

## 人為的環境改變の魚類資源への影響に 関する数理的評価手法

小出水規行

### Quantitative Methods for the Assessment of Effects of Human Activities on Fish Resources

Noriyuki Koizumi

Human activities such as reclamation, water pollution, stream channelization, etc. in coastal areas, rivers and streams cause a lot of damage not only to the fish resources but also to the entire ecosystem. The establishment of quantitative methods to assess the effects of human activities on fish resources are required both socially and scientifically. This study was done with the intention of establishing quantitative methods for both temporal and spatial changes of fish resources under various human activities.

Chapter one comments on the necessity and place in fisheries science for assessment methods, and reviews this subject up to present, and details the desirable methods to assess anthropogenic impacts.

In chapter II, relative index of the effects of human activities ( $S$ ) based on temporal changes of composition in the ratios of two fish species was examined by the Change-In-Ratio method.  $S$  is expressed as follows;  $S = [(1 - p_1)p_2]/[p_1(1 - p_2)]$ , where  $p_1$  and  $p_2$  are the ratios in period 1 and 2. It is equivalent to an index of the relative tolerance (*i.e.* survival rate) for each fish species to human activities and also an index of the quality of the fish habitat. Setting  $X$  and  $Y$  species,  $S$  indicates that  $X$  species is  $S$  times more tolerant than  $Y$  species to human activities. On the assumption that in the case of a stream survey, the means and variances of each estimator  $S$  and ratios were estimated by the sampling theory. Effects caused by weir construction were assessed using artificial data for the Japanese pale chub, *Zacco platypus* and the Japanese dace, *Leusiscus hakonensis*. The means of the two estimators obtained from the stratified random sampling on the riverbed types were more precise than those for the simple random sampling. Away from the sampling strategies, it was indicated that the variance of  $S$  could be used as a conservative variance by means of the Bootstrap method. The degree of bias in the mean of  $S$  derived from the relative sampling probability between the two fish species was examined, and the method to estimate the relative sampling probability was introduced. Estimates of the biased  $S$  and other estimators were corrected by the relative sampling probability estimated.

In chapter III, the *IBI* (*Index of Biotic Integrity*) proposed by Karr (1981) has been applied as a synthetic quantitative index for the fish community. The classic *IBI* is composed of 12 metrics to assess the attributes of the fish community, and indicates the sum of the scores of all metrics which are given numerical values of  $5 \cdot 3 \cdot 1$ . The higher the *IBI* value the effects of the human activities on the fish community is lower. *IBI* values for the lower and middle reaches of the seven streams in the Kanto district were calculated using the census data for Japanese rivers in 1990, and were compared with each other. 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 relationship between the *IBI* and the land use of the watersheds were examined by analyzing topographical maps. The *IBI* gave a positive correlation with the area of forest in the watershed, and a negative correlation with the riparian urban area.

In chapter IV, the *GLM* (*Generalized Linear Model*) has been used to identify factors that cause effects by human activities on fish resources. The *GLM* was extended to be applicable to any models with easing the flame of the normal distribution for classic linear normal models.

The *GLM* for an analysis of the multiple regression type was carried out to assess the effects of urbanization on stream fish resources in terms of spatial changes on the 24 streams in Tokyo Prefecture. The *IBI*, number of individuals of each of four fish species and the total number of the four fish species selected in the stream fisheries were adopted each as response variables, and five quantitative and three qualitative environmental factors on the fish habitat were adopted as the explanatory variables. Also I used standard multiple regression analysis and quantification theory type I. Fitness propriety of the three methods was decided by *AIC* (*Akaike Information Criterion*). Results gave the minimum figure for *GLM* for each of the response variables, and at the same time *AIC* identified *GLM* as the best among the three methods. The coefficients of determination were larger in the case of *GLM* for *IBI* and the number of individuals of Japanese pale chub and the total of the above mentioned fish species than those of the other response variables. The coefficients of the explanatory variables (*i.e.* the environmental factors) for these *GLM* indicated that a high BOD, presence of odor and the absence of running water were not desirable factors for fish habitat quality.

Direct assessment of effects of stream channelization on the fish habitat was performed after removing the seasonal temporal factor. The data were collected from fish sampled during the processes and periods of the stream channelization on a stream in the Chubu district. The number of individuals of Japanese pale chub was adopted as the representative quantitative index of the fish habitat quality. Log-linear models of the *GLM* type showed that the stream channelization reduced the fish habitat quality to 32~53% of original level.

Effects of an artificial weir on the upstream migration of ayu, *Plecoglossus altivelis* were assessed. Artificial data of four weirs which differed in the structure of the fish passage and height of weir were analyzed with the use of unbalanced replication in the experimental survey among the weirs. *GLM* was applied to two-factor analysis of variance with unbalanced replication type. It was demonstrated that for weir in which the height was large and the fish passage was absence prevented ayu migrating for the upstream.

In chapter V, I discuss the connection among assessment methods adopted in this study, and also suggest assessment survey designs. Standard fish population dynamics methods, the quantification of environment and time series analyses should also be introduced to the assessment methods, and I refer the perspective in the subject of this study. At the same time, I consider forecast assessment methods, and emphasize that there is a pressing need for the stock assessment of aquatic organisms in coastal areas by means of the assessment methods established in this study.

**Key words:** human activities, stream fish resources, change-in-ratio method, index of biotic integrity, generalized linear model

## 目 次

第I章	序 論
第II章	Change-In-Ratio 法による 2 魚種の相対評価
第1節	環境影響相対指数の検討
第2節	不等採集確率の克服
第3節	堰の建設評価
第4節	考 察
第III章	Index of Biotic Integrity による群集評価
第1節	環境改変と群集評価手法
第2節	関東地方の河川魚類の評価
第3節	考 察
第IV章	Generalized Linear Model による影響評価
第1節	Generalized Linear Model および従来の手法との関連性
第2節	都市化要因の評価
第3節	河川改修の評価
第4節	人工構造物の評価
第5節	考 察
第V章	総合考察
第1節	各章の関連
第2節	調査計画の提言
第3節	水産資源解析手法の導入
第4節	予測評価手法
第VI章	総 括
謝 辞	
文 献	

## 第 I 章 序 章

人間は社会や経済の発展のため、生活水準の向上のために、沿岸や河川の環境を人為的に改変してきた。工場建設や宅地造成に伴う埋立て・干拓、工場排水や生活排水に伴う水質汚濁・富栄養化、治水や利水に伴う河川改修・ダム湖造成などが全国各地で行われてきた。これらの人為的環境改変（環境改変）は魚類資源をはじめとする様々な生物の生息、行動、成長、再生産などにあらゆる影響を及ぼし、ひいては生

態系全体にわたって大きな打撃を与えている。Table 1-1 には例として、河川における環境改変が魚類資源に与える影響をいくつか取り上げた。環境改変の種類と内容によって魚類資源に及ぼす影響はそれぞれ異なることが理解できる。一方、人為的環境改変は魚類資源に悪影響（Table 1-1）を及ぼすものだけではない。魚道や魚巢ブロック、人工淵や人工魚礁などの人工構造物は魚類資源の生息や再生産を助長する。

近年、新聞や雑誌、その他の広報機関の紙面でも見られるように、環境に対する人々の関心は大いに高まりつつある。なかでも、地域的あるいはごく身近な環境において、より多くの生物が生存でき、かつ人間生活も潤うような環境開発技術の導入が切望されている。工学的研究分野ではこれらの期待に応えるかのように、生物にとっての生息場所や生態系の保全を意識した、いわゆる地球にやさしい開発技術の導入が手掛けられている（大野 1988, 佐久田 1988, リバーフロント整備センター 1990, 中村 1991, リバーフロント整備センター 1992, リバーフロント整備センター 1993, 玉井ら 1993, 磯部 1994, 建設省河川局治水課 1994, リバーフロント整備センター 1994, 中村 1995）。河川環境においては、多自然型河川工法と呼ばれる従来と異なる技術が適用されている（リバーフロント整備センター 1990, リバーフロント整備センター 1992, 建設省河川局治水課 1994, リバーフロント整備センター 1994）。

人為的環境改変の魚類資源への影響は、魚類資源が人間と様々な関係をもつことから、最終的には漁業、釣り（レジャー）、景観などの人間活動にまで及んでくる。魚類資源を対象とする影響評価手法の開発と確立は、新たな開発技術の適用に関する評価も含めて、現在、社会的・学術的に極めて強く要請されている。そして今後、得られた評価に基づく環境の改善や修復を行い、環境管理を踏まえた魚類資源管理が、魚類と人間とのよりよい関係を永続させるために必要である。

本研究では、魚類資源管理を目標として、これまで主に定性的評価で留まっていた影響評価を、個体数変動を利用して数量的評価が得られ

Table 1-1. Effects of human activities on stream fish resources (modified from Yates 1988)

Human activities	Sources	Effects on stream fish resources and habitat
Siltation	Streambank erosion; streamside construction; road cut-and-fill; logging of slopes; soil compaction; landslides and mass wasting.	Can destroy spawning beds; kill fish eggs and alevins; irritate fish gills; reduce aquatic insect populations; reduce reservoir capacity; and fill stream channels, causing flooding.
Dams	Hydroelectric dams; flood control dams; water storage impoundments; irrigation diversions.	Convert fast-flowing streams to lakes; delay or block upstream migration of adult salmonids and downstream migration of smolts; adults and smolts killed by nitrogen narcosis below outflows, smolts killed passing through turbine generator penstocks.
Water diversion	Diversions for household and drinking water; farm irrigation; livestock watering; industrial cooling and wastewater.	Lowers streamflows in summer; raises water temperatures; unscreened diversion intakes can strand fish.
Salmonid migration barriers	Dams; poorly designed culverts; logjams; waterfalls; chutes; areas of depleted oxygen.	Prevent adult anadromous fishes from reaching spawning beds; prevent outmigrating smolts from reaching sea.
Toxic chemicals	Storage tank leaks; accidental spills; "midnight dumping;" industrial wastewater; runoff of excess agricultural pesticides and herbicides; household toxic wastes.	Kill, sicken, mutate, or lower reproduction potential of all aquatic animals (and their predators, including people); contaminate drinking water; interfere with sewage treatment processes.
Excess fertilizer	Crop and dairy farms; golfcourses; lawns; gardens, pastures.	Causes oxygen-depleting algal blooms; changes water chemistry.
Sewage	Sewage treatment plants; combined sewer overflows; leaking septic tanks; dairy farms; livestock; food processing plants.	May introduce disease pathogens; creates biological oxygen demand, which reduces dissolved oxygen; often contains toxic organic chemicals and heavy metals.
Riparian revegetation	Logging; pasture clearing and livestock grazing; housing and commercial development.	Can raise stream temperatures; destabilize streambanks, causing erosion; remove nutrients by removing source of fallen leaves and streamside insects; increase sedimentation; reduce recruitment of large woody debris necessary for stream structure.
Instream gravel mining	For cement, roadfill, and other construction purposes.	Increases sedimentation; removes spawning gravels; strands juvenile salmonids.
Stream channelization	Road building; wetland drainage; flood control; irrigation.	Increases current velocity and bank erosion; removes critical fish rearing and spawning habitat; reduces habitat diversity, greatly simplifying the biotic community.
Urbanization	Growth and concentration of human populations.	Paves watershed, preventing infiltration, quickening runoff, augmenting flood and drought; adds oil, antifreeze, industrial and household toxic wastes to storm runoff; may include channelization and rerouting of streams; riparian revegetation; dumping of trash; degrades water quality; impacts stream wildlife.

る数理学的手法について検討と考察を行った。

## 水産分野での位置づけ

現在、水産学分野では、魚類資源が漁業や諸産業を通じての経済や社会、人間の食生活に深く関連することから、人為的環境改変による影響評価の研究は漁業環境アセスメント分野で模索・検討されている。1983年に開催された日本水産学会春季大会のシンポジウムでは(吉田<sup>多</sup>1983)、東京湾の漁獲生産量と環境改変との関連性の考察(清水1983)、環境改変がもたらす環境変化の予測と評価の方法(吉田<sup>田</sup>1983、中田1983)、漁業への影響予測と評価に関する手法(平野・中田1983、大槻1983、長谷川1983)が大きな話題として挙げられた。生物指標法(吉田<sup>田</sup>1983)、生態系モデル法(中田1983)、構造モデル法(平野・中田1983)、マトリックス・ネットワーク法(大槻1983)などの(予測)評価手法も紹介されている。さらに、沿岸海域の富栄養化と生物指標(日本水産学会1982)、漁業と環境(吉田1984)、環境化学物質と沿岸の生態系(吉田1986)、漁場環境容量(平野1992)、水産と環境(清水1994)などをテーマとするシンポジウムも開催されている。漁業環境アセスメントにおける影響評価の研究では、物理学的・化学的な環境変化、生物に関しては微生物やプランクトンなどの魚類よりも栄養段階の低い生物の個体数変動に基づく評価が中心である。魚類資源の個体数変動の解析や環境との定量的な関係評価については、現在のところ十分に組み込まれていない。

一方、魚類資源の個体数変動を解析対象とする水産資源解析学分野では、人為的環境改変をテーマとするシンポジウムは無論のこと、研究そのものについてもあまり取り扱われていない。水産資源解析学に代わって、これまで水生生物を対象とする生物学的・生態学的研究分野が魚類資源を対象とする影響評価の研究に取り組んできた。水産資源解析学では、いわば漁業が魚類資源に及ぼす影響評価の研究が主体となり、統計学や数学などの統計数理学的手法を巧みに利用して資源動態の解析と評価が行われて

きた。漁業者が一番知りたい「この海域に何尾位いて、どのくらい漁獲してもよいのか」(松宮・小出水1995)という問題に対処してきた。近年では、漁獲のあり方を勘案して、資源管理へと結び付ける研究も盛んに行われている(長谷川1985, Deriso 1987, 田中1988, Clark 1991, Mace and Sissenwine 1993, Mace 1994, Myers *et al.* 1994, 桜本・船越1994, 船越・中村1995, 原田・松宮1995, 松田1995, 中村1995, 桜本1995, 山田・田中1995, 松宮1996a, bなど)。

魚類資源の中でも、多くの漁業対象種は沿岸において生産される。沿岸は人為的環境改変が著しく、環境改変による影響は漁業にまで及ぶ。漁業を対象とするだけではなく、環境改変の魚類資源への影響評価も水産資源解析学の研究対象として避けて通れない。現在、人為的環境改変による影響の波及問題は地球規模にまで発展しており(清水1994)、環境改変による影響評価は様々な研究分野で検討されている。水産資源解析学も環境改変に伴う魚類資源変動の要因解明に向けて、影響評価研究の枠組みに加わる必要がある。以上の背景を踏まえて、本研究では水産資源解析学の観点から評価手法のあり方を示している。

## 従来の影響評価

これまでの人為的環境改変の魚類資源への影響評価に関連する研究事例や報告書について、以下のようにとりまとめた。水産資源解析学分野においては、土井ら(1973)による瀬戸内海のクルマエビ漁獲量が、埋立て面積1 km<sup>2</sup>増すごとに6トン減少するという結果が得られている。土井ら(1973)の報告では、下記の研究事例と比較して、相関分析を利用した定量的評価を行っていることが大きな特徴である。

河川の水生生物を対象とする生物学や生態学分野では、ダム湖造成にともなう魚類資源への影響評価の研究事例として、森ら(1967)、伊藤・水野(1977)、水野(1979)、伊藤・水野(1979)、水野(1985)などがある。河川改修に関連する研究事例については水野(1983)、水質汚濁に関しては水野(1965)などで取り組まれてい

る。以上の研究事例は主として、環境改変前の魚類調査に基づき、環境改変による影響を定性的に予測したものである。伊藤・二階堂(1966)と水野・伊藤(1982)は、ダム湖造成が魚類の生息分布に及ぼす影響を評価するため、造成前・造成後と造成前・造成中にそれぞれ調査を行っているが、結果を単純に比較したに過ぎない。多摩川におけるダム湖放水による影響調査(東京都水産試験場1987)についても、過去の記録との比較評価にとどまっている。これまでもいくつもの調査記録が発表されているが(福嶋ら1987, 福嶋1990, 福嶋ら1990など)、定量的な数量解析には及んでいない。

沿岸に関しても河川における影響評価の研究事例と評価のあり方に大差はない。例えば、横浜市では1976年以降、人工海浜や人工島の造成による影響を見積もるための継続的な魚類調査が行われている。調査結果に関連する報告書には、種数や個体数変化が記載されているだけであり(林ら1989, 林ら1992, 工藤1995)、数理学的手法による影響評価には至っていない。確立された評価手法がないことや調査方法に問題があり、定量的・客観的評価が多くの研究事例で欠けている。

### 影響評価のとらえ方

上記の研究事例に鑑みて、本研究では人為的環境改変に関連する魚類資源の個体数変動を数量的に評価する手法について検討した。実際、魚類資源の変動には環境改変以外にも、漁獲、放流、釣り、自然、季節などの様々な要因が関係すると考えられる。一つ一つの要因について影響評価を行うことは、ある意味においては正攻法であるが、魚類資源に影響を与えるすべての要因の把握さえ、現実的には不可能である。本研究では人為的環境改変が魚類資源に与える影響の最も主要な要因となり、他の要因が及ぼす影響については考慮するに及ばない事例を検討した。影響評価の対象として、過剰な漁獲と放流、魚類の大きな移動と回遊による影響の大きい沿岸域を避け、人為的環境改変が明確であり、さらに生息場所を空間的に比較しやすい河

川環境を選択した。

上記の研究事例における解析データには、人為的環境改変後や長期間のものが含まれていない。人為的環境改変による影響評価は環境改変前後の比較が基本であり、環境改変後のデータ欠落は評価を不可能にさせるだけではなく、定量化する上でも大きな欠点となる。環境改変後の調査の必要性は森ら(1967)や吉田ら(1983)でも強く主張されたことである。本研究では、長期間データを利用した影響評価に関しては、データ入手そのものが難しいため、時間的変化の評価については環境改変前・改変後などのカテゴリーや短期間データを取り扱う。時間的変化の評価ができない場合は、環境改変前が類似していたと仮定して、環境改変後に相当するデータの空間的変化について評価した。

本研究の構成は次の通りである。第II章では、2魚種を取り扱った相対的な影響評価の手法として、個体数組成の時間的変化に基づく‘環境影響相対指数’を検討した。環境影響相対指数は *Change-In-Ratio* 法に基礎をおき、環境改変に対する2魚種の相対的耐性や生息環境の指標値となる。第III章では、魚類群集を対象とする影響評価の手法として、群集構造の変化を総合的に評価する数量的指数を検討した。Karr(1981)とKarr and Dudley(1981)により提唱され、‘人間活動が群集に与える影響評価指数’として定義されている *Index of Biotic Integrity* を応用した。第IV章では、魚類資源に影響を及ぼす人為的環境改変の影響要因の模索手法として、*Generalized Linear Model* を利用した。さらに、本手法では従来の統計学的手法を統一的に取り扱えることから、これまでの統計学的手法でも検討可能な影響評価も行った。第V章では総合考察を行った。

### 記号と用語の説明

#### 記号一覧

本研究で使用した記号については、おおむね本文中で説明している。ここでは、一時的に添字あるいは変数として用いたものは除いて、主要な記号を一覧にして示す。記号の付け方は基

本的には慣用に従い、できるだけ重複を避けるよう努めた。原則としてアルファベット順に従うが、並列して記述するのが適当なものは続けて示した。解析に適用した記号の単位は、本文中および図表上に示している。

記号	定義
AIC	Akaike Information Criterion (赤池情報量規準)
C	定数
Cov	共分散
CPUE	Catch Per Unit of Effort (単位努力あたり漁獲量・採集個体数)
E	期待値
i	データ数, 調査定点数
IBI	Index of Biotic Integrity
j	調査時期数
L	層別数
n	データ数
N	生息総個体数
$N(0, \sigma^2)$	平均が0, 分散が $\sigma^2$ の正規分布
p	比率, 要因変数の数
r	相関係数
R	生息総個体数の差
S	環境影響相対指数
u	漁獲率
U	生息場所としての価値
V	分散
W	標本個体数の相対値
X	生息個体数
x	標本個体数, 要因変数
Y	生息個体数, 目的変数
y	標本個体数
$\alpha, \beta, \gamma$	要因効果, 偏回帰係数
$\varepsilon$	誤差
$\theta$	要因変数の係数
$\lambda$	不等採集確率比
$\mu$	全体の平均
$\sigma^2$	正規分布の分散
$\tau$	Kendall の順位相関係数

## 用語

用語については主として、河川生態環境工学

(玉井ら 1993)に関連するものを取り上げた。原則として五十音順に列挙した。

一級河川・二級河川：主要な河川は行政的には河川法に従って指定され、管理者の違いにより建設大臣管理の一級河川、都道府県知事管理の二級河川、市町村長管理の準用河川に分類指定される。河川法の対象外の河川は普通河川と呼ばれる(玉井ら 1993)。

河床型：河川は水深や流速などの分布状態の違いにより、次の2つあるいは3つの構成要素に区分される(可児 1978)。

①淵：深くて流れの緩い場所

②瀬：浅くて流れの早い場所(瀬はさらに、2つに分けられる)

(1)平瀬：波立たずに水が流れる場所

(2)早瀬：波立って水が流れる場所

河川流域：ある河川に流入する水の集水範囲または集水域を意味する。河川の途中地点より上流側を示す場合にも使用される。河口地点における流域の面積をその河川の流域面積という。

河川流路延長：河川本流の水源から河口までの距離を指す。幹線流路延長とも呼ぶ。

河道：河川の流水が流下する土地空間を指し、通常は堤防または河岸と河床で囲まれた部分(Fig. 1-1のBankfull width)に対応する(鮎川ら 1992)。

河畔：河川の周辺区域を示す(Fig. 1-1)。本研究では、環境庁の自然環境保全基礎調査(環境庁 1987)に準拠し、河畔を‘河川の後背地で河川区域の外側 100m の区域’と定義する。

灌漑：水路により水田などの農耕作物地に必要な水を引くこと。

魚道：魚介類の遡上を困難あるいは不可能にする障害物(堰やダムなど)がある場合、遡上を容易にするように作られた水路や装置の総称である。構造の違いにより4タイプに区分され、①プールタイプ(プールが連続しているもの)、②水路タイプ(水路内の流れに大きな流速分布を付けるもの)、③オペレーションタイプ(人為的操作を必要とする

もの), ④その他のタイプがある(中村1995)。

護岸：堤防や河岸を流水による浸食・洗掘から保護する人工構造物のこと(Fig. 1-2)。堤防や河岸の法面(表面)を被覆する法覆工, 法覆工の洗掘を防止する法留工(基礎工)からなる。流勢(流れ)の強い場所では, さらに根固工(護岸の先や河床に人工構造物を設置)が行われる。

堰：各種用水の取入れや河川流量の調節などのために, 水路を横断して設け, 水位をせき上げる人工構造物を指す(Fig. 1-2)。操作が可能な水門をもち水位の調節ができるものを可動堰, 水位調節機能がないものを固定堰という。状況に応じて魚道や水たたき(洗掘防止や水流の安定を目的に堰の下流側に設置)などが付設される。特に河口に設置され, 潮止め(塩水逆流防止)や水資源開発の機能を持つものを河口堰という。

日本版レッドデータブック：IUCN(国際自然保護連合)は, 世界的な規模で絶滅の恐れのある動植物の種を選定し, その生息状況等を的確にするための資料としてレッドデータブック(1966年初版発行)を作成した。日本でも環境庁により国内の野生生物を対象に同様の作業が行われ, 日本版レッドデータブックである『日本の絶滅のおそれがある野生動物 脊椎動物編』(環境庁1991)などが発行された。日本版レッドデータブックの掲載種は, 絶滅種, 絶滅危惧種, 危急種, 希少種, 地域個体群の5つのカテゴリーに区分されている。

Bb型：可児(1978)は, ①蛇行区間における瀬と淵の分布と②瀬から淵への水の流れ込みの状態の2つの観点により, 河川形態を分類する方法を提唱した。①についてみると, 上流では一つの蛇行区間に多くの瀬と淵が交互に出現するのに対し, 下流～中流

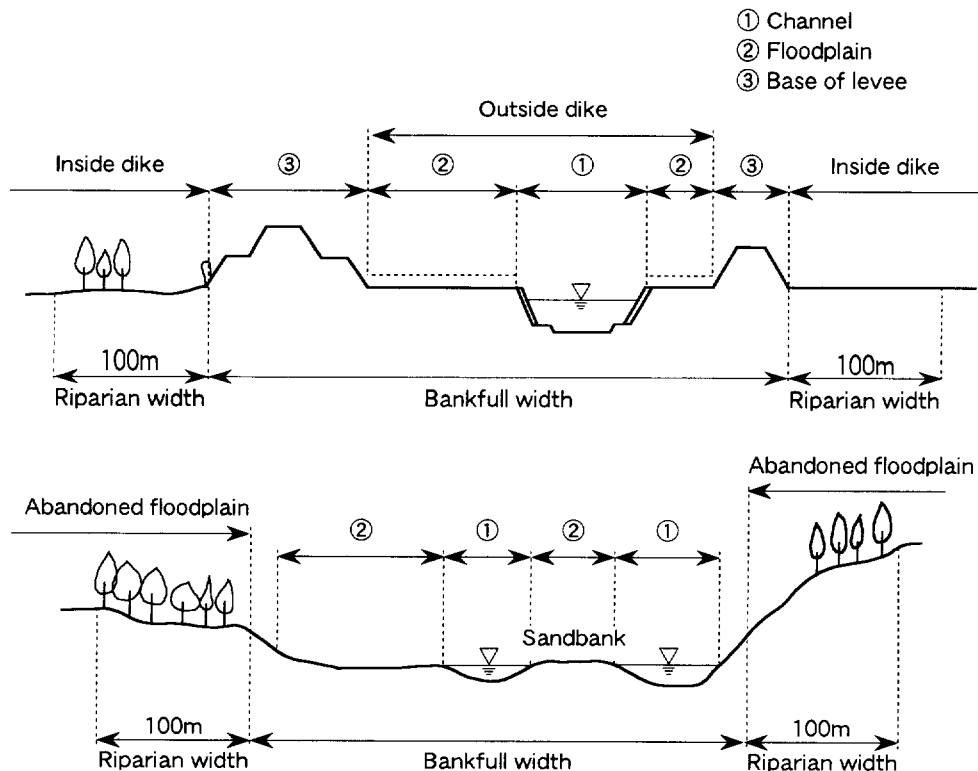


Fig. 1-1. Representative cross section of stream (modified from the Environmental Agency 1987).



