

九州北西部中下流域エコリージョン における河川環境健全度評価手法の開発

THE DEVELOPMENT OF ENVIRONMENTAL INDICATOR IN THE NORTHWEST MIDSTREAM SEGMENT-BASED ECOREGIONS IN THE KYUSHU REGION

巖島 怜¹・島谷幸宏²・中島 淳³・河口洋一⁴
Rei ITSUKUSHIMA, Yukihiko SHIMATANI, Jun NAKAJIMA and Yoichi KAWAGUCHI

¹正会員 工修 国土交通省総合政策局海外プロジェクト推進課 (〒100-8918 東京都千代田区霞ヶ関2-1-2)

²フェロー会員 工博 九州大学大学院工学研究院 (〒819-0395 福岡市西区元岡744)

³農博 福岡県保健環境研究所 (〒818-0135 太宰府市向佐野39)

⁴正会員 学術博士 徳島大学大学院リサーチ・イノベーション研究部 (〒770-8506 徳島市南常三島町2丁目1番地)

In Japan, many restoration projects and efforts to conserve the river environment were carried out across the country. In spite of these efforts, effective measures to conserve the river ecosystem or post-evaluation of the restoration project were insufficient due to a lack of environmental indicators. We established biological indicators using fish fauna in the midstream segment-based ecoregions of the northwest ecoregions based on the concept that quality of biota can be compared in the same segment-based ecoregion. Furthermore, multiple regression analysis was carried out to explain the relationship between the index value and the physical characteristic of a habitat. As a result of the multiple regression analysis, it was found that embayment increased the number of fish species. On the other hand, weir and ponding decreased it. Establishing biological indicators using the ecoregion concept enabled to compare the integrity of fish fauna between watersheds, which had been previously difficult to examine.

Key Words : *Biological integrity, Ecoregion, Segment based ecoregion, IBI, freshwater, fish fauna*

1. 目的

1997年の河川法改正に伴い、河川管理の目的に環境の整備・保全が追加され、現在国内では数多くの自然環境の保全、復元に関する取組みが実施されている。しかし、日本では多様な生物の生息およびその生息環境については、環境の質を測定する指標が確立されておらず、効果的な対策あるいは事業評価が充分に行えない状況にある。

海外では河川環境健全度の評価に関する研究が多く見られる。1980年代初頭に英国でRIVPACS(River Invertebrate Prediction and Classification System)、米国でIBI(Index of Biotic Integrity)という2つの河川環境健全度の評価手法が開発され、今日まで多く使用されている。

RIVPACSは観察あるいは予測された生物相の比較に基づいた調査地点の状態を評価するものであり¹⁾、IBIは計算された複数の指数の合計値で表される指標の値をリファレンスとなる条件下で比較することで、調査地の生態学的健全性を評価するものである²⁾。IBIは初め魚類を対象に開発されたが、河川に生息する大型無脊椎動物³⁾や付着藻類⁵⁾にも適用されている。この方法では始めに、複数の生物指数(例; 全種数の豊かさ、耐性のある個体

の割合)についてリファレンスコンディションを考慮して計算する。こうして得られた指数が合計され、総合的な生態学的健全性を表すIBIとなる。

RIVPACSは複数地点の物理的・化学的特徴から構築された生物相予測モデルを用い、観測された生物相と予測された生物相を比較することで、人為的インパクトの程度を評価するものであり、予測モデルの構築が必要である。IBIは生息種の豊かさやその状態から指標作成を行うものであり、生物データから環境を評価可能であるため、本研究はIBIを参考に指標開発を行う。

日本における生態学的健全度の評価指標に関する研究として、IBIを日本の河川に適用した小出水らの研究⁶⁾や、九州に出現する魚種を生息場から分類することで生物指数を作成し、環境構造の評価を行った中島らの研究⁷⁾が挙げられる。しかし、日本を始めとするモンスーンアジア諸国においては、島嶼や半島が多いなど国土の形状が複雑であり、地理的・気候的に生物群集が細分化されていることなどから、河川生物相の健全度を評価、比較する際には指標の適用可能範囲について検討することが重要である。生物相の比較可能な領域は、エコリージョン⁸⁾と定義されており、対象とする九州地方では、魚類相

