

Index of Biotic Integrity による河川魚類の生息環境評価

小出水 規行*・松宮 義晴**

Assessment of Stream Fish Habitat Based on Index of Biotic Integrity

Noriyuki KOIZUMI* and Yoshiharu MATSUMIYA**

Abstract

We have assessed the stream fish habitat in the Kanto district, Japan based on IBI, Index of Biotic Integrity. The IBI, proposed by KARR (1981) is composed of 12 metrics to assess the attributes of fish communities, and indicates the sum of scores of all metrics which are given numerical values of 5・3・1. The higher the IBI value the effects of the human activities on the fish habitat are lower.

IBI values for the lower and middle reaches of the seven streams in the Kanto district were calculated to grasp the outline of assessment of the IBI. In consideration of the biological and ecological characteristics of the Japanese stream fishes, the IBI was modified to 10 metrics in this study. IBI (maximum score: 50) on the seven streams were calculated as follows; the Kuji, 40; the Naka in Ibaragi and Tochigi Prefectures, 36; the Fuji, 34; the Edo, 32; the Tama, 30; the Naka in Tokyo and Saitama Prefectures, 20; and the Tsurumi, 20 respectively. The IBI gave a positive correlation with the area of forest in the watershed, and a negative correlation with the riparian urban area.

The relationship between the IBI and the environmental factors on the fish habitat on the 24 streams in Tokyo Prefecture were examined with the GLM, Generalized Linear Model, for an analysis of the multiple regression type. The IBI were adopted as the response variable, and five quantitative and three qualitative environmental factors were adopted as the explanatory variables. Results gave the country ratio and the BOD of the quantitative factors and the odor intensity and the current of the qualitative factors could explain 73% of variation of the IBI. The coefficients of the significant factors for the GLM indicated that a high BOD and the absence of running water were not desirable factors for the fish habitat.

はじめに

沿岸や河川における人為的環境改変(埋立・干拓, 河川改修, 水質汚濁など)は, 魚類の生息場所ひいては生態系全体に大きな打撃を与える。近年, 人々の環境に対する関心も高まり, 様々な生物が共存でき, かつ人間生活も潤うような環境開発技術が導入されているが(玉井ら 1993), 導入後の効果についてはほとんど評価されていない。人為的環境改変の魚類への影

響評価手法の開発と確立は, 学術的・社会的に強く要請されている。

YATES (1988)がまとめたように人為的環境改変は魚類に様々な影響を及ぼし, 改変後の環境では種数や個体数の変化, 優占種の交替, 病魚や奇形魚が出現するなどの群集構造に変化が生じる。KARR (1981)と KARR and DUDLEY (1981)はこれらの群集構造の変化は魚類の生息環境を反映すると考え, 自然的生息場所の魚類群集との比較により, 魚類の生息環境を評価するIBI (Index of Biotic Integrity; 生物保全指数)を提唱した。さらに, 魚類は漁業や釣り(レクリエーション)を通じて人間との関わりも深く, 河川生態系の中でも高次の栄養段階に位置することから, IBIは魚類の生息環境だけでなく, 河川環境全体の評価指数にもなり得ると論じている(KARR 1981)。

1997年4月3日受理

* 南西海区水産研究所 Nansei National Fisheries Research Institute, Ohno, Saeki, Hiroshima 739-04, Japan.
E-mail: koizumin@nnf.affrc.go.jp

** 東京大学海洋研究所 Ocean Research Institute, University of Tokyo, Minamidai, Nakano, Tokyo 164, Japan.
E-mail: matumiya@ori.u-tokyo.ac.jp

IBIは人間活動による影響を数量的に評価する一手法であり、評価を得る過程が簡単で地域的拡張も容易なことから、現在北アメリカ大陸の多くの河川で実際に使用されている。IBIの地域的拡張を行った研究事例 (LEONARD and ORTH 1986, STEEDMAN 1988, MINNS *et al.* 1994, LYONS *et al.* 1996)をはじめ、河川サイズに基づく生息可能種数の推定法 (FAUSCH *et al.* 1984)、環境の総合的指数や群集の多様性指数との比較 (ANGERMEIRE and SCHLOSSER 1987, HUGHES and GAMMON 1987, PALLER *et al.* 1996)、採集方法や時空間的变化の違い、稚魚の加入がIBIに及ぼす影響 (ANGERMEIRE and KARR 1986, KARR *et al.* 1987)、ブートストラップ法によるIBIの統計学的頑健性 (FORE *et al.* 1994)などが検討されている。ただし、これらの様々な取り組みの中で、人為的環境変化に関連する他の色々な生息環境要因とIBIとの定量的関係について検討を加えたのは、河川周辺の土地利用とIBIとの関係を精査したSTEEDMAN (1988)の研究事例があるに過ぎない。

日本では魚類群集についての様々な定性的知見は得られているものの、IBIのような群集構造を数量化して魚類の生息環境を評価する手法は確立されていない。地理的に南北に長い日本列島では、魚類相が地域によって大きく異なり、河川の地形的形態も複雑で定量的な魚類採集が困難なことなども評価手法の発展を妨げている理由である。本論文では、人為的環境変化が著しい関東地方の河川を中心に、IBIの日本への導入を試みた。(1)関東7河川：IBIによる評価の全体を把握するため関東地方の7河川を対象とし、河川周辺の土地利用との関係からIBIの妥当性を吟味した。(2)東京都24河川：これまでの研究事例が少ないIBIと魚類生息場所の環境要因との関係について、東京都の24河川を対象に複数の数量的・質的環境要因を同時に取り扱える一般化線形モデルによって統計学的検討を行った。

建設省河川局の関 克己氏、東亜建設株式会社の田谷全康氏およびリバーフロント整備センターの皆様方には解析資料の提供をいただいた。豊橋技術科学大学の東 信行博士と東京大学海洋研究所の森山彰久氏には本稿に貴重なご助言をいただいた。本稿に先立ち、皆様方に厚くお礼申し上げます。なお本稿は、東京大学に提出した学位論文の一部である。

IBIの概要

IBI (Index of Biotic Integrity ; 生物保全指数)

は‘人間活動が魚類群集に与える影響評価指数’として定義されている (KARR 1981, KARR and DUDLEY 1981)。KARR (1981)をはじめとする従来からのIBIは、魚類群集の構造特性を評価するための12項目で構成され、各々の項目は種の豊富さ、種や個体数の組成 (人為的環境変化に対する指標性)、魚類の健全性や生産性などの意味をもつ。IBIは出現種数や個体数から計算される多様性指数など (松宮 1980, 吉田 1983, 小林 1995)の数値だけでは、群集特性の一部だけしか把握できないことから、人為的環境変化に対する指標種や優占種、食性ごとの個体数組成などの群集の生物学的・生態学的特徴をも考慮した指数である。IBIの計算手順は簡単であり、魚類データから各項目に対応する実測値を求め、その実測値が自然状態の群集に近い方から順に5・3・1の評点を与える。IBIは評点付けした全項目の総和の得点であり (5得点×12項目=60得点で満点)、評点の基準は一般的傾向や過去の知見、経験などを参考に設定されている (KARR 1981)。

さらに、IBIには得点に応じた魚類群集の評価基準も規定されている。評価の基準は6段階からなり、IBIの得点が高い方から順に Excellent (60~57点 : IBIの得点)、Good (52~48点)、Fair (44~39点)、Poor (35~28点)、Very Poor (23~1点)、No Fish (0点)の評価が対応する。Excellent~Good (56~53点)やGood~Fair (47~45点)などの中間的な評価基準も存在する。IBIが高得点なほど、魚類群集は人間活動 (人為的環境変化)による影響が少なく、自然状態の群集が保全されていることを意味する。生態系機能が正常に働き、生息環境として優れているとも換言できる (KARR 1981)。

