

事例研究 CASE STUDY

イシガイ類を指標生物としたセグメント2における氾濫原環境の評価手法の開発：木曽川を事例として

永山 滋也<sup>1)</sup>・原田 守啓<sup>1)</sup>・萱場 祐一<sup>2)</sup>・根岸 淳二郎<sup>3)</sup>

1) 独立行政法人 土木研究所 自然共生研究センター 〒501-6021 岐阜県各務原市川島笠田町官有地無番地

2) 独立行政法人 土木研究所 河川生態チーム 〒305-8516 茨城県つくば市南原1-6

3) 北海道大学大学院 地球環境科学研究所 〒060-0810 北海道札幌市北区北10条西5丁目

Shigeya NAGAYAMA<sup>1)</sup>, Morihiro HARADA<sup>1)</sup>, Yuichi KAYABA<sup>2)</sup>, Junjiro N. NEGISHI<sup>3)</sup>: Development of an assessing method for floodplain environment using freshwater mussel as an ecological indicator in Japanese lowland rivers: a case study of the Kiso River. *Civil Eng.* 17(1), 29-40, 2014

1) Aqua Restoration Research Center, Public Works Research Institute, Kawashimakasada, Kakamigahara, Gifu 501-6021, Japan

2) River Restoration Team, Public Works Research Institute, 1-6, Minamihara, Tsukuba, Ibaraki 305-8516, Japan

3) Faculty of Environmental Earth Science, Hokkaido University, N10W5, Sapporo, Hokkaido 060-0810, Japan.



はじめに

平野部を流れる河川は、本来、広大な氾濫原を伴う。氾濫原は、河川の増水時に冠水するエリアであり、それによって特徴付けられた環境を持つ河川景観要素の一つである。氾濫原は、生物多様性にとって重要な場であることが知られている (Junk et al. 1989; Tockner and Stanford 2002)。特に、水生生物群集の現存量や多様性は、氾濫原に形成された特性の異なる水域の存在に依存していることから、生息場の多様性が重要であると考えられている (Tockner et al. 1998; Robinson et al. 2002)。

日本では、かつて、臨海沖積平野の低地部に広大な氾濫原が存在した。しかし、河川堤防の整備と後背湿地の開発により、現在、多くの河川では、氾濫原は連続堤に挟まれた狭い河道内 (以降、河道内氾濫原と言う) に空間的に制限されている。また、河道からの土砂の持ち出し (砂利採取) やダム建設をはじめとした、これまでの様々な人為によって、河川における流送土砂量や流量のレジームが変化したため、河道内氾濫原における生態的

機能の劣化が懸念されている (Rinaldi et al. 2005; Nakamura et al. 2006; Negishi et al. 2012a)。流送土砂量の欠乏は、滯筋の固定と河床低下を招く (Kondolf 1997)。流路水面からの比高が拡大した氾濫原の冠水頻度は低下し (Rinaldi et al. 2005; 根岸ほか 2008; Negishi et al. 2012b)、治水ダムによる洪水ピークカットがそれを助長する可能性もある (Kondolf 1997; Takahashi and Nakamura 2011)。冠水頻度が低下すると、平水時に本川から孤立している“たまり”において、例えば、淡水性のイシガイ科二枚貝 (Unionidae; 以降、イシガイ類と言う) の生息が制限される (Negishi et al. 2012a)。濃尾平野を流れる木曽川では、絶滅・準絶滅危惧種に指定された魚種の多くが、氾濫原に依存した生活史を持つ魚種であるとの報告もある (永山ほか 2012)。

このような氾濫原の縮小や変質を背景として、近年、国内でも氾濫原の保全や再生の必要性が強く認識されるようになってきた。平野部を流下する大河川の多くは一級河川であり、国土交通省が管理する直轄区間に指定されている。この区間は、中小河川と比べて一般的に河道幅が広いことから、河道内に広い面積の氾濫原を確保できる可能性がある。それゆえ、氾濫原の保全や再生を通

2014年2月3日受付, 2014年6月19日受理

\*e-mail: s-naga77@pwri.go.jp

し、生物多様性を確保していく上で、直轄区間が果たす役割は大きいと考えられる。

直轄区間の中で、氾濫原の保全や再生を効率的に行うためには、第一に、河道内氾濫原の現状が適切に評価される必要がある。河道内氾濫原の評価に関連した数少ない研究として、Negishi et al. (2012b) が挙げられる。Negishi et al. (2012b) は、氾濫原環境を特徴づける冠水頻度に着目し、航空レーザー測量データから作成した地形デジタル標高モデル（地形 DEM: digital elevation model）と水位観測所の水位データから作成した水位 DEM を用いて冠水頻度を評価し、現地で実測した冠水頻度との高い整合性を示すとともに、冠水頻度とイシガイ類の生息との密接な関係を明らかにした。イシガイ類は、氾濫原を含む低地河川生態系の指標生物として、その有効性が指摘されている（Aldridge et al. 2007; Negishi et al. 2013）。それゆえ、Negishi et al. (2012b) は、冠水頻度に着目することで、河道内氾濫原の生態系（生息基盤となる物理環境も含む）を評価できる道筋を示したと言える。

しかし、航空レーザー測量は空間解像度が詳細である分、データ処理量が膨大である。そのため、航空レーザー測量の使用は、広域にわたる地形把握を必要とする河道内氾濫原の評価に適しているとは言い難い。また、航空レーザー測量が、今後も継続的に実施されていくか現時点では不明であり、河道内の地形変化が生じた後の評価に対応できない可能性がある。加えて、Negishi et al. (2012b) では、冠水頻度の推定過程において、標高 0.1 m 刻みで作成したすべての水位 DEM を地形 DEM と照合しなければならず、作業量が多い。以上のことから、冠水頻度を用いた河道内氾濫原環境の評価手法を、将来的にも通用するものとするためには、航空レーザー測量に依らない地形データの使用と、冠水頻度の推定過程の簡便化が必要である。

本研究では、河川整備計画や自然再生計画の立案に寄与することを目的に、直轄区間において一般に取得可能なデータセットを用いて、イシガイ類を指標生物とした河道内氾濫原環境の簡易な評価手法の開発を試みた。最終目的は、全国 109 の一級水系すべてに通用する評価手法を開発することであるが、ここでは、最初の段階として、山本（2010）が定義するところのセグメント 2 に属する自然堤防帯を流れる沖積低地河川を対象とした。また、開発した評価手法に基づく結果の精度を検証するとともに、評価結果の河川管理への活用例を示した。さらに、本評価手法の適用範囲やデータ処理法に関する今後