を用いたエコリージョン区分に関する研究が実施されている⁹⁾。

本研究では、魚類相の地理的分布に加え、流程区分による魚類相の相違を考慮した同一のセグメントエコリージョン内に属する九州北西部の38地点において、IBIや中島らの研究を参考に、魚類に関する多重の評価基準を設け指標開発を行った。また、各地点の指標値と物理環境の関係性を把握するため、各地点の航空写真から計測した49の物理環境項目と生物指標値の重回帰分析を実施した。

2. 方法

(1) 対象地域および基本概念

本研究では、既往の九州のセグメントエコリージョン区分に関する研究¹⁰⁾における九州北西部中下流域のセグメントエコリージョンに属する地点のうち、国土交通省が管理する38地点を対象に行った(図-1)。ここでは、「同一セグメントエコリージョン内であれば生物相の良否が比較可能である」という仮説に基づき、最も魚種数が多く見られた中下流域のグループを対象に生態学的健全度を評価可能な指標作成を行った。ここでの基本概念は、セグメントエコリージョンが同じで、環境の状況が同じであれば生息する魚類相は等しいというものである。すなわち生息する魚類相は環境の状況を反映していると考えられるのである。ここでは、在来淡水魚の魚種数が多いほど地点の生息環境の構造が多様として評価を行う。

(2) 方法

a) 指標値の算出方法

本研究で使用する魚種データは、対象とする38地点で実施された水辺の国勢調査結果(1992年-2005年)で出現した純淡水魚の採捕有無データを用いた。1992年から2005年の間で一度でも生息が確認された種を確認ありとした。

対象とする魚種が利用する生息場を概念的に表したものを図-2に示す。対象とするセグメントエコリージョンに出現した魚種をまず、在来種と外来種・国内移入種に分類した。外来種・国内移入種は、在来の生態系を攪乱し、生態学的健全性に負の影響を与える要因として考えた。次に河川の淡水域で生涯生活する種と、海から遡上して河川淡水域で生活する種では生息場・食物などの環境資源の利用の仕方が大きく異なるため、在来種を純淡水魚と回遊魚に分類した。ここで、回遊魚とは生活環のある時期に規則的に川と海の間を回遊する魚¹¹⁾を指す。

次に純淡水魚のうち、河川内の瀬や淵(恒久的水域)を主要なハビタットとして利用する種とワンドや氾濫原など止水環境を利用する種に分類した。止水環境を利用する種はさらにワンド等河道内の止水環境を利用する種と溜池や湿地、水田といった河川と連続する河道外の止水