関東7河川の評価

1. 資料

魚類：河川水辺の国勢調査年鑑 (1990・91年度) 魚介類調査編 (リバーフロント整備センター 1993)を資料とした。本調査は建設省が主体となり、日本全国の一級・二級河川で実施されている。対象河川として魚類相の地理的分布を考慮して、河川間を同じ視点で比較評価できるように関東地方の7つの一級河川を選択した (Fig. 1)。選択した河川は北から順に久慈川、那珂川、江戸川、中川、多摩川、鶴見川、富士川であり、河口から上流40kmまでを評価区間に設定した (Fig. 1の太実線)。

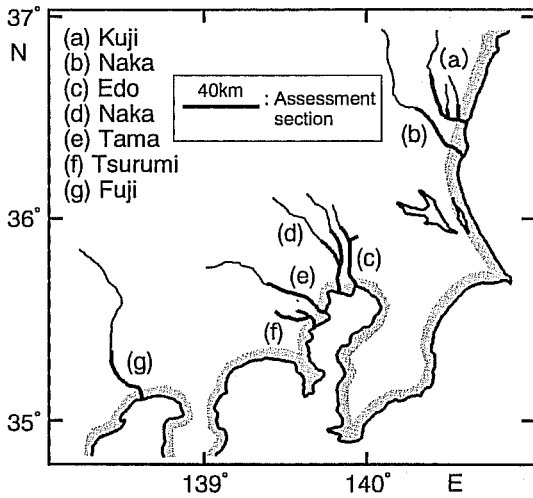


Fig. 1 Location of the seven streams in Kanto district.

魚類採集は1990年7～12月に河川本流（一部の河川では支流や運河も含む）で2回実施された。既往知見や聞き取りによる事前調査を行った上、調査定点とし

て評価区間の魚類相をよく反映する2～10ヶ所が設定された。全河川を見通して使用された採集用具は投網であり、一部の河川ではタモ網なども活用された。
 土地利用：各河川のIBIと人為的環境改変との関係の評価するために、1987～94年の国土地理院発行の1/20万地勢図と1/5万地形図から、7河川周辺の土地利用の状況を把握した。1/20万地勢図からは、評価区間を中心とする河川流域に占める畑・田・森林の緑地と工場・住宅などの市街地の面積を、1/5万地形図からは、同区間の河畔（河川の堤防ないし丘陵から100m以内の堤内地）における畑・田・果樹・樹林の農耕作物地と市街地の面積を読み取り数値化した。ここでの河川流域とは、ふつう分水界でもある左右の流域境界で囲まれた部分に相当する。上流側の境界は、評価区間の最上流点から左右の流域境界に延ばした最短距離の直線で、下流側の境界は一般に海岸線とした。

2. 方法

項目：本論文ではIBIとしてA～Fの6つの概念

Table 1. IBI configuration adopted for this study (IBI = sum of scores of metrics)

Category	Metric	Score and scoring criteria		
		5 (best)	3	1 (worth)
A. Species richness	① Number of <u>native</u> species	2/3 * range ²⁾	1/3 * range	Less than 1/3 * range
	② Number of <u>surface</u> species of cyprinid	or	to	
	③ Number of sub-and <u>benthic</u> species of cyprinid	higher	2/3 * range	
B. Indicator species	④ Presence or absence of <u>intolerant</u> species	Presence	—	Absence
	Occurrence percentage (%) of <u>intolerant</u> species ¹⁾	2/3 * range or higher	1/3 * range to 2/3 * range	Less than 1/3 * range
	⑤ Individuals percentage (%) of <u>tolerant</u> species			
C. Immigrant species	⑥ Individuals percentage (%) of <u>immigrant</u> species	Less than 1/3 * range	1/3 * range to	2/3 * range or higher
D. Fish condition	⑦ Number of fish kill <u>accidents</u> from 1987 to 1990 Occurrence percentage (%) of fish kill <u>accidents</u> from 1985 to 1993 ¹⁾		2/3 * range	
E. Trophic composition	⑧ Individuals percentage (%) of cyprinoid <u>insectivores</u> of cyprinid Weight percentage (%) of cyprinoid <u>insectivores</u> ¹⁾	2/3 * range	1/3 * range	Less than 1/3 * range
	⑨ Occurrence site percentage (%) of <u>herbivores</u> as ayu <i>Plecoglossus altivelis</i> Weight percentage (%) of <u>herbivores</u> ¹⁾	or higher	to 2/3 * range	
	⑩ Individuals per one shot by cast net (<i>i.e.</i> CPUE) Weight (kg) per one shot by cast net ¹⁾			

¹⁾ Used in case of the 24 streams in Tokyo Prefecture.

²⁾ Range = maximum - minimum of data in metric.

からなる10項目を設定した (Table 1)。各々の概念と項目 (Table 1 の Category と Metric) は、従来からの KARR (1981) の IBI をカナダの河川に適用するため修正した STEEDMAN (1988) に準拠した。項目内容については採集方法や調査結果 (リバーフロント整備センター 1993)、魚類の生物学的・生態学的特徴 (宮地ら1976, 川合ら 1980, 川那部・水野1989, 水野・御勢1993) を考慮して、日本の河川魚類群集にふさわしいものを想定した。

概念 A: 種の豊富さをあらわす3項目で構成される。種の多さは河川空間の多様性をあらわし、多くの魚類が生息できることを意味する。項目①在来魚種数: 関東地方の河川で古来から生息が確認されている魚種が該当する。②遊泳魚種数: 遊泳生活型 (主に河川表層～中層に生息) の魚種に対応し、日本の淡水魚類で種数が最も多いコイ科 Cyprinidae のハエジコ亜科 Danioninae とウグイ亜科 Leuciscinae に属する種を用いた。③底生 (半底生) 魚種数: 底生・半底生生活型 (主に中層～底層に生息) の魚種があてはまり、②と同様にコイ科のヒガイ亜科 Sarcocheilichthyinae とカマツカ亜科 Gobioninae に属する種を対応させた。

概念 B: 人為的環境変化に特異的反応を示す指標種 (東京都環境保全局水質保全部1985, 川那部・水野1989, 横浜市公害研究所1989, 環境庁1991, 朝比奈ら1992, 水系環境を考える会1992, 細谷・前畑1994, 日本自然保護協会1994, 板井1994) が対応する。項目④弱耐性種の有無: 環境変化に極めて弱く、日本版レッドデータブックに記載されている魚種およびホトケドジョウ *Lefua costata echigonia*, スナヤツメ *Lampetra reissneri*, ギバチ *Pseudobagrus aurantiacus*, アカザ *Liobagrus reinii* などの希少種として保護が必要とされている種を対応させた。⑤強耐性種の個体数組成 (%): 一般に水質汚濁 (特に有機汚濁) の著しい水域での優占種を取り上げた。モツゴ *Pseudorasbora parva*, フナ類 *Carassius* spp., ドジョウ *Misgurnus anguillicaudatus*, カダヤシ *Gambusia affinis* を採用した。

概念 C: 移入種に関する概念である。外国も含めて関東地方の外から人為的に移入され、生息している魚種は繁殖力や環境変化に対する適応力が強く、在来魚種の存続を脅かすことが知られている (川合ら1980)。本項目は在来魚種の保全性 (置き換わり) にも関連する。項目⑥移入種の個体数組成 (%): 外来魚種をほ

めとし、日本産では琵琶湖と淀川水系などからの移入種 (中村1955) を用いた。

概念 D: 魚類の健全性をあらわす。従来からの IBI では病魚、奇形魚、鱭破損魚などの個体数組成が用いられている。項目⑦1987～90年 (4年間) の魚類斃死事故の発生件数: 解析資料には魚類の健全性に関する記載がなく、魚類斃死事故の発生件数で代用した。

概念 E: 魚類を指標として餌の状態や植物生産性を評価する2項目を設定した。項目⑧昆虫食性種の個体数組成 (%): コイ科のタモロコ *Gnathopogon elongatus*, ヒガイ *Sarcocheilichthys variegatus*, カマツカ *Pseudogobio esocinus*, ニゴイ *Hemibarbus labeo barbatus* を取り上げ、同科の出現魚種に占める個体数組成を求めた。⑨植物 (藻類) 食性種の出現率 (%): アユ *Plecoglossus altivelis* を代表として調査定点の出現率を計算した。アユに関しては放流が実施されている河川 (久慈川や那珂川など) もあるが、これらの河川は天然遡上のアユが多いことでも知られている。本解析ではアユの放流による影響は少ないものとした。