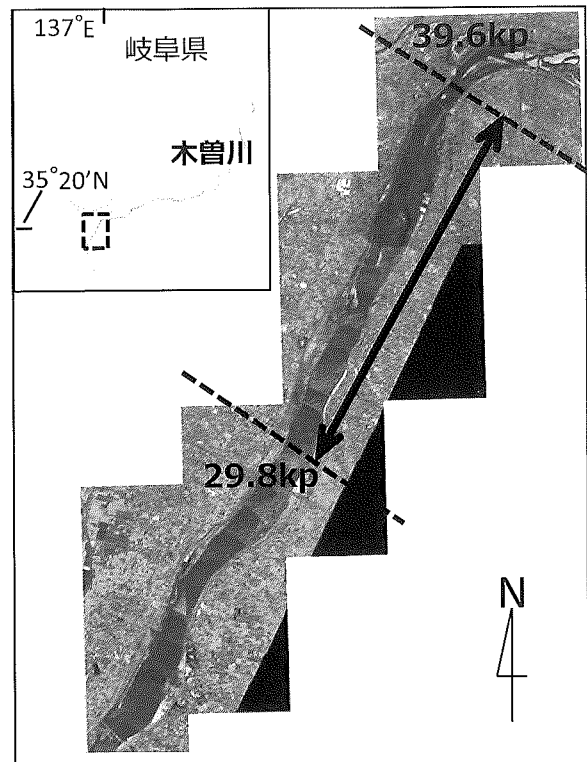


図1 木曽川の自然堤防帯（セグメント2）における研究対象区間。

の課題を述べた。なお、航空レーザー測量に代わる地形データとして、定期横断測量データを使用した。定期横断測量は、航空レーザー測量では取得できない水面下の地形データも取得可能であるため、今後も河川管理者による継続的なデータ取得が期待される。

## 方法

### 研究対象地

濃尾平野を流れる木曽川のセグメント 2-2 に区分される 9.8 km 区間（29.8-39.6 kp）を研究対象地とした（図 1）。対象区間の河床勾配はおよそ 1/3,600、定期横断測量から 1 km 間隔で抽出した 10 断面に基づく堤間幅と水面幅の平均は、それぞれ 813 m と 447 m である。この区間には橋梁が 1 つ存在するほかは、横断工作物は存在していない。本研究対象区間を含む 26.2-41.0 kp の区間では、1962 年から 2007 年の 45 年間に、河道最深部で平均約 3 m の河床低下が生じており、対照的に陸域部の高さはほぼ変化していないことが分かっている（根岸ほか 2008）。また、1970 年代には、単列または複列の砂州からなる裸地が優占していたが、1980 年代中

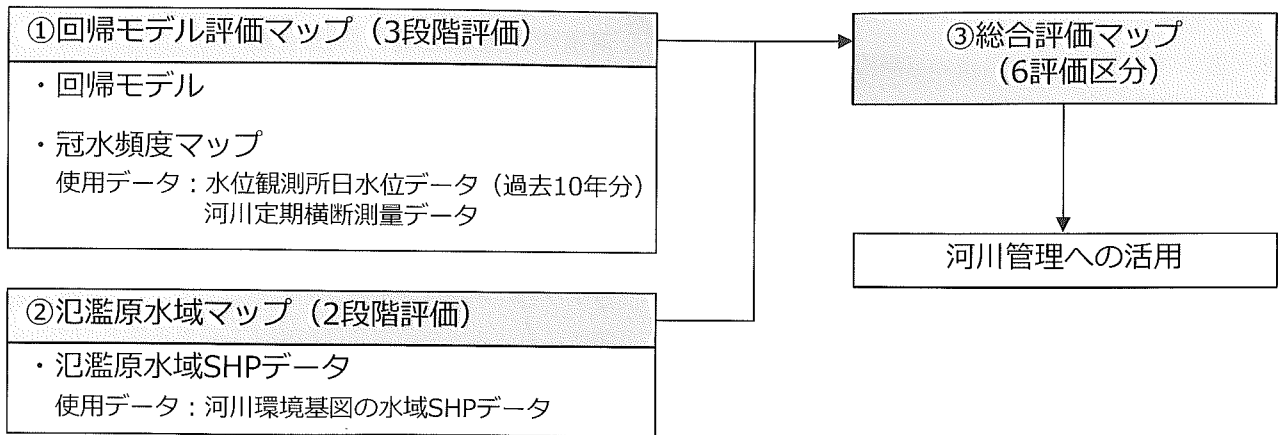


図2 開発した氾濫原環境評価手法のフローと使用データ。

頃から急激に樹林化が進行し、現在では、陸域のほとんどが樹林に覆われている（図1，根岸ほか 2008）。こうした河床低下や樹林化は、セグメント2における多くの直轄区間で生じているが（永山ほか 2013），本研究対象地はそれらの進行が特に著しい河道とみなすことができる。

本研究の対象地では、かつての砂州を覆っている樹林帯の中に、平水時には孤立している“たまり”と、平水時においても本川と連結している“ワンド”といった水域（以降、氾濫原水域と言う）が存在する。これらの氾濫原水域には、イシガイ類やイタセンパラ (*Acheilognathus longipinnis*) をはじめとしたタナゴ属 (*Acheilognathus* spp.) など、氾濫原を代表する水生生物が生息している。本研究対象区間に生息するイシガイ類は、イシガイ (*Unio douglasiae nipponensis*)，トンガリササノハガイ (*Lanceolaria grayana*)，ドブガイ属 (*Anodonta* spp.) である。

#### 評価手法の考え方とフロー

河道内氾濫原の環境を評価するモデルとして、多くの直轄区間の氾濫原水域に生息しており、氾濫原を含む低地河川生態系の指標生物としての有効性が示唆されるイシガイ類を用いることとした。イシガイ類は、多様な生物間相互作用や物理・水文環境との密接な関係を持っている (Negishi et al. 2013)。イシガイ類の生息量が多い氾濫原水域では、魚類の種数や多様度も高いことが報告されている (Negishi et al. 2013)。また、川幅 3-50 m の低地河川を対象にした研究から、イシガイ類の生息量が多いサイトでは、底生動物の種数が増えることも知られている (Aldridge et al. 2007)。

木曽川のセグメント2区間を対象とした研究から、氾

濫原水域の冠水頻度が、個別水域におけるイシガイ類の生息状況を最もよく説明する因子であることが報告されている (根岸ほか 2008；Negishi et al. 2012a)。そのため、河道内の平面的な冠水頻度の分布を推定することができれば、イシガイ類の生息可能性を見積ることが可能となり、氾濫原環境の評価軸の1つとして用いることができると考えた。