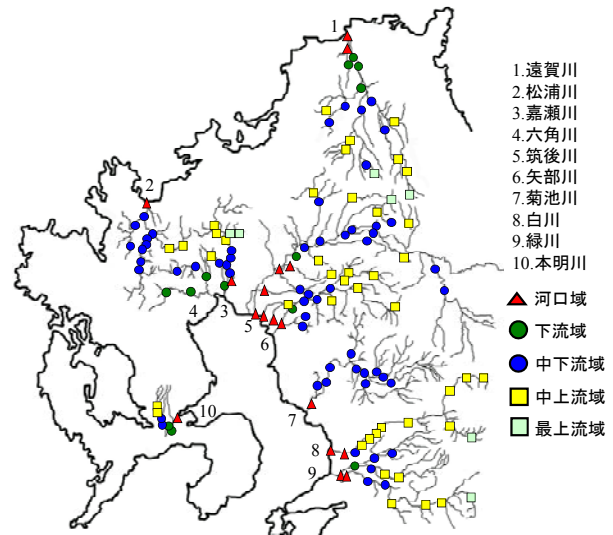


図-1 九州北西部のセグメントエコリージョン区分

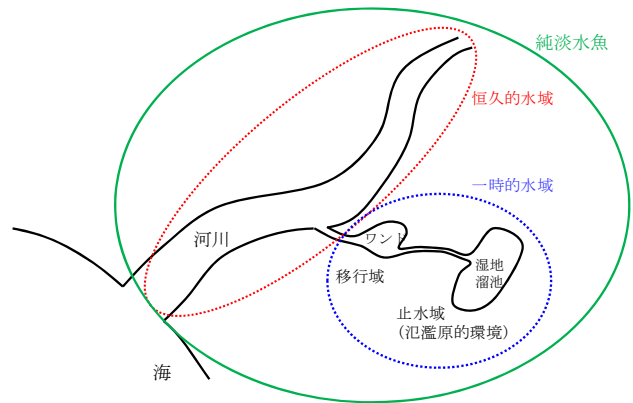


図-2 純淡水魚の生息環境概念図

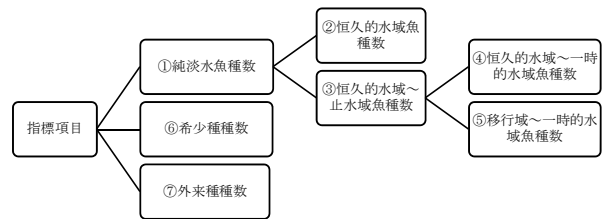


図-3 設定した指標項目

表-1 出現魚種の分類

純淡水魚(33種)			外来種・国内移入種(12種)
恒久的水域(16種)	一時的な水域(17種)	移行域～止水水域(5種)	
恒久的水域～止水水域(12種)			
カワヒガイ(NT)	ヤリタナゴ(NT)	ツチフキ(Ⅱ)	ドイツイ
ニゴイ	アブラボテ(NT)	メダカ(Ⅱ)	ゲンゴロウフナ
ヤマトシマドジョウ(Ⅱ)	カゼトゲタナゴ(ⅠB)	ドジョウ	タイリクバラタナゴ
オイカワ	セボシタビラ(ⅠA)	モツゴ	ワタカ
カワムツ	ヌマムツ	ニッポンバラタナゴ(ⅠA)	ハス
タカハマ	ゼゼラ		タモロコ
ムギツク	カネヒラ		カダヤシ
カマツカ	コイ		ブルーギル
イモロコ	ギンブナ		ブラックバス
コウライモロコ	オオキンブナ		チカダイ
ギギ	スジシマドジョウ小型種九州型(ⅠB)		カムルチ
アリアケギバチ(NT)	ナマス		グッピー
ドンコ			
カワヨシノボリ			
オヤニラミ(Ⅱ)			
スナヤツメ(Ⅱ)			

希少種(環境省カテゴリー) ⅠA: 絶滅危惧ⅠA類、ⅠB: 絶滅危惧ⅠB類、Ⅱ: 絶滅危惧Ⅱ類、NT: 準絶滅危惧種

- | | |
|----------------------|----------------|
| 1.河道幅 | 16.淵 |
| 2.リーチ長 | (1)個数 |
| 3.最大水面積 | (2)総幅 |
| 4.最小水面積 | (3)総長 |
| 5.水面積比 (最大水面積/最小水面積) | (4)最大の淵の幅 |
| 6.水面面積 | (5)最大の淵の長さ |
| 7.河道面積 | (6)淵総面積 |
| 8.河道幅比 | (7)淵総面積/水面積 |
| 9.水面面積/河道面積 | (8)淵総面積/河道面積 |
| 10.流入支川数 | 17.湛水域 |
| 11.用排水の数 | (1)個数 |
| (1)落差あり | (2)総幅 |
| (2)落差なし | (3)総長 |
| 12.護岸率 | (4)最大の淵の幅 |
| (1)通常護岸率 | (5)最大の淵の長さ |
| (2)生態護岸率 | (6)湛水域総面積 |
| 13.水制の数 | (7)湛水域総面積/水面積 |
| 14.堰 | (8)湛水域総面積/河道面積 |
| (1)個数 | 18.ワンド |
| (2)落差 | (1)個数 |
| 15.早瀬 | (2)総幅 |
| (1)個数 | (3)総長 |
| (2)総幅 | (4)最大のワンドの幅 |
| (3)総長 | (5)最大のワンドの長さ |
| (4)最大の早瀬の幅 | (6)ワンド総面積 |
| (5)最大の早瀬の長さ | (7)ワンド総面積/水面積 |
| (6)早瀬総面積 | (8)ワンド総面積/河道面積 |
| (7)早瀬総面積/水面積 | |
| (8)早瀬総面積/河道面積 | |

図-4 重回帰分析に用いた物理環境項目

環境を利用する種に分類した。また、希少種の存在はその地点の健全性を表す尺度となるため、希少種数も評価項目とした。ここでは、2007年版環境省レッドデータブックに記載されている種のうち、絶滅危惧Ⅰ類、絶滅危惧Ⅱ類および準絶滅危惧のカテゴリに属する種を希少種と定義した。このようにして決定した指標項目を図-3の①～⑦に示す。また、表-1に各魚種が利用している生息場を示す。