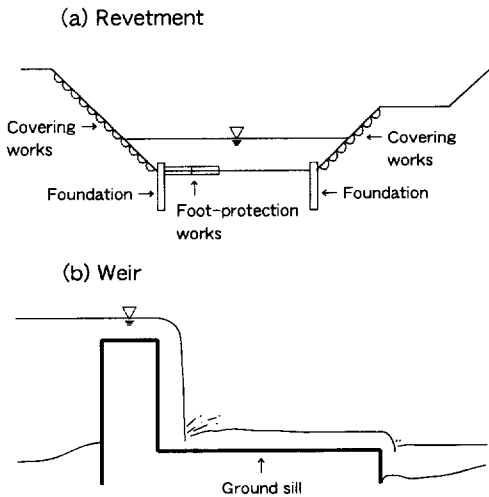


Fig. 1-2. Outline of structure for revetment (a) and weir (b).

では瀬と淵が1つずつしかない。前者のような地形的形態をA型、後者をB型とする。②に着目すると、上流では滝のように落ち込むのに対し、中流では落ち込みはないが白く波立って流れ込み、下流では波立たずに流れ込む。各々をa型、b型、c型とする。①と②の特徴は互に関連しており、A型は常にa型、B型はb型とc型の所でみられるので、両者を組み合わせるとAa型、Bb型、Bc型の3型を区分できる。さらに、中間的な河川形態をそれぞれAa-Bb移行型、Bb-Bc移行型とする。日本では、河川形態の特徴をあらわすのに多用されている。

ミティゲーション：環境開発の影響をできるだけ小さくするとともに、失われる環境の代償を積極的に創り出そうとする制度をいう。①環境への影響の回避、②環境への影響の最小化、③環境への影響の代償措置の3段階を踏んで実行される。アメリカでは環境保護運動の高まりにより、1970年代から順次整備が進められてきた。

## 第II章 Change-In-Ratio 法による2魚種の相対評価

人為的環境改変の魚類資源への影響は魚種や環境改変の種類によって大きく異なる (Table 1-1)。これは各魚種の生物学的・生態学的特徴が異なるためであり、環境改変前後の魚種別個体数組成を変化させる。個体数組成の変化は環境改変に対する耐性を意味し、これまでも魚類相の変化として、魚種の耐性に関する研究事例が報告されている (伊藤・二階堂 1966, 水野・伊藤 1982, 工藤 1990, 水野・御勢 1993, 島谷ら 1993, 工藤 1995)。ただし、多くの研究事例では、ある魚種の割合は増加、または減少したなどの定性的評価の段階に留まっている。各魚種の環境改変に対する耐性評価は、その後の魚種別・目的別 (漁業対象種・釣り対象種など) の魚類管理を行う場合、どのように環境を改変あるいは維持すれば、対象魚類に及ぼす影響が少ないかなどの基礎的情報として利用できる。本章では、環境改変による影響として、魚類資源の耐性を数量的に評価する手法について検討するため、個体数組成の変化から資源量を推定する *Change-In-Ratio* 法 (CIR 法) を評価手法として応用した。

CIR 法は一般に、標識と非標識、雄と雌、親と子供、A種とB種、天然魚と放流魚などの2型の動物の2時期における個体数組成の変化から、生息個体数 (資源量)、生産力 (増加率)、捕獲率 (漁獲率)、生残率などの生物資源学的パラメータを芋づる式に推定する簡便な手法である。1回のCIR法は標識放流の *Petersen* 法に相当し、*Paulik and Robson* (1969) は17組の実例と3つの図により本手法を説明している。CIR法では、2時期間の個体数組成の変化は捕獲、自然死亡、加入、移出のいずれか1つに基づくと仮定されている。経済的価値や行動の差異などから、2型の捕獲率、とられやすさ、漁具の選択性、生活形態などが異なる動物に対して考案された手法である。

*Conner et al.* (1986) はアメリカ Maryland のシカ資源量の推定にCIR法を適用し、資源量の推

定精度について概説した。シカは角の有と無(雄と雌)で2型の識別計数が容易であり、角の高価な雄は雌よりも選択的に狩猟されているためである。Chapman and Murphy (1965)は漁獲調査によるCIR法に自然死亡を導入した。これはMurphy法を含むコホート解析の先駆的研究という点で興味深い、実用的価値は低いものとなっている。CIR法は資源量推定法の中でも少ない情報量で利用でき、さらに個体数組成の調整により資源管理にも結び付けることができる。シカ資源をはじめとし、オットセイ資源では資源保護のために独身の雄のみ捕獲する。クジラ資源に対しても類似した管理方策が実施されており、このような差別的捕獲を実施している場合、CIR法の適用は有効である。

水産資源解析学分野では、CIR法は漁獲統計資料に基づく資源評価法のうち、漁獲努力量と年齢組成を必要としない簡便な手法として位置づけられている(松宮1994)。漁業から独立した小規模な調査でも簡単に結果を得ることができる。松宮・小出水(1995)は、Paulik and Robson(1969)を中心とするCIR法の諸論文による生物資源学的パラメータに関する統計学的計算法を、水産資源の評価に適用して資源管理への活用も模索した。CIR法についての詳細な統計学的理論の内容はChapman(1955)に解説されており、能勢ら(1988)にも間接的な資源量推定法として取り上げられている。

本章では、CIR法を利用して人為的環境変化が2魚種に与える影響を相対的に評価するための手法の開発と確立を目標とした。環境影響相対指数の適用にあたって、従来のCIR法の計算手順を概説し、影響評価に利用するための考え方を検討した。2魚種の個体数組成や環境影響相対指数の推定精度を高めるため、層別ランダムサンプリングを適用した場合の組成や環境影響相対指数の平均と分散を導出した(第1節)。不等採集確率という調査時の個体に関する相対的な採りにくさの克服(第2節)、仮設のデータによる堰の建設が2魚種に与える相対的な影響評価(第3節)、第4節においては本章の考察を行った。

## 第1節 環境影響相対指数の検討

### Change-In-Ratio 法

CIR法は魚類資源をはじめとする野生動物の資源量推定法として考案された手法である。本手法は2型の動物の2時期における個体数組成の変化から、生息個体数、生産力、漁獲率、生残率などを芋づる式に推定できる簡便な方法である。CIR法では、Fig. 2-1に表示しているような個体数変動が仮定されている。前述で取り上げられている引用文献(Chapman 1955など)に従うと、次の2・1式が基本式となる。

$$p_2 = \frac{p_1 N_1 - R_x}{N_1 - R} \quad (2 \cdot 1)$$

これより、

$$\begin{aligned} N_1 &= \frac{p_2 R - R_x}{p_2 - p_1}, \quad X_1 = \frac{p_1(p_2 R - R_x)}{p_2 - p_1}, \\ N_1 &= X_1 + Y_1, \quad N_2 = X_2 + Y_2, \\ p_1 &= \frac{X_1}{N_1}, \quad p_2 = \frac{X_2}{N_2}, \\ R_x &= X_1 - X_2, \quad R_y = Y_1 - Y_2, \\ R &= R_x + R_y = N_1 - N_2 \end{aligned} \quad (2 \cdot 2)$$

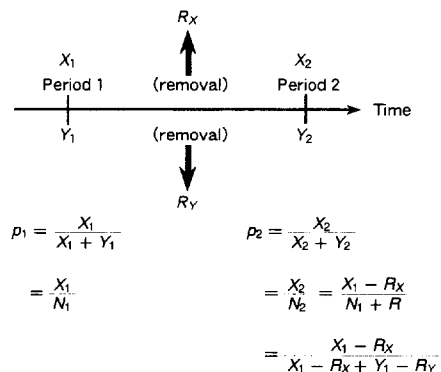


Fig. 2-1. Diagram of population dynamics of X and Y species on CIR, Change-In-Ratio method. Symbols are defined in text.

ここで、 $N_1$  と  $N_2$  : 時期 1 と 時期 2 の生息総個体数、 $X_1$  と  $X_2$  : 時期 1 と 時期 2 の  $X$  種 (型) の生息個体数、 $Y_1$  と  $Y_2$  : 時期 1 と 時期 2 の  $Y$  種 (型) の生息個体数、 $p_1$  と  $p_2$  : 時期 1 と 時期 2 の生息総個体数 ( $N_1$  と  $N_2$ ) に対する  $X$  種の生息個体数の割合 (比率; *CIR* 法では原則として必ず既知であり、比率は現場調査によって推定できる)、 $R_X$  と  $R_Y$  :  $X$  種と  $Y$  種の時期 1 と 時期 2 の生息個体数の差 (時期 1~2 に漁獲、採集された場合はプラス、加入、再生産があった場合はマイナスとなる)、 $R$  :  $R_X$  と  $R_Y$  の合計または時期 1 と 時期 2 の生息総個体数の差 (漁獲された場合はプラスとなる) である。

*CIR* 法の長所 (①と②) や条件 (③~⑥) は下記のように列挙できる。

- ①結果を得るための調査や計算が簡単である。
- ②対象種を殺すことなく目視だけで比率がわかる (陸上動物の場合では、個体遭遇確率となる)。
- ③ 2 種 (3 種以上は不可) のとられやすさ (*vulnerability*) などに相違がある。
- ④  $p_1$  と  $p_2$  に差がある ( $p_3$ ,  $p_4$  などを含む拡張も可能である)。
- ⑤④を生じさせる時期 1~2 の生息個体数の減少や増加 ( $R_X$  と  $R_Y$  および  $R$  に相当する) は、漁獲や放流、自然死亡や再生産、逸散や加入のうちいずれか 1 つである。
- ⑥  $p_1$  と  $p_2$  を得るための漁具や採集用具に選択性がない ( $R$  についてはこのような条件なし)。

松宮・小出水 (1995) は *CIR* 法の計算手順を次の 5 段階に整理し、各々のステップに例題を加え、具体的な適用例として 'アユの放流効果の算定' を取り上げている。下記には *CIR* 法の概説として松宮・小出水 (1995) による手順を記載した。ただし、本章で直接関連するのは、比率だけを取り扱ったステップ 0 と 1 だけである。

**ステップ 0** : 時期 1 と 時期 2 の比率である  $p_1$  と  $p_2$  の異同を検定する。検定方法として、正規分布近似法や  $2 \times 2$  分割表による  $\chi^2$  検定などがあり、藤沢 (1978)、藤井 (1983)、脇本ら (1984) などの統計学の教科書に説明されている。 $p_1 = p_2$  という帰無仮説が棄却されない場合は、次のステップに進まずに別の手法を適用する。2・2

式からわかるように、 $p_1 = p_2$  になると分母が 0 となり計算できないパラメータ ( $N_1$  と  $X_1$  など) が存在する。

**ステップ 1** :  $p_1$  と  $p_2$  のみ得られる場合は、

$$S = \frac{S_X}{S_Y} = \frac{X_2}{X_1} \bigg/ \frac{Y_2}{Y_1} = \frac{N_2 \cdot p_2 \cdot N_1 (1 - p_1)}{N_1 \cdot p_1 \cdot N_2 (1 - p_2)} \\ = \frac{1 - p_1}{p_1} \cdot \frac{p_2}{1 - p_2} \quad (2 \cdot 3)$$

により、2 種の生残率の相対比が求められる。ここで、 $S_X$  と  $S_Y$  は時期 1~2 の  $X$  種と  $Y$  種の生残率をあらわす。 $S$  は '環境影響相対指数' として生息環境に対する生残の相対的指標値となり、下記にて本指数の詳細な統計学的検討を行う。

**ステップ 2** :  $p_1$  と  $p_2$  の他に漁獲物中に占める  $X$  種の割合 ( $\frac{R_X}{R}$ ) が得られた場合、

$$u = \frac{R}{N_1} = \frac{p_2 - p_1}{p_2 - \frac{R_X}{R}} \quad (2 \cdot 4)$$

として、漁獲率  $u$  (ここではプラス値、増加率などの場合はマイナス値であらわされる) に相当するパラメータが求められる。 $\frac{R_X}{R}$  は部分抽出でよい。 $X$  種の漁獲率は、

$$\frac{R_X}{N_1} = \frac{R}{N_1} \cdot \frac{R_X}{R} \quad (2 \cdot 5)$$

で与えられ、 $X$  種の回収率は、

$$\frac{R_X}{X_1} = \frac{R_X}{p_1 N_1} \quad (2 \cdot 6)$$

となるなど、すべての比率を求めることができる。さらに、 $N_1$ ,  $N_2$ ,  $X_1$ ,  $X_2$ ,  $Y_1$ ,  $Y_2$ ,  $R$ ,  $R_X$ ,  $R_Y$  のいずれか 1 つの値がわかれば、すべてのパラメータを計算することができる。 $R$  が既知で、 $\frac{R_X}{R}$  ( $\frac{R_Y}{R}$  も同様) がわかる場合は Chapman (1955) で論述されている。

**ステップ 3** :  $p_1$  と  $p_2$  の他に、 $N_1$ ,  $N_2$ ,  $X_1$ ,  $X_2$ ,  $Y_1$ ,  $Y_2$  のいずれか 1 つと、 $R$ ,  $R_X$ ,  $R_Y$  のいずれ

か1つが既知の場合、すべての数値を2・1式により計算することができる。2・3～6式による比率に関するパラメータもすべて求めることが可能である。

ステップ4:  $p_1$  と  $p_2$  の他に  $R_x$  と  $R_y$  が既知の場合も、ステップ3と同様に2・1式によりすべての数値を計算できる。2・3～6式による比率もすべて求めることができる。

### 影響評価の考え方

CIR法を利用して、人為的環境変化による相対的な影響評価を行う場合の考え方を検討する。水産資源量を推定する場合も参考にして、基本となる両者の個体数変動をFig. 2-2に模式的にあらわす。

水産資源量を推定するには、時期1を漁期前、時期2を漁期後として、漁期中(時期1～2)の2魚種の個体数変動が、主として選択的な漁獲行為によるものと仮定する(Fig. 2-2の左図)。産業的・商業的に利用価値の高いX種が、Y種と比較して選択的に漁獲されると、Fig. 2-2の左図の $R_x$ と $R_y$ の大きさ(面積)が異なってくる。

調査で得られる漁期前と漁期後の比率( $p_1$ と $p_2$ )と漁獲量( $R_x$ と $R_y$ )がわかれば、上記のステップ4により漁期前後の資源量( $N_1$ ,  $N_2$ ,  $X_1$ ,  $X_2$ ,  $Y_1$ ,  $Y_2$ )やステップ1と2による2魚種の生残率の相対比 $S$ と漁獲率 $u$ に関するすべての比率が計算できる。

一方、環境変化による影響評価を行う場合、時期1と時期2を環境変化前と変化後として、変化期間中(時期1～2)の個体数変動は環境変化のみによって引き起こされると仮定する(Fig. 2-2の右図)。本章の冒頭で記述したように、2魚種の生物学的・生態学的特徴が両種ともに異なることから、環境変化による影響の差異が個体数変動の差として反映される(Fig. 2-2の右図の $R_x$ と $R_y$ )。具体的には、 $R_x$ と $R_y$ は環境変化により、生息場所から移出あるいは死亡した個体数に相当する。移入や再生産による個体数の増加、漁獲や放流による影響がある程度含まれていても、本研究では環境変化による影響が大きいと仮定していることから、特に問題にしなくてよい。ただし、変化前後の比率しか入手できないため、ステップ1の環境影響相対指数のみ計算できる。2・3式に基づくと、環境影響相対

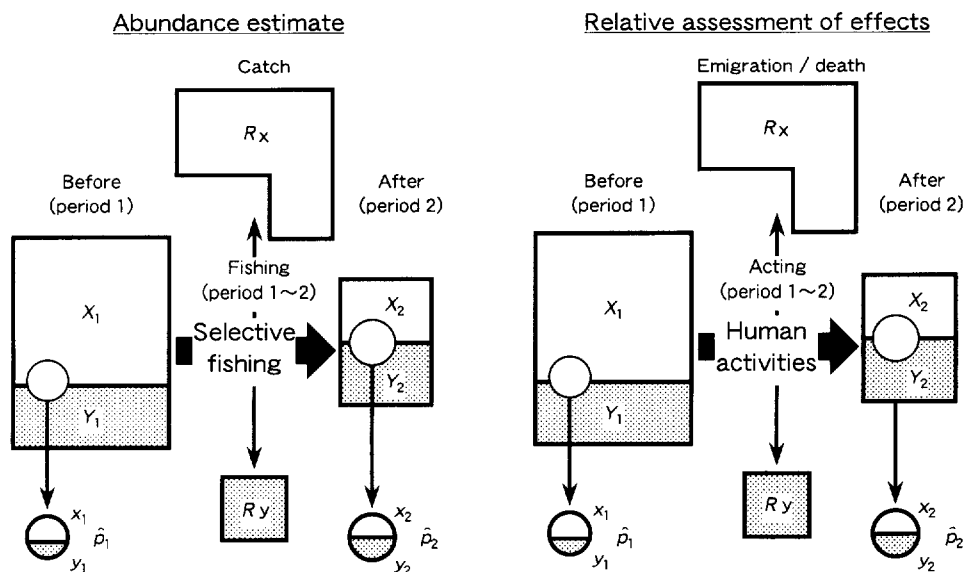


Fig. 2-2. Outline of fish abundance estimate (left) and relative assessment of effects of human activities (right) based on CIR method. Symbols are defined in text.

指数  $S$  は 2 魚種の生残率の相対比であり、 $X$  種は  $Y$  種に比べて  $S$  倍の環境改變への耐性力があることを意味する。

以下では、環境影響相対指数を計算するための比率は現場調査で得られるため、比率には誤差が含まれる。できるだけ誤差を小さくするには、現場の状況に適合したサンプリング方法を導入する必要がある、層別ランダムサンプリングを適用した場合の比率や環境影響相対指数の平均と分散の推定量を導出する。

### 層別サンプリングによる推定精度

層別ランダムサンプリングは、地形的形態の複雑さが個体数の多少をもたらす河川の魚類調査で有効であり、沿岸でも容易に適用できる。調査場所の地形的形態を基準に層別し、各層別場所でランダムサンプリングを行う方法である。層別場所の比率の標本値、 $\hat{p}_1$  と  $\hat{p}_2$  が 2 組以上得られた場合の平均と分散、さらに比率の関数である環境影響相対指数の平均と分散について、藤沢 (1978)、久野 (1986)、鈴木・高橋 (1991) などのサンプリング理論に関する統計学的教科書を参考に推定量を導出した。

計算手順は次の 4 段階 (手順 1~4) に従う。

**手順 1:** 調査場所を  $L (= 1, \dots, i, \dots, L)$  個に層別し、各層でランダムサンプリングを行う。層別基準として、瀬・淵などの河床型を利用でき、さらに既存のデータを処理する場合は個体数の多い・少ないなども使用できる。

**手順 2:** 各層の比率と分散を計算する。第  $i$  層の  $X$  種の標本個体数を  $x_i$ 、 $X$  種と  $Y$  種の標本個体数の合計を  $n_i$  とする。第  $i$  層の比率の標本値  $\hat{p}_i$  は、

$$\hat{p}_i = \frac{x_i}{n_i} \quad (2 \cdot 7)$$

となる。分散の標本値  $\hat{V}(\hat{p}_i)$  は、

$$\hat{V}(\hat{p}_i) = \frac{N_i - n_i}{N_i - 1} \cdot \frac{\hat{p}_i(1 - \hat{p}_i)}{n_i} \quad (2 \cdot 8)$$

である。ただし、 $X$  種と  $Y$  種の生息個体数の合計に相当する  $N_i$  は未知なので、ここでは分散に

おける有限母集団修正項  $(\frac{N_i - n_i}{N_i - 1})$  を 1 とし取り扱う。

**手順 3:** 平均に相当する層全体の比率  $\hat{p}_{st}$  と分散  $\hat{V}(\hat{p}_{st})$  を計算する。両者には、各層の相対的な標本個体数  $W_i$  を用いて重み付けを加えた。

$$\hat{p}_{st} = \sum_{i=1}^L W_i \cdot \hat{p}_i \quad (2 \cdot 9)$$

$$\hat{V}(\hat{p}_{st}) = \sum_{i=1}^L W_i^2 \cdot \hat{V}(\hat{p}_i) \quad (2 \cdot 10)$$

$$W_i = \frac{N_i}{\sum_{i=1}^L N_i} = \frac{n_i}{\sum_{i=1}^L n_i}$$

**手順 4:** 環境影響相対指数  $S$  の平均  $\hat{S}_{st}$  と分散  $\hat{V}(\hat{S}_{st})$  を導出する。平均に関しては、時期 1 と時期 2 の比率の標本値、 $\hat{p}_{1, st}$  と  $\hat{p}_{2, st}$  を 2・3 式に直接代入すればよい。

$$\hat{S}_{st} = \frac{1 - \hat{p}_{1, st}}{\hat{p}_{1, st}} \cdot \frac{\hat{p}_{2, st}}{1 - \hat{p}_{2, st}} \quad (2 \cdot 11)$$

分散に関しては、 $\hat{S}_{st}$  が  $\hat{p}_{1, st}$  と  $\hat{p}_{2, st}$  の積と商により構成されていることから、デルタ法を利用して導出する。分散は次の過程を通じて得ることができる。

比率の標本値には、真の値 ( $p_{1, st}$  と  $p_{2, st}$ ) に誤差 ( $\varepsilon_{1, st}$ 、 $\varepsilon_{2, st}$ ) が含まれている。

$$\hat{p}_{1, st} = p_{1, st} + \varepsilon_{1, st}, \quad \hat{p}_{2, st} = p_{2, st} + \varepsilon_{2, st}$$