開発した河道内氾濫原環境の評価手法のフローを図2に示す（詳細は、“河道内氾濫原環境の評価手法”を参照）。まず、①冠水頻度を用いてイシガイ類の生息可能性を予測する回帰モデルに基づく評価マップ（回帰モデル評価マップ）と、②氾濫原水域の有無を表すマップ（氾濫原水域マップ）を作成する。回帰モデル評価マップは、事前に作成した冠水頻度を面的に表すマップ（冠水頻度マップ）と、冠水頻度の関数として構築された回帰モデルを使って作成し、モデルの計算値に基づき3段階の評価を与える。氾濫原水域マップは、氾濫原水域の有無に基づく2段階評価で表す。次に、③回帰モデル評価マップと氾濫原水域マップの評価の組み合わせから6段階の評価区分を設定し、それを面的に展開することで、総合評価マップを作成する。これにより、対象区間内における河道内氾濫原環境の現状を視覚化する。

本手法に基づけば、対象となる河道区間の冠水頻度マップと氾濫原水域マップを新たに作成するだけで、機械的に総合評価マップを得ることができる。そこで、冠水頻度マップと氾濫原水域マップの作成手法を簡易にするとともに、使用データを直轄河川で一般的に利用可能な既存のデータセットのみに絞り込み、他の河川への高い汎用性を持つ評価手法とすることを目指した。なお、回帰モデルは、本研究で構築されたものを個別河川の評価

の際にも使用すればよい。ここで提示する評価手法の一連のフローには含まれない(詳細は、“河道内氾濫原環境の評価手法”を参照)。

## 基礎データの収集・整理

### 水位観測所日水位データ

対象区間内および対象区間の上下流端を包含する水位観測所における10年間の日水位データを、国土交通省が提供する水文水質データベース(<http://www1.river.go.jp/>)から収集した。各観測所の零点標高に基づき、水位を標高値に変換して整理した。本研究では、木曾川における笠松観測所(40.3kp)と起観測所(34.3kp)の2002年から2011年のデータを使用した。

水位データとして、日水位ではなく時刻水位を使用することも考えられる。しかし、事前検討の結果、時刻水位では潮位変動や堰等の運用による水位変動がノイズとして含まれてくること、取扱いデータ量が24倍に増加すること、時刻水位よりも日水位の方がデータベースの整備が進んでおり、参照可能な年数が多いこと等の理由から、日水位データを使用することにした。

### 河川定期横断測量と距離標の基準点測量データ

河川縦断方向に200m間隔で取得されている定期横断測量データ(LHデータ)と距離標基準点測量データを、管理する河川事務所(ここでは、国土交通省中部地方整備局木曾川上流河川事務所)から収集した。距離標基準点測量データは、横断測量線上のLHデータを公共座標による平面座標に変換するために用いた。なお、LHデータの取得年は、次に記す河川環境情報図GISデータと同時期のものを用いることが理想的である。本研究では、2010年のLHデータと2007年の河川環境情報図データを用いた。

### 河川環境情報図(河川環境基図)GISデータ

国土交通省が提供する河川環境データベース(<http://mizukoku.nilim.go.jp/ksnkankyo/>)から、河川環境情報図の基図(以下、河川環境基図)GISデータを収集し、そこに含まれる水域シェープ(SHP)データを活用する。水域SHPデータは、開放水面の輪郭を空中写真で判読してトレースされたものであり、氾濫原水域が含まれている。

## 河道内氾濫原環境の評価手法

### ①回帰モデル評価マップの作成

#### 1) 冠水頻度マップの作成

水位観測所における日水位データと横断測量データを用いて、冠水頻度マップを作成する。評価対象区間の河道内の任意地点における冠水頻度を算定するには、様々なアプローチが考えられる。一つの手法として、水位観測所における水位・流量の観測値を境界条件として、一定期間内の水位変動を水理計算によって再現し、各地点が冠水した回数を集計するという方法が考えられる。しかし、この手法は、作業量が非常に大きい。これを簡略化した方法として、流量を複数段階に設定した水理計算を行って、各横断面における流量と水位の関係を水位流量曲線などに整理して、各横断面内の任意の地点における冠水頻度を間接的に算定する方法も考えられる。しかし、この手法も水理計算を行うことに変わりはなく、より簡便かつ汎用性の高い手法が望まれる。

本研究では、各水位観測所における水位変動特性をあらかじめ評価し、水位観測所間の区間について縦断的な距離に応じて線形補間することによって、任意の断面における水位変動特性を推定する手法を試行した。まず、各水位観測所における10年分の日水位データを基に、水位観測所地点における水位変動特性を「標高」と「その標高を水位が超過して再度下回る回数」により表す水位超過回数曲線として整備した(図3)。水位超過回数は、水位がある標高を超過している期間に関わりなく、再度下回った時点で1回とカウントするため、水位超過回数曲線のピークは、必然的に平水位よりやや高位に出現する。すなわち、水位超過回数曲線のピークから右側は、任意の高さが増水によって冠水する回数を表しており、氾濫原の冠水に着目する上で重要な情報となる。

次に、各水位観測所で得られた水位超過回数曲線を縦断的に内挿して、任意の河川断面における水位超過回数曲線を生成する(図3)。まず、各水位観測所における水位超過回数曲線のピークから右側について、曲線がとる横軸(標高)の範囲を100等分し、標高と水位超過回数の対応を示す100点のデータに曲線を分解した。そして、各水位観測所の対応する番号の点同士を直線で結び、水位観測所間の任意断面における水位超過回数曲線を生成した。生成された任意断面の水位超過曲線を、対応する定期横断測量線のLHデータと照合することにより、横断測量線上の任意地点の標高に対応する水位超過回数が求まる。これを冠水頻度とみなした。以上の処理の結

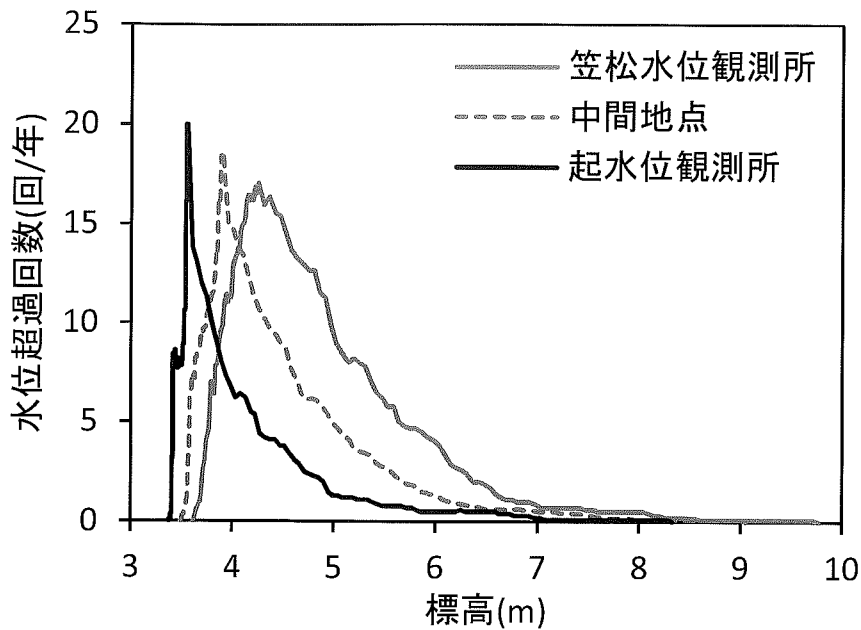


図3 笠松および起観測所の10年分の日水位データに基づいて作成された水位超過回数曲線(実線)と、線形内挿により生成された両観測所の中間地点における水位超過回数曲線(破線)。