指標値の計算方法は極めて単純である。対象全地点に出現した魚種数を分母に、当該地点の魚種数を分子にし、その値を10倍にしたものを指標値とする。例えば、38地点で確認された総純淡水魚種数：33種、ある地点での種数：20種とすると、指標値=20/33×10=6.1点となる。

計算した指標値を指標毎にまとめることで、当該指標の各地点の健全度を比較することが可能となる。また、地点毎に各指標値のレーダーチャートを作成することで、当該地点にどのような環境構造が欠落しているかを推測することが可能となる。

b) 生物指標値と物理環境の関係

算出された各指標値と物理環境との関係を明らかにするため、各指標値を目的変数、物理環境項目を説明変数として重回帰分析を行った。物理環境データは河川水辺の国勢調査結果の河川調査結果に加え、国土交通省が保有する環境情報図に記載されている調査地点の航空写真からプランニメーターにより計測を行った49項目(図-4)を対象とした。

分析に際し、物理環境項目間の相関係数を算出し、独立性及び各指標値との相関関係を考慮のうえ指標毎に10

項目を抽出した。重回帰分析の変数選択は変数減少法により行い、説明変数選択基準($Ru=1-(1-R^2)(n+k+1)/(n+k-1)$)、 R ：重相関の数值、 n ：データ数、 k ：説明変数の数が最も高い重回帰式を採用した。

3. 結果および考察

(1) 各指標値の計算結果

本節では、得られた計算結果のうち、①純淡水魚種数、②恒久的水域魚種数、⑤移行域～一時的水域魚種数の3つの指標項目について詳述する。

a) 純淡水魚種数に関する指標値

対象地点における純淡水魚種数の指標値を図-5に示す。当該指標値は、恒久的水域魚種数および恒久的水域～止水域魚種数の豊かさを表す指標であり、生活史の全てを純淡水域で過ごす種の多様性を表す指標である(図-2)。対象とするセグメントエコリージョンでは33種の純淡水魚が確認された(表-1)。38地点における純淡水魚種数の平均値は5.1点であった。最も得点が高い地点は菊池川および嘉瀬川に属する地点であり7.3点、最も得点が高い地点は遠賀川に属する地点で2.4点である。得点が高い河川として松浦川、六角川、菊池川、矢部川、筑後川が挙げられる。一方得点が高い河川は遠賀川、本明川、白川である。純淡水魚種数では極めて得点が高い地点、あるいは極めて低い地点は確認されず、各地点間の得点の大きなばらつきはみられなかった。

b) 恒久的水域魚種数に関する指標値

対象地点における恒久的水域魚種数の指標値を図-6に示す。当該指標値は純淡水魚のうち、生活史の全てを河道内の瀬や淵で生息する種の多様性を表す指標である(図-2)。対象とするセグメントエコリージョンでは16種の恒久的水域に依存する種が確認された(表-1)。

38地点における恒久的水域魚種数の指標値平均は5.4点であった。他の指標項目の平均値よりも高くなっていることから、九州北西部では恒久的水域に依存する種の多様性が比較的高いことが伺える。38地点中最も得点が高い地点は筑後川に属する地点で8.1点あり、最も得点が高い地点は遠賀川に属する地点で2.5点である。得点が高い河川として菊池川、矢部川、筑後川が挙げられ、得点が高い河川は本明川、白川が挙げられる。筑後川、松浦川、菊池川では中流部で得点が高く、上下流部で得点が低くなる傾向がみられた。