デルタ法を用いて、第 1 次の項までとると、

$$\hat{S}_{st} = S_{st} + \varepsilon_{1, st} \cdot \frac{\partial S_{st}}{\partial p_{1, st}} + \varepsilon_{2, st} \cdot \frac{\partial S_{st}}{\partial p_{2, st}},$$

$$(\hat{S}_{st} - S_{st})^2 \approx (\varepsilon_{1, st} \cdot \frac{\partial S_{st}}{\partial p_{1, st}} + \varepsilon_{2, st} \cdot \frac{\partial S_{st}}{\partial p_{2, st}})^2$$

である。よって、両辺の期待値 (分散) をとると、

$$\begin{aligned} \hat{V}_{(\hat{s}_{st})} &= E_{((\hat{s}_{st} - S_{st})^2)} \\ &= \hat{S}_{st}^2 \left\{ \frac{\hat{V}_{(\hat{p}_{1,st})}}{\hat{p}_{1,st}^2 \cdot (1 - \hat{p}_{1,st}^2)} + \frac{\hat{V}_{(\hat{p}_{2,st})}}{\hat{p}_{2,st}^2 \cdot (1 - \hat{p}_{2,st}^2)} \right. \\ &\quad \left. - \frac{2 \widehat{Cov}_{(\hat{p}_{1,st}, \hat{p}_{2,st})}}{\hat{p}_{1,st} \cdot (1 - \hat{p}_{1,st}) \cdot \hat{p}_{2,st} \cdot (1 - \hat{p}_{2,st})} \right\} \end{aligned}$$

となる。ただし、共分散  $\widehat{Cov}_{(\hat{p}_{1,st}, \hat{p}_{2,st})}$  については、 $\hat{p}_{1,st}$  と  $\hat{p}_{2,st}$  が 1 組だけしかないために、上式では算出することはできない。ここでは、 $\hat{p}_{1,st}$  と  $\hat{p}_{2,st}$  との間には無相関あるいは正の相関があることを期待して ( $\widehat{Cov}_{(\hat{p}_{1,st}, \hat{p}_{2,st})} \geq 0$ )、共分散を含む項を無視する (= 0) ことにした。計算される分散  $\hat{V}_{(\hat{s}_{st})}$  は、実際の分散よりも大きめに見積もった保守的 (conservative) な分散として評価される (2・12式)。

$$\hat{V}_{(\hat{s}_{st})} = \hat{S}_{st}^2 \left\{ \frac{\hat{V}_{(\hat{p}_{1,st})}}{\hat{p}_{1,st}^2 \cdot (1 - \hat{p}_{1,st}^2)} + \frac{\hat{V}_{(\hat{p}_{2,st})}}{\hat{p}_{2,st}^2 \cdot (1 - \hat{p}_{2,st}^2)} \right\} \quad (2 \cdot 12)$$

## 第 2 節 不等採集確率の克服

### 環境影響相対指数に与える影響

これまでの比率を求める個体には、選択性のない漁具や採集用具が使用され、どの個体もすべて等確率で独立に採集されることを仮定した (第 1 節)。実際は、対象魚類の生物学的・生態学的特徴 (俊敏性など) が異なること、同様の調査ができなかつたりするために、2 魚種は等確率に採集されとは限らない。さらに、時期 1 と時期 2 の時間的な違いにより、魚種が同じでも各時期の採集確率には差異が生じることも想定できる。既報でも、2 種間の採集確率が不等となる事例として、雄ジカは雌や子供よりも発見されにくいことが取り上げられ (Pollock *et al.* 1985)、2 種間の不等採集確率の影響を克服する方法がいくつか提案されている (Pollock *et al.* 1985, Udevitz and Pollock 1991, 1995)。本節では、不等採集確率が環境影響相対指数に与える

影響を見積もり、これまで発表されてきた研究事例を参考にして、不等採集確率を克服するための方法について検討した。

不等採集確率は 2 魚種間と 2 時期間の両者に存在することが考えられる。魚種間だけに不等採集確率が働き、時期間では働かない (採集確率が等しい) 場合は、時期 1 と時期 2 の比率、 $p_{1,\lambda}$  と  $p_{2,\lambda}$  を、

$$p_{1,\lambda} = \frac{X_1}{X_1 + \lambda Y_1}, \quad p_{2,\lambda} = \frac{X_2}{X_2 + \lambda Y_2} \quad (2 \cdot 13)$$

としてあらわすことができる。ここで、 $\lambda$  は不等採集確率をあらわす比率 (不等採集確率比) であり、 $\lambda = 1$  のときに等確率となる。 $\lambda > 1$  の場合は、Y 種が X 種よりも相対的に採集されやすいことをあらわし、一方、 $\lambda < 1$  の場合は、Y 種が X 種よりも採集されにくいことを意味する。

$p_{1,\lambda}$  と  $p_{2,\lambda}$  を用いて 2・3 式の環境影響相対指数  $S_\lambda$  を求めると、

$$S_\lambda = \frac{1 - p_{1,\lambda}}{p_{1,\lambda}} \cdot \frac{p_{2,\lambda}}{1 - p_{2,\lambda}} = \frac{\lambda Y_1}{X_1} \cdot \frac{X_2}{\lambda Y_2} = \frac{Y_1}{X_1} \cdot \frac{X_2}{Y_2} \quad (2 \cdot 14)$$

となり、環境影響相対指数は魚種間だけの不等採集確率には影響されないことを示している。同様に、時期間だけに不等採集確率が存在し、魚種間では存在しない場合も、不等採集確率は環境影響相対指数に影響を与えないことを確認できる。

魚種間に不等採集確率比  $\lambda$  が存在し、さらに時期間にも存在する場合は、簡単にして 2 時期の比率、 $p_1$  と  $p_{2,\lambda}$  を、

$$p_1 = \frac{X_1}{X_1 + Y_1}, \quad p_{2,\lambda} = \frac{X_2}{X_2 + \lambda Y_2} \quad (2 \cdot 15)$$

として表現できる。環境相対影響指数  $S_\lambda$  を計算すると、

$$S_\lambda = \frac{1 - p_1}{p_1} \cdot \frac{p_{2,\lambda}}{1 - p_{2,\lambda}} = \frac{Y_1}{X_1} \cdot \frac{X_2}{\lambda Y_2} = \frac{1}{\lambda} \cdot \frac{Y_1}{X_1} \cdot \frac{X_2}{Y_2} \quad (2 \cdot 16)$$

である。魚種間と時期間に不等採集確率が存在する場合は、通常環境影響相対指数 (2・3 式)

が  $\frac{1}{\lambda}$  倍になるために何らかの方法を利用して  $\lambda$  を推定する必要がある。

不等採集確率比  $\lambda$  の推定法として、直接的推定法と理論的推定法の 2 通りある。直接的推定法には、試験的調査や実験による方法があり、松宮 (1983) で具体的な方法がいくつか詳説されている。

## 推 定 法

不等採集確率比  $\lambda$  の理論的推定法には、主として Pollock *et al.* (1985) と Udevitz and Pollock (1991, 1995) によって提案されたものがある。不等採集確率比の種類や推定方法は各手法ごとに異なり、Pollock *et al.* (1985) と Udevitz and Pollock (1991) は種間だけ、Udevitz and Pollock (1995) は種間と時期間の不等採集確率比を推定できる。

Pollock *et al.* (1985) の方法では、簡便かつ芋づる式に不等採集確率比  $\lambda$  を推定できるが、新たに時期 3 の比率が必要である。時期 1~2 と時期 2~3 において、相反する 1 つの種のみ除去 (時期 1~2 では X 種のみ、時期 2~3 では Y 種のみなど) が必要条件とされている。1 種だけしか除去できない状況は現実的に想定しにくく、Pollock *et al.* (1985) の方法は実用性に欠けている。Udevitz and Pollock (1991) の方法では、Pollock *et al.* (1985) のような必要条件是課されない。時期 3 の比率も要求されないが、複雑な数値計算が必要とされる。同様に、Udevitz and Pollock (1995) の方法でも数値計算が不可欠であり、Pollock *et al.* (1985) の条件や時期 3 の比率の代わりに、比率調査時の努力量が計算過程で必要となる。

既報による 3 つの理論的推定法を検討すると、環境影響相対指数への不等採集確率の影響は、Udevitz and Pollock (1995) を利用して克服できる。ただし、複雑な数値計算が要求され、各時期ごとの努力量が必要なことは、手法として取り扱いにくい面をもつ。簡便かつ芋づる式

に不等採集確率を導出するため、次のような考えに基づき推定法を検討した。

環境影響相対指数に影響を与える不等採集確率比  $\lambda$  は、魚種間と時期間に存在する場合であり (2・16 式)、時期 1 と時期 2 の比率は 2・15 式に対応する。ここで、

$$X_2 = X_1 - R_{X,1}, \quad Y_2 = Y_1 - R_{Y,1} \quad (2 \cdot 17)$$

と書き直し、2・15 式に代入すると、

$$p_1 = \frac{X_1}{X_1 + Y_1} \quad (2 \cdot 18)$$

$$p_{2,\lambda} = \frac{X_1 - R_{X,1}}{X_1 - R_{X,1} + \lambda(Y_1 - R_{Y,1})}$$

となる。ここで、 $R_{X,1}$  と  $R_{Y,1}$  は時期 1~2 の X 種と Y 種の除去 (環境改変によって移出あるいは死亡する) 個体数に相当する。

さらに、Pollock *et al.* (1985) のように時期 3 の比率  $p_3$  を新たに加える。 $p_3$  の条件は、採集確率が  $p_1$  と同等であり、かつ  $p_1 \neq p_3$  となることである。 $p_3$  は、

$$p_3 = \frac{X_1 - R_{X,1} - R_{X,2}}{X_1 - R_{X,1} - R_{X,2} + Y_1 - R_{Y,1} - R_{Y,2}} \quad (2 \cdot 19)$$

となり、ここで、 $R_{X,2}$  と  $R_{Y,2}$  は時期 2~3 の X 種と Y 種の除去個体数である。

2・18 と 19 式を利用して、不等採集確率比  $\lambda$  を推定するには、 $p_1, p_2, p_3$  の他に、 $R_{X,1}, R_{X,2}, R_{Y,1}, R_{Y,2}$  あるいは  $X_1, X_2, Y_1, Y_2$  のどちらかの実測値が必要である。本章の環境改変による影響評価では、比率以外のパラメータは考えていないため (第 1 節)、結果として不等採集確率比  $\lambda$  を推定することはできない。ただし、今後何らかの手法により、除去数あるいは生息個体数が把握できることを期待して、簡便かつ芋づる式に不等採集確率比を推定する方法を下記に示す。2・18 と 19 式に従って、 $X_1, Y_1, \lambda$  について解くと、

$$X_1 = \frac{p_1 \{p_3(R_{X,1} + R_{X,2} + R_{Y,1} + R_{Y,2}) - (R_{X,1} + R_{X,2})\}}{p_3 - p_1} \quad (2.20)$$

$$Y_1 = \frac{(1 - p_1) \cdot \{p_3(R_{X,1} + R_{X,2} + R_{Y,1} + R_{Y,2}) - (R_{X,1} + R_{X,2})\}}{p_3 - p_1} \quad (2.21)$$

$$\lambda = \frac{(1 - p_{2,\lambda}) \cdot (p_3 - p_1) \cdot (X_1 - R_{X,1})}{p_{2,\lambda} [(1 - p_1) \{p_3(R_{X,1} + R_{X,2} + R_{Y,1} + R_{Y,2}) - (R_{X,1} + R_{X,2})\} - R_{Y,1} \cdot (p_3 - p_1)]} \quad (2.22)$$

である。もし、除去数あるいは生息個体数が得られた場合、環境影響相対指数に影響を与える魚種間と時間間の不等採集確率比 $\lambda$ は、難解な数値計算法に拠らずに推定することができる。

### 第3節 堰の建設評価

#### 環境影響相対指数

#### 考え方

堰の建設がオイカワとウグイに与える相対的な影響評価として、経験的知見や事例(川那部1969, 川合ら1980, 水野・御勢1993)を参考にして仮設データを作成し、層別ランダムサンプリングを適用した場合の比率の平均 $\hat{p}_{si}$ と分散 $\hat{V}_{(\hat{p}_{si})}$ 、環境影響相対指数の平均 $\hat{S}_{si}$ と分散 $\hat{V}_{(\hat{S}_{si})}$ を

2・7~12式に基づき計算する。実際に、環境改変の影響評価に利用する場合は、環境改変に対して相異なる反応を示す2魚種を抽出することが肝要である。例えば、一般によく知られている河川魚類の組み合わせとして、ウグイ(アユ・カワムツ)とオイカワ、オイカワとフナ類などがある(川那部1969, 川合ら1980, 水野・御勢1993)。各々の組み合わせのうち、前者が環境改変に対して耐性のより弱い種、後者が耐性のより強い種に相当する。さらに、環境状況の指標種(日本自然保護協会1994)なども影響評価の比較対象種として利用することができる。

計算例では、 $X$ 種としてオイカワ、 $Y$ 種としてウグイを取り上げ、時期1と時期2を堰の建設前と建設後に設定する。現場の魚類調査では堰の建設前後に対応させて、建設場所を中心とする一定の調査区間を設定した。河床型に基づいて調査区間を3つ(平瀬・早瀬・淵)に層別し、努力量(網目や打網回数)が一定の投網によるランダムサンプリングを各々の層別区間で行った。両種ともに生息個体数は堰の建設だけによって減少し、各魚種の個体はすべて等確率で採集されたとする。オイカワの割合を比率として、Table 2-1に調査結果をとりまとめて示す。

#### 評価

調査結果では、各層の2魚種の採集個体数が建設前と比較して建設後で減少している(Table 2-1)。早瀬のウグイが最も顕著な変動を示し、建設前には484個体が採集されたのに対し、建設後では建設前の3%に相当する15個体しか採集されなかった。オイカワについても同様に、早瀬での個体数の減少率(13%)が大きかった。

Table 2-1. Number of individuals and individuals ratios of Japanese pale chub and Japanese dace on three riverbed types before and after weir construction

Riverbed type	Before (period 1)				After (period 2)			
	Pale chub	Dace	Total	Ratio <sup>1)</sup>	Pale chub	Dace	Total	Ratio
$i (L=3)$	$x_{1,i}$	$y_{1,i}$	$n_{1,i}$	$\hat{p}_{1,i}$	$x_{2,i}$	$y_{2,i}$	$n_{2,i}$	$\hat{p}_{2,i}$
Flat-riffle	200	153	353	0.567	77	25	102	0.755
Riffle	70	484	554	0.126	9	15	24	0.375
Pool	70	223	293	0.239	27	11	38	0.711

<sup>1)</sup> Ratio ( $\hat{p}_{1,i}$ ) = pale chub ( $x_{1,i}$ ) / total ( $n_{1,i}$ ).



建設前後の比率を比較すると、すべての層で建設後の方が大きい (Table 2-1)。特に淵では、建設前よりも 0.472 ほど増加している。オイカワの方がウグイよりも、多く生き残っていることが把握できる。

調査結果 (Table 2-1) を利用して、第 1 節の手順 1~4 に従い求めた堰の建設前後における比率の平均、 $\hat{p}_{1, sr}$  と  $\hat{p}_{2, sr}$  および環境影響相対指数の平均  $\hat{S}_{sr}$  を 95% 信頼区間とともに Table 2-2 に示す。Table 2-2 には比較のために、データを層別しないで計算した場合 (単純ランダムサンプリング) についても提示した。比率と環境影響相対指数の平均は層別の有無により変化しないが、信頼区間は層別した方が平均の精度を向上させる。河床型に基づくデータの層別は、分散を小さくし平均の精度を高めることができる。環境影響相対指数は、オイカワの方がウグイよりも約 5.6 倍ほど堰の建設という環境変化に耐える力があつたことを示している (Table 2-2)。

### ブートストラップ法による共分散評価

#### 考え方

環境影響相対指数の分散  $\hat{V}(\hat{S}_{sr})$  は真の分散よりも大きめの保守的な分散として定義されている (2.12 式)。共分散  $\widehat{Cov}(\hat{p}_{1, sr}, \hat{p}_{2, sr})$  を算出できないことから、各々の比率の平均間には相関関係が無いまたは正であることを仮定して、共分散を含む項を 0 と置き換えたことによる。比率の平均の相関関係が仮定を満たすか検討するため、Table 2-1 のデータを用いてブートストラップ法によるデータリサンプリングを行い評価した。

ブートストラップ法は近年、水産資源解析学分野でも広く使われるようになった。本手法はデータのリサンプリングによって、推定値の分

散やバイアスを推定する方法として利用されている。データを母集団とみなし、そこから新たにデータを作ることにより、推定値の性質を吟味することができる。ブートストラップ法に関する日本語の統計学的教科書として、小西 (1988) などがあり、水産資源解析に適用した研究事例としては、Deriso *et al.* (1985) や Smith *et al.* (1993) などが代表的である。平松 (1987, 1994 a, b) は本手法のレビューをはじめ、平易な表現による利用手順の解説と問題点をまとめている。

ブートストラップ法による比率の平均間の相関関係の評価は次のように行った。

- ①: Table 2-1 の建設前における河床型別の比率から、重複を許してランダムに 3 つの比率を抽出する。
- ②: 第 1 節の手順 3 に従って、比率の平均を計算する ( $\hat{p}_{1, sr}$  が新たに得られる)。
- ③: 建設後の比率についても①と②を同様に行う ( $\hat{p}_{2, sr}$  が新たに得られる)。
- ④: ①~③を 1000 回繰り返す、②と③で得られる合計 1000 組の比率の平均について相関係数を算出する。

#### 評価

ブートストラップ法による 1000 組からなる比率の平均 ( $\hat{p}_{1, sr}$  と  $\hat{p}_{2, sr}$ ) 間の相関関係を Fig. 2-3 に示す。 $\hat{p}_{1, sr}$  と  $\hat{p}_{2, sr}$  が同値となる多数の組み合わせが得られたので、組み合わせ数 (データ数) の多少を円の大ききで表示した (Fig. 2-3)。相関係数  $r$  は 0.016 ( $P > 0.05$ ) であり、比率の平均間には相関関係は見い出せない (Fig. 2-3)。環境影響相対指数の分散  $\hat{V}(\hat{S}_{sr})$  は、比率の平均間の仮定を満たし、保守的な分散として利用できる。

**Table 2-2.** Individuals ratios of Japanese pale chub and relative indexes of effects of human activities (mean  $\pm$  95% C. I.) for two sampling methods before and after weir construction

Sampling method	Ratio		Relative index of effects of human activities $\hat{S}_{sr}$
	Before $\hat{p}_{1, sr}$	After $\hat{p}_{2, sr}$	
Stratified random	0.283 $\pm$ 0.023	0.689 $\pm$ 0.068	5.604 $\pm$ 1.888
Simple random	0.283 $\pm$ 0.025	0.689 $\pm$ 0.071	5.604 $\pm$ 1.982

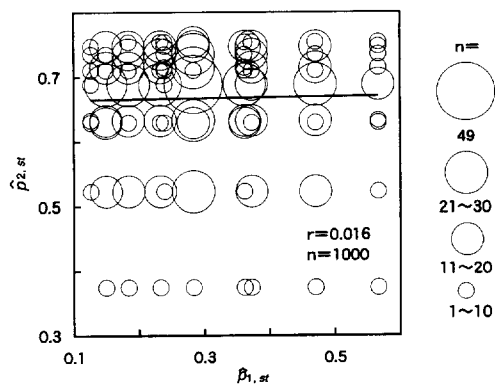


Fig. 2-3. Relationship between means of ratios from Bootstrap method. Circle sizes indicate number of data (n). Regression equation is shown by solid line. r, correlation coefficient.

### 不等採集確率

#### 考え方

前述の環境影響相対指数の計算例と同様に、不等採集確率についても河川における堰の建設がオイカワとウグイに与える相対的な影響評価として、仮設的データを使用した簡単な例題を取り上げる。ただし、不等採集確率比を推定するには比率以外のパラメータ（移出個体数か生息個体数）が必要となるので、本例題に関してはあくまで理想的なものである。評価までの過程を単純にするため、比率と環境影響相対指数については平均だけを取り扱った。両者の分散に関

しては、第1節の計算方法をそのまま利用して導出できる。調査結果に相当する不等採集確率比を推定するための諸々のパラメータを Table 2-3 にとりまとめて示す。

堰の建設前（時期1）にオイカワ（X種）とウグイ（Y種）の比率調査を行った（Table 2-3）。両種の個体数はそれぞれ  $x_1 = 108$  と  $y_1 = 162$  であり、オイカワの割合を比率にすると、 $\hat{\beta}_1 = 0.400$  が得られた。建設前の調査では、個体はすべて等確率に採集されている。堰の建設直後（時期2）の調査では、 $x_2 = 72$ 、 $y_{2,\lambda} = 18$  であり、 $\hat{\beta}_{2,\lambda} = 0.800$  となった。ここで、ウグイの個体数  $y_{2,\lambda}$  には不等採集確率比  $\lambda$  が加えられており、建設前と建設直後の調査においてウグイに対する努力量の違いをあらわしている。努力量の違いとは、建設前の調査では目合いの異なる2種類の投網を同時に使用したのに対し、建設直後では大きい目合いの投網が破損し、小さい方しか使用できなかったことに基づく。ウグイはオイカワよりも体長範囲が広いことから（宮地ら1976、川那部・水野1989）、大きい目合いも併用しないと比率を正確に把握できない。建設直後の比率は過大に評価されている。数週間後（時期3）に改めて、2種類の投網による追加調査を行った（Table 2-3）。 $x_3 = 36$ 、 $y_3 = 12$  であり、 $\hat{\beta}_3 = 0.750$  が得られた。建設前と同様に全個体の採集確率は等しい。

堰の建設中（時期1~2）と建設後の数週間（時期2~3）の2魚種の建設現場からの移出（死亡

Table 2-3. Result of sampling for number of individuals of Japanese pale chub and Japanese dace with weir construction

	Before (period 1)	Constructing (period 1~2)	Immediately after (period 2)	During after some weeks (period 2~3)	After some weeks (period 3)
Pale chub (X species)	108 ( $x_1$ )	20,000 ( $\hat{R}_{x,1}$ )	72 ( $x_2$ )	70 ( $\hat{R}_{x,2}$ )	36 ( $x_3$ )
Dace (Y species)	162 ( $y_1$ )	40,000 ( $\hat{R}_{y,1}$ )	18 ( $y_{2,\lambda}$ )	100 ( $\hat{R}_{y,2}$ )	12 ( $y_3$ )
Total	270	↑	90	↑	48
Ratio <sup>1)</sup>	0.400 ( $\hat{\beta}_1$ )	[emigration individuals]	0.800 ( $\hat{\beta}_{2,\lambda}$ )	[emigration individuals]	0.750 ( $\hat{\beta}_3$ )

<sup>1)</sup> Ratio ( $\hat{\beta}_1$ ) = pale chub ( $x_1$ ) / total ( $x_1 + y_1$ ).

