と比較して有意に大きかった (Mann Whitney U-test、 $p=0.003$)。

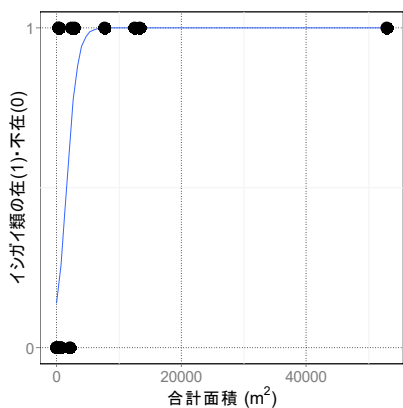


図-15 イシガイ類の在・不在と各区間内の合計面積を

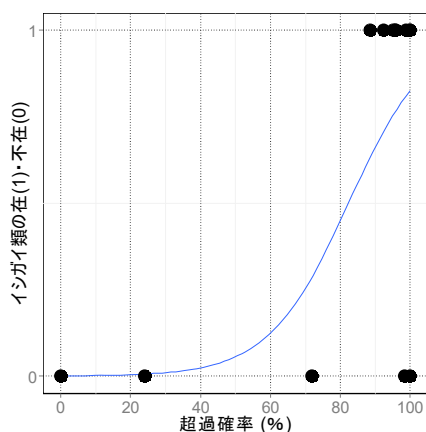


図-16 イシガイ類の在・不在と各区間内の超過確率を用いたロジスティック回帰分析

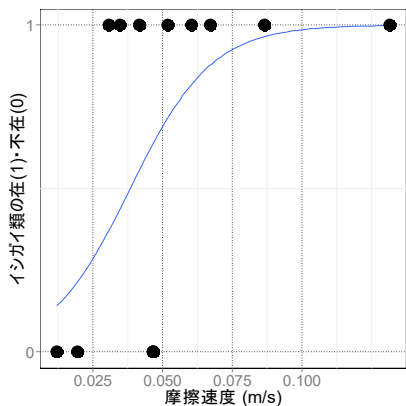


図-17 イシガイ類の在・不在と各区間内の摩擦速度を用いたロジスティック回帰分析

(6) イシガイ類の生息する区間のわんど・タマリの基準化

図-15 にイシガイ類の在・不在とわんど・タマリの各区間内の合計面積 (以下、合計面積と記述する。) の関係を示す。合計面積約 8,000 m² よりも減少するとイシガイ類が生息する可能性が減少した。イシガイ類の在・不在の確率が 50% の場合、合計面積は約 4,000 m² であった。

図-16 にイシガイ類の在・不在とわんど・タマリの年超過確率 (冠水頻度) の関係を示す。年超過確率が 100 の場合でも、イシガイ類の生息確率が 75% 以下であった。イシガイ類の生息確率が 50% は、年超過確率が約 80% であった。

図-17 にイシガイ類の在・不在とわんど・タマリの摩擦速度の関係を示す。摩擦速度 0.07m/s から生息確率が減少を始め、イシガイ類の生息確率 50% となるのは、摩擦速度約 0.04m/s であった。

3. 考察

(1) イシガイ類の生息と河川の地域性、流域特性及び河道特性の関係性

イシガイ類は、東北地方、近畿地方、中国地方及び九州地方の河川で多く確認された (図-7)。この結果は、(イ) 東北地方は、全体的に流域面積が大きい河川が多いこと、(ロ) 近畿地方、中国地方の河川は、信濃川等を除いた北陸地方の河川、木曾川等を除いた中部地方の河川、その他の地方の河川と比較して流域面積が大きいこと、以上の 2 点に起因するためと考えられる。イシガイ類の生息した河川の流域面積は、イシガイ類が生息しなかった河川の流域面積より有意に大きい結果は上記の考察を支持していると考えられる (図-8)。ただし、関東地方では、利根川を除いても流域面積が大きい河川があったがイシガイ類が生息しなかった。これは、グラウンド等の河川高水敷利用が進み、わんど・タマリが少ないためと考えられた。

イシガイ類は、セグメント 2 (河床勾配が約 1/1000~1/1500)、セグメント 3 (河床勾配が約 1/5000 程度)、で多く確認された (図-10、図-11)。これらの特性は、既往研究が対象としている河川区域の特性と合致している。また、関東地方で流域面積が大きい富士川、北陸地方にイシガイ類が少なかったのは、セグメント 2、セグメント 3 の区域が他の地方の河川と比較して少ないためと考えられる。

図-12 と図-13 の結果は、イシガイ類が代用指標として適している区域の要件をより明確に規定する。イシガイ類が代用指標として適している区間は、広い堤外地を有し、かつ、出水時には平水時と比較して大きな流量が流れ広いわんど・タマリが形成される区間があることを示す。調査区間内のわんど・タマリの個数、合計面積が対照区間と比較して大きいことは、この考察を裏付ける (図-14)。

以上の結果をまとめれば、イシガイ類が代用指標とし

て適した河川は、大河川のセグメント 2-2 よりも下流で、河床勾配が 1/1000 よりも緩やかで堤間幅が広く（目安として 400m 以上）、河状係数が大きい（目安として、河状係数が 500 以上）という要件を抽出することが出来る。

(2) イシガイ類が生息可能なわんど・タマリの物理環境特性の基準化

図-15 から図-17 の結果は、イシガイ類が生息可能なわんど・タマリの区間合計面積、年超過確率、摩擦速度の基準を明瞭に示す。合計面積は、8000 m²以上、超過確率は、100%以上、摩擦速度は、0.07m/s 程度が必要であると考えられる。