c) 移行域～一時的水域魚種数に関する指標値

対象地点における移行域～一時的水域魚種数の指標値を図-7に示す。当該指標値は止水環境を利用する種のうち、氾濫原や湿地、水田など用水路等によって河川と結

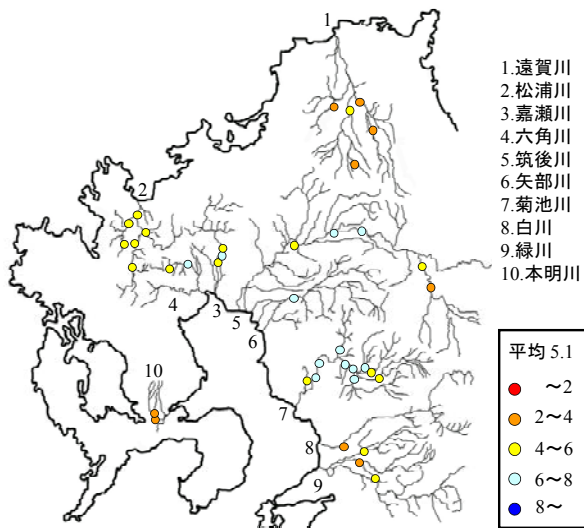


図-5 純淡水魚種数に関する指標値

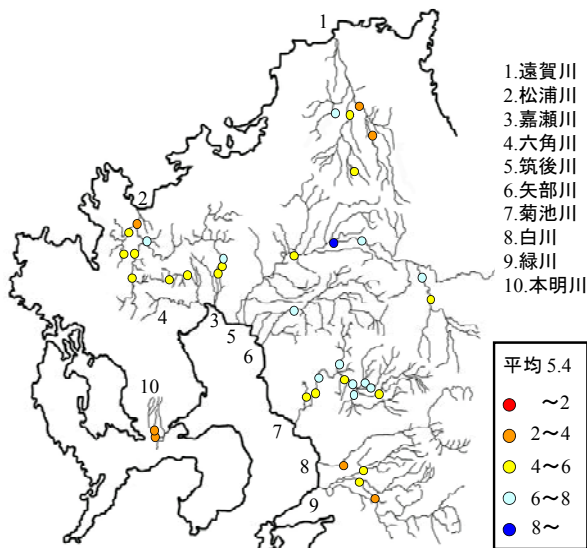


図-6 恒久的水域魚種数に関する指標値

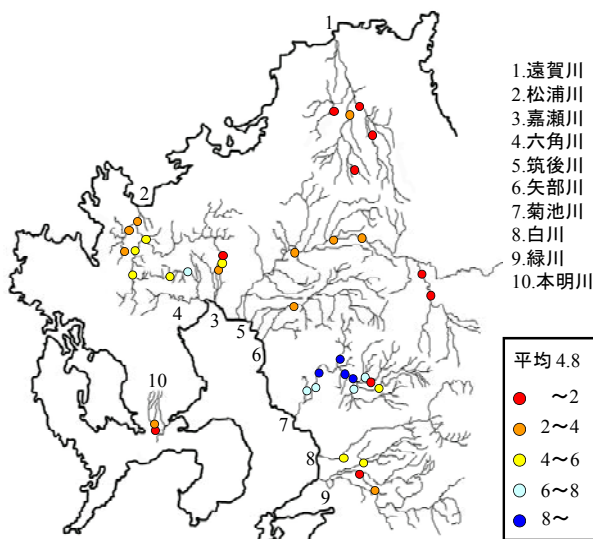


図-7 移行域～一時的水域魚種に関する指標値

ばれる河道外における止水域を、生活史の一環で利用する種の多様性を表す指標である(図-2)。対象とするセグメントエコリージョンでは5種の移行域～一時的水域依存種が確認された(表-1)。メダカやニッポンバラタナゴなど5種のうち3種が希少種として環境省レッドデータブックに記載されている。

38地点における移行域～一時的水域魚種数の平均値は4.8点であった。38地点中最も得点が高い地点は菊池川中流部に属する4地点で、全ての種の生息が見られた。一方で筑後川の上流域、遠賀川中流域、緑川中流域ではこれらの種の出現が見られなかった。得点が高い河川として菊池川、六角川が挙げられ、得点が高い河川は緑川、筑後川、本明川、遠賀川である。恒久的水域～止水域魚種数や恒久的水域～一時的水域魚種数とは異なり、得点が高い地点は菊池川流域に集中しており、これらの種の生息域は極めて限定的と考えられる。また、筑後川、菊池川、六角川では上流側の地点で得点が低くなる傾向がみられた。

(2) 流域ごとの生物指標値

本節では同一流域内に比較的多くの調査地点が九州北西部中下流域エコリージョンに属する松浦川、筑後川、菊池川の3河川について、流域ごとの指標値について比較を行い、各流域の生物指標値と河道内の環境について考察を行う。

a) 松浦川流域における指標値

図-8に松浦川に属する5地点の各指標値を示す。松浦川流域の各指標値の平均は10河川38地点の平均値とほぼ同程度であった。

最下流のMa2では、全ての指標値が平均以下であり、特に外来種数に関する指標値は5.0と低かった。Ma2は松浦大堰の湛水区間を含むため、湛水域を好む外来種数が増えていると考えられる。Ma3では止水環境を利用する種以外の得点は高かった。Ma3は伊岐佐川が合流する地点であり、河道内に多様な環境が生じており、恒久的水域に生息する種など河道内を利用する種の得点が高くなったと考えられる。Ma7は止水環境に生息する種の指標値がやや高く、他の指標値は平均的な値であった。