概念 F: 魚類生産性をあらわす項目である。項目⑩1投網あたりの採集個体数: CPUE (Catch Per Unit of Effort: 単位努力あたり採集個体数) に対応する。

評点: 従来からの IBI では一般的傾向や過去の知見、経験などに基づいて評点基準を設定している。日本では、解析に用いる魚類データと定量的に比較可能な古典的知見や過去の調査データは存在していない。評点基準については次のような仮定に基づき、データの中での相対比較で基準を設定した (Table 1)。

各項目の実測値は、現在までの様々な人為的環境変化が魚類群集に与えてきた影響の大きさを直接的に反映しているとする。評点は、項目ごとに実測値の最大と最小の範囲を3等分して、人為的環境変化による影響が小さく、自然状態の群集に近い方 (Table 1 の best) から順に5・3・1を与えた。項目①～③と⑧～⑩は実測値が大きいほど、⑤～⑦は実測値が小さいほど、環境変化による影響が小さい (評点が高い) ことを意味する。項目④だけ従来からの IBI と同様に、採集の有と無によって5と1を与えた (Table 1)。全項目の評点がすべて5点となるような群集は、実際に人間の手が全く加わっていない自然状態の群集とはい切れないが、対象河川の中では人為的環境変化による影響が相対的に最も小さく、現時点では自然状態の群集に最も近いものとなる。

Table 2. Result of fish sampling on the seven streams in Kanto district from July to December in 1990 (data from Technology Research Center for Riverfront 1993)

Stream	Number of species	Number of individuals	Dominant species (individuals percentage; %)
Kuji	11	502	Ayu(48.0)
Naka ¹⁾	9	216	Ayu(33.3)
Edo	16	309	Stone moroko <i>Pseudorasbora parva</i> (18.1)
Naka ²⁾	15	318	Crucian carp <i>Carassius cuvieri</i> (56.6)
Tama	13	167	Stone moroko (42.5)
Tsurumi	14	342	<i>Carassius</i> spp. (46.5)
Fuji	9	136	Ayu (44.9)
Total	31	1990	

¹⁾ Naka locates in Ibaragi and Tochigi Prefectures (b in Fig. 1).

²⁾ Naka locates in Tokyo and Saitama Prefectures (d in Fig. 1).

Table 3. Scoring metrics and IBI with class on the seven streams in Kanto district

Metric	Stream						
	Kuji	Naka ¹⁾	Edo	Naka ²⁾	Tama	Tsurumi	Fuji
①native	5(10)	1(6)	5(10)	3(8)	5(11)	5(10)	3(9)
②surface	3(2)	3(2)	3(2)	3(2)	5(3)	1(0)	5(3)
③benthic	3(6)	1(3)	5(8)	3(5)	1(4)	1(3)	1(3)
④intolerant	1(absence)	1(absence)	1(absence)	1(absence)	1(absence)	1(absence)	1(absence)
⑤tolerant	5(23.3%)	5(13.9%)	3(39.9%)	1(82.1%)	3(50.9%)	1(79.6%)	5(2.2%)
⑥immigrant	5(2.8%)	5(0.7%)	5(15.8%)	1(76.1%)	5(1.8%)	5(8.6%)	5(0.0%)
⑦accidents	5(0)	5(0)	5(0)	1(4)	3(2)	1(6)	5(0)
⑧insectivores	3(15.5%)	5(22.7%)	3(10.3%)	1(6.0%)	5(23.6%)	1(0.4%)	3(15.5%)
⑨herbivores	5(90.0%)	5(60.0%)	1(0.0%)	1(0.0%)	1(17.0%)	1(20.0%)	3(50.0%)
⑩CPUE	5(2.68)	5(2.23)	1(0.96)	5(2.33)	1(1.33)	3(1.88)	3(2.02)
IBI	40	36	32	20	30	20	34
Class	Good	Fair	Fair~ Poor	Poor~ Very Poor	Fair~ Poor	Poor~ Very Poor	Fair

¹⁾ Naka locates in Ibaragi and Tochigi Prefectures (b in Fig. 1).

²⁾ Naka locates in Tokyo and Saitama Prefectures (d in Fig. 1).

Numerals in parentheses are data before scoring. See Table 1 for details of metrics.

3. 結果

関東7河川で採集された河川魚類の種数、個体数、優占種をTable 2に示す。河口付近の調査定点では海水魚類も採集されたがデータから削除した。河川魚類は全河川で31種、1990個体が採集された。種数は江戸川の16種が最大となり、那珂川と富士川の9種が最小となった。個体数は久慈川の502個体が最も多く、富士川の136個体が種数と同様に最も少なかった。優占種はアユが久慈川、那珂川、富士川で共通した(Table 2)。

IBIの項目別の実測値として2回の採集結果を1つ

に総合し、上記の手順に従い求めた河川別の全10項目の評点およびその総和のIBI(50点満点)をTable 3に示す。IBIの評価に対する得点の振り分けについてはKARR(1981)の方法に準拠した。Table 3のカッコ中の実測値は項目④を除き河川ごとに異なり、④の弱耐性種は全河川で採集されず評点1が付与された。

以下のように各項目の評点を与えた(Table 3)。例えば、項目①在来魚種数では実測値が最大となったのは11種の多摩川であり、最小となったのは6種の那珂川である。Table 1に従い評点を与えた結果、種数の多い順に5点が多摩川、久慈川、江戸川、鶴見川、3点が富士川と中川、1点が那珂川となった。⑥移入種

の個体数組成では、中川のみ1点で他の河川は5点を与えられた。⑨植物食性種の出現率では5点が久慈川と那珂川、3点が富士川、1点が他の河川となった。

各河川のIBI(得点)とその評価は、久慈川の40が最大でGoodとなり、次に那珂川と富士川の36と34がFair、江戸川と多摩川の32と30がFair~Poorとなった。IBIの最小は中川と鶴見川の20でPoor~Very Poorとなった(Table 3)。東京都から離れた久慈川、那珂川、富士川の評価はGoodからFair間で高く、東京都にある江戸川、多摩川、鶴見川、中川の評価はFair~Poor以下で低かった。東京都の河川では全般的に項目⑤強耐性種の個体数組成が高く、⑨植物食性種の出現率が低いため、両者の評点が1になる傾向の強いことがIBIの評価を下げた一つの理由である。

STEEDMAN(1988)はIBIと河川周辺の土地利用との関係について検討し、IBIは河川流域や河畔における森林面積とは正、河川流域における市街地面積とは負の相関関係をもつことを示した。本論文でも同様に、IBIと河川流域や河畔の土地利用の状況について相関分析を行った。資料には先に述べた土地利用面積を利用して、河川ごとの土地利用面積を流域または河畔に占める割合に換算した。IBIは河川流域の緑地面積の割合と5%水準で有意な正の相関関係をもち(Fig. 2a)、河畔における市街地の割合とは負の相関関係を示した(Fig. 2b)。流域に森林などの緑地面積が多く、市街地が少ないほど、IBIは高くなる傾向を示唆した。Fig. 2には相関関係の高いものを示した。

東京都24河川の評価

1. 資料

魚類: 解析に用いた魚類と環境要因の資料一覧をTable 4に示す。IBIを求めるための魚類資料として、東京都環境保全局水質保全部発行の1985~93年(9年間)の水生生物調査報告書から、海水による影響の少ない都内24河川の30定点(Fig. 3)に関する調査結果を用いた。調査は年1回、8~9月に実施され、採集用具には投網とタモ網が使用された。採集努力量を一定とするため、投網の目合いと打網回数、タモ網による採集時間を定点間で可能な限り統一し、採集魚類の種名、体長、体重が個体別に記録されている。より定量的な採集が期待できる投網による調査結果だけをIBIによる評価に用いた。