合計面積 8000 m²以上は、わんど・タマリの平均面積が 500 m²~2000 m²であることから考えると 2km 区間に 1 個以上のわんど・タマリが必要であることを示す。また、超過確率が 100%以上は、1 年間に複数回の冠水の必要性を指摘する既往研究の結果と合致する¹⁶⁾。また、摩擦速度 0.07m/s 程度が必要であることは、既往研究が指摘する細粒分が堆積しやすい環境は、イシガイ類の生息を困難にすることと一致する¹⁷⁾。

以上、1節の結果と2節の結果を組み合わせることで、イシガイ類を代用指標とするのに適した区域の選定と選定した区域のイシガイ類の生息環境保全を通したわんど・タマリ環境保全の基準化を一定の精度で提案出来た点は、生物多様性保全研究において大きな進展である。

(3) イシガイ類を指標としたわんど・タマリの管理と水国の活用に向けて。

本研究の結果、水国を用いた分析は、既往研究の結果と良好に合致し、イシガイ類を代用指標として用いることが出来る地方、流域特性、河道特性及びわんど・タマリの物理環境の基準を概ね明らかにした。今回は、河川工学の基礎的知見を用いて、広域スケールから 2km 区間のスケールまで、空間の階層性を考慮した解析が出来た。水国のデータ活用が叫ばれて久しいが、水国データと河川管理のデータを組み合わせることで、環境と治水が融合した河川管理に資する解析が可能になると考えられる。

4. 既存データを活用した魚類の生息実態の解明と劣化要因の分析手法の提案

(1) はじめに

近年、河川陸域においては様々な河川環境の変化が報告されている。例えば、樹林化については全国を対象とした地方別の樹林面積の変遷、樹林化を引き起こしている樹種の特徴等が調査・分析されている²⁶⁾。また、植物群落の分析方法が示され²⁷⁾、この方法に基づく各河川の

群落面積の変遷、減少傾向にある群落等が明らかになりつつある。

一方、水域に目を移すと、河川環境の実態や変遷に関する報告はあまり見られない。「生物多様性総合評価」において陸水域における淡水魚については危機的状況にあること²⁸⁾、特に、二次的自然に依存する魚類が重大な危機に晒されていることは報告されている²⁹⁾。しかし、個々の河川そして全国の河川を対象として、魚類の生息実態とその変遷を量的に捉えた調査・研究例は少ない。

水域環境の実態解明が進まない原因とは何だろうか。陸域については、河川水辺の国勢調査（以下、水国）において概ね 5 年に一度植生図が作成され、20 年以上の群植生動態が追跡できる。特に、樹林化については治水上、管理上の観点から数多くの研究が実施され、実態解明に加えてその要因分析も進んでいる³⁰⁾、³¹⁾。一方、水域については現象が水面下で起きるため視覚的な実態把握が困難である。また、水国の調査が調査地区に限定され、魚類等の面的な分布の把握が困難なこと、また、植物の面積変化のように定量的な扱いが困難なこと、等が実態解明を遅らせる一因であろう。また、実態解明の遅れも手伝って、水域環境の劣化の程度や劣化要因を人為的インパクトとの関連から理解する試みも、アユの産卵場の変質等³²⁾ 一部の現象を除いて、進んでいない。

本研究では、以上を背景として、水国の魚類データを活用して簡便に水域環境を分析する手法を提案するとともに、横断測量結果等のデータを活用して人為的インパクトとの関連から水域環境の劣化要因を分析する手法を提案する。また、実際にこれらを全国の一級河川に適用することにより、提案した手法の適用性と課題を整理する。これらの提案においては、魚類を似通った生息環境に依存するグループとして扱うことにより、水域環境の実態とその変化、減少要因の解明を簡易に行えるプロセスを導入する。また、上記プロセスの検討に当たっては、本手法を河川環境管理に適用することを念頭に置き、既存データの活用を前提とする。

(2) 研究の方法

a) 魚類のグルーピング

グルーピングに際しては魚類生態の学識者へのヒアリングを行い以下のアドバイスを受けた。①魚類の微生息環境を念頭に置いた分類ではないため、生息する流程と主要な生息環境区分に基づき大まかに 4~5 分類程度とすることが妥当である。②氾濫原環境に依存する魚種は、堤内地環境に強く依存する種と河道内氾濫原環境（ワンド、たまり等）に分けた方が良い。

以上の結果を受け、本研究では、魚類を生息する流程より比較的上流に分布する種と中下流に分布する種の2つに区分し、上流に分布し流心部の瀬・淵環境に依存する種をA)瀬淵性種とし、更に、中下流に分布する種は、B)水際部の植物帯や淀み等に依存する水際性種、C)河床に依存する河床性種、D)ワンド・たまりに依存する氾濫原性種、E)堤内地の水田水路に依存する水田水路性種、に分類し、合計5グループとした(表-4)。