果をSHPデータとして整備したものを図4aに示す。このとき、水位観測所間の水位変動特性が2地点の水位超過回数の単純な線形内挿で表現されること、また、ある地点の地盤高に対して河川水位が上回った際に冠水したとみなすという仮定を置いた。

続いて、横断測量の各測点について求められた冠水頻度のSHPデータからTINデータを生成して空間内挿を行い、空間的な統計処理を行うために、TINデータを10mメッシュのラスターデータに変換した。さらに、別途作成した50mメッシュのタイルポリゴンの各メッシュに含まれる10mメッシュラスターデータの最大値を抽出して、冠水頻度マップを作成した(図4b)。

空間的な統計処理を行う1単位区画の形状や大きさは、評価の対象とする現象の空間スケールや使用データの精度を総合的に勘案して決定されなければならない。本研究では、1つの横断測線の標高測点数は191~218であり、平均すると1~2mあたり1測点が得られていた。しかし、縦断方向の断面間隔は200m程度と粗い。こうした地形情報の空間解像度に加えて、GIS上での情報処理の簡便さを総合的に勘案し、空間統計処理を行う1単位区画は、50mの正方形メッシュとした。

## 2) 回帰モデルの構築

本研究では、統計解析を用いてイシガイ類の生息有無

を予測する回帰モデルの構築を行う。ここで構築する回帰モデルは、本研究が提示する評価手法を個別河川に適用する際にも用いるものである(ただし、その適用範囲については“今後の課題と潜在的な誤差”で別途議論した)。それゆえ、以下に示すのは、本論における回帰モデル構築の手法であり、提示する河道内氾濫原環境の評価フローに含まれるものではない。

研究対象区間に存在する37箇所の氾濫原水域でイシガイ類の生息調査を行った。各水域において最長となる横断線を設定し、それに沿って一人の調査者が素手でイシガイ類の採捕を行った。採捕にかかった時間を記録し、各水域における単位努力量あたりのイシガイ類の生息量を求め、イシガイ類の生息有無を決定した。なお、イシガイ類の生息調査については、Negishi et al. (2012b)に詳述されている。

イシガイ類の生息調査を行った37箇所の氾濫原水域の標高として、Negishi et al. (2012b)で地形DEMと水位DEMの重ね合わせから推定された本川と連結する(冠水とみなされる)水位標高を用いた。各氾濫原水域の標高と最寄りの横断測線における水位超過回数曲線を用いて、各氾濫原水域の冠水頻度を算出した。

イシガイ類の生息有無を応答変数、冠水頻度を説明変数とした一般化線形モデルによるロジスティック回帰分

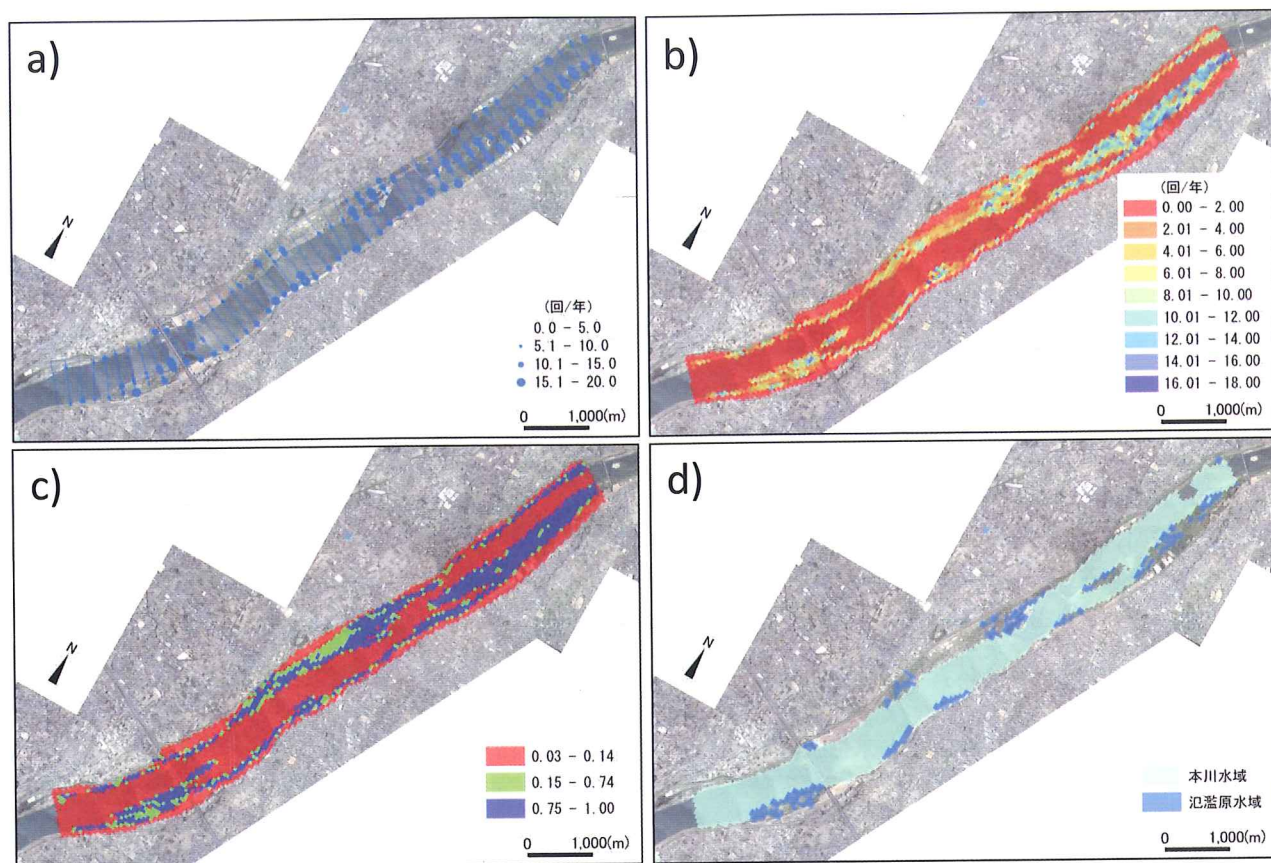


図4 a) 横断測線上の各測点(ポイントデータ)に与えた冠水頻度, b) それを面的に展開して50mメッシュ(ポリゴンデータ)で整理した冠水頻度マップ, c) 同メッシュ上に回帰モデルによる評価値を3段階で表した回帰モデル評価マップ, d) 同メッシュ上に氾濫原水域の有無(2段階評価)を表した氾濫原水域マップ。