環境要因: 魚類生息場所の環境要因として、数量的要因(カッコ内は計測単位)の①市街地面積率(%),

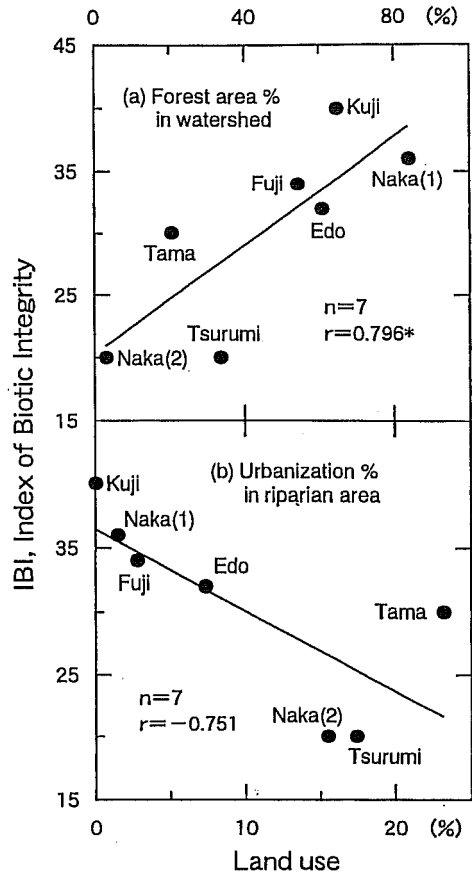


Fig. 2 Relationship between IBI and land use [(a) forest area % in watershed and (b) urbanization % in riparian area] on the seven streams in Kanto district. Naka (1) locates in Ibaragi and Tochigi Prefectures (b in Fig. 1). Naka (2) locates in Tokyo and Saitama Prefectures (d in Fig. 1). Regression equation is shown by solid line. n, number of data; r, correlation coefficient; *, significant at 5% level.

②畑・果樹面積率(%), ③森林面積率(%), ④護岸率(%), ⑤BOD(生物化学的酸素消費量, mg/l), 質的要因(計測カテゴリー)の⑥下水臭気(無臭, 微臭, 弱臭, 中臭), ⑦透視度(高い, 低い: 50cm以上, 未満), ⑧水の流れ(有り, 無し: 報告書では順流, 非順流)を取り上げた(Table 4)。①~④は水生生物調査報告書の調査期間に概ね相当する1990~95年の1/2万5千地形図から、定点を基点に上流と下流に1kmずつ、合計2km区間の河畔について計測したものである。①~③は土地利用, ④は人工構造物の設置の状況をあらわす。⑤~⑧は水生生物調査報告書から引用し, ⑤~⑦は水質状況, ⑧は流況を意味する。

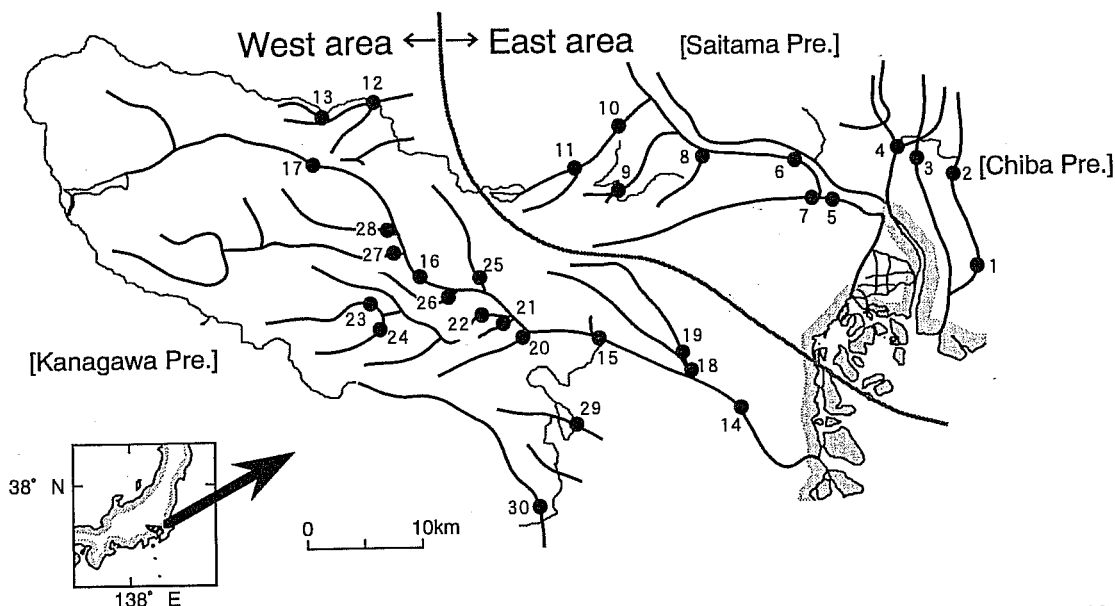


Fig. 3 Location of 30 sites on the 24 streams in Tokyo Prefecture. 1, Ex-Edo; 2, Edo; 3, Naka; 4, Ayase; 5, Sumida; 6, Sinkawagishi; 7, Ishikamii; 8, Shirako; 9, Ochiai; 10, Yanase; 11, Karabori; 12, Kurosawa; 13, Naruki; 14, 15, 16 and 17, Tama; 18, No; 19, Sen; 20, Ohkuri; 21, Hodokubo; 22 and 23, Asa; 24, Minamiasa; 25, Nokobori; 26, Yachi; 27, Aki; 28, Hirai; 29, Tsurumi; and 30, Sakai. ●, site of fish sampling and environmental survey.

2. 方法

資料に該当する期間中、ほとんどの定点で大規模な人為的環境変化は起きていないことから、各定点の魚類や生息環境の違いは、それ以前の環境変化に起因すると考えられた。解析では、各環境要因によって調査期間中のデータ数が異なるため、定点別のIBIと環境要因の数値については、平均、最頻値、そのままの値のいずれか一つを採用した (Table 4)。

IBIの項目と各項目の実測値に対する5・3・1の評点付けは、概ね関東7河川におけるTable 1に準拠した。各定点のIBIについては平均に相当する値を算出するため、各項目の実測値には1985~93年の9年間の平均を採用し、30定点の平均の範囲を評点付けの基準とした。ただし、項目④弱耐性種の有無では対象魚種の9年間の出現頻度 (%) を、⑦魚類斃死事故については9年間の発生率 (%) を用いた。⑧と⑨の餌と植物生産性の評価では関連魚類が全魚種に占める重量の割合 (%), ⑩魚類生産性では1打網あたりの重量 (kg) に関する平均を利用した (Table 1)。

環境要因については、各定点の平均を採用する要因として⑤BOD, 最頻値を用いるものは⑥下水臭気, ⑦透視度, ⑧水の流れである。①市街地面積率, ②畑・果樹面積率, ③森林面積率, ④護岸率は各定点につい

てデータが1つしかないために、そのままの値を代表値として利用した (Table 4)。

IBIと環境要因との関係を統一的に評価するため、各定点のIBI (得点) を目的変数 Y , 環境要因を説明変数 x とする下記のようなGLM (Generalized Linear Model: 一般化線形モデル) を構築した。GLMはNELDER and WEDDERBURN (1972) とMCCULLAGH and NELDER (1989) によって確立され、i) データ分布が多く統計学的手法で仮定されている正規分布に制約されないこと, ii) 重回帰モデルなどで数量的・質的データを同時に取り扱えること, iii) 目的変数と説明変数との関係が線形にとらわれずに、簡単な関数なら分析できることなどの特徴をもつ (田中ら1990)。下式のGLMは目的変数に正規分布を仮定して、説明変数に数量的・質的データを同時に使用したモデルに相当し、結果の解釈を容易にするため質的変数の交互作用が除去された形式になっている。

$$Y_i = \theta_1 x_{i,1} + \theta_2 x_{i,2} + \theta_3 x_{i,3} + \theta_4 x_{i,4} + \theta_5 x_{i,5} + \alpha_1 z_{i,1,6} + \alpha_2 z_{i,2,6} + \alpha_3 z_{i,3,6} + \alpha_4 z_{i,4,6} + \beta_1 z_{i,1,7} + \beta_2 z_{i,2,7} + \gamma_1 z_{i,1,8} + \gamma_2 z_{i,2,8} + C + \varepsilon_i$$