表-4 設定したグループの特徴と対象魚種

空間区分	グループ	生息する主要セグメント	代表的な環境	グループにおける抽出魚種	
河道内	流水域	A: 瀬淵性種	Seg.1~Seg.2.1	瀬淵	アザガ、アブラハヤ、アマゴ、カシカ、カムツ、タカハギ、ハナカシカ、ヤマメ
	水際域	B: 水際性種	Seg.1~Seg.2.2	水際の植物帯、淀み等の緩流域	イモロシ、オイカワ、ギギ、ギハチ、スナヤツメ、モツゴ
	流水・水際部の河床	C: 河床性種	Seg.1~Seg.2.2	河床表面、河床間隙(礫・砂・シルト)	カマツカ、カヒガイ、シマドシヨウ、ゼゼウ、ジュスカガハセ、ツチアキ、ドンコ
	氾濫原域	D: 氾濫原性種	Seg.2.1~Seg.2.2	河道内氾濫原内に分布する水域(河道内のワンド・たまり、細流)	アケヒタビラ、カネヒラ、シロヒタビラ、マムツ、ヤシクナゴ
堤内地	E: 水田水路性種	Seg.1~Seg.2.2	堤内地の氾濫原(堤内地の水田・水路等)	アブラホエ、タモロ、ドンゴ、アマス、メダカ類	

注) 対象魚種で下線がある魚種はグループ別魚種の減少要因の分析対象魚種を示す。Seg.はセグメントを示す。

人為的なインパクトが魚類群集に及ぼす影響を分析する目的から、対象魚種は、汽水・海水魚、回遊魚を除く純淡水魚とし、以下の魚種を除外して最終的に31種を選定した。①水国1~4巡目にかけて消失地区数が少ない種(4地区以下)、②水国1~4巡目期間中に種名が変更されるなど同定上の課題がある種、③国外移入種、④観賞魚種、⑤琵琶湖・淀川水系からの国内移入種、⑥水国1~4巡目期間中に物理環境変化以外の特定の要因により減少したことが明らかな種(コイヘルペスにより減少したコイ)。

対象魚種が依存する生息環境については、既往文献を参考に各魚種の産卵・仔魚・稚魚期、成魚期の生息場所、移動分散能力、他の生物との種間関係を整理し^{33)~37)}、この情報に基づき31種を5つにグルーピングした。

生息環境の変化に対するグループ間の応答特性の差異を確認するため、31種の消失パターンデータ(調査地区ごとの消失種を1として整理したクロス表を標準化。「消失」の定義は後述)を用いて、クラスター分析を行い、

31種の消失パターンとグルーピングとの対応関係を確認した。

b) グループ別魚種の消失・出現傾向の分析

抽出した31種5グループを対象として、全国109水系各調査地区におけるグループ別の出現・消失率を算出し、その傾向を分析した。

出現・消失パターンは、各地区の水国1~4巡目の存在不在データの時系列変化より、その地区から消失(▼)、新たに出現(△)、変化なし(◎)、不明瞭(?)の4つに分類し、消失・出現を評価した(表-5)¹³⁾。

この結果に基づき、31種それぞれの総確認地区数に対し、消失地区数の割合及び出現地区数の割合を算出し、グループ別に平均消失率及び平均出現率を集計して地方別の傾向を整理・分析した。

表-5 魚種の存在不在データに基づく出現・消失判定

第1回	第2回	第3回	第4回	判定
○	○	○	○	◎
○	○	○		?
○				▼
○				◎
	○	○	○	△
		○	○	△
	○	○		?
		○		?
○		○	○	◎
○	○	○	○	◎
○	○	○		?
	○		○	◎
○			○	◎
				-

注) ○は在、記載がない場合は不在を示す。

◎: 変化なし、△: 出現、▼: 消失、?: 不明瞭

c) グループ別魚種の減少要因の分析

グループ別魚種の減少要因を分析するため、各グループにおける抽出魚種から22種を選定し(表-4の下線が対象魚種)、これらが1種でも消失している水国調査地区を1(減少)として、これを目的変数とした。また、各グループの減少要因を指標化し、これを説明変数とし、消失データのみでモデル構築が可能なMaxEntを用いて分析した。ここで、MaxEntとは機械学習の手法を利用した解析手法の1つであり、予測精度の高さから近年、生息適地モデルの構築に頻繁に利用されている³⁹⁾。

表-6 減少要因とそれらに対応する指標との関連性

グループ	グループ別魚類の減少要因	減少要因の指標化項目											
		横断河床形状のデータ				H18 社会資本整備重点整備計画のための物理環境調査結果							
		滞筋の状態（鉛直方向、横断方向、平面形状、滞筋幅）				瀬淵の状態			水際の状態			砂州・砂礫堆の状態	
		最深河床高 (1km平均)	最深河床高 (1km最深)	最深部位置 変動割合	滞筋の 蛇行度	水面幅	瀬面積	早瀬面積	自然水際率	水際の複雑 さ	水際 樹林率	砂州・砂礫 堆面積	砂州・砂礫 堆樹林面積
上記指標の2時期の差値を算出して、減少要因の大きさを数値化。ただし、最深部位置変動割合はそのまま使用													
A.瀬淵性種	滞筋の低下	●											
	滞筋の固定化		●	●	●	●						●	
	砂州・砂礫堆の減少											●	●
	瀬淵の消失						●	●				●	
B.水際性種	自然的な水際の消失							●	●				
	水際域の植生の変化	●	●	●	●	●					●		
C.河床性種	滞筋の低下・固定化	●	●	●	●	●					●		
D.氾濫原性種	河川と氾濫原の移行帯の減少								●	●			
	洪水規模・頻度の減少											●	
	ワンド、たまりの減少					●			●	●	●		
	滞筋低下・滞筋の固定化	●	●	●	●						●		