も含む) 個体数は、 $\hat{R}_{X,1} = 20,000$  と  $\hat{R}_{Y,1} = 40,000$ 、 $\hat{R}_{X,2} = 70$  と  $\hat{R}_{Y,2} = 100$  と推定された (Table 2-3)。現場付近の上流および下流には河川の一部を横断する人工構造物があり、現場から移出する魚類個体数を自動計測できる魚道が付設されている。魚道にトラップを仕掛けて、建設中および建設後の数週間における魚種別の個体数組成を把握した。オイカワとウグイの移出個体数の推定値 ( $\hat{R}_{X,1}$ ,  $\hat{R}_{Y,1}$ ,  $\hat{R}_{X,2}$ ,  $\hat{R}_{Y,2}$ ) として、魚道を通じた全魚種の合計個体数に 2 魚種の比率をかけて用いた。

## 評価

調査結果 (Table 2-3) に基づき得られた生物資源学的パラメータの推定値を Table 2-4 に整理して示す。2・20 と 21 式によるオイカワとウグイの堰の建設前の生息個体数は、 $\hat{X}_1 = 28,637$  と  $\hat{Y}_1 = 42,956$  と推定された。移出個体数の推定値 (Table 2-3) を利用して、建設直後や建設後の数週間後の生息個体数 ( $X_2$  と  $Y_2$  や  $X_3$  と  $Y_3$ ) も芋づる式に推定可能である (Table 2-4)。建設直後の比率における不等採集確率比  $\lambda$  (2・22 式) は、 $\hat{\lambda} = 0.731$  と計算された。目合いの大きい投網を使用できなかったことから、本来 (2 種類の投網を同時に使用した場合) に採集されるべきウグイの個体数の 73% しか得られていないことをあらわす。ウグイの個体数は、 $y_2 = 25$  と補正され、比率は、 $\hat{\rho}_2 = 0.742$  と修正される (Table 2-4)。不等採集確率比を含んだ比率  $\hat{\rho}_{2,\lambda}$  (Table 2-3) は過大評価されていたことを示している。

不等採集確率比  $\lambda$  を含んだ比率、 $\hat{\rho}_1$  と  $\hat{\rho}_{2,\lambda}$  による堰の建設中の環境影響相対指数 (2・16 式)

は、 $\hat{S}_{1-2,\lambda} = 6.000$  となるが、補正した比率、 $\hat{\rho}_1$  と  $\hat{\rho}_2$  を用いると、環境影響相対指数は、 $\hat{S}_{1-2} = 4.314$  と修正される (Table 2-4)。さらに、補正した比率による建設後の数週間の環境影響相対指数は、 $\hat{S}_{2-3} = 1.043$  となる。当該期間では、2 魚種の建設現場からの移出個体数 (Table 2-3) に大きな差が認められないことから、 $\hat{S}_{2-3}$  も 1 に近い値が得られた。全期間 (時期 1~時期 3) の環境影響相対指数は、 $\hat{S}_{1-3} = 4.500$  となり、概してオイカワはウグイと比べて、堰の建設に対して 4.5 倍の耐性力をもつと解釈できる。

## 第 4 節 考 察

CIR 法による影響評価の考え方 (第 1 節) では、2 魚種と 2 時期を取り上げて本手法の適用性と簡便性をとりまとめた。現在、CIR 法そのものについては、種数や時期数を拡張していく方向性が認められる。具体的には、Otis (1980) による 3 種や Pollock *et al.* (1985) による 3 時期を取り扱った方法、Udevitz and Pollock (1991, 1995) による種数と時期数を一般化した方法がこれまでに考案されている。各方法の有効性を吟味するためにも、複数種、多時期を対象とする解析は価値あるものと考えられる。各々の方法ごとに課されている制約条件を克服して、他の解析結果との総合的比較により、各方法の妥当性を確認できよう。

影響評価の考え方の比較として、水産資源量を推定する場合を参考例に取り上げた。実際、CIR 法を適用した水産資源評価の研究事例に

Table 2-4. Parameter estimates for abundance of Japanese pale chub and Japanese dace with weir construction

	Before (period 1)	Constructing (period 1~2)	Immediately after (period 2)	During of after some weeks (period 2~3)	After some weeks (period 3)
Abundance					
Pale chub	28,637 ( $\hat{X}_1$ )		8,637 ( $\hat{X}_2$ )		8,567 ( $\hat{X}_3$ )
Dace	42,956 ( $\hat{Y}_1$ )		2,956 ( $\hat{Y}_2$ )		2,856 ( $\hat{Y}_3$ )
Relative sampling probability of dace to pale chub			0.731 ( $\hat{\lambda}$ )		
Corrected number of individuals and ratio of dace			25 ( $y_2$ ) and 0.742 ( $\hat{\rho}_2$ )		
Relative index of effects of human activities	[uncorrected]	6.000 ( $\hat{S}_{1-2,\lambda}$ )		0.750 ( $\hat{S}_{2-3,\lambda}$ )	
	[corrected]	4.314 ( $\hat{S}_{1-2}$ )		1.043 ( $\hat{S}_{2-3}$ )	
	[total periods] →	4.500 ( $\hat{S}_{1-3}$ )			

は、Dawe *et al.* (1993) による Mary 湾の Snow crab 資源、松宮・小出水 (1995) によるアユの放流効果の算定が発表されているに過ぎない。Dawe *et al.* (1993) では、カニかご漁業の網目の大きさに基づいて合法的な大型サイズを X 種、非合法的な小型サイズを Y 種として、Ricker (1975) や Seber (1982) に紹介されている除去指数法と CIR 法を関連づけて解析している。松宮・小出水 (1995) では、湖産(放流)アユの方が釣られやすいという(石田 1988)、湖産アユと天然アユの友釣りによる釣られ方の差異に着目して、基本的な CIR 法の計算手順(第 1 節)による一連の生物資源学的パラメータを導出している。本章では、基本的には比率のみを取り扱ったために、資源量推定法として CIR 法を利用していないが、日本の水産資源解析学における解析手法の導入として価値あるものと考えられる。生息個体数や移出個体数を把握できる調査方法や採集用具の開発と改良に力を注ぎ、環境影響相対指数だけでなく、その他のパラメータも推定可能にする必要がある。

層別ランダムサンプリングの導入は比率標本の分布範囲を狭められる点で有効となった。本サンプリング方法は、水産資源解析学の研究分野においても様々な研究事例で利用されている。例えば、魚類の年齢組成の推定に適用した事例として、Jinn *et al.* (1987)、Horppila and Poltonen (1992)、Castro and Lawing (1995) などがあり、田中 (1953) と Tanaka (1953 a, b) も年齢組成から推定された生残率の精度の計算に利用している。層別ランダムサンプリングで重要なことは、層別基準として何をを用い、どのように設定するのかを計画することである。第 3 節の堰の建設評価では、河床型を層別基準として採用したが、実際現場を観察すると基準の枠組みに対応しない場所も多く存在する。できる限り明確に層別可能な質的あるいは数量的基準を採択し、両者ともに層別数や間隔を検討することが肝要である。

環境影響相対指数の運用法の一案として、指数の長期間時系列を利用した環境変化のモニタリングを考えることができる。環境影響相対指数の時系列変動を把握して、人為的環境改変だ

けではなく、自然的環境変化が与える影響も見積もることが可能である。両者が魚類に及ぼす影響の強さ、回復するまでの所要期間など、様々な情報を時系列から入手できる。さらに、環境影響相対指数の時系列は多数の比率で構成されていることから、第 1 節では得られなかった共分散も算出できる。種数の拡張も可能であり、人為的・自然的環境変化に耐性の強い指標的魚種を基準として、環境の時間的变化に関連する魚種別の相対的な影響評価も行えよう。環境影響相対指数は簡便な指数として利用できる。

環境影響相対指数の構成要素の比率は、一般に 2 項分布に従う。2 項分布を利用した比率の精度やサンプリング方法は、北田 (1991) で詳細かつ理論的に検討され、その他にも CIR 法に関連するものでは Paulik and Robson (1969)、栽培漁業の有標識率 (CIR 法の比率に相当する) では清水 (1983) と北田 (1986) などで取り組まれている。実際は、現場データの性質によって 2 項分布が適合しない場合がある。その対処策としては近年、ばらつきを補正するための *Over-dispersion* パラメータを確率分布に導入し、分布そのものを改善する方法が提案されている (Bayley 1993, 北田・岸野 1993, Kitada *et al.* 1994)。これまでの水産資源解析学における主要な研究事例では、北田・岸野 (1993) と Kitada *et al.* (1994) による栽培漁業における標識再捕から推定される死亡率について、本パラメータを導入して評価したものが発表されている。本章では *Over-dispersion* パラメータは扱わなかったが、今後取り組むべき課題として挙げられる。

不等採集確率の克服(第 2 節)では、環境影響相対指数に影響を及ぼす確率比の理論的推定法を導出した。本推定法に関しては、移出個体数あるいは生息個体数を知る必要があり、比率だけしか利用できない影響評価の場合は、現在のところ直接的推定法に頼らざるを得ない。手間がかかり複雑ではあるが、直接的推定法も発展させなくてはならない。さらに、理論的に推定するためにも、調査方法や採集用具の開発と改良は強く望まれる。

不等採集確率が環境影響相対指数に影響を及

ばすのは、魚種間と時期間に不等採集確率が存在する場合である。本確率比 $\lambda$ は、1魚種の1時期の個体数にかけ合わせた形式であらわされる(例えば、2・15式)。第3節の例題では、ウグイの堰の建設直後に存在しているが(2・18式)、 $\lambda$ をオイカワや堰の建設前・建設後の数週間後に移動させても同様にして計算できる。あらゆる状況においても $\lambda$ を推定することができる。さらに、1魚種の1時期の $\lambda$ は水産資源量推定の場合にも利用することができる。例えば、毎年ある2魚種の漁期前の資源量をCIR法により推定していたとする。比率を調査する漁期前(時期1)と漁期後(時期3)には不等採集確率は存在していない。試験的に漁期中(時期2)の比率を調査し $\lambda$ を計算したとする。もし、 $\lambda \div 1$ であれば、今後は時期2の漁期中の比率を利用して、該当年の漁期前資源量を推定することができる。漁期後半(時期2~3)にかけての漁獲量調整や資源管理へとつなげることが可能である。理論と実際が適合するか、具体的なデータによる解析例が期待される。

不等採集確率に関する堰の建設評価(第3節)では、現場からの移出個体数の推定にあくまで理想的状況として人工構造物の付設魚道を利用した。概ね堰の建設や河川改修などでは、水をせき止めるための河川横断構造物が一時的に構築される。本構造物を巧みに利用し、施工期間における魚類の移動状況をモニタリングすることが可能である。ただし、魚道を通じてモニターできるか否かは現場によって様々である。魚道がなかったり、もし付設されている場合でも、通過個体数の推定やその精度についての研究事例は現在のところ見受けられない。魚道に関する研究事例でもトラップ調査による通過魚種の確認は行われているが(金沢1995, 中村1995)、通過個体数の定量的評価には至っていない。魚道の通過個体数の定量評価も今後の大きな課題である。

### 第Ⅲ章 Index of Biotic Integrity による群集評価

人為的環境改変は多種の魚類資源に影響を及ぼし、その影響は魚類資源の群集組成にも変化をもたらす。第Ⅱ章では、CIR法に基礎をおく環境影響相対指数を計算し、2魚種の環境改変に対する相対的な影響(耐性)評価について検討したが、CIR法では評価対象として魚種を選定することからも群集評価はできない。従って、環境改変に関連する群集の影響評価手法も検討する必要があり、漁場だけではなく、釣りや景観などの場としても大きな役割を担っている河川において、群集評価手法は強く望まれている。魚類群集の評価は今後の魚類資源管理において、群集特性を利用した生態系管理に結び付けることができ、本章では群集構造の変化を総合的に数量評価するIndex of Biotic Integrity (IBI)について検討する。

IBIはKarr(1981)とKarr and Dudley(1981)によって提唱され、人為的環境改変により変化した魚類群集の構造特性(種数や個体数の減少、優占種の変化、奇形魚の出現など)を、人間の手が加わっていない自然的状態の群集と比較する総合的かつ定量的な数量評価指数である。IBI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(Karr 1981)、群集の保全性、生態系や生息環境の評価指数としても応用できる。

IBIは計算方法が簡単であり、地域的拡張も容易なことから、現在アメリカ全域の河川環境の評価指数として実際に適用されている。IBIを発展させた主な研究事例としては、Fausch *et al.* (1984)による河川サイズ(流程など)に基づく生息可能種数の推定法、Leonard and Orth (1986)による文化的汚染指数(Cultural Pollution Index)や水質指数(Water Quality Index)との比較、群集生態学で利用されているの多様度指数との比較(Karr *et al.* 1987, Angermeire and Schlosser 1987, Hughes and Gammon 1987)などがある。さらに、採集方法の違いや稚魚の加入がIBIに及ぼす影響などについても、検討事例がいくつもあり(Angermeire and Karr 1986, Karr *et al.*

1987), Steedman (1988) はカナダの河川への適用に向けて従来のアメリカの *IBI* を修正し、河川周辺の土地利用との関係により *IBI* の妥当性を吟味した。*IBI* の研究は Fore *et al.* (1994), Minns *et al.* (1994), Lynos *et al.* (1996), Paller *et al.* (1996) などでも取り扱われ、近年においても発展し続けている。

日本では、*IBI* のように魚類群集を総合的に数量評価する手法は確立されていない。群集の種組成などを生物学的・生態学的に把握して、環境状況(特に、水質汚濁など)を定性的に評価する研究事例がいくつかある(吉田 1983, 東京都環境保全局水質保全部 1985, 横浜市公害研究所 1987, 1989, 横浜市公害対策局 1989, 横浜市公害研究所 1990, 横浜市環境保全部 1992, 日本自然保護協会 1994)。上記はいわゆる指標生物を利用した環境評価手法であるが、これらの研究に関しても魚類の導入は未だ実用的段階には至っていない。通常、水域の指標生物には、細菌、原生動物、動植物プランクトン、底生生物、海藻などを利用する場合がほとんどである(津田 1964, 森下 1977, 日本水産学会 1982, 吉田 1983, 横浜市公害研究所 1989, 日本自然保

護協会 1994)。人為的環境改変の生物指標的役割も含めて、日本の魚類群集に関する影響評価手法が発展しなかった理由には、地理的な魚類相の差異、魚類の分布回遊の多様性、地形的形態の複雑さ、正確なサンプリングが困難なことなどがある(東京都環境保全局水質保全部 1987)。

本章では、河川だけにとどまらず沿岸にも適用可能な日本の魚類群集を数量的に評価する手法の開発と確立を目標とした。*IBI* の考え方を評価手法として利用し、人為的環境改変に関連するこれまでの群集評価手法との関連性を検討した(第1節)。従来のアメリカやカナダの *IBI* に鑑みながら、日本の河川魚類の群集特性にふさわしい *IBI* を構築し、河川魚類群集に及ぼす影響評価を行った(第2節)。具体的な適用例として、関東地方における7つの一級河川の下流～中流域を対象に、各河川の *IBI* を算出して比較した。さらに、*IBI* と河川流域内の土地利用との関係について若干の統計学的検討を加え、第3節では本章の考察を行った。

**Table 3-1.** Assessment methods of effects of human activities on biotic community and its relation to *IBI*, *Index of Biotic Integrity* (modified from Yoshida 1983)

Method	Content	Relation to <i>IBI</i>
Index species	Assessment of occurrence species on specific human activities	○
Dominant species	Assessment of dominant species on specific human activities	○
Number of occurrence species	Assessment of number of occurrence species	○
Number of total individuals	Assessment of number of total individuals regardless of species	○
Individuals composition (ratio)	Assessment of individuals composition (ratios) for taxonomy, tolerant and intolerant species, etc.	○
Biotic index	Assessment of divide number of total individuals by number of species	×
Biotic index	Assessment of relationship between (A+2B) number of tolerant species (A) and intolerant species (B)	○
Pollution index	Assessment of calculated indexes from occurrence frequencies of index species and condition indexes of human activities	×
Diversity index	Assessment of community diversity indexes such as Margalef's <i>d</i> , Shannon's <i>H'</i> , Patten's <i>H'/N</i> , etc.	○
Living index	Assessment of calculated living indexes from environmental indexes, etc.	×
Bioassay	Assessment of activations of specific organism for oviparous ability, growth capacity, metabolic ability, etc.	×

○, presence; ×, absence.

## 第1節 環境変化と群集評価手法

水産学や水質学、生物学や生態学などの数多くの研究分野で利用されている、人為的環境変化に関連する様々な生物群集の評価手法を吉田<sup>1)</sup>(1983)の生物指標法に準拠してTable 3-1に示す。吉田<sup>1)</sup>(1983)では、生物指標法の種類と内容、さらに各手法の関連文献が同時に掲載されている。生物指標法では、結果に基づき定性的な環境状況を判定できることが特徴である。Table 3-1の手法は、主として魚類以外の生物群集に適用されている場合が多い。

各々の手法の特徴を吉田<sup>1)</sup>(1983)に基づき略述すると、Table 3-1の指標生物法では、ある特定の人為的環境変化が施工された場合に出現する生物種を評価する。優占種法に関しても、ある特定の環境変化に優占的に生息する種を対象とする。出現種数法では、人為的環境変化が顕著になると種数が減少するという仮定に基づき評価する。総個体数法では、生物の種や大きさを区別しないことが評価の特徴である。編組比率は底生生物の評価に利用されている。2種類のBiotic indexも底生生物の評価に利用され、計算手順によってそれぞれ評価基準が異なる。Pollution indexでは指標種と評価基準を明確に定義して評価する必要がある。

多様度指数は群集生態学で応用され、Table 3-1に取り上げているもの以外にも、森下の $\beta$ 指数、Simpsonの $D$ 指数、McIntoshの指数など数多くの指数が発表されている(南雲 1974, 木元 1976, 松宮 1980, 木元・武田 1989, 小林 1995)。水質汚濁や害虫駆除による底生動物や昆虫に及ぼす影響評価に利用した研究事例も認められる(木元 1976)。群集組成が多様なことは群集にとっての環境が好適なことを示しており、一般に多様度指数の数値が高いほど、生息環境が良好であることを意味する。生活指数は5種類の環境要因を利用して、プランクトンの生活指数を評価する方法である。生物分析法は生物の活性(卵発生能・増殖能・代謝活性など)を評価する。Table 3-1の手法は、群集の構造特性の一部を評価するものであり、評価の目的に合わせ

て手法を使い分ける必要がある。

IBIとこれまでの評価手法との関連もTable 3-1に示した。IBIによる評価はこれまでの手法内容を取りまとめ、総合的な評価手法として位置づけることができる。IBIの具体的内容は第2節で詳説するが、特に多様度指数などの数値だけでは魚類群集特性の一部しか把握できないことから、出現種数や総個体数に加えて、人為的環境変化の指標種や優占種、食性ごとの個体数組成など、生物学的・生態学的特徴を考慮した指数がIBIである。

## 第2節 関東地方の河川魚類の評価

### 資 料

#### 魚 類

リバーフロント整備センター(1993)出版の『河川水辺の国勢調査年鑑(1990・91年度)魚介類調査編』を魚類データとして使用した。河川水辺の国勢調査は建設省河川局が主体となり、日本全国の一級・二級河川を対象として、生物の生息・生育実態の把握を目的に実施されている(建設省河川局治水課 1993)。本調査は1990年から行われ、以降5カ年に1回以上の継続的調査が実施される予定である。生物を対象とする調査としては、魚介類の他に底生動物、植物、鳥類、両生類、爬虫類、哺乳類、陸上昆虫類などが調査されている。

国勢調査の対象河川の中から、解析対象として関東地方建設局が管理する7つの一級河川を取り上げた(Fig. 3-1)。各々の河川は北から南にかけて、順に久慈川、那珂川、江戸川、中川、多摩川、鶴見川、富士川が位置する。本章ではIBIを適用するにあたり、対象河川の魚類相、河川形態、地理的条件(河床の標高など)ができるだけ類似するように、河川間で共通する特定の評価区間を設定した。各河川を同じ視点で比較し評価できるように、河口から40 km上流までの区間(下流～中流域に相当する)を評価対象とした(Fig. 3-1の太線)。

対象河川の魚類調査は主として本流(一部の

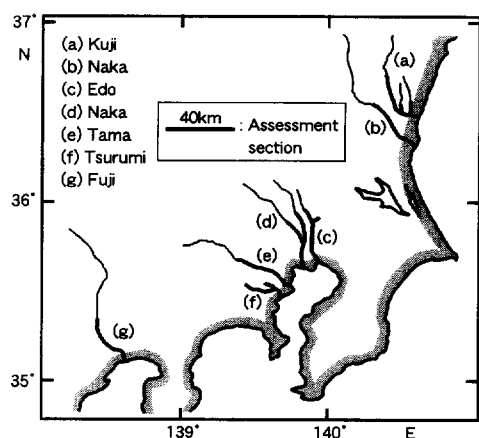


Fig. 3-1. Location of the seven streams in Kanto district.

河川では支流や運河も含む)で行われ、1990年7~12月にかけて合計2回実施された。調査定点に関しては、既存の文献や聞き取りによる事前調査を行い、評価区間の魚類相を最もよく反映することが可能な2~10カ所の定点が設定された。採集には投網が全河川の共通用具として使用され、一部の河川ではタモ網なども利用されている。各河川の採集努力量に差はあるが、採集魚種数と調査定点数間には相関関係は認められないことから ( $r = 0.459$ ,  $p > 0.05$ )、調査定点数や採集努力量の多少はデータに大きな影響を及ぼしていないことを仮定した。調査方法に関する詳細事項は本調査のマニュアル(建設省

河川局治水課 1993) に解説されている。

評価区間で採集された河川魚類の種数と個体数、個体数の最も多かった種(優占種)名を河川別に Table 3-2 に示す。IBI では魚類の生物学的・生態学的特徴を利用した評価を行うことから、原則として種名と学名を本文中や Tables 中に併記した。河川魚類は合計 31 種、1990 個体が採集された (Table 3-2)。種数が最大であったのは江戸川であり (16 種)、最小であったのは那珂川と富士川であった (9 種)。個体数は久慈川で最も多く (502 個体)、富士川が種数と同様に最も少なかった (136 個体)。優占種はアユ *Plecoglossus altivelis* が 3 つの河川 (久慈川、那珂川、富士川) で共通した。なお、沿岸域に近い下流の調査定点では、海産魚類も採集されたが、海産魚類はその場に定住することが少ないためデータから削除した。海産魚類の種数に関しては、鶴見川が河川魚類の種数を 3 種上回る。他は、河川魚類の方が 3 種 (那珂川) ~ 13 種 (中川) 多かった。個体数は全河川において河川魚類の 1% (富士川) ~ 70% (鶴見川) を占めた。

### 土地利用

国土地理院発行の 20 万分の 1 地勢図と 5 万分の 1 地形図を利用して、対象河川の土地利用状況を把握した。本資料は下記の各河川の IBI と人為的環境変化との関係の評価に使用する。20 万分の 1 地勢図からは、評価区間を中心とする河川流域に占める緑地 (森林、畑、水田など) と

Table 3-2. 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, <i>Plecoglossus altivelis</i> (48.0)
Naka <sup>1)</sup>	9	216	Ayu (33.3)
Edo	16	309	Stone moroko, <i>Pseudorasbora parva</i> (18.1)
Naka <sup>2)</sup>	15	318	Crusian 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	

<sup>1)</sup> Naka locates in Ibaragi and Tochigi Prefectures (b in Fig. 3-1).

<sup>2)</sup> Naka locates in Tokyo and Saitama Prefectures (d in Fig. 3-1).