松浦川流域では本川に属する地点で全体的に指標値が高く、支川に属する地点で値が小さくなっており、支川より本川の環境が良いことが伺える。止水環境に生息する種の豊かさを示す指標値が全て平均を超えていたのはMa7のみであり、松浦川流域では、こうした種が多様に生息する場所が限られていることが伺える。

b) 筑後川流域における指標値

図-9に筑後川に属する5地点の各指標値を示す。筑後川流域の平均値は10河川38地点と比較し、純淡水魚種

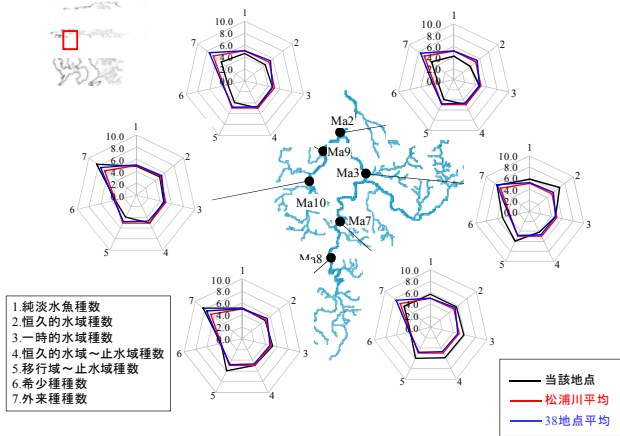


図-8 松浦川流域における各指標値

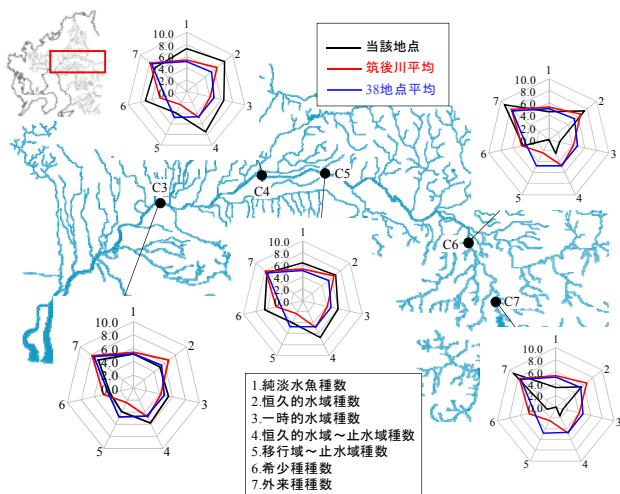


図-9 筑後川流域における各指標値

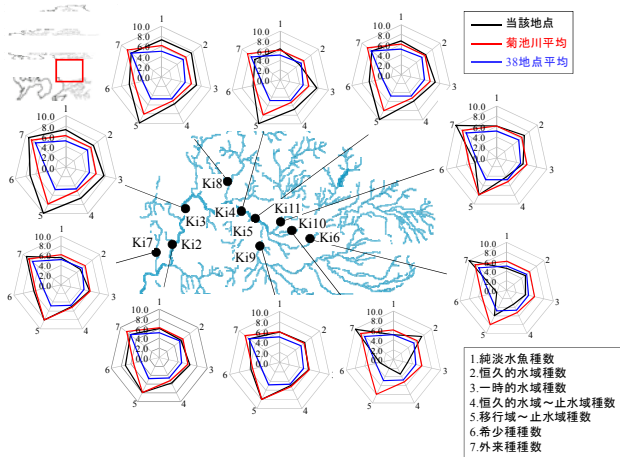


図-10 菊池川流域における各指標値

数、恒久的の水域魚種数および希少種種数が高く、移行域～一時的の水域魚種数が低かった。筑後川では河道内の環境が良く、瀬淵に依存する種が多く生息する一方で、河道内と河道外の水田や湿地帯との連続性に乏しいことが伺える。