注) ●はグループ別魚類の減少要因に関連する指標として選定したものを示す。

表-7 各指標の定義

項目	内容	方法	集計範囲
最深河床高 (1km平均)	横断測量断面における最深河床高の1km区間平均値	定期縦横断測量結果	1km
最深河床高 (1km最深)	横断測量断面における最深河床高の1km区間最小値	定期縦横断測量結果	1km
最深部位置変動割合	水国4巡目相当年の最深部位置の変動距離 (水国1巡目から) / 水面幅	定期縦横断測量結果 (水面幅は下記を使用)	1km
滞筋の蛇行度	流心部の流心距離 / 直線距離	空中写真又は河川環境情報図から計測	水面幅の10倍区間
水面幅	調査区間上流端と下流端の平均値	空中写真又は河川環境情報図から計測	1km
瀬面積	瀬の面積	水国(河川調査)様式1-4	水面幅の10倍区間
早瀬面積	早瀬の面積	水国(河川調査)様式1-4	水面幅の10倍区間
自然水際率	自然水際延長距離 / 水際延長距離※空隙・植生ありの人工護岸含む	水国(河川調査)様式2-2	1km※水際に人工物が確認できない場合は自然河岸
水際の複雑さ	水際延長距離 / 流心部の延長距離	空中写真又は河川環境情報図から計測	1km※中州を含めない
砂州・砂礫堆面積	砂州・砂礫堆の面積	空中写真又は河川環境情報図から計測	1km※中州・寄州を含める
砂州・砂礫堆樹林面積	砂州・砂礫堆における樹林面積	空中写真又は河川環境情報図から計測	1km※草本、高水敷を含めない
水際樹林率	樹林延長距離 (水際に接している樹林) / 水際延長距離	空中写真又は河川環境情報図から計測	1km※中州を含めない

解析対象の22種の選定は、魚種別に「消失」、「変化なし」、「出現」地区別に減少要因の指標の差値の四分位をグラフ化し、傾向が異なる魚種を解析対象から除外することにより行った。また、本研究で提案する手法は、河道内を対象としていることから、水田水路性種を対象としなかった。

各グループの減少要因の抽出に当たっては、1)個々の魚種を対象としたものではなく、グループ全体の減少要因を分析することを目的としている、2)各グループが依存する詳細な生息環境を既存データから取得することが困難である、ことから河道・景観に関連する要因を河川技術者のディスカッションに基づき抽出した (表-6)。

減少要因項目の設定と指標化に当たっては、本研究結果を河川管理に適用することを念頭に置き、既存データとして幅広く活用されている横断測量結果、H18 社会資本整備重点整備計画のための物理環境調査結果におけるデータ (以下、社整審データ) を活用した (表-7) ⁴⁰⁾。

減少要因を滞筋の状態の変化、瀬淵の状態の変化、水際の変化、砂州・砂礫堆の状態の変化に分類し、それぞれについて、調査地区が含まれる1km区間における2時期の差値を算出した (表-6)。ここで、横断河床形状に関連するデータにおいては、横断河床形状が200m間隔で取得されている場合は測線 (下流から測線)、500m

間隔の場合は2測線分のデータを平均した。また、「2時期」は、魚類の減少を評価期間と同時期とするため2001年~2005年 (横断データは~2011年)、1990年 (横断データは1985年) ~1995年に設定した。各指標の定義を表-7に示した。

(3). 結果と考察

a) 消失魚種を対象としたクラスター分析

消失魚種を対象としたクラスター分析結果を見ると(図-18)、階層1でクラスターを分割した場合には、水田水路性種の消失パターンはそれ以外のグループと異なる傾向を示した。これは、水田水路性種の種は各調査地区において同様の消失パターンを示すことを意味し、堤内地における氾濫原の生息環境の劣化が、河道内の生息環境劣化とは異なる状況で推移していることを反映していると考えられる。一方、水田水路性種以外のグループはクラスター2として分類され、グループ間で明確な差異は見られなかった。河道内における人為的インパクトは、護岸の設置のように河道の一部に限定される場合もあるが、河床掘削とそれに伴う河床低下のように、瀬淵、河床、そして、冠水頻度の変化を介して氾濫原域にも影響を及ぼす可能性がある。このため、河道内の4つのグループ内におけるクラスターは水田水路性種と4つのグ

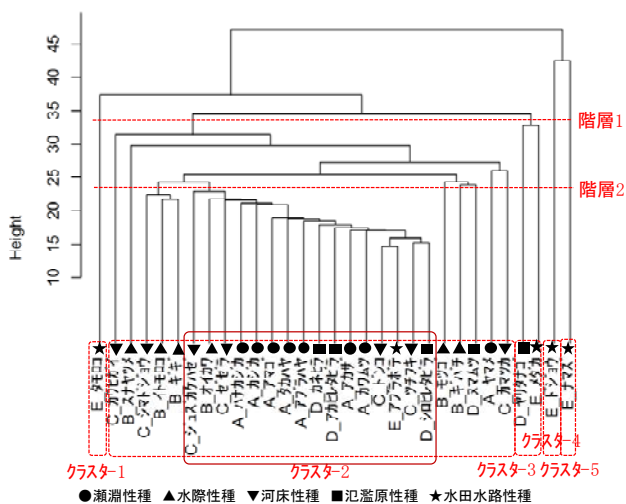


図-18 31種のクラスター分析結果とグループとの関係性

注) クラスター分析の手法は、標準化ユークリッド平方距離を用いたウォード法を採用した。デンドログラムの切断位置は各クラスターの距離を考慮して5つのクラスターに分類した。