析(確率分布:二項分布,リンク関数:ロジット)を行い,ブートストラップ法による尤度比検定(反復回数:100,000回)により統計的有意性を確認し( $P < 0.001$ ),イシガイ類の生息可能性を予測する回帰モデルを構築した(図5)。

### 3) 回帰モデル評価マップ

冠水頻度マップから得られる各メッシュの冠水頻度の値を,構築した回帰モデルに代入することにより,イシガイ類の生息可能性を示す値(以下,モデル評価値)が各メッシュに与えられる。モデル評価値は0から1までの値をとり,そのままでは判断基準として使いづらいことから,3段階評価に変換し,回帰モデル評価マップとして表した(図4c)。3段階評価は,図5を参照し,イシガイ類の生息水域のみが該当する生息可能性0.75以上の値を「高」,逆に生息しなかった水域のみが該当する0.15未満の値を「低」,生息と非生息の両方が該当する0.15以上0.75未満の値を「中」と定義した。

### ② 氾濫原水域マップの作成

対象区間における河川環境基図の水域SHPデータをGIS上で表示し,ワンドやたまりといった氾濫原水域を抽出した。抽出した氾濫原水域SHPデータと50mメッシュを重ね,氾濫原水域を含むメッシュを機械的に抽出することにより,氾濫原水域の有無を表す氾濫原水域マップを得た(図4d)。

### ③ 総合評価マップの作成

モデル評価値に基づく3段階評価(①)と氾濫原水域の有無による2段階評価(②)の組み合わせにより6段階の評価区分を設定した(表1)。この評価を各メッシュで行うことにより,総合評価マップを得た(図6)。

### 開発した評価手法の精度検証

評価手法の精度を検証するため,イシガイ類の生息有無を調査した37箇所の氾濫原水域が重なるメッシュの

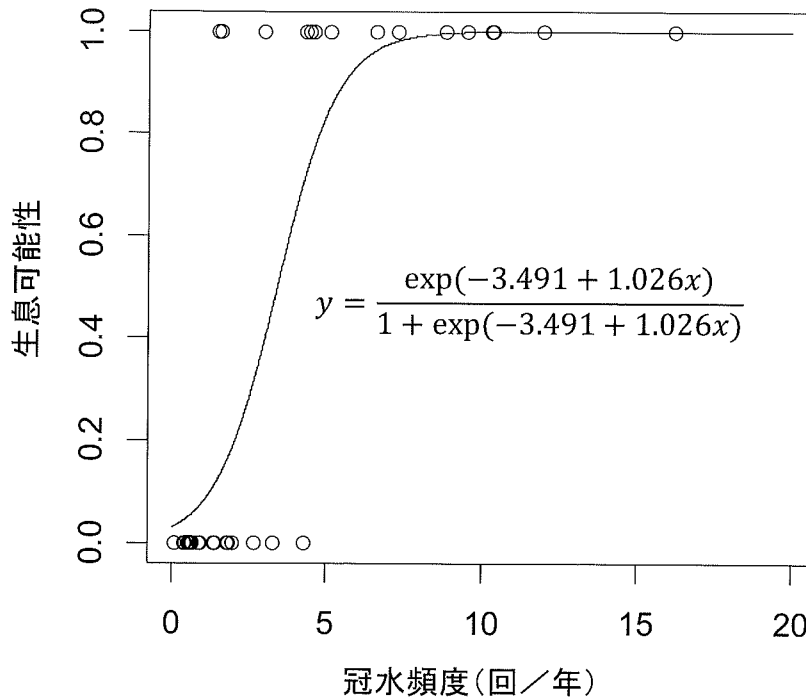


図5 イシガイ類の生息可能性を予測するロジスティック回帰モデル。生息可能性の1は在、0は不在を示す。

表1. 総合評価に用いた6段階の評価区分と、区間全体の河道内氾濫原環境の再生に資する、河道掘削に関連した管理方針の例。

評価項目		評価区分	河道掘削に関連した管理方針
モデル評価値	氾濫原水域		
高 (≥0.75)	有	A	保全
	無	A'	水域の創出
中 (0.15-<0.74)	有	B	面的な掘削 (少), 導水路の創出
	無	B'	A' と B の両方
低 (<0.15)	有	C	面的な掘削 (多), 導水路の創出: 優先度は低い
	無	C'	A' と C の両方: 優先度は低い

評価区分を整理した (表2)。水域が複数のメッシュにまたがるときは、水域の重なる面積が最も大きいメッシュの評価区分で代表した。各評価区分に含まれるイシガイ類の生息水域と非生息水域の数を基に、精度の検証を行った。

実際にイシガイ類の生息が確認された水域は37箇所中17箇所であり、そのうち15箇所 (88.2%) は最もイシガイ類の生息環境に適していると判断される評価A (モデル評価値「高」かつ水域「有」) に該当し、生息に適さないと判断される評価Cおよび評価C'には該当しなかった (表2)。ただし、評価Aには、イシガイ類の非生息水域20箇所のうち7箇所 (35.0%) も含まれて

いた (表2)。これらの結果は、本評価手法がイシガイ類の生息水域をほぼ見落とさない一方で、やや過大評価の傾向にあることを示している。しかし、残りの非生息水域13箇所 (65.0%) は、氾濫原水域がないと判断される評価区分 (評価A'に9箇所、評価B'に2箇所) と、水域はあるが回帰モデル (冠水頻度の観点) からは生息可能性がやや劣るとみなされる評価B (2箇所) に該当していた。このことから、イシガイ類の生息に適さない場所の評価についても、一定の予測精度が示された。