筑後川流域では中流域に属するC3, C4, C5 と上流側のC6, C7 では指標値の傾向が大きく異なる。C3, C4,

C5の地点では止水環境を利用する種に関する指標値が高いが、C6, C7ではこれらの種に関する指標値は低い。一方、外来種はC3～C5の地点で高くC6, C7では低い結果となった。C6, C7は、C3～C5と同一のセグメントエコリージョンに属するものの、C3～C5とは異なる環境構造となっていると考えられる。

c) 菊池川流域における指標値

図-10に菊池川に属する10地点の各指標値を示す。菊池川流域の各指標の平均値は全項目で10河川38地点より高く、菊池川は九州北西部で最も多様な環境構造を有する河川と考えられる。特に移行域～一時的の水域に生息する魚種数が多く、河道内外の生息場の連続性が確保されていると考えられる。

菊池川本川最下流に位置するKi2では純淡水魚の種数は平均的であるが、希少種の種数が多く、これらの種が生息に必要な環境が存在する比較的良好な環境となっていることが伺える。Ki3～Ki5では移行域～一時的の水域に生息する種が全種見られることから、これらの地点では河道内外の生息場の連続性が確保されていると考えられる。また、支川に属するKi7, Ki8においても一時的の水域に関する指標値が高く、菊池川流域では支川においても一時的の水域に依存する種が多く生息していることがわかる。

上流に位置するKi6, Ki10, Ki11では止水環境に生息する種の豊かさを表す全ての指標値が流域の平均値以下であり、菊池川流域では一時的の水域に生息する種が豊富という特徴があるものの、上流に向かうにつれてその種数は減少傾向である。

(3) 指標値と物理環境の関係

指標値毎に行った重回帰分析により得られた標準偏回帰係数(β)、決定係数および自由度調整済決定係数を表-2に示す。

重回帰分析の結果、自由度調整済決定係数は0.31～0.38であり各モデルの適合度はあまり高くなかった。また、適合度は①純淡水魚種数で最も低く、これらの種の多様性を説明する物理環境項目も2項目のみであった。

一方、魚類を生息環境により階層的に分類した②～⑤の指標は、モデルの適合度が①純淡水魚種数より高く、その多様性を説明する変数も増加することから、魚類相を生息環境により分類することで、物理環境との関係がより明瞭になることが示唆された。

全体の傾向を概略すると堰の落差、湛水域、通常護岸の割合は魚種の多様性を減少させる一方で、ワンドの規模や河道・水面に占める割合が大きいかほど指標値が増加することが明らかとなった。指標値③恒久的の水域～止水水域魚種数および指標値④恒久的の水域～一時的の水域魚種数は、早瀬の規模や水面に占める割合が増加するに従い指標値が減少する傾向がみられた。これらの種は流水環境

表-2 重回帰分析結果

説明変数	指標① 指標② 指標③ 指標④ 指標⑤ 指標⑥ 指標⑦						
	β	β	β	β	β	β	β
水面面積/河道面積			-0.21				
用排水設備	落差無			-0.18	-0.18		-0.36 **
護岸率	通常				-0.31 *		
	生態						0.35 **
水制数					-0.28 *		
環落差	落差		-0.33 *	-0.35 *			
	個数		-0.31 *				
早瀬	水面比		-0.36 **	-0.45 **			
	最大幅					0.42 **	
	最大長	0.43 **					0.38 **
淵	最大幅	0.32 *					
	総幅					-0.38 **	
湛水域	河道比	-0.43 **	-0.26 *	-0.25	-0.22		-0.36 *
	最大幅				0.21		
ワンド	水面比	0.31 *		0.27 *		0.46 **	
	河道比		0.33 **				0.27 *
	R-square	0.34 **	0.55 **	0.53 **	0.46 **	0.53 **	0.44 **
	Adjusted R-square	0.31	0.49	0.43	0.38	0.45	0.39
	N	38	38	38	38	38	38

注) β : 標準偏回帰係数 **1%水準で有意 *5%水準で有意
 指標項目 ①: 純淡水魚種数、②: 恒久的水域魚種数、③: 恒久的水域～止水的水域魚種数、④: 恒久的水域～一時的的水域魚種数、⑤: 移行域～一時的的水域魚種数、⑥: 希少種数、⑦: 外来種数