ループ間ほど明確に分かれなかったかも知れない。ただし、階層2でクラスターを分割すると、クラスター2は瀬淵性種を中心とする種数の大きなクラスターと(図中の実線の囲み)、水際性種、河床性種から構成される種数の小さなクラスターから構成され、瀬淵性種だけは生息環境の変化に対して同じような応答を示す傾向が読み取れた。このように魚類のグルーピングには、堤内地と河道内、河道内における瀬淵性種については同じ地区で消失する傾向を示し、魚類の生息実態の把握、減少要因を分析する上である程度有効であることが示された。

b) 地方別の平均出現率・消失率

次に、グループ別の平均出現率・消失率を見てみよう(図-19)。全体的に出現率が消失率よりも高い傾向にあり、水国の調査回数が増加すると、確認されていた魚種が未確認となる地区数よりも、当該魚種が新たに確認される地区数の方が多いことが示された。

これは、各調査地区における生息魚種数が増加した可

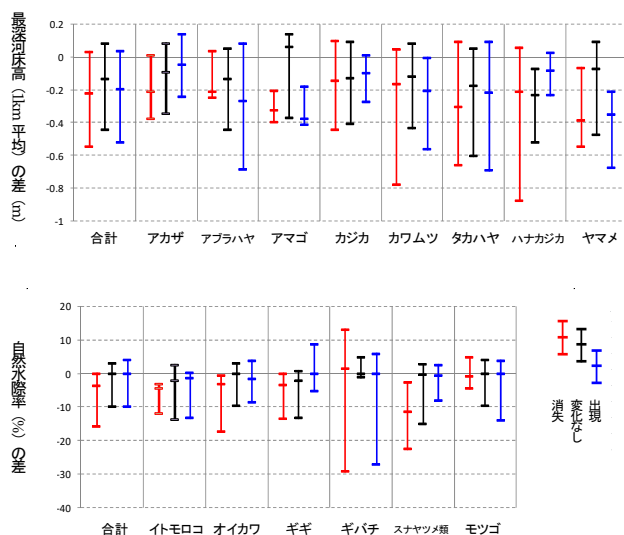


図-20 瀬淵性種、水際性種の消失・出現等における指標値の差

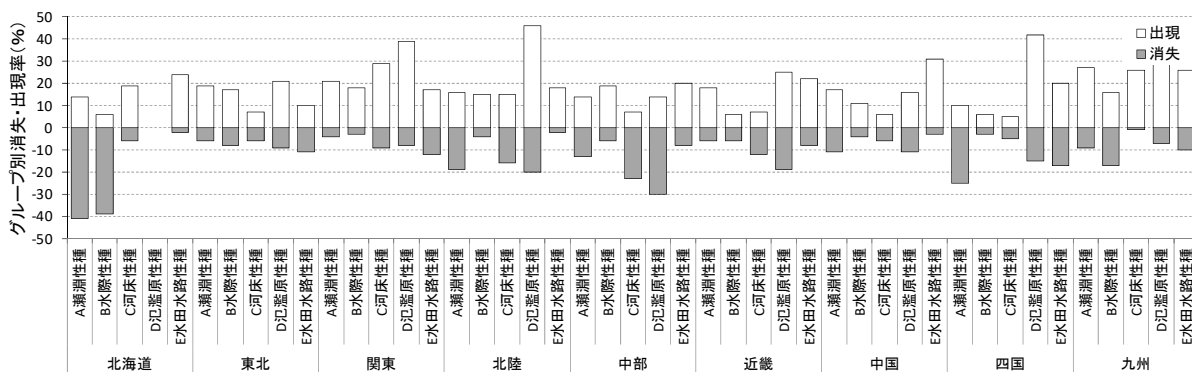


図-19 地方別に見た各グループの出現・消失率

能性を示すが、その他にも、水国の調査技術が向上したこと、既往の確認魚種を参考に調査を行うため、過去の確認魚種が再び捕獲されやすいことも一因と考えられる。また、都市河川等においては水国の1巡目以前に河川環境が悪化に伴い魚種の一部が消失し、その後の回復によって出現率が上昇した可能性もあるだろう。今後、個別の河川における出現・消失魚種を丁寧に分析し、出現地区数が消失地区より上回る要因を明確にする必要があるだろう。

全体的に出現率が高い傾向が見られる中で、地方によっては、消失率が相対的に高いグループがあった。北海道の瀬淵性種・水際性種、北陸の瀬淵性種・河床性種、中部の河床性種・氾濫原性種、四国の瀬淵性種・九州の水際性種である。特に、瀬淵性種は3地方で消失率が出現率を上回っており、河床低下に伴う瀬淵構造の劣化が、消失率の上昇に寄与している可能性がある。この点については、(3)で述べる。

c) グループ別魚種の減少要因の分析

最初に、グループ別魚種の「消失」、「変化なし」「出現」地区の減少要因の指標の差値の四分位のグラフを例示する(図-20)。例示したのは、瀬淵性種の最深河床高(1km平均)、水際性種の自然水際率である。瀬淵性種では「消失」地区における最深河床高の差の中央値が「変化なし」地区と比較してマイナス方向に大きく、河床低下が進むと瀬淵性種が減少する傾向が認められた。ただし、魚種によって応答は異なりカワムツ、カジカ、ハナカジカはその傾向が認められないか、相対的に小さかった。水際性種でも同様に傾向が認められ、自然的な水際が減少すると水際性種が減少する傾向が認められたが、ギバチだけは逆の方向を示した。

なお、「消失」地区、「変化なし」地区との比較では、上記のような一定の傾向が認められることが多かったが、「出現」地区については、全グループ、全減少要因において一定の傾向を認めることが難しかった。