Y_i は定点 i ($i=1, \dots, 30$) のIBI, $x_{i,1}, \dots, x_{i,5}$ は数量的変数 (順に①, ..., ⑤) の測定値である。

Table 4. List of attributes for IBI (response variable) and environmental factors(explanatory variables) on fish habitat

Variable	Unit (category)	Analyzed statistic	Attribute	Data citation
IBI	Score	Mean ¹⁾	Quantitative	4)
Environmental factors				
① urbanization ratio	%	No treatment ²⁾	Quantitative	5)
② country ratio	%	No treatment	Quantitative	
③ forest ratio	%	No treatment	Quantitative	
④ revetment ratio	%	No treatment	Quantitative	
⑤ BOD	mg/l	Mean	Quantitative	4)
⑥ odor intensity	None; a slight; a little; somewhat	Mode ³⁾	Qualitative	
⑦ transparency	Clear; muddy	Mode	Qualitative	
⑧ current	Suitable; none	Mode	Qualitative	

¹⁾ Mean on site from 1985 to 1993.

²⁾ Only one data from 1990 to 1993.

³⁾ Mode on site from 1985 to 1993.

⁴⁾ Report of fish sampling and environmental survey published by Tokyo Prefecture.

⁵⁾ Topographical map on a scale of 1 to 25,000.

$z_{i,1,6}, \dots, z_{i,4,6}, z_{i,1,7}$ と $z_{i,2,7}, z_{i,1,8}$ と $z_{i,2,8}$ は質的要因(順に⑥, ⑦, ⑧)のカテゴリーをあらわすダミー変数である。各要因の中で対応するカテゴリーに1, 対応しないカテゴリーには0を代入する。Cは定数をあらわし, ε_i は平均0, 分散 σ^2 の正規分布 $N(0, \sigma^2)$ に従う誤差である。

上式のパラメータ $\theta_1, \dots, \theta_5, \alpha_1, \dots, \alpha_4, \beta_1$ と β_2, γ_1 と γ_2, C は最尤法による繰返し重み付き最小2乗法で推定され, 解析では変数増減法による変数選択をさせながら, モデルの選択規準であるAICが最小のモデルを最終的に採択した。

3. 結果

魚類は全調査期間において58種, 17,974個体が採集された。全河川合計では, ウグイ *Leuciscus hakonensis*, オイカワ *Zacco platypus*, ギンブナ *Carassius carassius* の順に多く採集され, それぞれ全個体数の25.6%, 21.5%, 19.0%を占めた。採集魚種を見通すと, 調査域は日本の河川下流~中流域の平均的な魚類相をもち, かつ定点間を同一の視野で相対的に比較でき得ることを示唆した。Fig. 3に示す定点別の魚種数では, 定点14の多摩川下流と定点27の秋川における23種が最も多く, 定点8の白子川における3種と定点30の境川における2種が少なかった。

各定点のIBI(得点)とその評価をFig. 4に, さらに

各定点における項目別の評点と実測値を Appendix table 1に示す。全定点のIBIは44から14, すなわち Excellent~Good から Very Poor の間にあり, その内の84%が28~14の範囲, すなわち Poorから Very Poorまでの評価につながっている。定点の地理的分布を考慮して定点1~11を都内東部, 定点12~30を西部に2分割した場合(Fig. 3), IBIの高い定点は西部側に集中した。定点別のIBIとその評価は, 定点27の秋川における44の Excellent~Good が最大となり, 次に定点15の多摩川下流における38の Good~Fair が続いた。定点5と7の隅田川と石神井川における最小の14は Very Poor と評価された(Fig. 4)。

解析に用いる定点別の環境要因データをIBIと合わせてFig. 5に取りまとめて図示する。この図のy軸では, 各要因が意味する人為的影響の大小について上下を統一するため, ①市街地面積率, ④護岸率, ⑤BODについてはy軸の数値を逆転させて表示した(各図の下ほど人為的影響が大きい)。環境要因もIBIと同様に都内東部と西部の定点で比較すると, 東部の定点で人為的影響が大きい傾向にあり, 特に⑥下水臭気が存在し, ⑦透視度が低く, ⑧水の流れがない定点は東部側に偏っている(Fig. 5)。一方, 各定点の数量的要因間およびIBIとの間(Fig. 5)の相関係数は一部有意となるが, $-0.552 \sim 0.394$ の範囲でやや弱い正あるいは負の相関関係が認められた。質的要因のカテ

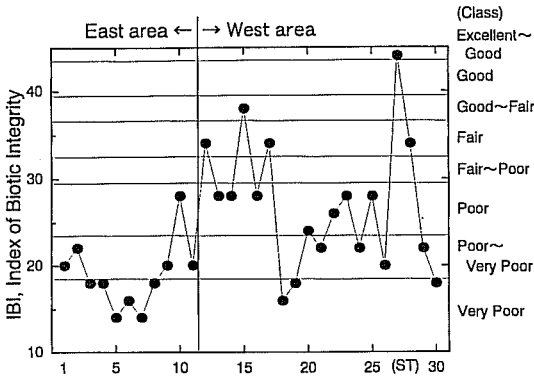


Fig. 4 IBI with class of 30 sites on the 24 streams in Tokyo Prefecture.

ゴリーに対する IBI の得点については、**7**透視度と**8**水の流れにおいて差が有意に認められた ($P < 0.01$)。

一般化線形モデル GLM による IBI と環境要因の関係を Table 5 に整理した。GLM による本解析は統計学的に意味があり、**2**畑・果樹面積率と**5**BOD、**6**下水臭気と**8**水の流れによって IBI の変動の 73% を説明できる得ることを示した。変数として有意に認められた環境要因の係数の符号は、**6**下水臭気存在が IBI を増加させる矛盾な関係を除いて、**5**BOD が高く、**8**水の流れがない場所ほど IBI が低くなるという常識的な関係を提示した (Table 5)。

考察

1. 定量データの採集

諸外国における IBI の研究の多くでは、定量的な魚類データを得るために採集用具として電気ショッカー (BAYLEY *et al.* 1989, RILEY and FAUSCH 1992, DWYER and ERDAHL 1995) を利用している。日本の河川においては電気ショッカーの使用が一般的に禁止されているため、本研究では主に投網による採集データを使用した。電気ショッカーは投網と比較して、河川の地形的形態や使用者の技術に大きく依存せず、定量性に優れたデータを入手できる。BAYLEY *et al.* (1989) は電気網や刺網も含めたショッカーの漁獲効率、RILEY and FAUSCH (1992) は努力量の変化に伴う個体数の推定精度、PALLER (1995) は採集種数と調査区間の距離や努力量との関係について吟味している。電気ショックが採集魚類の生理学的側面や行動に及ぼす影響なども詳細に検討されている (MITTON and MCDONALD 1994a, b)。