実際には水域が存在するが、氾濫原水域マップでは水域「無」と判定された水域が37箇所中12箇所 (32.4%) 存在した (表2)。これは、氾濫原水域マップの作

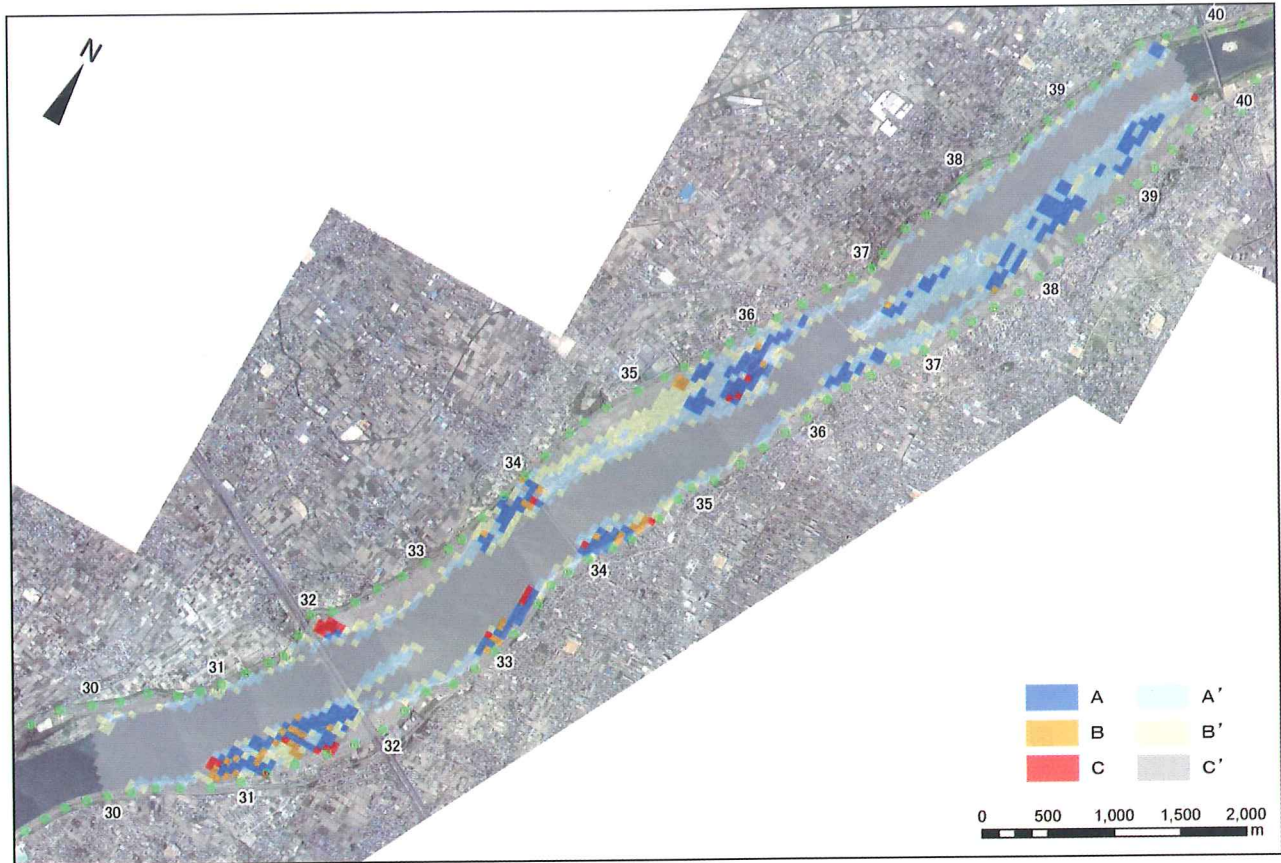


図6 50 mメッシュ (ポリゴンデータ) 上に, 6段階の評価区分を表した総合評価マップ. 評価区分を表すアルファベットは表1に対応している.

表2. イシガイ類の生息調査が行われた37水域が位置するメッシュの評価区分の内訳. 生息水域は括弧外, 非生息水域は括弧内の数字で表される.

モデル評価区分	氾濫原水域		合計
	有	無	
高 (≥75%)	15 (7)	1 (9)	16 (16)
中 (15-74%)	1 (2)	0 (2)	1 (4)
低 (<15%)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
合計	16 (9)	1 (11)	17 (20)

成にあたって基礎データとして使用した河川環境基図に, これらの調査水域が水域として記録されていないことに由来する. 河川環境基図の水域データは, 空中写真判読によって作成されていることから, 小さな水域は樹冠に覆われている等の理由から判別できなかった可能性が考えられる. しかし, これらの12箇所のうち, 実際にイシガイ類が生息していたのは1箇所のみであった(表2). また, この1箇所の総合評価はA'であったことから, たとえ水域「無」と評価されても, 冠水頻度の観点から

高い評価が与えられていた. このことから, 河川環境基図に記録されないような小さな水域の見落としは, 本評価手法では大きな問題にはならないと考えられる.

なお, 評価A'とBに判定された合計2箇所の生息水域は, どちらもドブガイ属のみが生息する水域であった. 評価A'の生息水域は, 上述したように空中写真で判読できないほど小さな水域であり, 評価Bの生息水域は回帰モデル値がやや低い, すなわち冠水頻度がやや低く環境の質が劣ると判定された水域である. 一方, 残り



15 箇所の生息水域はすべて評価 A に該当し、そのうち 6 箇所には全 3 分類群が、他の 6 箇所には 2 分類群（うち 4 箇所はイシガイとドブガイ属、2 箇所はその他の組み合わせが 1 つずつ）が、残り 3 箇所には 1 分類群（うち 2 箇所はドブガイ属のみ、1 箇所はトンガリササノハガイのみ）が生息していた。これらの結果は、複数種が生息する水域は、良好な生息環境を示唆する評価 A と判定される可能性が高いことを示唆する。それゆえ、種組成の異なる河川においても、本評価手法が一定の予測精度を発揮することが期待される。また、イシガイが生息していた 11 箇所すべての水域は評価 A に該当していたことから、イシガイが群集の構成主体である河川では、特に高い精度の評価が期待できると考えられる。

### 河川管理における評価マップの活用例

現状においてイシガイ類の生息可能性が高い評価 A に該当するエリアは、安易に変更を行わず、生息地維持の観点から適切な管理を施す“保全”すべきエリアとみなすことができる（表 1）。河川事業等によって、このエリアを生息地保全以外の目的で人為的に改変せざるを得ない場合、現状において良好な氾濫原環境が存在している可能性が高い場所として、十分な配慮がなされるべきである。特に、評価 A のメッシュが広範囲にかたまっている見られる場所は、良好な生息場や生物個体群のソースとなっている可能性もあるため、保全の優先度は高いと考えることができる。

治水上、河積（断面）の確保を目的に、多くの直轄区間で頻繁に実施されている河道掘削（高水敷の切り下げや低水路拡幅）は、掘削箇所の冠水頻度が增大することから、氾濫原の再生や創出と親和的である。それゆえ、河道掘削により、区間全体の河道内氾濫原環境の再生に寄与できる可能性がある。ここで、モデル評価値は冠水頻度の関数であることから、その大小は冠水頻度の高低と関連している。モデル評価値に水域の有無も加味された評価区分は、イシガイ類の生息に必要な水域環境を再生、創出するための掘削の規模と必要経費を示唆する。それゆえ、冠水頻度が元々高い評価 A' のエリアでは、水域を造成するだけで良好な生息場を創出することができるかもしれない（表 1）。評価 B のエリアでは、既に存在する水域周辺域を面的に少し切り下げることで、あるいは本川からの導水路を整備するなどして冠水頻度を向上させることで、生息場機能を高めることができるかもしれない。評価 B' のエリアでは、評価 B と同様の冠