表-8 各グループにおけるモデルの構築結果の概要

グループ	モデルの妥当性(AUC)	減少に対する説明変数の寄与状況											
		最深河床高(1km平均)の差	最深河床高(1km最深)の差	最深部位置変動割合	湾筋蛇行度の差	水面幅の差	湖面積の差	早瀬面積の差	自然水際率の差	水際の複雑さの差	水際樹林率の差	砂州・砂礫堆積面積の差	砂州・砂礫堆積率の差
A瀬淵性種 41/380	0.636	-	+					-					
		28.9	23.7					32.5		14.7	10.1	35.9	
B水際性種 64/1189	0.685		+					+	-	-			+
			39.3					21.1	27.3	18.9			15.9
C河床性種 62/509	0.652							+	+	+			+
			11.9					29.4	33.4	24			24
D氾濫原性種 39/144	0.658	-								+			-
		27.3								14.6			72.9

注) グループ下段: 減少データ数/変化なしデータ数
 AUC: モデルの適合率(妥当性)を示す値(0.5~0.7: 低い, 0.7~0.9: 中程度, 0.9~1.0: 高い)
 上段: 応答曲線の形から判断。説明変数の増加(+)又は減少(-)がグループ別魚種の減少に寄与
 下段: 寄与率(20%以上の場合は太字とした)。寄与率は説明変数ごとのモデルへの寄与率(Percent contribution)と生息適性への寄与率(Permutation importance)の最大値を採用したため、合計値が100とならない。

次に、四分位での検討結果を踏まえ対象魚種を絞り込んだ上で実施したMaxEntの解析結果を示す(表-8)。ここで、AUCはモデルの妥当性を示し、0.5~0.7は適合性が低いと判断される。また、本解析は減少に対するモデルであることから、図中の寄与度(+、-)は減少したことに對する影響の強さを示す。すなわち、+の場合は当該減少要因が2期間で増加した場合に当該グループが減少することを、-の場合は当該減少要因が減少した場合に当該グループが減少したことを示す。

本結果は、瀬淵性種、水際性種、河床性種、氾濫原性種のいずれのグループもAUCは0.6~0.7の範囲にあり、モデルそのものの適合性は良好ではなかった。

各説明変数の寄与率を見てみよう。瀬淵性種については、早瀬面積の減少、砂州砂礫堆面積の減少が、次いで、最深河床高(1km平均)の低下の寄与率が高い結果となり、河床低下に伴い瀬淵構造が劣化し、瀬淵性種が減少した可能性が示唆された。なお、砂州砂礫堆面積の減少は、河床低下に伴い攪乱の程度が低下し、裸地面が植物に覆われた結果と考えることができる。

水際性種は、最深河床高(1km最深)の増加、次いで、自然水際率の低下の寄与率が高い結果となり、自然水際率の低下に伴い水際性種が減少した可能性が示唆された。ただし、最深河床高(1km最深)の増加が水際性種の減少に寄与するプロセスを仮説として設定することはできなかった。

河床性種は自然水際率の増加が、次いで、早瀬面積の増加の寄与率が高かったが、これらの要因が減少を引き起こすプロセスを仮説として設定することはできなかった。氾濫原性種は、砂州砂礫堆の減少の寄与率が極めて高く、次いで、最深河床高(1km平均)の減少が寄与する結果となった。河床低下に伴う攪乱の程度の低下は、砂州砂礫堆の減少だけでなく、氾濫原域における冠水頻度等の低下をもたらす。たまり等の一時的水域の生息場所としての機能は冠水頻度の高低と関係し、一定の冠水頻度を上回らないと魚類の多様性が低下することが報告されている⁴¹⁾。本解析結果もこのような現象と一致しており、氾濫原性種の減少を概ね説明できる結果と考えることができる。

(4) 河川環境管理への適用性と課題

本研究では、既存データを活用して(1)魚類の生態情報に基づきグルーピングし、その消失・出現情報から、生息実態の変遷を明確にした。また、(2)生息環境の変化に対する応答が比較的明確な種を選定して減少要因を

分析した。この結果、地方別に減少しているグループが明確になっただけでなく、3つのグループについては減少要因を抽出することができた。

以下、a)、b) について、河川環境管理における適用性とその課題を整理する。

a) 魚類のグルーピングに基づく生息実態の解明

著者は河川整備計画の立案の技術指導の場面等において、個別の種の生息情報を整理し、河川環境の把握に努めて来た。しかし、数多くの魚種から生息実態の変化を読み解き、河川環境との関連性を分析することは困難であった。本研究で提案した魚類のグルーピングに基づき実態を把握する方法は、グループに属する魚種の消失から生息環境の変化を推定できること、簡便な処理に基づくこと、既存データに基づくこと、から河川環境管理に容易に適用できる有効なアプローチになり得ると考えている。ただし、検討すべき課題も見つかったので以下に触れておきたい。