都市（工場や住宅の建物密集地など）の面積を、5万分の1地形図からは、同区間の河畔（河川の堤防ないし丘陵から100 m以内の堤内地）における農耕作物地（畑、田、果樹、樹林など）と建物密集地の面積を読み取り数値化した。ここでの河川流域は、評価区間の最上流点から流域境界までの距離が、右岸側と左岸側（河口に向かって右側と左側）で最短となるような直線と流域境界によって囲まれた部分に対応する。

## 河川概要

リバーフロント整備センター（1993）に基づいて、対象河川（Fig. 3-1）の概要を河川別に下記に示す。7つの河川は関東地方の主要な一級河川であり、すべて太平洋側に河口をもつ。河川水および河川流域の利用状況は、それぞれ河川ごとに大きく異なり、特に下流～中流域においてその差は著しい。

**久慈川**：福島県、茨城県、栃木県の県境にある八溝山（標高1022 m）に水源をもつ。河川流路延長（水源から河口までの距離）は124 km、河川流域の面積は1490 km<sup>2</sup>である。河川水は農業用水として利用され、河川流域内に大きな都市あるいは汚染源となる工場も少なく、水質は良好である。

**那珂川**：栃木県的那須岳（標高1917 m）に水源をもつ。流路延長は150 km、流域面積は3270 km<sup>2</sup>である。河川水は灌漑用水、上水道に利用されている。水質は上流域と中流域で良好だが、下流域では汚染による悪化が若干認められる。

**江戸川**：茨城県内の利根川より分派する。流路延長は55 km、流域面積は200 km<sup>2</sup>である。上流域（利根川との分派点付近）の水質は良好であるが、下流域は悪化している。下流域の背後地は住宅が密集している所が多く、都市の景観を呈している。

**中川**：埼玉県に端を発する。流路延長は83 km、流域面積は987 km<sup>2</sup>であり、中川の第1次支川である綾瀬川の流路延長は47 km、流域面積は174 km<sup>2</sup>である。両河川ともに水質が悪化し、改善が望まれている。特に、綾瀬川は流域

内の住宅密集地および工場の排水路的な役割を担っているため水質の汚濁が著しい。上流域の背後地には広大な農耕作物地を有しているが、下流域は都市の景観を示している。

**多摩川**：山梨県の笠取山（標高1941 m）に水源をもつ。流路延長は138 km、流域面積は1240 km<sup>2</sup>であり、河川水は都市用水に利用されている。水質は良好な場所もみられるが、悪化が顕著な場所も多数ある。

**鶴見川**：東京都に水源をもつ。流路延長は42.5 km、流域面積は235 km<sup>2</sup>である。河川水は農業用水、工業用水に若干利用されている。水質は汚染が著しく、非常に悪化している。

**富士川**：山梨県・長野県の県境にある鋸山（標高2685 m）に水源をもつ。流路延長は128 km、流域面積は3990 km<sup>2</sup>であり、河川水は農業用水に利用されている。水質は比較的良好である。

## 算出法

### 従来のIBI

Karr (1981) が提唱した従来のアメリカのIBIの項目をTable 3-3に示す。本指数は魚類群集の様々な構造特性を評価する12項目で構成され、各々の項目は種の豊富さ、量的多さ、種や個体数の組成（人為的環境改変に関連する指標性）、魚の健全性などの意味をもつ。IBIの計算は簡単であり、魚類データから各項目に対応する実測値を求め、その実測値が従来の魚類群集に近いものから順に5・3・1の評点を与える。IBIは評点(5・3・1)付けした全項目の総和に相当し、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)。

IBIでは得点に応じて魚類群集の定性的評価を得ることができる。Table 3-4に示しているように、評価には6段階の規準が設定されており、高得点から順に *Excellent*, *Good*, *Fair*, *Poor*, *Very Poor*, *No Fish* が対応する。*Excellent*～*Good* や *Good*～*Fair* (Table 3-4の *E*～*G* や *G*～*F*) などの中間的な規準も評価として存在する。IBIの得点が高いほど、魚類群集は人間活動（環境改変）による影響が少なく、自然的状態の群集に近い

**Table 3-3.** Metrics of classic *IBI* (modified from Karr 1981)

Category	Metric
Species composition and richness	• Number of species
	• Presence of intolerant species
	• Species richness and composition of darters
	• Species richness and composition of suckers
	• Species richness and composition of sunfish (except green sunfish)
Ecological factors	• Proportion of green sunfish
	• Proportion of hybrid individuals
	• Number of individuals in sample
	• Proportion of omnivores (individuals)
	• Proportion of insectivorous cyprinids
	• Proportion of top carnivores
	• Proportion with disease, tumors, fin damage and other anomalies

**Table 3-4.** Assessment class and attributes of classic *IBI* (modified from Karr 1981)

Class	<i>IBI</i>	Attributes
<i>Excellent (E)</i>	60~57	Comparable to the best situations without influence of man; all regionally expected species for the habitat and stream size, including the most intolerant forms, are present with full array of age and sex classes; balanced trophic structure.
<i>E~G</i>	56~53	
<i>Good (G)</i>	52~48	Species richness somewhat below expectation, especially due to loss of most intolerant forms; some species with less than optimal abundances or size distribution; trophic structure shows some signs of stress.
<i>G~F</i>	47~45	
<i>Fair (F)</i>	44~39	Signs of additional deterioration include fewer intolerant forms, more skewed trophic structure (e.g., increasing frequency of omnivores); older age classes of top predators may be rare.
<i>F~P</i>	38~36	
<i>Poor (P)</i>	35~28	Dominated by omnivores, pollution-tolerant forms, and habitat generalists; few top carnivores; growth rates and condition factors commonly depressed; hybrids and diseased fish often present.
<i>P~VP</i>	27~24	
<i>Very Poor (VP)</i>	23~1	Few fish present, mostly introduced or very tolerant forms; hybrids common; disease, parasites, fin damage, and other anomalies regular.
<i>No Fish</i>	0	Repetitive sampling fails to turn up and fish.

(群集が保全されている)ことを意味する。魚類をはじめとする生物生態系の機能が正常に働き、生息環境として優れていることをあらわす(Karr 1981)。Table 3-4にはKarr (1981)に詳述されている各規準の概念についても掲載した。

### 項目の設定

本章では、*IBI*の構成要素として6つの概念をもつ10項目を設定した(Table 3-5)。各々の概

念と項目は、アメリカの*IBI*を修正しカナダの河川に適用したSteedman (1988)のものに準拠した。Steedman (1988)では項目の削除や追加、項目で規定されている魚種の変更や置き換えなどの操作がみられ、*IBI*を地域的に拡張するには大いに参考となる研究事例である。さらに、項目の内容に関しては、魚類の採集方法や結果(建設省河川局治水課1993, リバーフロント整備セ

Table 3-5. 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 <b>native</b> species	2/3*range <sup>1)</sup>	1/3*range	Less than to 1/3*range
	② Number of <b>surface</b> species of cyprinid	or	to	
	③ Number of sub- and <b>benthic</b> species of cyprinid	higher	2/3*range	
B. Indicator species	④ Presence or absence of <b>intolerant</b> species	Presence	-	Absence
	⑤ Individuals percentage (%) of <b>tolerant</b> species	Less than	1/3*range	2/3*range
C. Immigrant species	⑥ Individuals percentage (%) of <b>immigrant</b> species	1/3*range	to	or
D. Fish condition	⑦ Number of death <b>accidents</b> of fish from 1987 to 1990	2/3*range	2/3*range	higher
E. Trophic composition	⑧ Individuals percentage (%) of cyprinoid <b>insectivores</b> of cyprinid	2/3*range	1/3*range	Less than
	⑨ Occurrence site percentage (%) of <b>herbivores</b> as ayu	or	to	
F. Fish abundance	⑩ Catch per one shot by cast net ( <i>i.e.</i> CPUE)	higher	2/3*range	1/3*range

<sup>1)</sup> Range = maximum - minimum of data in metric.

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内容を規定した。具体的内容を以下に解説する。

**概念 A:** 種の豊富さをあらわす3つの項目によって構成される。種の多さは河川空間の多様性をあらわし, 様々な魚類が生息できることを意味する。

**項目①の在来魚種数:** 関東地方の河川において古来から生息が確認されている魚類が対象となる。

**項目②の遊泳魚種数:** 遊泳生活型(主として河川の表層~中層部に生息する)の魚類が対応し, 日本の淡水魚類の中で最も種数が多い, コイ科 Cyprinidae のハエジャコ亜科 Danioniae とウグイ亜科 Leuciscinae に属する種を用いた。

**項目③の底生(半底生)魚種数:** 底生・半底生生活型(主として河川の中層~底層部に生息する)の魚類が当てはまり, 遊泳種(項目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的種(東京都環境保全局水質保全部 1985, 横浜市公害研究所 1989, 朝比奈ら 1992, 水系環境を考える会 1992, 細谷・前畑 1994, 板井 1994, 日本自然保護協会 1994)が対応する。

**項目④の弱耐性種の有無:** 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類(環境庁 1991, 朝比奈ら 1992)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 reini* などの希少種としての保護が必要とされている種(川那部・水野 1989, 細谷・前畑 1994, 板井 1994)を対応させた。

**項目⑤の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, 優占的に生息する魚類を取り上げた(東京都環境保全局水質保全部 1985, 横浜市公害研究所 1989, 水系環境を考える会 1992, 日本自然保護協会 1994)。モツゴ *Pseudorasbora parva*, フナ類 *Carassius* spp., ドジョウ *Misgurnus anguillicaudatus*, カダヤシ *Gambusia affinis* を用いた。

**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以外から, 人為的に移入され生息している魚類は, 繁殖力や環境変化に対する適応力が極めて強く, 在来魚類の存続を脅かすことが知られている(川合ら 1980)。本カテゴリーは在来魚類の種の保全性(置き換わり)にも関連する。

**項目⑥の移入種の個体数組成(%):** 外国産魚種をはじめとし, 日本産では琵琶湖と淀川水系などから移入した魚類(中村 1955)を用いた。

**概念D**：魚類の健全性をあらわす。従来の *IBI* では病魚、奇形魚、鱗破損魚などの個体数組成が用いられている。

**項目⑦の1987～90年(4年間)の魚類斃死事故の発生件数**：使用資料には魚類の健全性に関する情報が記載されていないため、魚類斃死事故の発生件数で代用した。魚類が斃死するような生息環境は、魚に直接的な悪影響を及ぼし、魚体に異常をもつ個体の存在を示唆している。

**概念E**：魚類を指標として餌の状態や基礎生産性を評価する2つの項目を設定した。

**項目⑧の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、同科の出現魚類に占める個体数組成(%)を求めた。

**項目⑨の植物(藻類)食性種の出現率(%)**：アユを代表させて調査定点の出現率(%)を計算して用いた。アユに関しては放流による影響が大きいが、対象河川の中で放流が実施されている河川(例えば、久慈川や那珂川など)では、天然遡上が多いことでも知られている。本章では、アユの放流による影響は少ないものと仮定した。

**概念F**：魚類生産性をあらわす項目である。

**項目⑩の1投網当たりの採集個体数**：*CPUE* (*Catch Per Unit of Effort*：単位努力あたり採集個体数)に対応する。

### 評点基準

従来の *IBI* では、魚類データから得られる各項目の実測値に対して、一般的傾向や過去の知見、経験などに基づいて5・3・1の評点基準が設定されている。本章では、比較河川の中での相対評価を行うに当たり、解析対象の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を得ることができないため、次のような仮定に基づき、解析データを利用した評点基準を設定した(Table 3-5)。

各々の項目の実測値は、現在までの様々な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。各河川の評価区間は人為的環境変化がなければ、すべて同程度の魚類群集を生息させることが可能である。評点は、

対象河川の実測値の最大と最小の範囲を3等分して、環境変化による影響が小さく、自然的状態の群集に近い方(Table 3-5のbest)から順に5・3・1を与えた。項目①～③と⑧～⑩は実測値が大きいくほど、項目⑤～⑦は実測値が小さいほど、人為的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に関してはのみ、従来の *IBI* と同様に、採集の有無について5・1を与えた(Table 3-5)。すべての項目の評点が5点となるような群集は、実際に人間の手が加わっていない自然的状態の群集とは言い切れないが、対象河川の中では環境変化による影響が最も小さく、現在の状況では自然的状態の群集に最も近いものとして評価される。

## 評 価

河川別項目別の実測値として、評価区間における2回の調査結果を1つに総合してTable 3-6に整理した。各項目の実測値は河川によって様々である。唯一、項目④の弱耐性種がすべての河川において採集されなかった。さらに、各項目の実測値の順位化を行い(Table 3-6のカッコ内)、Kendallの順位相関係数 $\tau$ を計算して項目間の類似性を評価した。順位相関係数 $\tau$ による項目間の相関行列をTable 3-7に示す。順位相関行列に基づく、項目間にはほとんど相関関係は認められなかった(Table 3-7)。項目⑤の強耐性種の個体数組成と項目⑥の移入種の個体数組成間に正の相関関係( $r = 0.714$ ,  $P < 0.05$ )が存在するだけである。項目④の弱耐性種については、実測値が変動しないため相関係数が得られなかった。各項目は類似せず、河川ごとに群集特性が異なることを示している。

上記の手順に従って求めた河川別の *IBI* をTable 3-8に示す。全10項目の評点の総和(50点満点)を *IBI* とし、*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(Table 3-4)に準拠した。各項目の評点は、項目④の弱耐性種の有無と項目⑥の移入種の個体数組成を除いて、すべて5・3・1の評点が与えられた(Table 3-8)。例えば、項目①の在来魚種数では、実測値が最大となったのは多摩川(11種)であり、最

Table 3-6. Data (ranks) of metrics on the seven streams in Kanto district

Metric	Stream						
	Kuji	Naka <sup>1)</sup>	Edo	Naka <sup>2)</sup>	Tama	Tsurumi	Fuji
① native	10 (6)	6 (3)	10 (6)	8 (4)	11 (7)	10 (6)	9 (5)
② surface	2 (6)	2 (6)	2 (6)	2 (6)	3 (7)	0 (5)	3 (7)
③ benthic	6 (6)	3 (3)	8 (7)	5 (5)	4 (4)	3 (3)	3 (3)
④ intolerant	Absence (7)	Absence (7)	Absence (7)	Absence (7)	Absence (7)	Absence (7)	Absence(7)
⑤ tolerant	23.3% (5)	13.9% (6)	39.9% (4)	82.1% (1)	50.9% (3)	79.6% (2)	2.2%(7)
⑥ immigrant	2.8% (4)	0.7% (6)	15.8% (5)	76.1% (1)	1.8% (3)	8.6% (2)	0.0%(7)
⑦ accidents	0 (7)	0 (7)	0 (7)	4 (5)	2 (6)	6 (4)	0 (7)
⑧ insectivores	15.5% (5)	22.7% (6)	10.3% (4)	6.0% (3)	23.6% (7)	0.4% (2)	15.5% (5)
⑨ herbivores	90.0% (7)	60.0% (6)	0.0% (2)	0.0% (2)	17.0% (3)	20.0% (4)	50.0% (5)
⑩ CPUE	2.68 (7)	2.23 (5)	0.96 (1)	2.33 (6)	1.33 (2)	1.88 (3)	2.02 (4)

<sup>1)</sup> Naka locates in Ibaragi and Tochigi prefecture (b in Fig. 3-1).

<sup>2)</sup> Naka locates in Tokyo and Saitama prefecture (d in Fig. 3-1).

See Table 3-5 for details of metrics.

Table 3-7. Kendall's rank correlation coefficient  $\tau$  matrix between metrics calculated from ranked prescores

	② surface	③ benthic	④ intolerant	⑤ tolerant	⑥ immigrant	⑦ accidents	⑧ insectivores	⑨ herbivores	⑩ CPUE
① native	0.095	0.238	--	-0.190	0.000	-0.143	0.048	-0.143	-0.381
② surface		-0.048	--	0.286	0.381	0.238	0.524	0.000	-0.095
③ benthic			--	-0.190	-0.476	0.143	-0.048	-0.333	0.000
④ intolerant				--	--	--	--	--	--
⑤ tolerant					0.714*	0.619	-0.381	0.381	-0.048
⑥ immigrant						0.333	0.476	0.476	0.048
⑦ accidents							0.333	0.286	0.048
⑧ insectivores								0.238	0.000
⑨ herbivores									0.571

\*, significant at 5% level; --, no data.

小となったのは那珂川 (6種) であった。Table 3-5 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。項目⑨のアユを代表させた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点がその他の4河川となった。項目④の弱耐性種の有無では、全河川同一の評点1が付与された。

各河川の IBI と得られた評価に関しては、久慈川の IBI が最大となり (IBI = 40) その評価は Good, 次に那珂川と富士川で IBI が 36 と 34 となり Fair, 江戸川と多摩川は IBI が 32 と 30 で Fair~Poor となった。IBI が最小となったのは中川と鶴見川であり (IBI = 20), 対応する評価は Poor~Very Poor となった (Table 3-8)。IBI の評

価は地方にある河川 (久慈川, 那珂川, 富士川) で高く (Good から Fair 間), 都市にある河川 (江戸川, 多摩川, 鶴見川, 中川) で低い (Fair~Poor 以下)。都市にある河川では全般的に項目⑤の強耐性種の個体数組成が高く, 項目⑨の植物食性種の出現率が低いため (Table 3-8), 両項目の評点が1になる傾向の強いことが, IBI の評価を下げた理由の一つである。

### 環境変化との関連性

IBI は人為的環境変化に関連する様々な影響を反映している。IBI と具体的な環境変化との関連性を模索するため, 各河川の流域内や河畔の土地利用状況について若干の統計学的検討を行っ

Table 3-8. Scoring metrics (data) and *IBI* with class on the seven streams in Kanto district

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

<sup>1)</sup> Naka locates in Ibaragi and Tochigi prefectures (b in Fig. 3-1).

<sup>2)</sup> Naka locates in Tokyo and Saitama prefectures (d in Fig. 3-1).

See Table 3-5 for details of metrics.

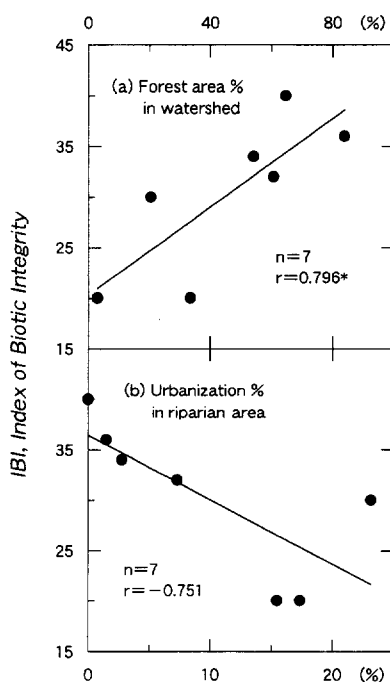


Fig. 3-2. Relationship between *IBI* and land use [forest area % in watershed (a) and urbanization % in riparian area (b)] on the seven streams in Kanto district.

た。土地利用の資料として、上記の河川別の土地利用面積を利用した。検討方法として、土地利用面積を河川流域あるいは河畔に占める割合(%)に換算し、*IBI*との関係について相関分析を行った。得られた相関係数の中で値が高いものをFig. 3-2に示す。結果として、*IBI*は河川流域の緑地面積の割合と正の相関関係をもち(Fig. 3-2a)、河畔における建物密集地の割合とは負の関係を示した(Fig. 3-2b)。

なお、第IV章においては*IBI*の妥当性に関するより詳細な検討として、魚類資源の生息場所の環境要因との関係を精査する。環境要因データが整備されている新たな資料を解析対象とし、*IBI*と数量的・質的データからなる土地利用、河川構造物、水質、流況の要因との関連性を、Generalized Linear Model(一般化線形モデル)を利用して評価する。

### 第3節 考 察

本章の*IBI*は森林などの自然的環境が保全され、河川近隣に建物が少ないほど高くなる傾向を示した(Fig. 3-2)。*IBI*と土地利用との関係は

Steedman (1988) で詳細に検討されており、河川流域や河畔における森林面積とは正、河川流域における都市面積とは負の相関関係をもつなど、本章と同様の結果が得られている。さらに、Steedman (1988) は良質かつ豊富なデータが揃えば、土地利用の状況が河川生態系に与える影響を重回帰式によってモニター (*IBI* を予測) できると結論している。本章ではデータ数が少なかつたために相関分析だけに留めざるを得なかつたが、土地利用という環境変化が魚類群集に与える影響を、*IBI* によって評価できる第一歩を記したといえよう。

本章では具体的に取り扱ってはいないが、各河川の *IBI* (Table 3-8) は土地利用以外にも、水質汚濁指標の BOD (生物化学的酸素消費量) などの環境要因とも深く関連している可能性がある (リバーフロント整備センター 1991, リバーフロント整備センター 1993 など)。*IBI* と環境変化に関連する様々な指数や指標との総合的比較は、*IBI* の有効性や問題点を明確にでき、*IBI* の発展へと大きくつなげることができる。Leonard and Orth (1986) で利用されている文化的汚染指数や水質指数、Karr *et al.* (1987)、Angermeire and Schlosser (1987)、Hughes and Gammon (1987) で利用されている群集の多様度指数など、比較可能な指数が多数存在している。一般的な環境を指標化する方法が日本計画行政学会 (1986) で詳説され、新たな環境指標の構築とともに *IBI* との関連性についても検討しなければならない。

本章の *IBI* 評価については *Good* から *Very Poor* までが得られているが (Table 3-6)、Karr (1981) が示した概念 (Table 3-2) とは一致しない所もある。これは従来の *IBI* の項目内容を修正し、さらに項目数までも減らしているためであり、*IBI* の評価に関する概念については、評点基準に関連させて改めて設定し直す必要がある。

本章の評点基準 (Table 3-5) に関しては曖昧な点が残されている。基準を明確にさせるには、関東地方の河川の多量のデータが必要である。質・量ともに情報を増やし、妥当な基準を設定しなくてはならない。関東地方のあらゆる河川の精力的な調査が望まれる。ただし、関東地方で設定した基準を他の地域 (北海道地方や関西地

方など) には適用できない。本章における基準は、あくまで対象とした関東地方の河川の中での相対評価のみに利用できる。他の地域の評価基準に関しては、全国データを入手して検討していく必要がある。一方、Fausch *et al.* (1984) が提案しているように、河川形態に基づく評点基準も検討すべき課題である。Fausch *et al.* (1984) では魚種数に関連する項目について、河川流程と最大生息種数との回帰直線の傾きを利用している。本方法はその後の *IBI* の研究事例でも利用されることが多い。河川流程の回帰を日本にそのまま適用できるとは限らないため、河川流量、川幅、水深などの他の生息場所の環境要因とも兼ね合わせて検討する方法が望まれる。

本章で設定した *IBI* の項目のうち (Table 3-5)、項目の内容と魚類の特徴が完全に一致しないものがいくつか存在した。特に、項目⑧の昆虫食性種として採用した魚種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として雑食性が多いことから、本項目の内容につい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。項目⑧の概念である餌生物の状況評価に関しては、日本の淡水魚類から見積もることは難しいと考えられる。

本章の魚類データは定量的に得られているわけではない。日本の河川では特に、電気漁 (Bayley *et al.* 1989, Riley and Fausch 1992, Dwyer and Erdahl 1995) が一般的に禁止されていることから、定量的データを入手することは難しい。調査区間や調査時期の設定に関する知見 (Angermeire and Schlosser 1986, Karr *et al.* 1987) を重要視し、データの定量化に向けて努力することが必要である。定量的データが入手できると解析にも幅が広がり、例えば、Angermeire and Karr (1986) や Karr *et al.* (1987) が行った稚魚の加入が *IBI* に及ぼす影響などについても検討することが可能である。

本章では、群集評価手法における *IBI* の位置づけとして、これまで利用されてきたいくつかの手法 (Table 3-1) について概説した。さらに近年考案された手法として、群集の多様性を可視

的にあらずアメーバ法 (Brink *et al.* 1991) や Tw 値 (中村ら 1995) などがあり、沿岸海域のミティゲーション効果の生態環境評価手法として適用されつつある。IBI のように評点を与えて評価する HEP (*Habitat Evaluation Procedures*) やフィールドデータを重視した BEST (*Biological Evaluation Standardized Technique*) などもミティゲーション効果の評価手法として注目されている (Barnett *et al.* 1991, 中村ら 1995)。IBI そのものについても現在アメリカでは沿岸海域への拡張が試みられ (Thompson and Fitzhugh 1986), 河川・沿岸を通じての評価手法の進展が認められる。IBI による沿岸の群集評価については将来的な課題であるが、ミティゲーション効果に関連する評価手法の長所と短所を検討して、大きく発展させることが可能である。

日本において IBI が実際に利用されるには、まだ数多くの課題を克服しなくてはならない。計算や評価の方法が簡単であり、地域的な拡張が容易なことから、今後多くの適用事例を積み重ね、評価事例を通じて手法を確立して行く方向が望まれる。

#### 第 IV 章 Generalized Linear Model による影響評価

人為的環境変化が魚類資源に与える影響は、統計学的手法の利用によって始めて客観的に評価される。例えば、環境変化前後の生息個体数の代表値 (平均値など) を比較する場合、値そのものの比較だけでは、データのばらつきを考慮できず、直観的な判定しかできない。実際、現場で得られたデータには環境変化による影響の他にも、年や季節などの自然的な環境変動、努力量や採集用具の選択性の偏りなどにより、データにはかなりの度合いでばらつきが認められる。統計学的手法はデータのばらつきを確率理論的に基準化し、代表値間の差に関して客観的な評価を与えてくれる。環境変化の影響評価として必要不可欠な手法である。