を利用しないことから、このような結果が得られたと考えられる。また、指標値⑤移行域～一時的的水域魚種数では淵の規模が多様性を減少させる一方、ワンドの占める割合が指標値を増加させる要因となった。これらの種は本川から離れた水田や氾濫原に生息する種(図-2)であり、河道内では本川の淵よりも二次流路やワンドに多く生息することから、このような結果になったと考えられる。

重回帰分析で説明変数とした物理環境項目は、航空写真からの計測や簡易な現地調査で把握可能なものである。一方、生物の生息に影響を与える流速、河床材料、植生の有無やその種類、河川と水田や氾濫原の連続性などの要因は航空写真では判別困難であり、現地での調査を行い解析に含めることでモデルの精度を向上させることができると考えられる。

しかし、本指標は同一セグメントエコロジーにおける生態学的健全度の良否を定量的に判別可能であり、当該地点で欠落している環境構造を大まかに把握することが可能である。また、自然再生事業の実施に際して簡易な魚類調査を行い、魚種数を把握することで、事業実施後の評価や経年変化を評価することが可能である。セグメントエコロジーという複数の流域間を比較可能なため、広域的な魚種の保全計画の作成や自然再生事業地の選定を行う際に有効と考えられる。

4. 結語

本研究により得られた知見は下記の通りである。

- ①エコロジーを考慮したセグメントエコロジーの概念を用いることで、従来困難であった流域間あるいは同一河川内地点間のある環境に依存する魚種数の比較が可能となることがわかった。
- ②指標値と物理環境の相関は、魚類相を生息場ごとに分類して指標化することで強くなることから、生態学的健全性の評価の為に魚類相を階層的に分類する事が重要である。
- ③重回帰分析の結果から種数を増大させる要因としては

ワンドの規模や水面・河道に占める割合が挙げられ、一方で種数を減少させる要因として堰の落差や湛水域の有無、通常護岸の割合などがある。

- ④魚種数と関係の強い物理環境項目は航空写真レベルで判別可能であることが示唆された。

参考文献

- 1)Wright, J.F, Sutcliffe, D.W, and Furse, M.T.: Assessing the biological quality of fresh waters: RIVPACS and other techniques. *The Freshwater Biological Association, Ambleside*, 2000.
- 2)Karr, JR.: Biological integrity: A long neglected aspect of water resource management, *Ecological applications* vol.1(1), pp.66-84, 1991.
- 3)Plafkin, J.L, Barbour, M.T, Porter, K.D, Gross, S.K. and Hughes, R.M.: Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrates and fish, *United States Environmental Protection Agency, Washington, D.C., USA. EPA/444/4-89-001*, 1989.
- 4)Barbour, M.T, Swietlik, W.F, Jackson, S.K, Courtemanch, D.L, Davies, S.P. and Yoder, C.O.: Measuring the attainment of biological integrity in the USA: a critical element of ecological integrity, *Hydrobiologia*, 422, pp.453-464, 2000.
- 5)Barbour, M.T, Gerritsen, J, Snyder, B.D. and Strubling, J.B.: Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition, *EPA/841-B-98-010. U.S. EPA, Office of Water, Washington, DC*, pp.344, 1999.
- 6)小出水規行, 松宮義晴: Index of Biotic Integrityによる河川魚類の生息環境評価, *水産海洋研究*, 61, pp.141-156, 1997.
- 7)中島 淳, 島谷幸宏, 巖島 怜, 鬼倉徳雄: 魚類の生物学的指数を用いた河川環境の健全度評価法, *河川技術論文集*, 第16巻, pp.449-454, 2010.
- 8)Loucks O.: A forest classification for the Maritime Provinces, *Proceedings of the Nova Scotian Institute of Science 259(part 2)*, pp.85-167, 1962.
- 9)Itsukushima, R, Shimatani, Y, and Kawaguchi, Y.: The effectiveness of delineating ecoregions in the Kyushu region of Japan to establish environmental indicators, *Landscape and Ecological Engineering*, pp.1-20, 2011.
- 10)Itsukushima, R, Shimatani, Y, Nakajima, J and Kawaguchi, Y.: Segment-based ecoregions based on fish fauna as a biological indicator, *Journal of Hydrosience and Hydraul Engineering*, vol.2, pp.55-67, 2010.
- 11)水野信彦, 後藤 晃: 日本の淡水魚類— その分布, 変異, 種分化をめぐって, 東海大学出版会, 1987.

(2012. 9. 30受付)