最初は、出現地区が消失地区を上回ったことに関連する課題である。実際に河川環境が向上している場合もあるだろうが、前述したように経年的に調査技術が向上していること等も理由として考えられる。今後、河川環境を適正に評価する上で「出現」地区をどのように扱うのか、慎重に検討を行い、河川環境の実態とその変遷を正確に捉える方法の確立を急がなければならない。2番目の課題は、提案した方法で把握した生息実態がどの程度の空間範囲を対象としているかが不明である点である。水国の魚類の調査地区は直轄区間の中でも一部の範囲に限定されている。したがって、提案した方法で得られた結果が、調査地区を含むセグメントおよび河川の平均的な姿を示すかどうかについては、調査地区の選定方法、魚類の移動分散能力、環境の空間的異質性等を踏まえ明確にする必要がある。最後は、個々のグループに属する魚種の選定方法に関する課題である。魚類は生活史の各段階で異なる生息環境を利用することが多い。また、同一の生息環境を利用する種でも1つのグループに分類することが困難なケースが数多くあった。例えば、瀬淵性種に選定したアカザは瀬の河床に依存する魚種であり、提案した方法では、瀬淵性種、河床性種の双方に分類できる。今後、本研究で示した各グループの定義を河川環境管理に活用するという視点、すなわち、場所別の生息環境の変化に1対1で対応するように改善を図るとともに、環境変化に鋭敏な魚種を選定して目録化（インベントリー化）し、河川管理者に提供することが必要と考えている。

b) グループ別魚類の減少要因の解明

瀬淵性種、水際性種、氾濫原性種については、解析で寄与率の高かった減少要因がある程度明確になり、各グループが減少したプロセスを推測することができた。一方、河床性種については解析において寄与率の高かった指標化項目によって、減少プロセスを説明することが困難であった。本研究で用いた横断測量結果、社整備データは、河道・景観に関連する情報であり、河床形状、白波立っている早瀬、水際の状態、陸域における裸地・樹林地等の把握には向いているが、水面下にある河床の状態を評価するには十分でない。今後、河床性種を生息実態そして減少要因の解明に活用するか否かを含め、活用するのであれば説明力の高い指標の選定について検討を行う必要がある。

今回は日本全体を対象とした解析であったが、今後は、個々の河川を対象として、各グループの減少の程度、減少要因に関連する指標の差値を分析することにより、個々の河川の水域環境の劣化の程度、劣化プロセスを明確にし、劣化を引き起こしている人為的インパクトを合理的に探索し、この結果を河川環境管理に反映できる手順を構築したい。このためには、減少要因を人為的インパクトと関連付けて、インパクト⇒レスポンスのフローとして提示することが必要となるだろう。例えば、人為的インパクトとして砂利採取等の項目を想定し、これらのインパクトに伴う瀬淵性種の減少（レスポンス）をプロセスとして明示できれば、河川整備計画等において、具体的な環境改善の方向性を示すことも可能になるだろう（図-21）。今後、他のグループについても同様にフローを作成し、河川環境管理へ活用して行きたい。