統計学的手法は仮説検定と回帰分析に大きく 2 分される。仮説検定では設定した帰無仮説に

対して棄却するか、しないかを判定する。代表値に関する差の有無の評価、構築した統計モデルに意味が有る、無しなどを検定によって判定できる。仮説検定には多種多様な手法が存在し (石居 1975, 藤沢 1978, 藤井 1983, 脇本ら 1984, 伊藤ら 1985, 田中・垂水 1986, 白旗 1987, 石村 1992), なかでもデータが正規分布していると仮定して、2 つの平均値間の差を評価する '平均値の差の検定 (t 検定)' が代表的である。さらに、2 つ以上の平均値を比較する場合には、分散分析などを適用することができる。

一方、回帰分析ではいくつかの性質の異なる変数あるいは要因を用いて、各変数のデータから定量的関係を推定することができる。推定された関係は統計モデルとして成立し、予測モデルとしても利用できる。最も単純な解析は 2 つの変数を用いた相関分析であり (石居 1975, 藤沢 1978, 藤井 1983), 一般に多変量解析と呼ばれる。連続的な数量的データを解析する場合には、重回帰分析、主成分分析、判別分析を利用でき、離散的な質的データの解析には、数量化 I 類, II 類, III 類, IV 類を使用できる (田中ら 1984, 伊藤ら 1985, 柳井ら 1986, 有馬・石村 1987)。仮説検定と同様に、解析目的により手法を使い分ける必要がある。

近年のコンピュータ (パーソナル・コンピュータ) の急速な進歩は、統計学的手法の発展にも大きく寄与している。水産資源解析学の研究分野では、統計モデルの推定に最尤法が導入され、妥当なモデルの選択には Akaike Information Criterion (AIC: 赤池情報量規準) が利用されるようになった (松宮 1993)。さらに、これまでは解析に合わせて使い分けていた手法が、たった一つで対処できる Generalized Linear Model (GLM: 一般化線形モデル) が最近注目されている (平松 1994b, 1995b)。GLM は Nelder and Wedderburn (1972) と McCullagh and Nelder (1989) によって確立され、従来の線形正規モデルにおける正規分布の枠組みを緩和し、正規分布の仮定になじまない線形モデルに対しても、統一的に線形的推測が可能となるよう拡張されたものである。t 検定や分散分析、重回帰分析



や数量化I類などの従来の統計学的手法を総括したものである(田中ら1990, 田中ら1993, 平松1995b)。

水産資源解析学の研究事例としても, *GLM*の適用が諸外国も含めて認められるようになった。研究対象としては, カツオ・マグロ類や底魚漁業における *CPUE* (*Catch Per Unit of Effort*: 単位努力あたり漁獲量)の標準化に使われることが多い(石塚1991, Hilborn and Walters 1992, Large 1992)。*GLM*で標準化された *CPUE*は, その後の資源量推定法のチューニング *VPA* (*Virtual Population Analysis*: コホート解析)で利用されている(石塚1991, 平松1994b, 1995b)。その他の事例については, アメリカのツノガレイ漁業に関するトロール網の網目選択性曲線の推定(Millar and Walsh 1992), 音響機器による資源量推定に関する問題点の定義付け(Foote and Stefánsson 1993), 太平洋のカツオ・マグロまき網漁業における魚群発見率の推定(Campbell *et al.* 1993)にも利用されている。標識再捕データの解析にともなう疑似尤度の推定に, *GLM*を適用した事例も発表されている(Bayley 1993, 北田・岸野1993, Kitada *et al.* 1994)。

生物資源の個体群動態に関する研究事例としては, アメリカ西部沿岸沖の太平洋マイワシ資源の産卵親魚と海面水温との関係の評価(Jacobson and MacCall 1995), ガラパゴス諸島の海産イグアナの生残に及ぼす影響要因の模索(Laurie and Brown 1990)などがある。*GLM*を時系列解析に導入したLi (1994)の統計学的理論に関する高度な研究も発表されている。*GLM*の統計学的理論に関する参考書としてはMcCullagh and Nelder (1989)があり, 入門書としてはDobson (1990)などがある。日本語では田中ら(1990)や田中ら(1993)(Dobson 1990の訳書)が出版されているが, 両者ともに統計学的な教科書である。平松(1994b, 1995b)は水産資源解析学分野への*GLM*の導入に先立ち, 平易な表現による解説を行っている。

本章では, 人為的環境変化の統計学的な影響評価手法として*GLM*を利用したいくつかの解析を試みる。*GLM*の統計学的特徴を述べ, 従来の手法との関連性について略述する(第1節)。魚

類生息量に影響を与える都市化要因を模索し(第2節), 河川改修(第3節)や人工構造物(第4節)の影響評価に利用する。本章の考察は第5節で行った。

## 第1節 Generalized Linear Model および従来の手法との関連性

### Generalized Linear Model

Nelder and Wedderburn (1972)とMcCullagh and Nelder (1989)によって確立された*GLM* (*Generalized Linear Model*)は, 従来の線形正規モデルにおける正規分布の枠組みを拡張し, 正規分布の仮定になじまない線形モデルに対しても統一的な線形的推測を可能にしたものである。以下は主として, 田中ら(1990)と田中ら(1993)に準拠した*GLM*の内容を説明する。

*GLM*では, ランダム成分, 系統的成分, 連結関数の要素を解析に応じて選択することにより, 従来の様々な線形モデル(対数線形回帰モデル, ロジスティック回帰モデル, 比例ハザードモデルなど)を統一的な枠組みの中で取り扱える利点がある。*GLM*の特徴は, ①データ分布が多くの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, ②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, ③目的変数と説明(要因)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が挙げられる。①~③の特徴を詳述すると次のようになる。

**特徴1:** ①はランダム成分の要素(確率分布)を自由に選択できることを意味する。ランダム成分とは, 仮説検定の場合は対象データそのもの, 多変量解析の場合は目的変数に対応する。ランダム成分の要素として正規分布以外には, 2項分布, 多項分布, ポアソン分布, ガンマ分布などがある。一般に*GLM*で取り扱える分布は指数分布族が対象となる。

*GLM*では確率分布が指数分布族に限定されることから, 一般の最尤法(坂元ら1983, 松宮

1993)とは異なる長所と短所をもつ。解が一意的に得られることが長所である。最尤法のように初期値を変えて、結果の検討を繰り返す必要はない(通常、最尤法の反復計算には初期値の選択が面倒であるが、GLMでは自明な初期値を利用できる)。一方、指数分布族には‘0’を特別扱いできないので、直接モデルでは取り扱えない短所をもつ。何らかの工夫が必要であり、いくつかの方法も試みられている。0に小さな値を加えることも1つの方法である。

**特徴2:** ②は系統的成分の要素を選択できることに相当する。構築されるモデル(データ)構造が、次の4・1式の線形モデルで表現されれば解析できる。

$$\begin{cases} Y_1 = \theta_1 x_{1,1} + \theta_2 x_{1,2} + \cdots + \theta_p x_{1,p} + \varepsilon_1 \\ Y_2 = \theta_1 x_{2,1} + \theta_2 x_{2,2} + \cdots + \theta_p x_{2,p} + \varepsilon_2 \\ \vdots \\ Y_n = \theta_1 x_{n,1} + \theta_2 x_{n,2} + \cdots + \theta_p x_{n,p} + \varepsilon_n \end{cases} \quad (4 \cdot 1)$$

ここで、 $Y$ は目的変数、応答変数、従属変数、結果変数、 $x$ は要因変数、説明変数、独立変数、予測変数などと呼ばれている。本章では $Y$ を目的変数と呼び、 $x$ を要因変数と呼ぶ。 $\theta$ は要因変数 $x$ の係数であり、推定されるパラメータである。 $\varepsilon$ はランダムな誤差で互いに独立である。4・1式は目的変数 $Y$ を $p$ 個の要因変数 $x$ を用いて説明する、 $n$ 組のデータからなるGLMである。

目的変数 $Y$ に仮定するデータ分布(特徴1)によって、GLMでは目的変数 $Y$ と要因変数 $x$ に、連続的な数値的データと離散的な質的データからなる変数を同時に扱うことができる。質的データには、名義的な分類と順序に基づく分類があり、赤・青・黄、丸・四角と大・中・小、強・弱などのいくつかのカテゴリーによってあらわされる。特に、カテゴリーが2つの場合は2値変数とも呼ばれている。カテゴリー間の順序の有無にとらわれず、対応するカテゴリーには1、それ以外は0というダミー変数が利用される。質的データからなる要因変数は因子となり、因子のカテゴリーは水準となる。数値的

データからなる要因変数は共変数と呼ばれている。

**特徴3:** ③は連結関数の選択に対応する。目的変数 $Y$ に微分可能な単調関数を用いることができ、代表的なものには自然対数の $\ln$ が挙げられる。その他にはロジット関数、プロビット関数、補対数-対数関数などがある。

以上の3つの特徴により、具体的には、従来の重回帰分析や数量化I類では対応できない、数値的変数と質的変数を混合させた解析ができる。さらに、質的変数(要因または因子)間の交互作用、順位付けが不可能なカテゴリーをもつ質的変数も導入できる。繰り返し数の不揃いのデータや欠測値のあるデータ、多変量を用いた分散・共分散分析は従来の手法では取り扱えないが、GLMでは解析できる。要因効果の有無を調べるだけでなく、数値的評価も可能である。

GLMでは4・1式のパラメータ( $\theta_1, \dots, \theta_p$ )を最尤法による繰り返し重み付き最小2乗法で推定する。最尤推定量は漸近的に不偏である。推定されたパラメータの信頼区間はパラメータ間の分散共分散行列によって評価される。パラメータの統計学的有意性に関する検定には、Wald検定や尤度比検定が利用され、多重比較にはSchefféの方法、Bonferroniの方法、Dunn-Sidakの方法、Tukey-Kramerの方法などが利用されている。モデルの選択やデータへの適合度を評価するためには、逸脱度や一般化ピアソン $\chi^2$ 統計量と呼ばれる対数尤度比基準(尤度比検定)が利用され、AICの考え方も適用できる。

なお、指数分布族の定義、連結関数の特徴、GLMのパラメータ推定やモデルの適合度評価(検定)に関する統計学的諸事項については、田中ら(1990)と田中ら(1993)に詳説されている。

## 従来の手法との関連性

GLMで取り扱うことができる従来の代表的な手法をDobson(1990)から引用してTable 4-1に整理した。各々の手法はすべて指数分布族に属するデータ分布をもち、データ構造が4・1式に従い、さらに目的変数と要因変数が簡単な連結

**Table 4-1.** Major statistical methods available from *GLM*, *Generalized Linear Model* and relation to application in chapter IV (modified from Dobson 1990)

Explanatory variables	Response variable		
	Binary (qualitative)	Nominal with more than two categories (qualitative)	Continuous (quantitative)
Binary	2×2 contingency tables; logistic regression; log-linear models	Contingency tables; log-linear models	<i>t</i> -test
Nominal with more than two categories	Generalized logistic regression; log-linear models	Contingency tables; log-linear models [chapter 4.4]	Analysis of variance [chapter 4.5]; quantification theory type I
Continuous	Dose-response models including logistic regression	"	Multiple regression
Some continuous and some categorical	Generalized logistic regression models	"	Analysis of covariance; multiple regression [chapter 4.3]

<sup>1)</sup> Data involving a nominal response variable with more than two categories and continuous explanatory variables are often analyzed by redefining the problem so that the roles of the response and explanatory variables are interchanged.

関数でつながっている。例として、*t*検定と重回帰分析が *GLM* で対処できることを示す。

*t* 検定では、指数分布族の中から正規分布をデータ分布として選択する。データ構造として目的変数  $Y$  に検定対象の  $n$  個の数量的データを対応させる。要因変数  $x$  には質的データを採用して、2つのカテゴリーをもつ2つの要因変数 ( $x_1$  と  $x_2$ ) を設定する。ここで  $x_1$  と  $x_2$  は、平均を求めるために区分される目的変数  $Y$  のデータグループに相当し、各々のデータが属するグループに1、属さないグループには0のダミー変数が与えられる。要因変数の係数  $\theta$  は各グループの平均に対応し、 $Y_1, \dots, Y_i$  ( $i < n-1$ ) の平均を  $\theta_1, Y_{i+1}, \dots, Y_n$  の平均を  $\theta_2$  とする。

4・1式の形式で *t* 検定のデータ構造を表現すると、

$$\begin{cases} Y_1 = \theta_1 x_{1,1} + \theta_2 x_{1,2} + \varepsilon_1 \\ \vdots \\ Y_i = \theta_1 x_{i,1} + \theta_2 x_{i,2} + \varepsilon_i \\ Y_{i+1} = \theta_1 x_{i+1,1} + \theta_2 x_{i+1,2} + \varepsilon_{i+1} \\ \vdots \\ Y_n = \theta_1 x_{n,1} + \theta_2 x_{n,2} + \varepsilon_n \end{cases} \quad (4 \cdot 2)$$

となり、 $x_1$  と  $x_2$  にダミー変数を代入して整理すると、

$$\begin{cases} Y_1 = \theta_1 \cdot 1 + \theta_2 \cdot 0 + \varepsilon_1 \\ \vdots \\ Y_i = \theta_1 \cdot 1 + \theta_2 \cdot 0 + \varepsilon_i \\ Y_{i+1} = \theta_1 \cdot 0 + \theta_2 \cdot 1 + \varepsilon_{i+1} \\ \vdots \\ Y_n = \theta_1 \cdot 0 + \theta_2 \cdot 1 + \varepsilon_n \end{cases} \quad (4 \cdot 3)$$

$$\begin{cases} Y_1 = \theta_1 + \varepsilon_1 \\ \vdots \\ Y_i = \theta_1 + \varepsilon_i \\ Y_{i+1} = \theta_2 + \varepsilon_{i+1} \\ \vdots \\ Y_n = \theta_2 + \varepsilon_n \end{cases} \quad (4 \cdot 4)$$

が得られる。ここで、 $\varepsilon$  は平均が0、分散が  $\sigma^2$  の正規分布  $N(0, \sigma^2)$  に従う誤差である。検定には、すべてのデータの平均  $\theta_0$  を用いた次式のモデルを構築して、

$$\begin{cases} Y_1 = \theta_0 + \varepsilon_1 \\ \vdots \\ Y_i = \theta_0 + \varepsilon_i \\ Y_{i+1} = \theta_0 + \varepsilon_{i+1} \\ \vdots \\ Y_n = \theta_0 + \varepsilon_n \end{cases} \quad (4 \cdot 5)$$

4・4と5式のうち、どちらが $Y$ をうまく説明しているか比較検討する。4・4式の方が $Y$ をうまく説明しているのなら、平均 $\theta_1$ と $\theta_2$ には差があることになり、4・5式の方であれば差はないことになる。t検定では目的変数 $Y$ と要因変数 $x$ が恒等になるように、連結関数 $Y=x$ を採用している。なお、分散分析もt検定と同様の手順で、要因変数 $x$ の数を拡張させてGLMで解析できる。

すべてのデータが数量的な重回帰分析への適用は簡単である。t検定と同じように正規分布を目的変数のデータ分布とし、データの構造には4・1式をそのまま利用する。目的変数 $Y$ が $p$ 個の要因変数 $x$ によって恒等的( $Y=x$ )に説明されるようにする。要因変数 $x$ の係数 $\theta$ は偏回帰係数となる。

本章での解析をTable 4-1に位置付けた。すべての解析では目的変数のデータに正規分布が仮定される。第2節では従来の重回帰分析と数量化I類を拡張した解析を行い、数量的データの目的変数を採用し、数量的・質的データの要因変数を用いる。連結関数は恒等である。第3節では従来の対数線形モデルを取り扱う。目的変数と要因変数が両者ともに質的データからなり、連結関数にはlnを利用する。第4節では従来の分散分析を応用した解析を行う。目的変数が数量的データ、要因変数が質的データからなり、恒等な連結関数が適用される。

## 第2節 都市化要因の評価

### 考え方

人為的環境変化が魚類資源に与える影響は、生息個体数やその他の数量的指標(第III章のIBIなど)の変化を通じて把握することができる。さらに魚類資源の情報だけではなく、環境変化を被った生息場所の環境要因データも得られると、魚類に最も大きな影響を及ぼす要因の同定や影響の波及範囲なども精査できるようになる。今後の環境改善や開発技術を向上させるための具体的な方向性を見いだすことができ、漁

業環境アセスメントにおける影響の予測評価手法にとっても貴重な情報となり得る。これらの解析手法としては回帰分析が多用され、分析では結果に相当する目的変数 $Y$ に魚類データ、原因に対応する要因変数 $x$ に環境要因データがそれぞれ用いられる。

人為的環境変化に関連する魚類生息場所の環境要因は様々である。例えば、水質状況をあらわす代表的要因をみると、河川の有機汚濁の指標であるBOD、沿岸や湖沼での同等の指標であるCOD(化学的酸素要求量)などが存在する。他の水質的要因としては水色や臭気などもある。環境要因には2種類の性質があり、要因の表現方法(測定データ)に応じて区別することができる。1つは連続的な数値データで表現する数量的要因であり、データは測定機器や化学分析によって得られる。BODやCODは数量的要因に属する。2つは離散的な数値やカテゴリーを用いて表現する質的要因である。質的要因は視覚や嗅覚などの人間の直観的判断に基づくものが多く、水色や臭気などもその一例である。

回帰分析を行うための従来の手法は、要因変数の性質に応じて使い分ける必要がある。要因変数が数量的要因の場合は重回帰分析、要因変数が質的要因の場合は数量化I類を使用する。重回帰分析では限られた質的要因なら取り扱うことができる。データが離散の数値や2つのカテゴリーから構成される場合、特に、カテゴリーが2つのときは、1または0を使って対応するカテゴリーを表現できる。重回帰分析で対処できない質的要因は、3つ以上のカテゴリーをもつ場合である。離散の数値を使って評点付けする方法(0・1・2など)も考えられるが、順位が付けられないカテゴリーや評点の与え方(等間隔か不等間隔かなど)に問題が生じる。数量化I類では数量的要因は取り扱うことができず、質的要因間の交互作用も検討できない。

GLMを回帰分析に利用すると、重回帰分析や数量化I類では対処できない解析ができる。要因変数として数量的要因と質的要因を同時に取り扱うことができ、重回帰分析に課されていた3つ以上のカテゴリーをもつ質的要因、数量化I類に課されていた質的要因間の交互作用も取

り扱うことができる。前述したように、環境変化に関連する魚類資源の生息場所の環境要因には、数量的なものだけではなく、質的なものも多く存在する。生息場所の特徴や構造をあらゆる様々な要因変数との定量的関係を、GLMでは制約なしに解析することが可能である。

本節ではGLMを利用して、宅地開発や工場建設、河川改修や護岸整備など、いわゆる都市開発が魚類資源の生息量の指標（魚類指標）に与える影響要因を空間的に吟味する。具体的には都心部とその周辺部の河川を対象として、魚類指標には人間活動が魚類群集に与える影響評価指数IBIと魚種別個体数を取り上げ、生息場所の環境要因には数量的要因と質的要因を採用した。従来の手法（重回帰分析と数量化I類）による解析結果と比較して、影響評価手法としてのGLMの有効性も検討した。

なお解析の前提として、各々の河川の調査定点はかつて同程度に魚類が生息し、生息場所の環境状況も類似していたことを設定する。解析対象の資料期間が1985～93年であることから、各定点間のデータの差は数10年前の高度成長や顕著な都市再開発に基づくものとした。魚の移動も少なく、採集データは調査定点の生息量を反映しているものとした。

## 資 料

### 資料の説明

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を用いた。調査では、東京都内の河川に42定点、東京湾内に20定点の合計62定点が設定され、河川では魚類、底生動物、付着珪藻、沿岸海域では魚類、底生動物、付着動物、鳥類が調査対象とされている。毎年の調査回数は定点や対象生物によって異なるが、河川の魚類調査についてはすべての定点で年1回、8～9月に実施されている。解析では、海水による影響が少なく、さらに地形的形態も大きく異ならない、都内の24河川に属する30調査定点を選択した。各調査定点の位置をFig. 4-1に示す。

魚類の調査では、主に投網とタモ網が採集用

具として使用されている。投網で採集した個体については魚種別の個体数と湿重量(g)、個体別の全長・標準体長(mm)と体重(g)を記録している。タモ網による採集個体については個体数が少なく(10個体以下)、体重も軽い(1g未満)ことから、種名の同定のみを行っている。採集努力量を一定とするため、投網の目合いや打網回数、タモ網の採集時間は統一している。採集時の流速や水深、天候などの現場状況、水温や透視度、pHなどの水質状況も測定している。

もう一つの資料として、国土地理院発行の2万5千分の1の地形図を利用した。水生生物調査報告書の調査期間に対応させて、1990～95年に発行された最新版の地形図から、調査報告書に記述されていない調査定点付近の土地利用の状況を把握した。定点を基点として、上流および下流へ1kmずつの合計2km区間の河畔における土地利用や比較的大きな構造物の面積を読み取り計測した。

### 魚 類

1985～93年の調査期間において合計58魚種、17,974個体が採集された。ウグイ、オイカワ、ギンブナの順に多く出現し、各魚種は全個体数の25.6%、21.5%、19.0%をそれぞれ占めていた。調査定点別の魚種数では、多摩川最下流と秋川の23魚種が最も多く、境川の2魚種と白子川の3魚種が少なかった(Fig. 4-1)。採集魚種を検討すると、調査定点はいわゆる日本の河川の下流～中流域の魚類相をもち、定点間に顕著な差は認められなかった。各々の調査定点を統一的に比較することが可能である。

水生生物調査報告書の調査期間を解析対象期間とし、解析に用いる魚類指標および生息場所の環境要因を一覧にしてTable 4-2に示す。魚類指標としてIBIを取り上げ、IBIを算出するための項目や各項目の実測値に対する評点付けは、おおむねTable 3-5に準拠した。魚種別個体数としては、オイカワ、ウグイ、コイ・フナ類(キンブナ、ギンブナ、ゲンゴロウブナ、フナ属雑種、キンギョなどを含む)、アユの個体数を採用した。4魚種は農林水産省統計情報部発行の漁業・養殖業生産統計年報にも掲載され、水産資源として利用価値の高い種である。解析では、

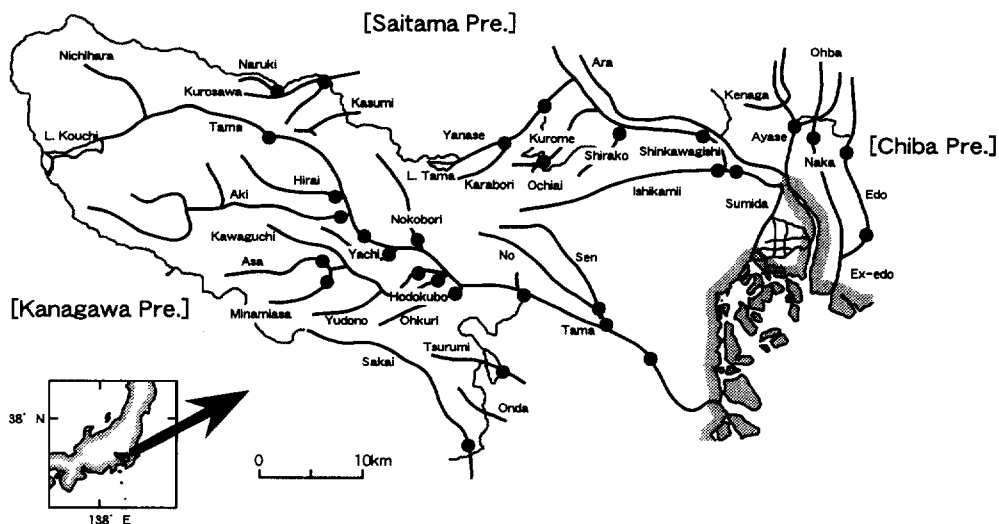


Fig. 4-1. Location of 30 sites on the 24 streams in Tokyo Prefecture. ●, site of fish sampling and environmental survey.