水頻度の向上ならびに水域の造成の両方を実施することで、生息場の創出が可能かもしれない。一方で、モデル評価値が低い評価 C や C' は、イシガイ類の生息に適した水域環境の再生、創出に要する掘削規模と必要経費が大きくなると考えられる。それゆえ、限られた経費の中で、河積の確保に加えて、良好な氾濫原水域を面的に多く創出することを目指す場合、評価 C や C' のエリアの掘削の優先度は低くなると考えられる。

以上に述べた、直轄区間における河道内氾濫原環境の保全や再生、創出の考え方ならびに評価結果は、河川整備計画や自然再生計画の立案において適用可能であり、環境面からの基礎的な判断材料を提供するものと考えられる。河積の確保を目的とした河道掘削等の実施箇所の選定には、河川縦断的かつ左右岸別に流下させ得る流量を棒グラフで表した流下能力図が用いられている。例えば、本評価手法に基づいて、河道内氾濫原環境の現状を、流下能力図と類似の形式で示すことができれば、治水安全度と河道内氾濫原環境を同じ土俵で議論することが可能になると考えられる。そうして立案された計画に基づき、個別事業が実施されれば、治水のみの側面から計画、実施された場合とは異なる河道内氾濫原環境を、将来において形成することができると期待される。なお、既に計画されている河道掘削の予定地に関しても、本評価手法を適用し、掘削場所や掘削手法を再検討することも期待される。

### 今後の課題と潜在的な誤差

本研究では、氾濫原環境の指標生物として有効性が指摘されるイシガイ類をモデルとし、河川管理者が保有する既存のデータセットを用いて、河道内氾濫原環境を極力簡易に評価する手法を開発、提案した。精度検証の結果、研究対象区間におけるイシガイ類の生息状況を一定の精度で帰納的に説明できることが確認された。本評価手法の情報処理手順は、全国の直轄河川及び同様の基礎データを備える都道府県管理河川に適用可能であり、有用性は高いと考えられる。しかしながら、以下に示すように、今後さらなる検討が必要な課題やデータ処理に起因する潜在的な誤差を含む。これらの課題を解決するとともに、潜在的な誤差を認識することで、本評価手法は、より有用なものになると考えられる。

#### 回帰モデルに起因する課題

本研究において構築したイシガイ類の生息に関する回帰モデルは、セグメント 2 であっても、異なる特性を持

つ河道区間には適用できないことが明らかになっている(永山ほか, 未発表). 本研究では, 木曽川のセグメント2(河床勾配約1/3,600)で樹林化が進行した極めて安定な河道を対象とし(図7a), 冠水頻度がより高い水域でイシガイ類の生息可能性が高くなることを示す回帰モデルを構築した. しかし, 木津川のセグメント2(河床勾配約1/1,100)のように, 出水による砂州や流路の変動が比較的活発な河道では(図7b), 冠水頻度のみでは統計的に有意な回帰モデルを構築できなかった(永山ほか, 未発表). 砂州河道もしくは樹林化が進行中で砂州が比較的優占するような河道では, 冠水頻度が高い水域は同時に洪水時の物理的な攪乱強度も高いと考えられる. 洪水時の攪乱強度の高さは, イシガイ類の生息を強く制限することが知られている(Strayer 1999; Morales et al. 2006). そのため, 木津川では冠水頻度のみでイシガイ類の生息を説明することができなかつたと考えられる.

セグメント2に区分されるが, より勾配が急な河道では, 木津川の例と同様の理由により, 木曽川で構築した回帰モデルは, 多くの場合, 適用できないと考えられる. また, 本研究対象地であっても, 裸地の広がる砂州河道であった過去の状況に対しては(“研究対象地”を参照), 同様の理由で, 本研究で構築した回帰モデルを適用することは困難であろう. 以上のことから, 本研究で構築した回帰モデルに基づく氾濫原環境の評価は, セグメント2の中でも, 低平な自然堤防帯に属し, 樹林化が進行した河道において適用可能であり, 異なる特性を持つ河道

に対しては, 更なる検討が必要である. 今後, 個別の河道特性に適したモデルを構築することができれば, 本評価手法のモデルと入れ替えることで, 対象区間に応じた評価手法を開発することができる. その際, モデルに使用したパラメータを評価マップに反映させるための技術的な検討は別途必要である.

#### 水位超過回数曲線の縦断的内挿法に関する課題

任意の地点における冠水頻度を推定するために, 本評価手法では, 水位観測所の過去10年分の日水位データから水位超過回数曲線を求め, 水位観測所間で単純に線形内挿するという, 極めて簡易な手法を採用した(図3). しかし, この手法は, 勾配の不連続点や変化点を考慮できない. 本研究対象区間では問題とならないが, 勾配の遷急点や堰等の横断構造物が水位観測所間に存在する区間では, 実際の水位超過回数とは大きく異なる値を推定する可能性がある. 簡便さを保持しつつ, この課題を解決するためには, 今後, 水位観測所間に存在する勾配の不連続点と変化点を考慮できる手法を開発する必要がある.

#### 冠水頻度(標高)の推定手法に内在する誤差

本評価手法では, 冠水頻度マップの作成にあたり, 定期横断測量線上の各測点に整理した冠水頻度の推定値を空間内挿することによって面的な評価を行っている(図4a, 4b). このことは, 河道内の面的な地形を, 定期横断測量データに基づいて推定していることにほかならない. それゆえ, ここで行った冠水頻度(標高)の推定手

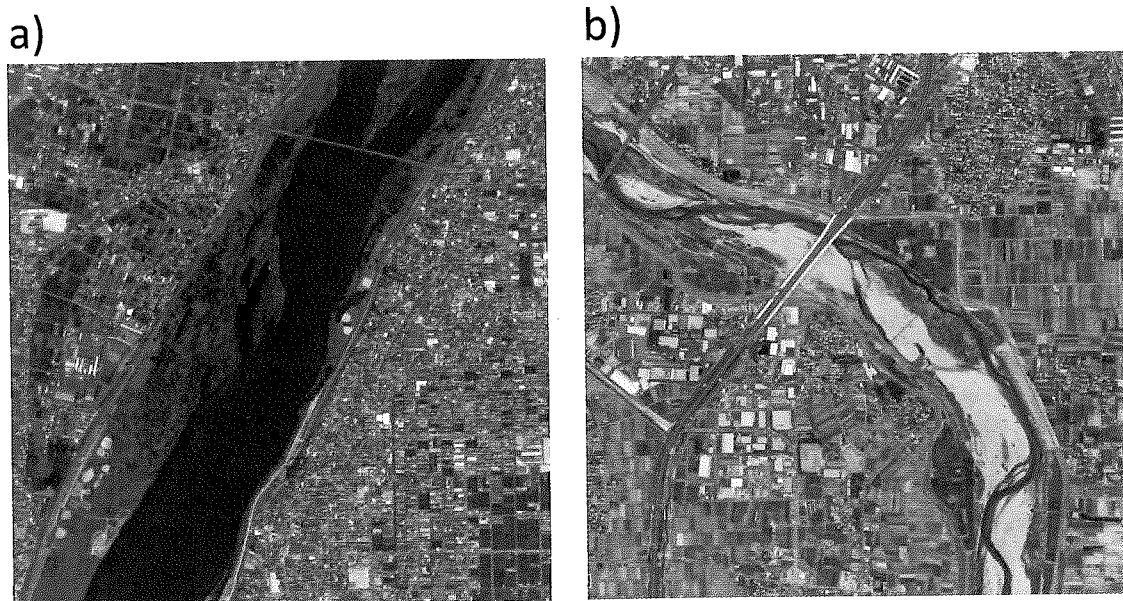


図7 a) 樹林化が進行した木曽川と, b) 砂州が優占する木津川のセグメント2における河川景観.