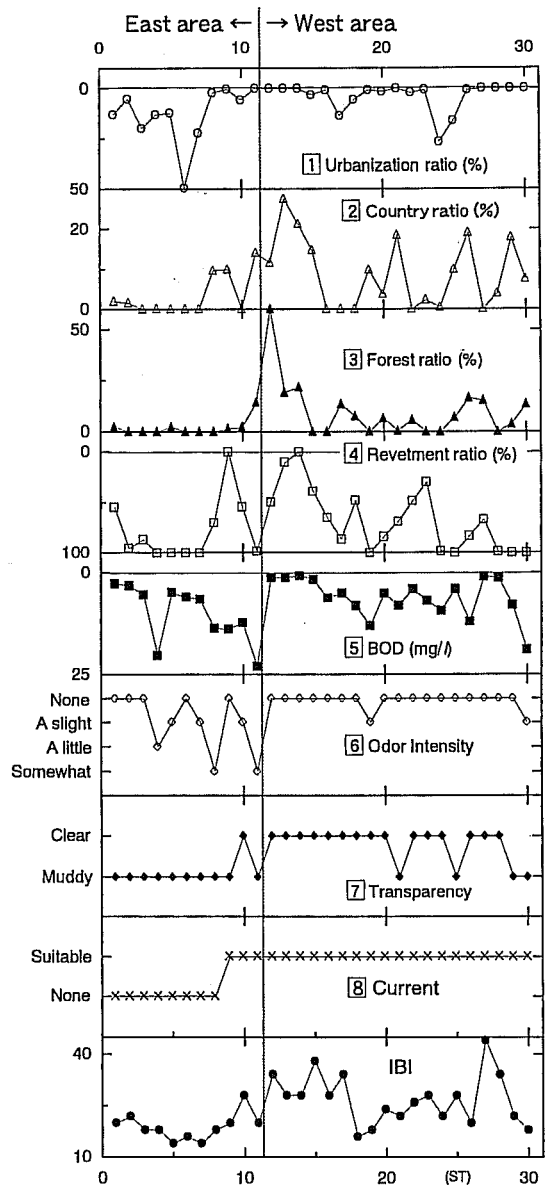


Fig. 5 Eight environmental factors and IBI of 30 sites on the 24 streams in Tokyo Prefecture. Note numerals of y-axis for **1** urbanization ratio, **4** revetment ratio and **5** BOD.

電気ショッカーによる魚類採集を日本に導入するためには、諸外国での研究事例 (ANGERMEIRE and SCHLOSSER 1989, LYONS 1992, ANGERMEIRE and SMOGOR 1995) を参考に基礎的実験から取り組む必要がある。電気に対する反応は、電流、電圧、パルス種、

Table 5. Relationship between IBI and environmental factors with GLM for analysis of multiple regression type

Factor		Coefficient (S.E.)	Significance
Quantitative factors	② country ratio (θ_2)	-0.177(0.115)	
	⑤ BOD (θ_5)	-1.155(0.224)	**
Qualitative factors	⑥ odor intensity	None (α_1)	-8.482 (2.811)
		A slight (α_2)	-6.978 (2.159)
		A little (α_3)	10.644 (4.000)
		Somewhat (α_4)	4.815 (2.903)
	⑧ current	Suitable (γ_1)	6.698 (1.157)
		None (γ_2)	-6.698 (1.157)
		Constant (C)	37.592 (3.539)
R ²		0.725	**
Equation			**

GLM are shown with maximum coefficient of determination (R²). $\theta_2, \theta_5, \alpha_1, \dots, \alpha_4, \gamma_1$ and γ_2 correspond to parameters of equation in text. **, significant at 1% level; *, significant at 5% level.

魚種、魚体サイズ、水温などによって大きく異なることが考えられ、実験およびその評価には統計学的な実験計画法(田中・垂水1986)の活用が望まれる。一方、現場調査に当たっては、河川が漁業やレクリエーションの場ともなっているために、漁業者や住民の理解を得、危険が伴わないよう道徳的なマナーを心がけることが必要である。調査区間については瀬や淵などの地形的形態、調査時期については魚類の産卵時期などを考慮し、可能ならば調査区間の両端に仕切り網を設置すること、投網やタモ網を併用することなども提言されている(ANGERMEIRE and SCHLOSSER 1987, KARR *et al.* 1987)。

2. IBIの項目内容と評点基準

本研究と同様に、IBIを様々な地域に適用するために項目内容の修正、項目削除や追加を行った研究事例は多岐に及び(FAUSCH *et al.* 1984, LEONARD and ORTH 1986, HUGHES and GAMMON 1987, STEEDMAN 1988, LYONS *et al.* 1996, PALLER *et al.* 1996)、湖沼(MINNS *et al.* 1994)や沿岸(THOMPSON and FITZHUGH 1986)、近年ではヨーロッパやアジア地域への拡張も試みられている(LYONS *et al.* 1996)。本研究のIBIでは設定した項目とその内容、項目の実測値に対する評点基準(Table 1)はほぼ妥当であったと考えられる。ただし、いくつかの項目内容については魚類の特徴が完全に一致しないものがあり、特に、項目⑧昆虫食性種として採用した魚類は状況によっては藻類も摂食することが知られている(宮地ら1976, 川那部・水野1989)。下流～中流域の生息魚類は主に

雑食性が多く、この項目に関しては修正あるいは項目そのものを削除した方が良いかもしれない。⑧の概念である餌生物に関しては、日本の河川魚類から状況を見積もることは難しいと考えられる。

本研究の評点基準については、項目の実測値の範囲を3等分する相対的な方法をとった(Table 1)。基準をより一層明確にするには、関東地方のあらゆる河川について多量の魚類データが必要であり、質・量ともに情報を増やし、妥当な評点基準を設定することが望まれる。ただし、関東地方の基準はあくまで該当河川にだけ利用でき、北海道地方や関西地方などの他の地域の河川については魚類相が異なることから、全国データを入手して新たな基準を作成しなくてはならない。

FAUSCH *et al.* (1984)は河川の地形的形態に基づく評点基準を提案した。この論文では魚種数に関連する項目(Table 1の①～③など)について、河川流程と生息可能種数との回帰直線の傾きを利用した評点基準を設定し、本方法はその後のIBIの研究事例でも頻用されている。日本では、地形的形態が複雑で河川流程の回帰をそのまま適用できない場合が多く、流量、川幅、水深などの要因と兼ね合わせて検討する方法が望まれる。日本におけるIBIの項目内容と評点基準については、特に上記の点に留意し、さらに評価に対する得点の振り分けについても再吟味する必要がある。

3. IBIと環境要因との関連

本研究のIBIは関東7河川の評価において森林などの自然的環境が保全され、河川近隣に市街地が少ないほど高くなる傾向を示し(Fig. 2)、STEEDMAN (1988)

の結果とも一致した。STEEDMAN (1988) は良質かつ豊富なデータが揃えば、森林と市街地面積の割合から重回帰式によってIBIを予測し、土地利用の状況が河川生態系に与える人為的影響をモニターできると結論している。関東7河川の評価では、使用可能なデータ数が少なく相関分析だけに留めざるを得なかったが、土地利用という人為的環境変化が魚類の生息環境に与える影響を、IBIを通じて数量的に評価できた。

過去のIBIの研究事例では、環境状況の数量的指標として塩素やアンモニアなどの水質要因 (KARR *et al.* 1985, HUGHES and GAMMON 1987), Cultural Pollution Index (LEONARD and ORTH 1986), Site Quality Index (ANGERMEIRE and SCHLOSSER 1987), Index of Well Being (HUGHES and GAMMON 1987) などの総合的な環境指標が取り扱われている。これらの論文ではIBIと指標間のトレンドの比較や単純な相関分析による解析で留まっている。GLMにより解析した東京都24河川の評価では、魚類生息場所の質的・数量的な環境要因として、関東7河川で用いた要因に加えて、河川構造物、水質、流況をあらわす要因をも導入した (Table 4)。人為的環境変化により劣化した魚類生息場所の回復や今後の環境管理の方向性を導くためには、本論文のように複数の環境要因を同時に取り扱う数量的な評価が必要である。

本論文では、IBIは河川周辺の土地利用の状況よりも、魚類の生息に直接的に関与する⑤BOD、⑥下水臭気、⑧水の流れの水質や流況の要因と深く関連することを示した (Table 5)。解析対象の河川に限定すると魚類の生息環境を良くするには、水質が悪化しないように工場や住宅からの排水の浄化施設を増やし、BODの減少や水の循環を良くするなどの水質改善を第一課題として取り組むことが望まれる。一方、下水臭気の効果についてはさらに詳細な吟味を加える必要がある。