Table 4-2. List of attributes for fish population indexes (response variables) and environmental factors (explanatory variables) on fish habitat

Variable	Unit (category)	Analyzed statistic	Attributes	Data citation
<i>Fish population index (response)</i>				
IBI, Index of Biotic Integrity	Score	Mean <sup>1)</sup>	Quantitative	Report of fish sampling and environmental survey published by Tokyo Prefecture
Fish species	Individuals	Mean	Quantitative	
Japanese pale chub	Individuals	Mean	Quantitative	
Japanese dace	Individuals	Mean	Quantitative	
Cyprinidae, <i>Cyprinus caprio</i> and <i>Carassius</i> spp.	Individuals	Mean	Quantitative	
Ayu	Individuals	Mean	Quantitative	Report of fish sampling and environmental survey published by Tokyo Prefecture
Total of the four fish species	Individuals	Mean	Quantitative	
<i>Environmental factor (explanatory)</i>				
① urbanization ratio	%	No treatment <sup>2)</sup>	Quantitative	Topographical map on a scale of 1 to 25,000
② country ratio	%	No treatment	Quantitative	
③ forest ratio	%	No treatment	Quantitative	
④ revetment ratio	%	No treatment	Quantitative	
⑤ BOD, Biochemical Oxygen Demand	mg/l	Mean	Quantitative	Report of fish sampling and environmental survey published by Tokyo Prefecture
⑥ odor intensity	None; a slight; a little; somewhat	Mode <sup>3)</sup>	Qualitative	
⑦ transparency	Clear; muddy	Mode	Qualitative	
⑧ current	Suitable; none	Mode	Qualitative	

<sup>1)</sup> Mean on site from 1985 to 1993.

<sup>2)</sup> Only one data from 1990 to 1993.

<sup>3)</sup> Mode on site from 1985 to 1993.

4 魚種合計の個体数も使用する (Table 4-2)。

### 環境要因

環境改変に関連する魚類生息場所の環境要因として、5 個の数量的要因と 3 個の質的要因を取り上げた (Table 4-2)。数量的要因には、①建物密集地面積率 (%: 河畔面積に占める割合)、②畑・果樹面積率 (%), ③森林面積率 (%), ④護岸率 (%), ⑤BOD (mg/l) を採用した。質的要因には、⑥下水臭気 (無臭・微臭・弱臭・中臭; 直観的判断に基づくカテゴリー), ⑦透視度 (良い・悪い; 50 cm 以上と未満), ⑧水の流れ (有り・無し; 水生生物調査報告書では順流と非順流) を用いた。①~④は地形図から計測した要因であり、①~③は土地利用状況, ④は人工構造物の設置状況をあらわす。⑤~⑧は水生生物調査報告書から引用した要因であり、⑤~⑦は水質状況, ⑧は流況を意味する (Table 4-2)。

## 方 法

### データ

解析対象データは大規模な都市開発後のものに相当する。対象期間の魚類の再生産や自然的な環境要因がもたらす変動を取り除くため、さらに地形図から読み取った要因 (①~④) は各定点ごとに 1 つしか入手できないために、解析には調査定点別の 1985~93 年の 9 年間の平均あるいは代表値 (最頻値) を採用する (Table 4-2)。

IBI については平均に相当する値を算出した。各項目の実測値に 9 年間の平均を採用し、評点 (5・3・1) 付けに関しても 30 定点の平均を範囲の基準とした。ただし、弱耐性種の有無 (Table 3-5 の項目④) では、対象魚種の出現年数の割合 (= 出現年数 ÷ 9) を用いた。餌と基礎生産性を評価する項目 (項目⑧と⑨) では関連魚種が全魚種に占める湿重量の割合 (%) を、魚類生産性の項目 (項目⑩) では 1 打網当たりの採集湿重量を利用して、9 年間の平均を算出した。

平均を採用する要因としては、魚種別および 4 魚種合計の個体数と数量的環境要因の⑤ BOD である。最頻値を用いるものは、質的要因の⑥ 下水臭気, ⑦透視度, ⑧水の流れである。地形図から読みとった数量的要因の①建物密集地面

積率, ②畑・果樹面積率, ③森林面積率, ④護岸率はそのままの値を利用した (Table 4-2)。

### 相関的關係

調査定点別の魚類指標と環境要因間の相関的關係を Fig. 4-2 に示す。数量的要因については回帰直線, 質的要因についてはカテゴリー別の平均±標準誤差も合わせて示す。魚類指標と数量的要因間に相関があるものは全般的に少なかった。IBI とアユの個体数が 2 つの同一要因で類似し, ③森林面積率とは正, ⑤ BOD とは負の關係をもつ。一方, 魚類指標と質的要因のカテゴリー間には, ⑦透視度と⑧水の流れで多くの差が有意に認められた。⑦透視度ではウグイとコイ・フナ類の個体数を除いたものに, ⑧水の流れではすべての指標で有意となった。⑥臭気では 4 魚種合計の個体数のみ差が有意であった。

### モデル

魚類生息量に影響を与える生息場所の環境要因を統一的に評価するため、魚類指標を目的変数  $Y$ , 環境要因を要因変数  $x$  とする、4・6 式の GLM を構築した。本節では結果の解釈を容易にするため、質的要因の交互作用はモデルに含めなかった。

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

ここで、 $Y_i$  は調査定点  $i$  ( $i = 1, \dots, 30$ ) の魚類指標,  $x_{i,1}, \dots, x_{i,5}$  は調査定点  $i$  の数量的環境要因 (順に①, ..., ⑤) の測定値である。 $x_{i,1,6}, \dots, x_{i,4,6}$ ,  $x_{i,1,7}$  と  $x_{i,2,7}$ ,  $x_{i,1,8}$  と  $x_{i,2,8}$  は調査定点  $i$  の質的環境要因 (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,  $\varepsilon_i$  は平均 0, 分散  $\sigma^2$  の正規分布  $N(0, \sigma^2)$  に従う誤差である。

4・6 式で最尤法による繰り返し重み付き最小 2 乗法で推定すべきパラメータは,  $\theta_1, \dots, \theta_5$ ,  $\alpha_1, \dots, \alpha_4$ ,  $\beta_1$  と  $\beta_2$ ,  $\gamma_1$  と  $\gamma_2$ ,  $C$  である。 $\theta_1, \dots, \theta_5$ , は重回帰分析の偏回帰係数に相当し,  $\alpha_1, \dots,$

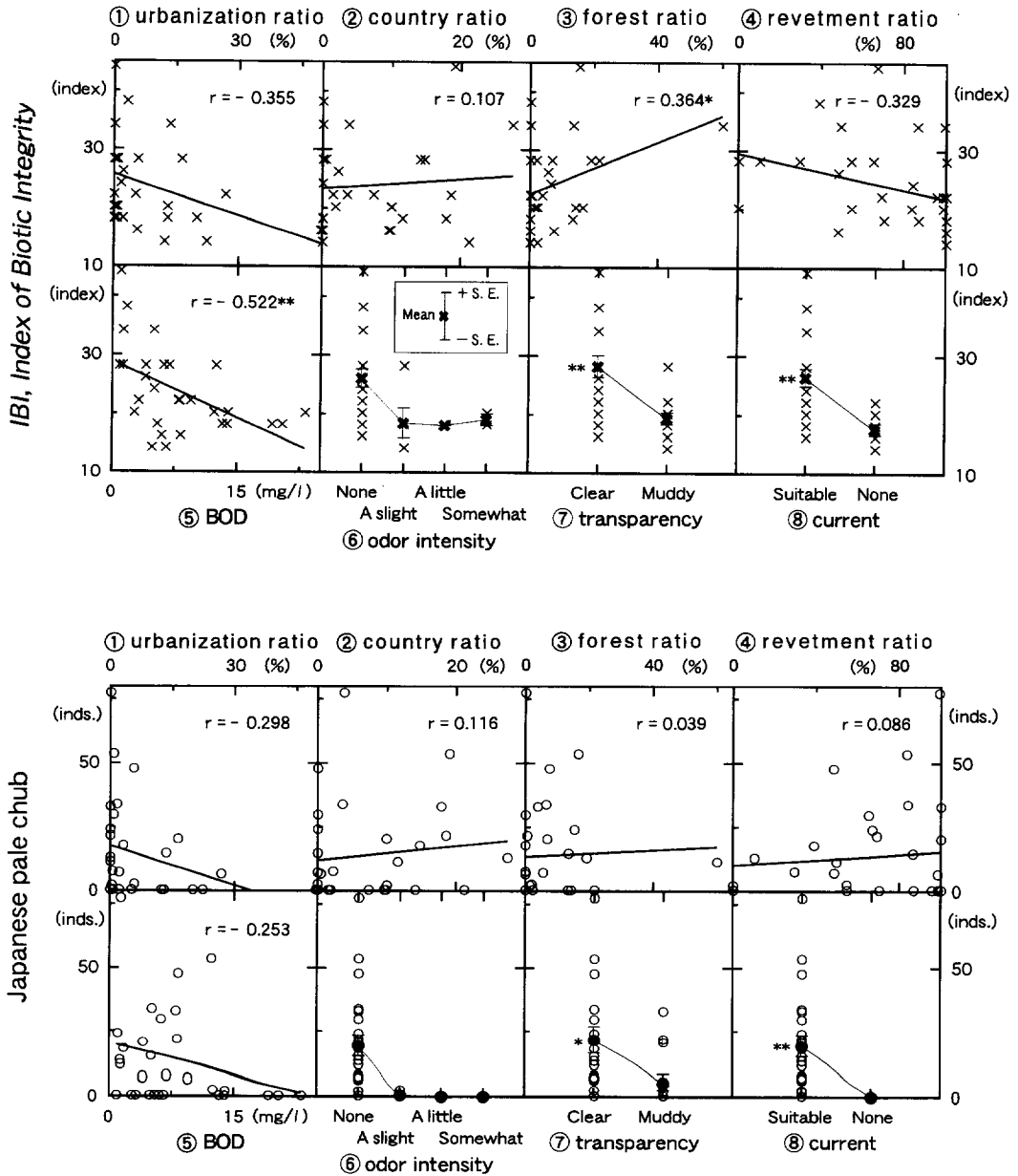


Fig. 4-2. Correlative relationship between fish population indexes and environmental factors. Regression equation by solid line for quantitative factors and means with standard errors for categories of qualitative factors are shown. Asterisks indicate significance of correlation coefficient ( $r$ ) and difference of means between categories. \*\*, significant at 1% level; \*, significant at 5% level.

$\alpha_1$ ,  $\beta_1$  と  $\beta_2$ ,  $\gamma_1$  と  $\gamma_2$  は数量化 I 類や分散分析 ( $t$  検定) の要因効果に対応する。4・6 式は明らかに線形を保持しており、第 1 節の 4・1 や 2~5 式と形式的に一致する。

解析では、 $IBI$ , 魚種別個体数, 4 魚種合計個体数の各々について要因変数を選択しながら妥当なモデルを模索した。変数選択には変数増加法, 変数減少法, 変数増減法を利用して, モデ



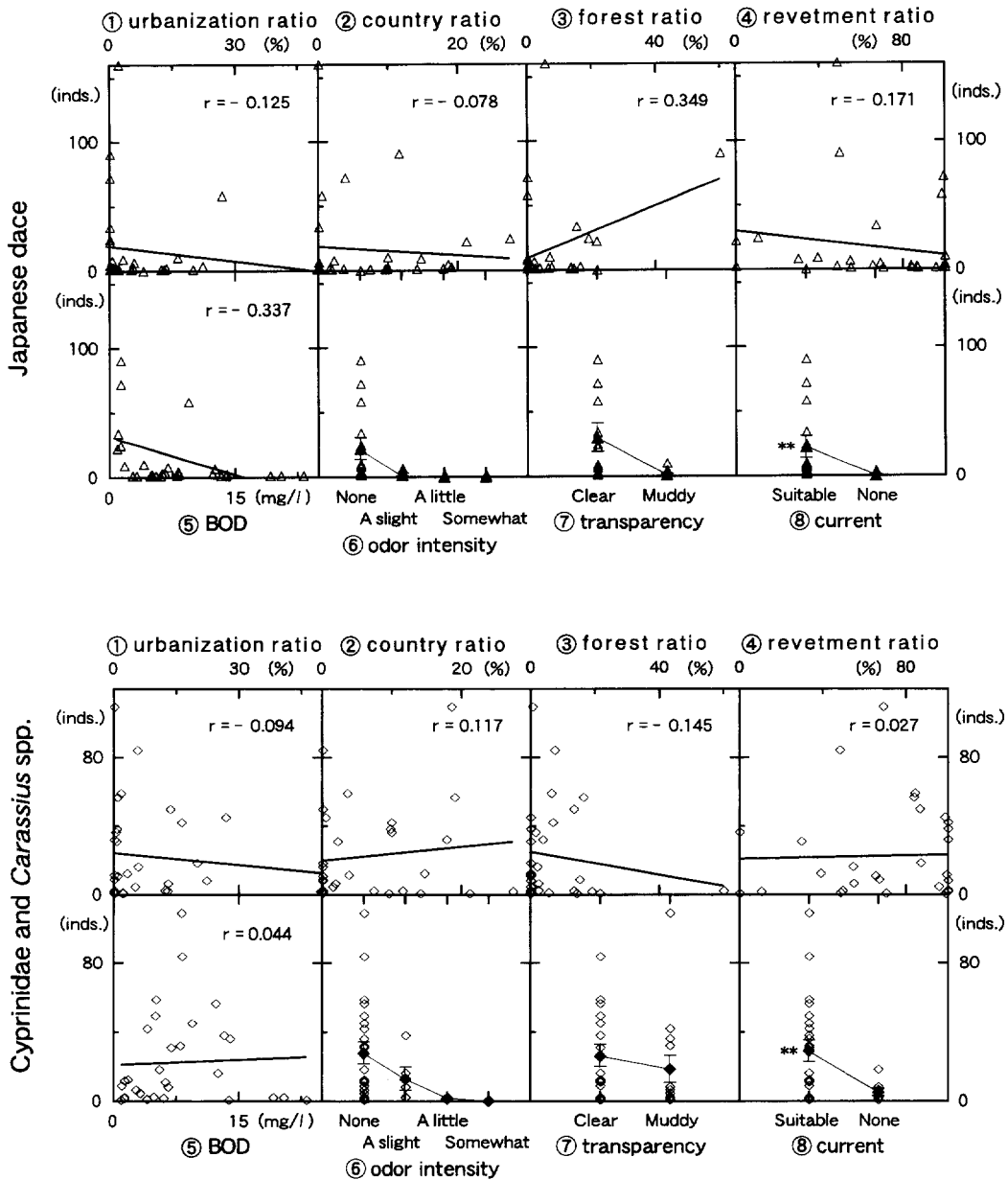


Fig. 4-2. (continued)

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。さらに GLM との比較のため、数量的要因だけを用いた重回帰分析のモデル、

$$Y_i = \theta_1 x_{i,1} + \theta_2 x_{i,2} + \theta_3 x_{i,3} + \theta_4 x_{i,4} + \theta_5 x_{i,5} + C + \varepsilon_i \quad (4 \cdot 7)$$

質的要因だけを利用した数量化 I 類のモデル、

$$Y_i = \alpha_1 x_{i,1,6} + \alpha_2 x_{i,2,6} + \alpha_3 x_{i,3,6} + \alpha_4 x_{i,4,6} + \beta_1 x_{i,1,7} + \beta_2 x_{i,2,7} + \gamma_1 x_{i,1,8} + \gamma_2 x_{i,2,8} + C + \varepsilon_i \quad (4 \cdot 8)$$

も合わせて構築した。ここで、4・7 と 8 式の記

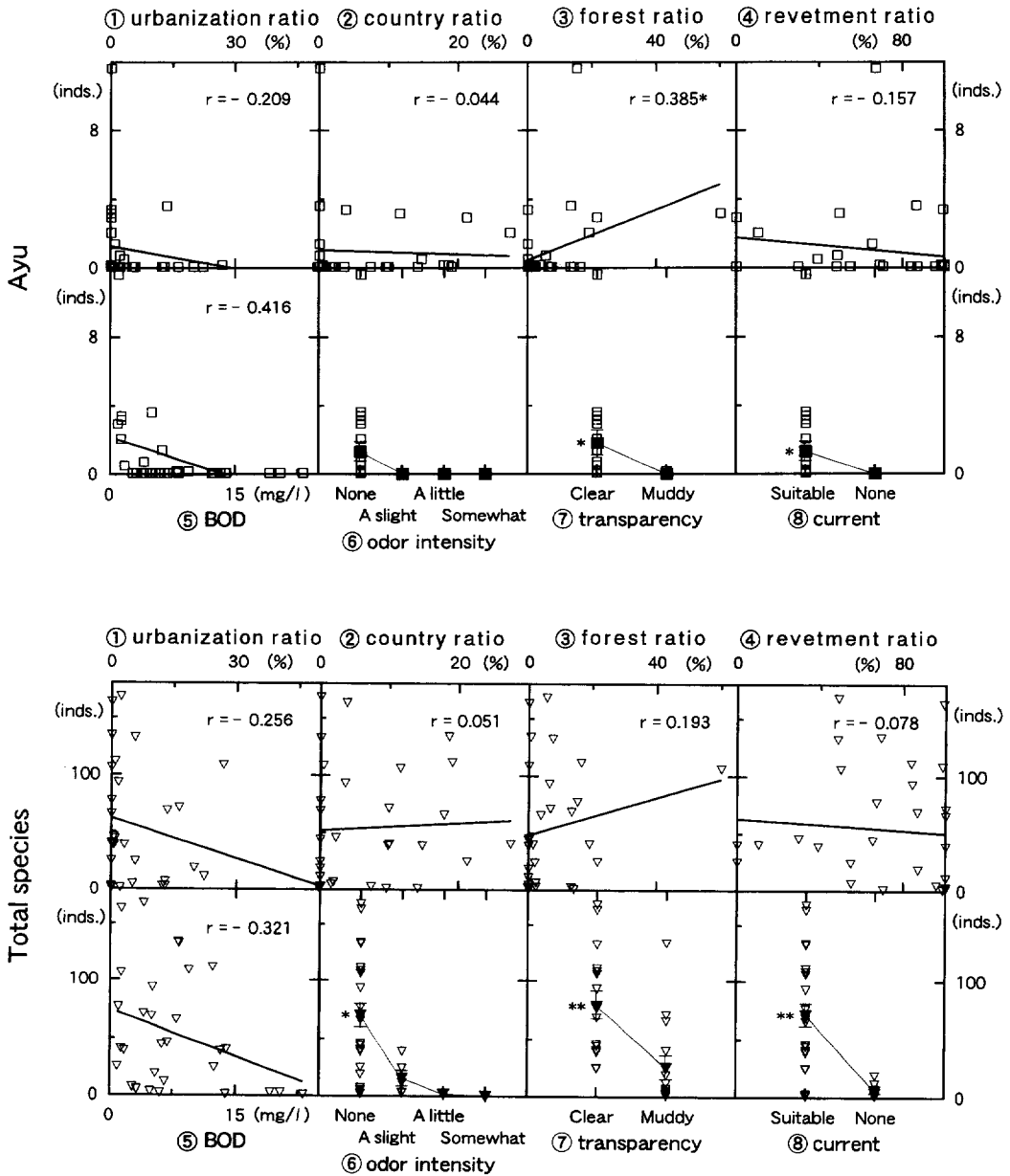


Fig. 4-2. (continued)

号の意味は4・6式と同じである。変数選択やモデルの採択については、GLMと同様にした。

## 結 果

### モデルの比較

魚類指標別のGLM, 重回帰分析, 数量化I類

について各々の最小AICをFig. 4-3に示す。重回帰分析と数量化I類では使用データが制限されているが、数量的要因を質的に、質的要因を数量的に変換させて解析しても、前記で取り上げたいいくつかの問題(例えば、質的要因の評点を等間隔にするか不等間隔にするかなど)が生じるために、本節では通常のAICとして取り扱うこ

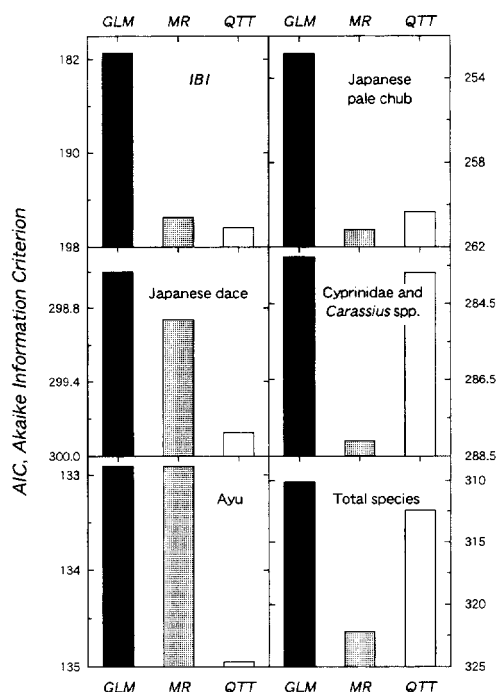


Fig. 4-3. Comparison of minimum AIC, Akaike Information Criterion for GLM, Generalized Linear Model, MR, Multiple Regression and QTT, Quantification Theory Type I on relationship between fish population indexes and environmental factors. Note numerals of y-axis.

とにした。

各魚類指標の AIC はすべて GLM で最小となった (Fig. 4-3)。重回帰分析や数量化 I 類と比較して、GLM の AIC と最も大きな差が認められたのは IBI であった (重回帰分析との差は 14.1)。オイカワと 4 魚種合計についても、数量化 I 類との間には 7.5 と 2.3 の差がみられた。一方、ウグイ、コイ・フナ類、アユでは、AIC にほとんど差が認められなかった (Fig. 4-3)。ウグイとコイ・フナ類に関する AIC は、それぞれ重回帰分析と数量化 I 類のものよりも、GLM がわずかに 0.39 と 0.40 低いだけであった。アユについては、要因変数を選択している内に徐々に質的要因が削除され、最終的に得られたモデルは数量的要因だけによって構成されていた。アユでは重回帰分析の AIC と一致した。

### 魚類生息量の GLM

GLM による魚類指標と環境要因との関係を表 4-3 に示す。各指標のモデルについて採択された要因変数の係数 (数量的要因に関しては偏回帰係数:  $\theta_1, \dots, \theta_5$ , 質的要因に関しては要因効果:  $\alpha_1, \dots, \alpha_4, \beta_1$  と  $\beta_2, \gamma_1$  と  $\gamma_2$ ) および統計学的有意性 (Table 4-3 の \* 印), 寄与率と式全体の有意性についても記載した。

魚類指標の GLM はすべて統計学的に意味がある (Table 4-3)。IBI, オイカワ, 4 魚種合計に関するモデルの寄与率が順に高く, 残りの 3 魚種についてはほぼ同程度に低かった。寄与率の大きさは, 3 つの統計学的手法を用いて比較した前述の AIC の差の大きさ (Fig. 4-3) を反映している。環境要因の中で最も数多く採択され, 有意に認められたものは数量的要因の⑤BOD であった。係数の符号はマイナスとなることが多く, BOD の高い場所では魚類指標値が低くなることを示している。質的要因の⑥下水臭気と⑧水の流れもいくつかのモデルで選択され, 有意となった。全般的に下水の臭いがなく, 水が順流している場所ほど, 魚類指標値が高いことをあらわす。数量的要因の土地利用や人工構造物に関するもの (①~④) は, 要因として採択されるが有意になることは少なかった。

魚類指標別に 3 つの寄与率の高いモデルを取り上げると (Table 4-3), IBI では⑤BOD, ⑥下水臭気, ⑧水の流れが変数となり, 有意に認められている。BOD が低い (水質が良い) こと, 水の流れが有る (水交換が良い) ことによるプラスの効果は常識的な見解を与えるが, 下水臭気によるプラスの効果は若干矛盾的な解釈を与える。下水臭気の効果は見せかけの効果に相当するものとして判断され得る。オイカワのモデルでは, ①建物密集地面積率, ④護岸率, ⑥下水臭気が有意となった。要因の係数や効果の符号に基づくと, オイカワは護岸が整備され, 建物が密集せず下水臭がないような場所に多く生息していると理解できる。4 魚種合計のモデルでは, ⑤BOD と⑧水の流れが有意となり, 水質や水交換の悪さが生息量を規制していることを示している (Table 4-3)。

**Table 4-3.** Relationship between fish population indexes and environmental factors from multiple regression type *GLM*

Environmental factor (explanatory variable)		Fish population index (response variable)					
		<i>IBI</i>	Japanese pale chub	Japanese dace	Cyprinidae and <i>Carassius</i> spp.	Ayu	Total species
Quantitative factors	① urbanization ratio ( $\theta_1$ )		-0.735*			-0.055	
	② country ratio ( $\theta_2$ )	-0.177		-1.345		-0.083	
	③ forest ratio ( $\theta_3$ )			0.914		0.067	
	④ revetment ratio ( $\theta_4$ )		0.349**				0.411
	⑤ BOD ( $\theta_5$ )	-1.155**		-1.570	3.105*	-0.140*	-3.253*
Qualitative foactors	⑥ odor intensity	None ( $\alpha_1$ )	-8.482	16.503	43.861		
		A slight ( $\alpha_2$ )	-6.978	-7.560	10.301		
		A little ( $\alpha_3$ )	10.644	-2.856	-29.310		
		Somewhat ( $\alpha_4$ )	4.815	-6.088	-24.852		
⑦ transparency	Clear ( $\beta_1$ )		6.111				
	Muddy ( $\beta_2$ )		-6.111				
⑧ current	Suitable ( $\gamma_1$ )	6.698		11.530		37.524	
	None ( $\gamma_2$ )	-6.698		-11.530		-37.524	
	Constant ( <i>C</i> )	37.592	-16.484	25.830	-32.333	2.535	31.936
	R <sup>2</sup>	0.725	0.553	0.308	0.318	0.355	0.488
	Equation	**	**	*	*	*	**

*GLM* with maximum coefficient of determination ( $R^2$ ) are shown for fish population indexes. Numerals indicate coefficients of explanatory variables selected by the step wise method with *AIC*. Significance of explanatory variables and equation are shown with asterisks. \*\*, significant at 1% level; \*, significant at 5% level.  $\theta_1, \dots, \theta_5, \alpha_1, \dots, \alpha_4, \beta_1$  and  $\beta_2$  and  $\gamma_1$  and  $\gamma_2$  correspond to parameters of equation (4 + 6) in text.