法は、横断測線間に存在する地形の再現性において、一定の誤差を潜在的に含んでいる。ただし、平野部における河道内地形の縦断方向の変化は、横断方向の変化と比べれば一般的に緩やかである。また、本評価手法は、イシガイ類の生息を一定の精度で予測可能であった。それゆえ、冠水頻度（標高）の推定手法に内在する誤差は、本評価手法において大きな欠陥とはなっていないと考えられる。

## 謝辞

本研究の実施にあたり、国土交通省中部地方整備局木曾川上流河川事務所から空中写真および各種地形データ等を提供いただいた。査読者からは、本論を改善する有益なコメントをいただいた。また、本研究は環境省の公害防止等試験研究費の助成を受けて実施した。

## 摘要

直轄区間における河川整備計画や自然再生計画の立案に寄与することを目的に、セグメント2に区分される低平な自然堤防帯を流れる沖積低地河川において、イシガイ類を指標生物とした河道内氾濫原環境の簡易な評価手法を開発し、精度検証、評価結果の活用例の提示、課題の抽出を行った。

開発した評価手法のフローを以下に示す。まず、①イシガイ類の生息可能性を3段階評価で表す“回帰モデル評価マップ”と、②氾濫原水域の有無を2段階評価で表す“氾濫原水域マップ”を作成する。そして、③それらの評価の組み合わせから得られる6段階の評価区分を面的に展開した“総合評価マップ”を作成する。高い汎用性を実現するため、評価に要するデータは、直轄区間で一般に取得可能なもののみとした。また、回帰モデルの説明変数として冠水頻度を用い、評価単位として50mの正方形メッシュを採用した。

精度検証の結果、イシガイ類の生息水域17箇所中15箇所（88.2%）は、モデル評価値が高く、氾濫原水域もある最も高い評価区分に該当した。また、非生息水域20箇所中13箇所（65.0%）は、氾濫原水域がないと判定される評価区分、もしくは水域はあるが生息可能性がやや劣るとみなされる評価区分に該当していた。以上から、本評価手法は、イシガイ類の面的な生息分布を一定の精度で予測でき、河道内氾濫原環境の現状評価に使用可能であると考えられた。

ただし、構築したイシガイ類の生息に関する回帰モデルの適用範囲は、本研究対象地のように、陸域の樹林化が進行した低地河川に限定される。そのため、今後は、異なる特性を持つ河道で適用可能なモデルを構築する必要がある。また、冠水頻度を面的に表現するために行った水位観測所を基準とした水位変動特性の内挿法は、勾配の不連続点や変化点を考慮できていないため、今後は、この点を改善する必要がある。

## 引用文献

- Aldridge D.C., Fayle T.M., & Jackson N. (2007) Freshwater mussel abundance predicts biodiversity in UK lowland rivers. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **17**: 554-564.
- Junk J.W., Bayley P.B., & Sparks R.E. (1989) The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences Special Publications* **106**: 110-127.
- Kondolf G.M. (1997) Hungry water: effects of dams and gravel mining on river channels. *Environmental Management* **21**: 533-551.
- Morales Y., Weber L.J., Mynett A.E., & Newton T.J. (2006) Effects of substrate and hydrodynamic conditions on the formation of mussel beds in a large river. *Journal of the North American Benthological Society* **25**: 664-676.
- 永山滋也・原田守啓・萱場祐一 (2013) セグメント2区間における河道タイプと氾濫原水域・指標生物分布との関係。土木技術資料 **55**: 6-9.
- 永山滋也・森照貴・小出水規行・萱場祐一 (2012) 水田・水路における魚類研究の重要性と現状から見た課題。応用生態工学 **15**: 273-280.
- Nakamura K., Tockner K., & Amano K. (2006) River and wetland restoration: lessons from Japan. *BioScience* **56**: 419-429.
- 根岸淳二郎・萱場祐一・佐川志朗 (2008) 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～。土木技術資料 **50**: 38-41.
- Negishi J.N., Nagayama S., Kume M., Sagawa S., Kayaba Y., & Yamanaka Y. (2013) Unionoid mussels as an indicator of fish communities: A conceptual framework and empirical evidence. *Ecological Indicators* **24**: 127-137.
- Negishi J.N., Sagawa S., Kayaba Y., Sanada S., Kume M., & Miyashita T. (2012a) Mussel responses to flood pulse frequency: the importance of local habitat. *Freshwater Biology* **57**: 1500-1511.
- Negishi J.N., Sagawa S., Sanada S., Kume M., Ohmori T., Miyashita T., & Kayaba Y. (2012b) Using airborne scanning laser altimetry (LiDAR) to estimate surface connectivity of floodplain water bodies. *River Research and Applications* **28**: 258-267.
- Rinaldi M., Wyzga B., & Surian N. (2005) Sediment mining in alluvial channels: physical effects and management perspectives. *River Research and Applications* **21**: 805-828.
- Robinson C.T., Tockner K., & Ward J.V. (2002) The fauna of dynamic riverine landscapes. *Freshwater Biology* **47**: 661-677.
- Strayer D.L. (1999) Use of flow refuges by unionid mussels in

- ivers. *Journal of the North American Benthological Society* **18**: 468-476.
- Takahashi M., & Nakamura F. (2011) Impacts of dam-regulated flows on channel morphology and riparian vegetation: a longitudinal analysis of Satsunai River, Japan. *Landscape and Ecological Engineering* **7**: 65-77.
- Tockner K., Schiemer F., & Ward JV (1998) Conservation by restoration: the management concept for a river-floodplain system on the Danube River in Austria. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **8**: 71-86.
- Tockner K., & Stanford J.A. (2002) Riverine flood plains: present state and future trends. *Environmental Conservation* **29**: 308-330.
- 山本晃一 (2010) 沖積河川—構造と動態—. 技報堂出版. 東京.