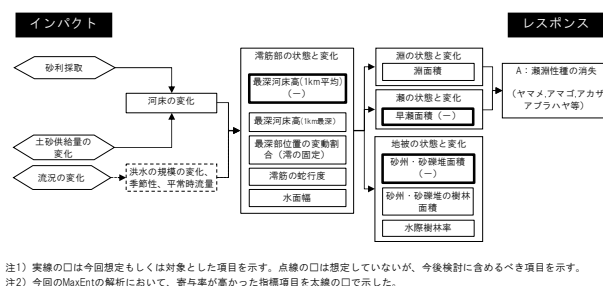


図-21 瀬淵性種を対象としたインパクト-レスポンスフローの例

参考文献

- 1) C. Margules and S. Sarkar: Systematic conservation planning, Cambridge university press, New York, 2007
- 2) ダム事業に係わる環境影響評価の項目並びに当該項目に係わる調査、予測及び評価を合理的に行うための手法を選定するための指針、環境の保全のための措置に関する指針等を定める省令
- 3) 道路環境影響評価の技術手法 2007 改定版 第3巻. (財)道路環境研究所, 2007.
- 4) 河川事業環境影響評価研究会:ダム事業における環境影響評価の考え方. (財)ダム水源地環境整備センター, 2000.
- 5) 日本植生便覧 改定新版. 宮脇昭責任編集・奥田重俊・藤原陸夫編, 至文堂, 1994.
- 6) 外来種ハンドブック. 日本生態学会編, 地人書館, 2002.
- 7) 国土交通省水管理・国土保全局河川環境課:平成18年度版河川水辺の国勢調査基本調査マニュアル[河川版](河川環境基区調査編), 2006.
- 8) 植生管理学. 福嶋司編, 朝倉書店, 2006.
- 9) IUCN 国際自然保護連合: IUCN レッドリストカテゴリーと基準3.1版. 日本語訳: 矢原徹一・金子与止男
- 10) 中村太士・辻本哲郎・天野邦彦監修/河川環境目標検討委員会編集:川の環境目標を考える, 川の健康診断, 技報堂, 2008
- 11) Chris Margules and Sahotra Sarkar : Systematic Conservation Planning pp.19-46,cambridge university press,2007.
- 12) Sahotra sakar, James Justus et. al: Effective of environmental surrogates for the selection of conservation area networks, conservation biology,pp.1-11 Vol.9, No.3,2005.
- 13) J.N.Negishim S.Nagayama et.al: Unionoid mussels as an indicator of fish communities : A conceptual framework and empirical evidence, Ecological indicators Vol24, pp.195-pp.127-137, 2013.
- 14) 根岸淳二郎・萱場祐一: 氾濫原の環境変化と絶滅の危機に瀕する二枚貝, 土木技術資料 Vol. 50, 11月号, pp. 44-pp. 45, 2008.
- 15) 根岸淳二郎・萱場祐一・佐川志朗: 氾濫原の冠水パターンの変化とその生態的な影響, ~淡水性二枚貝の生息状況の観点から~, pp. 38-pp. 41, 土木技術資料 Vol. 50, 11月号, 2008.
- 16) 根岸淳二郎・萱場祐一・塚原幸治・三輪芳明: 指標・危急生物としてのイシガイ類目二枚貝: 生息環境の劣化プロセスと再生へのアプローチ, 応用生態工学 pp.195-pp.211, Vol. 11, (2), 2008.
- 17) J.N.Negishim S.Nagayama et.al: Mussels responses to flood pulse frequency : the importance of local habitat, Freshwater Biology,pp.1500-1511,Vol57,2012.
- 18) W. Reckendorfer, C. Baranyi, A. Funk and F. Schiemer: Floodplain restoration by reinforcing hydrological connectivity : expected effects on aquatic mollusc communities, Journal of Applied Ecology, vol.43, pp.474-484, 2006.
- 19) 林博徳・辻本陽琢・島谷幸宏・河口洋一: 再生氾濫原におけるドブガイ属の生態と侵入システムに関する事例研究, 水工学論文集, 第53巻, pp.1141-1146, 2009
- 20) 根岸淳二郎・萱場祐一・塚原幸治・三輪芳明: イシガイ目二枚貝の生態学的研究: 現状と今後の課題, 日本生態学会誌, Vol58, pp. 37- pp. 50, 2008.
- 21) 土木学会編: わかり易い土木講座 16 新訂版・河川, 1988年.
- 22) 土木学会水理委員会: 水理公式集 例題プログラム集[平成13年度版] 第2編, 2002年.
- 23) 土木学会水理委員会編: 水理公式集 [平成11年度版], pp. 89, 2002年.
- 24) 金明哲: Rによるデータサイエンス, 森北出版, pp. 148-246, 2007年.
- 25) 傳田正利・萱場祐一・島谷幸宏: 千曲川におけるワンドの実態とその特徴に関する基礎的研究, 土木学会環境システム論文集 vol. 25, pp611-614, 1997年.
- 26) 佐貫方城・大石哲也・三輪準二: 全国一級河川における河道内樹林化と樹木管理の現状に関する考察, 河川技術論文集, 16, 241-246, 2010.
- 27) 萱場祐一・片桐浩司・傳田正利・田頭直樹・中西哲: 河道掘削における環境配慮プロセスの提案, 河川技術論文集 20, 157-162, 2014.
- 28) 生物多様性総合評価, 環境省生物多様性総合評価委員会, 2010.
- 29) 二次的自然を主な生息環境とする淡水魚保全のための提言, 環境省, 2017.
- 30) 辻本哲郎・村上陽子・安井辰弥: 出水による破壊機会の減少による河道内樹林化, 水工学論文集, 45, 1105-1110, 2001.
- 31) 阿河一穂・道奥康治・神田佳一・魚谷拓矢: 河道の経年変化から見た樹林化の要因分析と持続的な河川管理のための方策, 土木学会論文集 B1 (水工学), 68(4), I_745-I_750, 2012.
- 32) 角哲也・中島佳奈・竹門康弘・鈴木崇正: アユの産卵に

8.1 物理環境を指標とした河川環境評価手法に関する研究

- 適した河床形態に関する研究, 京都大学防災研究所年報, 54B, 719-725, 2011.
- 33) リバーフロント整備センター (編) : 川の生物図典, 山海堂, 1996.
- 34) 川那部浩哉・水野信彦・細谷和海 (編・監) : 山溪カラー名鑑日本の淡水魚改訂版, 山と溪谷社, 2001.
- 35) 環境省 (編) : Red Data Book 2014 :4 汽水・淡水魚類 日本の絶滅のおそれのある野生生物, ぎょうせい, 2014.
- 36) 田口哲 : フィールドガイド淡水魚識別図鑑 : 日本で見られる淡水魚の見分け方, 誠文堂新光社, 2014.
- 37) 斎藤憲治 : くらべてわかる淡水魚, 山と溪谷社, 2015
- 38) 物理環境等を指標とする河川環境評価技術に関する研究, 土木研究所プロジェクト研究報告書, 2013
- 39) Cory Merow・Matthew J. Smith・John A. Silander, Jr : A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions : what it does, and why inputs and settings matter, *Ecography*, 36, 001-012, 2013.
- 40) 楯慎一郎・小林稔 : 物理環境からみた全国河川の状況, リバーフロント研究所報告第19号, 87-95, 2008.
- 41) Junjiro N. Negishi・Shiro Sagawa・Yuichi kayaba・Seiji Sanada・Manabu Kume・Tetsuya Miyashita : Mussel responses to flood pulse frequency : the importance of local habitat, *Freshwater Biology*, 57(7), 1500-1511, 2012.

STUDY ON INTEGRATED INDICES AND METHODS FOR EVALUATING RIVER ENVIRONMENT WITH PHYSICAL CONDITIONS

Budgeted : Grants for operating expenses

General account

Research Period : FY2011-2015

Research Team : Water Environment Research Group
(River restoration)

Author : KAYABA Yuichi

DENDA Masatoshi

KATAGIRI Kouji

Abstract :

In order to effectively and efficiently conserve river environment, we developed the river environment evaluation method using physical environment as indicator. Using National Census on River Environment which is Long term biotic census data, we applied Surrogate concept pointed in present studies on conservation biology. We selected vegetation community in the river terrace, mussels in flood plain, fish species groups classified based on fish life history in water area, as surrogate, and evaluated the environment using three surrogates. In results, the method could evaluate the river environment from water area to river terrace, and indicated the rapidly river environment degradation from 1990s.

Key words : *Physical environment, Surrogate, River environment evaluation, vegetation community, mussels, fish, life history*