河川魚類の生息場所の環境要因を数量的に評価した最近の研究事例としては、HAYES and JOWETT (1994), 井上・中野 (1994), 豊島ら (1996) などがあり、水深や流速などの数量的要因を用いた多変量解析が利用されている。本解析では④護岸率は数量的要因として取り扱ったが、護岸の材質 (石・コンクリートなど)、形状 (直線・曲線など)、色彩 (黒・白など) などは質的・量的要因として導入される場合もあり得る。臨界値をもつような線形回帰だけでは表現できない影響要因もあり、新たな環境要因を導入する場合に留意すべきこ

とであろう。数量的・質的・量的要因を同時に使用した解析事例は現在のところ見受けられず、様々な要因を取り扱える本解析のようなGLMの回帰分析型の利用は、将来の解析手法として大きな期待がもたれる。

文 献

- ANGERMEIRE, P. L. and J. A. KARR (1986) Applying an index of biotic integrity based on stream-fish communities: considerations in sampling and interpretation. *N. Am. J. Fish. Manage.*, 6, 418-429.
- ANGERMEIRE, P. L. and I. J. SCHLOSSER (1987) Assessing biotic integrity of the fish community in a small Illinois stream. *N. Am. J. Fish. Manage.*, 7, 331-338.
- ANGERMEIRE, P. L. and I. J. SCHLOSSER (1989) Species-area relationships for stream fishes. *Ecology*, 70, 1450-1462.
- ANGERMEIRE, P. L. and R. A. SMOGOR (1995) Estimating number of species and relative abundances in stream-fish communities: effects of sampling effort and discontinuous spatial distributions. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 52, 936-949.
- 朝比奈正二郎・今泉吉典・上野俊一・黒田長久・中村守純 (1992) レッドデータアニマルズ. JICC出版局, 東京, 190pp.
- BAYLEY, P. B., R. W. LARIMORE and D. C. DOWLING (1989) Electric seine as fish-sampling gear in streams. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 118, 447-453.
- DWYER, W. P. and D. A. ERDAHL (1995) Effects of electroshock voltage, wave form, and pulse rate on survival of cutthroat trout eggs. *N. Am. J. Fish. Manage.*, 15, 647-650.
- FAUSCH, K. D., J. R. KARR and P. R. YANT (1984) Regional application of an index of biotic integrity based on stream fish communities. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 113, 39-55.
- FORE, L. S., J. R. KARR and L. L. CONQUEST (1994) Statistical properties of an index of biological integrity used to evaluate water resources. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 51, 1077-1087.
- HAYES, J. W. and I. G. JOWETT (1994) Microhabitat models of large drift-feeding brown trout in three New Zealand Rivers. *N. Am. J. Fish. Manage.*, 14, 710-725.
- 細谷和海・前畑政善 (1994) 日本における希少淡水魚の現状と系統保全の方向性. 養殖研報, 23, 17-25.
- HUGHES, R. M. and J. R. GAMMON (1987) Longitudinal changes in fish assemblages and water quality in the Willamette River, Oregon. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 116, 196-209.
- 井上幹生・中野 繁 (1994) 小河川の物理的環境構造と魚類の微生息場所. 日生態会誌, 44, 151-160.
- 板井隆彦 (1994) 静岡県における淡水魚類の保護-開発に伴う環境影響評価等の調査の内容と関連して-. 環境システム研究, 1, 47-62.
- 環境庁 (1991) 日本の絶滅のおそれのある野生動物 脊椎動

IBIによる河川魚類の生息環境評価

- 物編. 自然環境研究センター, 東京, 340pp.
- KARR, J. R. (1981) Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, **6**, 21-27.
- KARR, J. R. and D. R. DUDLEY (1981) Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management*, **5**, 55-68.
- KARR, J. R., R. C. HEIDINGER and E. H. HELMER (1985) Effects of chlorine and ammonia from wastewater treatment facilities on biotic integrity. *J. Water Pollut. Control Fed.*, **57**, 912-915.
- KARR, J. R., P. R. YANT, K. D. FAUSCH and I. J. SCHLOSSER (1987) Spatial and temporal variability of the index of biotic integrity in three midwestern streams. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **116**, 1-11.
- 川合禎次・川那部浩哉・水野信彦 (1980) 日本の淡水生物. 東海大学出版会, 東京, 194+26pp.
- 川那部浩哉・水野信彦 (1989) 日本の淡水魚. 山と溪谷社, 東京, 719pp.
- 小林四郎 (1995) 生物群集の多変量解析. 蒼樹書房, 東京, 194pp.
- LEONARD, P. M. and D. J. ORTH (1986) Application and testing of an index of biotic integrity in small, coolwater streams. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **115**, 401-414.
- LYONS, J. (1992) The length of stream to sample with a towed electrofishing unit when fish species richness is estimated. *N. Am. J. Fish. Manage.*, **12**, 198-203.
- LYONS, J., L. WANG and T. D. SIMONSON (1996) Development and validation of an index of biotic integrity for coldwater streams in Wisconsin. *N. Am. J. Fish. Manage.*, **16**, 241-256.
- 松宮義晴 (1980) 付着生物調査の指数表示法. 付着生物研究, **2**, 39-44.
- MCCULLAGH, P. and J. A. NELDER (1989) Generalized Linear Models. (2nd ed.) *Chapman and Hall*, London, 511pp.
- MINNS, C. K., V. W. CAIRNS, R. G. RANDALL and J. E. MOORE (1994) An index of biotic integrity (IBI) for fish assemblages in the littoral zone of Great Lakes' Areas of Concern. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **51**, 1804-1822.
- MITTON, C. J. A. and D. G. MCDONALD (1994a) Consequences of pulsed DC electrofishing and air exposure to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **51**, 1791-1798.
- MITTON, C. J. A. and D. G. MCDONALD (1994b) Effects of Electroshock, air exposure, and forced exercise on swim performance in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **51**, 1799-1803.
- 宮地傳三郎・川那部浩哉・水野信彦 (1976) 原色日本淡水魚類図鑑. (全改訂新版) 保育社, 大阪, 462pp.
- 水野信彦・御勢久右衛門 (1993) 河川の生態学. (補訂・新装版) 築地書館株式会社, 東京, 247pp.
- 中村守純 (1955) 関東平野に繁殖した移植魚. 日本生物地理学会会報, **16-19** (岡田彌一郎博士還暦記念号, 日本動物相の研究), 333-337.
- NELDER, J. A. and R. W. M. WEDDERBURN (1972) Generalized linear models. *J. Roy. Statist. Soc. A*, **135**, 370-384.
- 日本自然保護協会 (1994) 指標生物. 平凡社, 東京, 364pp.
- PALLER, M. H. (1995) Relationships among number of fish species sampled, reach length surveyed, and sampling effort in South Carolina coastal plain streams. *N. Am. J. Fish. Manage.*, **15**, 110-120.
- PALLER, M. H., M. J. M. REICHERT and J. M. DEAN (1996) Use of fish communities to assess environmental impacts in South Carolina coastal plain streams. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **125**, 633-644.
- RILEY, S. C. and K. D. FAUSCH (1992) Underestimation of Trout population size by maximum-likelihood removal estimates in small streams. *N. Am. J. Fish. Manage.*, **12**, 768-776.
- リバーフロント整備センター (1993) 河川水辺の国勢調査年鑑 (1990・91年度) 魚介類調査編. 山海堂, 東京, 698pp.
- STEEDMAN, R. J. (1988) Modification and assessment of an index of biotic integrity to quantify stream quality in southern Ontario. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **45**, 492-501.
- 水系環境を考える会 (1992) 都市近郊の水系の特性定量分析—三浦半島の水系を例として—. 横須賀市博研報 (自然), **40**, 11-19.
- 玉井信行・水野信彦・中村俊六 (1993) 河川生態環境工学. 東京大学出版会, 東京, 312pp.
- 田中 豊・垂水共之 (1986) パソコン統計解析ハンドブックⅢ 実験計画法編. 共立出版株式会社, 東京, 488pp.
- 田中 豊・垂水共之・脇本和昌 (1990) パソコン統計解析ハンドブックⅤ 多変量分散分析・線形モデル編. 共立出版株式会社, 東京, 395pp.
- THOMPSON, B. A. and G. R. FITZHUGH (1986) A use attainability study: an evaluation of fish and macroinvertebrate assemblages of the Lower Calcasieu River, Louisiana. Center for Wetland Resources, Coastal Fisheries Institute, Louisiana State University, Baton Rouge. LSU-CFI-29.
- 東京都環境保全局水質保全部 (1985) 昭和58年度水生生物調査結果. 東京都環境保全局水質保全部水質監視課, 266-282.
- 豊島照雄・中野 繁・井上幹生・小野有五・倉茂好匡 (1996) コンクリート化された河川流路における生息場所の再造成に対する魚類個体群の反応. 日生態会誌, **46**, 9-20.
- YATES, S. (1988) Adopting A Stream. A Northwest Handbook. *The Adopt-A-Stream Foundation*, USA, 116pp.
- 横浜市公害研究所 (1989) 水域生物指標に関する研究報告. 横浜市公害研究所, 公害研資料, **88**, 1-348.
- 吉田陽一 (1983) 生物指標法. 漁業環境アセスメント (吉田多摩夫編), 恒星社厚生閣, 東京, pp.25-46.

Appendix table 1. Scoring metrics and IBI with class of 30 sites on the 24 streams in Tokyo Prefecture

Metric	ST									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
①native	1(1.1)	1(1.9)	1(3.0)	1(2.3)	1(1.4)	1(2.5)	1(4.3)	1(0.6)	3(5.3)	3(7.0)
②surface	1(0.6)	1(1.3)	1(0.6)	1(0.6)	1(0.3)	1(0.6)	1(1.0)	1(0.3)	1(1.4)	3(2.0)
③benthic	1(0.7)	1(1.0)	1(0.6)	1(0.6)	1(0.3)	1(0.6)	1(0.9)	1(0.3)	1(0.6)	3(1.3)
④intolerant	1(0%)	1(0%)	1(0%)	1(0%)	1(0%)	1(0%)	1(0%)	1(0%)	1(25.0%)	1(0%)
⑤tolerant	3(44.6%)	5(24.5%)	3(66.2%)	1(82.8%)	1(84.7%)	3(64.0%)	1(72.7%)	1(100%)	1(80.3%)	3(62.7%)
⑥immigrant	1(76.8%)	1(54.3%)	3(38.1%)	5(18.2%)	5(0%)	3(34.1%)	5(6.7%)	5(0%)	5(2.1%)	5(7.1%)
⑦accidents	5(0%)	5(11.1%)	3(25.0%)	5(0%)	1(37.5%)	3(25.0%)	1(37.5%)	5(0%)	3(25.0%)	5(0%)
⑧insectivores	1(1.1%)	1(4.8%)	1(2.5%)	1(0.5%)	1(0%)	1(0%)	1(0%)	1(0%)	1(0%)	1(0%)
⑨herbivores	1(0%)	1(0%)	1(0%)	1(0%)	1(0%)	1(0%)	1(0%)	1(0%)	1(0%)	1(0%)
⑩CPUE	5(16.2kg)	5(22.9kg)	3(10.3kg)	1(0.1kg)	1(1.4kg)	1(0.9kg)	1(1.8kg)	1(0.0kg)	3(13.6kg)	3(12.5kg)
IBI	20	22	18	18	14	16	14	18	20	28
Class	Poor~ Very Poor	Poor~ Very Poor	Very Poor	Very Poor	Very Poor	Very Poor	Very Poor	Very Poor	Very Poor	Poor~ Very Poor
Metric	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
①native	1(0.4)	5(8.4)	3(6.0)	3(5.2)	5(8.7)	3(6.8)	5(10.1)	3(5.1)	1(2.7)	3(7.6)
②surface	1(0.1)	3(2.1)	3(2.1)	3(1.9)	5(4.0)	3(2.0)	3(3.1)	1(1.1)	1(0.7)	1(1.6)
③benthic	1(0.1)	1(0.4)	1(0.6)	1(0)	5(2.2)	3(1.2)	5(2.1)	1(1.0)	1(0.7)	3(1.3)
④intolerant	1(0%)	5(100%)	1(0%)	1(11.1%)	1(11.1%)	1(0%)	1(0%)	1(0%)	1(0%)	1(22.2%)
⑤tolerant	3(50.0%)	5(2.9%)	5(2.1%)	5(0%)	5(30.8%)	5(30.5%)	3(59.1%)	1(76.1%)	1(77.9%)	3(55.7%)
⑥immigrant	5(0%)	5(0.6%)	5(0%)	5(0.6%)	5(9.3%)	5(11.7%)	5(7.5%)	5(0.8%)	5(0%)	5(15.1%)
⑦accidents	5(0%)	5(12.5%)	5(0%)	5(0%)	5(11.1%)	5(11.1%)	5(0%)	1(44.4%)	5(11.1%)	5(11.1%)
⑧insectivores	1(0%)	1(0.1%)	1(6.6%)	1(0%)	5(15.9%)	1(1.6%)	1(2.6%)	1(0%)	1(0%)	1(3.6%)
⑨herbivores	1(0%)	3(6.1%)	3(7.2%)	3(10.8%)	1(1.3%)	1(4.1%)	1(3.9%)	1(0%)	1(0%)	1(0%)
⑩CPUE	1(0.2kg)	1(1.7kg)	1(1.0kg)	1(0.5kg)	1(1.8kg)	1(3.3kg)	5(21.4kg)	1(4.6kg)	1(2.0kg)	1(5.4kg)
IBI	20	34	28	28	38	28	34	16	18	24
Class	Poor~ Very Poor	Fair	Poor	Poor	Good ~Fair	Poor	Fair	Very Poor	Very Poor	Poor
Metric	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
①native	3(8.1)	3(5.1)	3(7.6)	3(5.8)	3(8.3)	3(7.0)	5(12.3)	5(9.6)	3(4.5)	1(0.9)
②surface	3(1.9)	3(2.2)	3(2.6)	3(2.0)	5(3.3)	1(1.4)	5(4.9)	3(2.8)	1(0.8)	1(0)
③benthic	3(1.1)	1(0.2)	3(1.2)	1(0.8)	3(1.9)	1(1.0)	5(3.0)	3(1.4)	1(0.5)	1(0)
④intolerant	1(0%)	3(44.4%)	1(11.1%)	1(11.1%)	1(11.1%)	1(22.2%)	3(55.6%)	3(44.4%)	1(0%)	1(0%)
⑤tolerant	1(67.4%)	5(0.4%)	3(51.2%)	5(31.7%)	3(53.6%)	3(44.4%)	5(6.6%)	5(3.2%)	1(67.3%)	1(100%)
⑥immigrant	5(9.3%)	5(0.1%)	5(13.3%)	5(0%)	5(8.0%)	5(20.0%)	5(2.8%)	5(1.6%)	5(5.7%)	5(0%)
⑦accidents	3(22.2%)	3(22.2%)	5(11.1%)	1(33.3%)	5(0%)	1(33.3%)	5(0%)	5(11.1%)	5(0%)	5(0%)
⑧insectivores	1(0.4%)	1(0%)	1(1.5%)	1(0%)	1(3.0%)	3(10.2%)	5(19.0%)	1(3.1%)	1(0.5%)	1(0%)
⑨herbivores	1(0.2%)	1(1.7%)	1(0%)	1(0.2%)	1(0%)	1(0%)	5(16.8%)	3(7.6%)	1(0.1%)	1(0%)
⑩CPUE	1(6.0kg)	1(2.7kg)	3(12.0kg)	1(5.0kg)	1(5.7kg)	1(4.1kg)	1(3.6kg)	1(2.8kg)	3(8.2kg)	1(0.8kg)
IBI	22	26	28	22	28	20	44	34	22	18
Class	Poor~ Very Poor	Poor	Poor	Poor~ Very Poor	Poor	Poor~ Very Poor	Excellent ~Good	Fair	Poor~ Very Poor	Very Poor

Numerals in parentheses are data before scoring. See Table 1 for details of metrics.