### 第3節 河川改修の評価

#### 考え方

魚類にとっての生息場所は人為的環境改変が施工されているときでも、自然や季節的な環境要因による影響を被り、変化することが考えられる。環境改変が魚類の生息場所に与える影響を正確に評価するためには、その他の要因による影響を取り除く必要がある。本節では、環境改変が魚類の生息場所に与える影響そのものを評価するため、ある魚種にとっての生息場所の価値を考える。生息価値の数量的指標には魚類個体数を採用し、個体数が多い場所ほど生息価値が高いと仮定する。人為的環境改変として河川改修を取り上げ、改修状況が異なる生息価値について、*GLM* を利用した対数線形モデル型の解析を行う。

対数線形モデルは分散分析と類似する手法と

して利用されている。本モデルと分散分析との違いは、目的変数に数量的データではなく質的データを用いることである。具体的には、ある観測値に基づく度数あるいは頻度を比率に変換して解析する。最も単純な解析では、2次元分割表を利用した独立性の検定がある（藤沢 1978, 藤井 1983, 脇本ら 1984）。対数線形モデルは2次元分割表を多次元分割表の解析に拡張したものである。

対数線形モデルはアンケート調査の解析（田中ら 1984）や医薬品の効果判定（田中ら 1993）、水産資源解析学分野では *CPUE* の標準化（石塚 1991, Hilborn and Walters 1992, Large 1992, 平松 1994b, 1995b）などに利用されている。本モデルの適用範囲は多岐の研究分野に及んでいる。*CPUE* の標準化では、*CPUE* に含まれている資源量密度以外の要因による影響を取り除き、資源量だけの相対的な変動を抽出するために使われている（平松 1994b, 1995b）。従来の解析と比較して、回帰分析（第2節）のような *GLM* の

使用による利点はないが、本モデルの解析はもっぱら *GLM* で行われている (石塚 1991, Hilborn and Walters 1992, Large 1992)。

## 資料と方法

### 資料

中部地方のある河川の河川改修事業 (河道整備) に関連する魚類調査データを用いた。本河川は流域面積 141.3 km<sup>2</sup>, 流路延長 23.9 km であり, 可児 (1978) の分類に従えば Bb-Bc 移行型に属する。河川改修は, 本河川の下流域で親水施設の建設に付随して行われた。調査では上流～下流に向けて河川改修が行われていない対照区 (328 m), 改修が既に終了している河川改修終了区 (220 m), 現在改修中の河川改修途中区 (155 m) を隣接させて設定した。各調査区を完全に区分けするような人工構造物は設置されていない。魚類は, 河川改修や自然 (季節) 的環境変化に応じて, 自由に移動することができる。魚類採集は全調査区を対象として, 1991～1992年にかけて約 2 カ月間隔で合計 6 回行われた。採集用具には 18 節と 26 節の目合いの投網を利用し, それぞれの調査区と調査時期ともに打網回数 (努力量) は一定とした。

調査結果を整理すると合計 16 種, 4,476 個体が採集され, 個体数が最も多かった魚種はオイカワであった。オイカワは全個体数の約 75% を占め, すべての調査区と調査時期に出現した。オイカワは下流～中流域に生息し, 日本の河川ではごく普通に見られる魚種である (宮地ら 1976, 川那部・水野 1989, 水野・御勢 1993)。本節では, オイカワが河川改修前のすべての調査区に一樣に分布していたと仮定して, オイカワの個体数を生息価値指標として採用した。本調査結果に基づく調査区 (3 区) 別調査時期 (6 時期) 別の生息価値を Fig. 4-4 (数値については Appendix table 1) に示す。

生息価値は調査区と調査時期によって大きく変動している (Fig. 4-4)。例えば, 対照区の価値は調査時期を通じて全体的に高いが, 1992年 1 月は調査区の中で最小となっている。一方, 途中区は 1991年 11 月に全調査区の中で最大とな

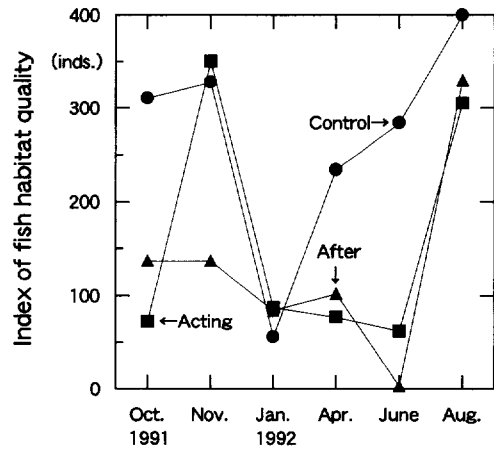


Fig. 4-4. Number of individuals of Japanese pale chub used as index of fish habitat quality for processes and periods of stream channelization.

るが, 全般的に終了区の価値変動と類似する傾向を示している。調査区ごとに価値を結んだ実線が所々で交差することは, 調査区と調査時期の交互作用による影響も含まれていることが考えられる (Fig. 4-4)。

### 方法

自然や季節的環境要因に相当する調査時期の違いによる影響を取り除き, 河川改修の程度が異なる調査区だけの生息価値について, *GLM* による対数線形モデルを適用して評価する。生息価値 (Fig. 4-4) は, 調査区と調査時期の 2 要因および調査区×調査時期の交互作用に独立に依存すると考える。対数線形モデル型の *GLM* は,

$$U_{ij} = U_{11} \times \alpha_i \times \beta_j \times (\alpha\beta)_{ij} \times \exp \varepsilon_{ij} \quad (4 \cdot 9)$$

となり,  $U_{ij}$  は調査区  $i$  ( $i = 1, 2, 3$ ), 調査時期  $j$  ( $j = 1, \dots, 6$ ) の生息価値,  $U_{11}$  は基準とする調査区 1, 調査時期 1 の価値である。 $\alpha_i$  は調査区 1 に対する調査区  $i$  の相対値 (要因効果),  $\beta_j$  は調査時期 1 に対する調査時期  $j$  の相対値,  $(\alpha\beta)_{ij}$  は調査区 1 × 調査時期 1 の交互作用に対する調査区  $i$  × 調査時期  $j$  の交互作用の相対値である。 $\varepsilon_{ij}$  は誤差であり, 平均 0, 分散  $\sigma^2$  の正規分布  $N(0, \sigma^2)$  に従う。

さらに, 4・9式の両辺の自然対数をとると,

$$\ln U_{ij} = \ln U_{11} + \ln \alpha_i + \ln \beta_j + \ln (\alpha\beta)_{ij} + \varepsilon_{ij} \quad (4 \cdot 10)$$

となり，線形モデルが得られる。 $\ln U_{11}$ ， $\ln \alpha_i$ ， $\ln \beta_j$ ， $\ln (\alpha\beta)_{ij}$  が推定すべきパラメータであり，

$$\ln \alpha_1 = \ln \beta_1 = \ln (\alpha\beta)_{11} = 0 \quad (4 \cdot 11)$$

の端点制約条件が課される。繰り返し重み付き最小2乗法により要因効果と交互作用の最尤推定値を算出し，各々の統計学的有意性を Table 4-4 に示した。Appendix table 2 には自然対数を元に戻した推定値と標準誤差を表示した。

### 結 果

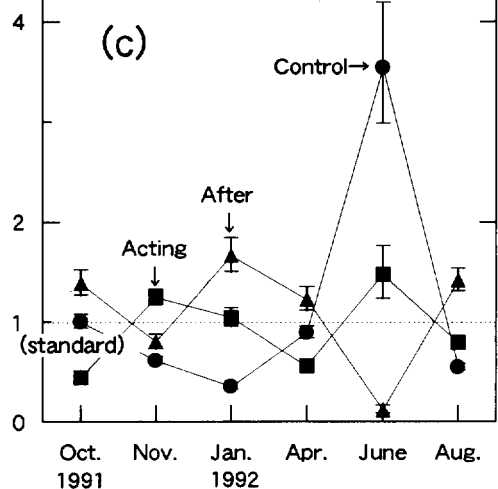
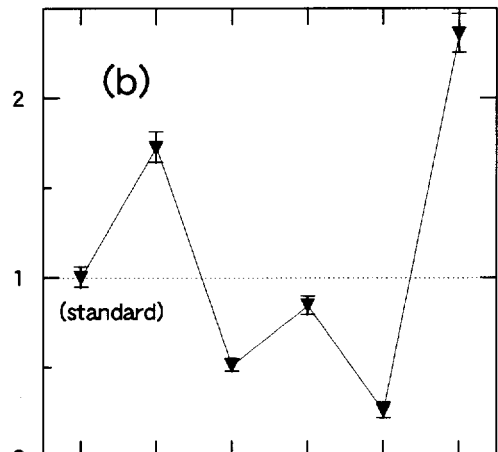
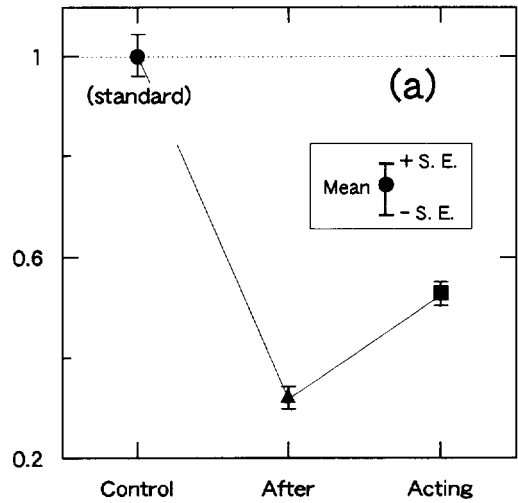
調査区と調査時期の要因効果および交互作用は統計学的に有意であった (Table 4-4)。Fig. 4-5 には Appendix table 2 に基づく相対的な生息価値 (調査区については対照区，調査時期については10月，調査区 × 調査時期の交互作用については対照区 × 10月の生息価値を基準 = 1 とする) とその標準誤差を示す。

調査区の影響 (Fig. 4-5a) では河川改修終了区の生息価値が最小となり，対照区の1/3程度にすぎない。途中区のは現在のところ約半分に留まっている。河川改修という環境改変は魚類の生息場所に大きな影響を与えている。調査時期の要因効果 (Fig. 4-5b) は季節的に変動する。1991年10月 (基準) と比較して，特に1992年8月の生息価値が大きく，冬～春に相当する1992年1～6月の値は基準を下回っている。調査区間と調査時期の交互作用 (Fig. 4-5c) は複

**Table 4-4.** Result of analysis for index of fish habitat quality from log-linear models type *GLM*

Factor	$\chi^2$	Degree of freedom	Significant probability
Process	232.57	2	0.00**
Period	724.05	5	0.00**
Process × period	332.01	10	0.00**

\*\* , significant at 1% level.



雑であり、統一的な解釈を与えにくい。対照区の1992年6月の生息価値が大きく、終了区では極めて小さかった。

## 第4節 人工構造物の評価

### 考え方

沿岸や河川における人工構造物（堰やコンクリートブロックなど）が魚類の生息や行動を阻害することはよく知られている。特に、通し回遊魚にとって、堰のような河川横断構造物は通行の大きな障害となる。稚魚の遡上が遮断され、本来の生息場での成長や再生産が不可能となり、やがて個体群そのものが維持できなくなる。魚道が付設されている堰は付設されていないものと比較して、ある程度の通行の阻害を緩和するが、その度合いは構造の違いによって大きく異なる。

人工構造物が魚類資源に及ぼす影響評価には、いくつかの構造が異なるものを対象として、実験的に検討することが可能である。評価手法には実験計画法に基づく分散分析が通常利用されている。構造的特性の差異が1つの場合は1元配置の分散分析、2つの場合は2元配置の分散分析を利用できる。一般に2元配置を超える分析では、実験の繰り返し数を一定にしないてはならないため、調査の失敗などによる欠測値の存在は分析を不可能にさせてしまう。

GLMを分散分析に利用すると繰り返し数が異なっても解析でき、さらに多変量を同時に取り扱った分析にも対処できるようになる。野外における調査では、現場の状況に左右され、データが得られないことなど少なくない。GLMによる分散分析はデータが欠測しても解析可能なことから、実用的にも優れた側面をもっている。本節ではGLMを繰り返し数が不揃いの2元配置の分散分析に適用する。アユの遡上を妨げる

堰の構造の差異による影響評価として、仮設的データを用いた解析を行う。

## 資料と方法

### 資料

仮設的データには次の状況を考えた。天然アユが毎年遡上し、河川の地形的形態が類似する4つの河川があるとする。各々の河川には河口から数km上流に農業取水用の堰が1基ある。各堰は構造の違いによって、落差（水面からの高さ）の大きい・小さい（高い・低い）と魚道の無し・有りを基準に区分できる。同一の構造をもつ堰は存在しない。堰の構造の違いがアユの遡上に与える影響を評価するため、次のような実験的仮想調査を行った。

実験は堰の下流でアユを放流し、その後堰の上流で一定期間の再捕をする。各々の堰で実験に用いる個体はすべて遡上する性向をもち、体長や体重などの個体差も少ない。放流アユと天然アユを容易に識別できるよう考慮し、各河川の流量やその変動も類似していたとする。採集方法や用具などを統一し、採集時の水温や天候などの自然的環境要因による影響も無視できるとする。堰間における再捕個体数の差は、堰の構造の差異によるものと考えられる。

実験的調査は当初、すべての堰で年1回、3年間継続して繰り返す予定であった。ところが2つの堰に関しては、諸事情により実験ができない年があった。遡上率として‘上流での再捕個体数 ÷ 放流個体数’を定義し、4つの堰に関する遡上率の実験結果（平均 ± 標準誤差）を構造的な特徴を基準に Fig. 4-6（データについては Appendix table 3）に示す。

遡上率は、落差が小さく魚道の有る堰が最も高く、一方、落差が大きく魚道の無い堰が最も低かった。堰の構造的違いがアユの遡上率に影響を与えていることを示している（Fig. 4-6）。さらに落差と魚道は、アユの遡上率に互いに影響を与えている。遡上率を結んだ2本の実線が、平行ではなく頭打ちになっていることは、落差と魚道による交互作用の負の相乗効果が働き、遡上率には限界があることをあらわしている

Fig. 4-5. Relative index of fish habitat quality to control (a), October 1991 (b) and control in October 1991 as standard (= 1).

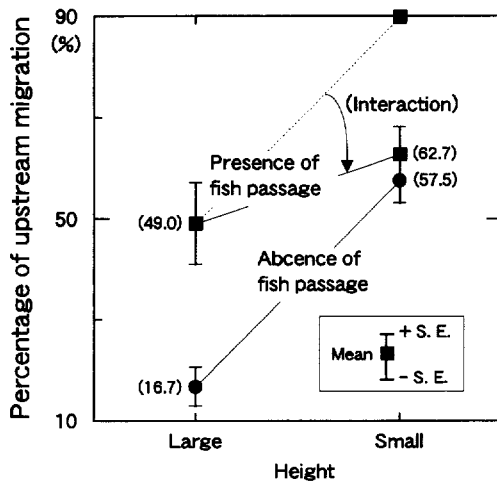


Fig. 4-6. Percentage (%) of upstream migration of ayu on four weirs with different structures.

(Fig. 4-6)。

## 方法

繰り返し数が不揃いの2元配置の分散分析を利用して、堰の構造的違いがアユの遡上率に与える影響を客観的に評価する。要因として落差と魚道、交互作用として落差×魚道を採用する。落差は大きいと小さいの2水準からなり、魚道も無しと有りの2水準からなる。遡上率は、

$$\begin{cases} (15 =) Y_1 = \mu + \alpha_1 + \beta_1 + (\alpha\beta)_{1,1} + \varepsilon_1 \\ (24 =) Y_2 = \mu + \alpha_1 + \beta_1 + (\alpha\beta)_{1,1} + \varepsilon_2 \\ \quad \quad \quad \vdots \\ (66 =) Y_{10} = \mu + \alpha_2 + \beta_2 + (\alpha\beta)_{2,2} + \varepsilon_{10} \end{cases} \quad (4 \cdot 12)$$

のように線形モデルであらわされる。ここで、 $\mu$ は全体の平均、 $\alpha_1$ と $\alpha_2$ は落差の2水準(大きいと小さい)効果、 $\beta_1$ と $\beta_2$ は魚道の2水準(無しと有り)効果である。 $(\alpha\beta)_{1,1}$ 、 $(\alpha\beta)_{1,2}$ 、 $(\alpha\beta)_{2,1}$ 、 $(\alpha\beta)_{2,2}$ は落差×魚道の交互作用、 $\varepsilon_1, \dots, \varepsilon_{10}$ は平均が0、分散が $\sigma^2$ の正規分布 $N(0, \sigma^2)$ に従う互いに独立な誤差を意味する。なお、4・12式を第1節の4・1式に対応させるには、 $\mu$ 、 $\alpha_1$ と $\alpha_2$ 、 $\beta_1$ と $\beta_2$ 、 $(\alpha\beta)_{1,1}$ 、 $(\alpha\beta)_{1,2}$ 、 $(\alpha\beta)_{2,1}$ 、 $(\alpha\beta)_{2,2}$ を $\theta_1, \dots, \theta_9$ に書き直し、 $x_1, \dots, x_9$ の値として0と1(ダミー変数)を採用すれば同じ形式で表現できる。第1節の4・2~5式を拡張させたものが、実際の解析で使用される。

## 結 果

GLMを利用して解析した分散分析表をTable 4-5、要因効果や交互作用の推定値をTable 4-6に示す。落差と魚道の効果、落差×魚道の交互作用はすべて有意に認められた(Table 4-5)。落差の効果は小さい場合と大きい場合で遡上率が27.2ポイント( $\alpha_2 - \alpha_1$ )異なり、魚道の効果は有り無しで18.8ポイント( $\beta_2 - \beta_1$ )異なる(Table 4-6)。落差の効果の方が魚道よりも8.4(=27.2-18.8)ポイント大きいことを示している。落差×魚道の交互作用により、落差が小さく魚道が有っても、落差が大きい場合と比較して、13.7ポイント( $\alpha_2 + \beta_2 + (\alpha\beta)_{2,2} - \alpha_1 - \beta_2 - (\alpha\beta)_{1,2}$ )しか遡上率は増加しない。Fig. 4-6に示した平均との差(13.7=62.7-49.0)に一致する。以上から、各堰の構造的特徴はアユの遡上に影響を及ぼし、落差が大きく魚道が設置

Table 4-5. Result of analysis for percentage of upstream migration of ayu from two-factor analysis of variance with unbalanced replication type GLM

Factor	Sum of squares	Degree of freedom	Mean square	$F_0$
Height	1782.15	1	1782.15	24.53**
Fish passage	843.75	1	843.75	11.62*
Height×fish passage	442.82	1	442.82	6.10*
Residual	435.83	6	72.64	
Total	4124.90	9		

\*\* , significant at 1% level; \* , significant at 5% level.



**Table 4-6.** Factor estimates of effects on upstream migration of ayu from two-factor analysis of variance with unbalanced replication type *GLM*

Factor	Level	Estimate (S.E.)
Height ( $\alpha$ )	Large ( $\alpha_1$ )	-13.63 (2.75)
	Small ( $\alpha_2$ )	13.63 (2.75)
Fish Passage ( $\beta$ )	Absence ( $\beta_1$ )	-9.38 (2.75)
	Presence ( $\beta_2$ )	9.38 (2.75)
Height $\times$ fish passage [ $(\alpha\beta)$ ]	Large $\times$ absence [ $(\alpha\beta)_{1,1}$ ]	-6.79 (2.75)
	Large $\times$ presence [ $(\alpha\beta)_{1,2}$ ]	6.79 (2.75)
	Small $\times$ absence [ $(\alpha\beta)_{2,1}$ ]	-6.79 (2.75)
	Small $\times$ presence [ $(\alpha\beta)_{2,2}$ ]	6.79 (2.75)
Total mean ( $\mu$ )		46.46 (2.75)

$\alpha_1$  and  $\alpha_2$ ,  $\beta_1$  and  $\beta_2$ ,  $(\alpha\beta)_{1,1}$ , ...,  $(\alpha\beta)_{2,2}$  and  $\mu$  correspond to parameters of equation (4 · 12) in text.

されていない堰は、アユの遡上を大きく妨げている。今後、堰を改築するのであれば、魚道を設置するよりも落差を小さくした方が遡上率を高めることができるといえよう。

## 第5節 考 察

都市化要因の評価(第2節)では、重回帰分析や数量化I類などの従来の回帰型の解析手法よりも *GLM* の方が有効であることを示した。*AIC* に基づく3つの手法の比較では、*GLM* の *AIC* が多くの魚類指標で低くなった (Fig. 4-3)。一般に *AIC* の差は、1~2程度以上なら統計学的に有意となることが知られている (坂元ら1983, 鈴木1995)。*AIC* の差が2.3~14.1であるオイカワ、4魚種合計、*IBI* に関する *GLM* は従来の手法よりも有効であったと考えられる。一方、ウグイ、コイ・フナ類、アユに関する結果は、*GLM* を利用しても従来の手法と類似した (Fig. 4-3)。ただし *GLM* では、従来の手法よりも多くの要因との関係が模索されており、従来の手法による結果とは単純に比較できない。3つの魚類指標については、解析対象以外の新たな環境要因を用いた分析、さらに解析全体にも関連することとして、線形回帰だけでは表現できない影響のあらわれ方(例えば、臨界値をもつような影響の仕方)にも注意を払う必要がある。

都市化要因の評価では、各々の魚類指標のモデルにおいて水質状況の要因(例えば、⑤ *BOD*、⑥ 下水臭気など)が多く採択された (Table 4-3)。土地利用状況などと比較して、水質は魚類の生息に直接的に関与する要因である。解析対象の河川に限定すると魚類生息量を増加させるには、*BOD* の減少や下水臭気の除去などの水質改善を第一の課題として取り組むことが望まれる。一方、魚類指標別のモデルでは、*IBI* において採択された下水臭気で見せかけの効果が認められた。得られたモデルに関しては詳細な吟味を加えなくてはならない。オイカワでは、護岸に左右されないという結果が得られた (Table 4.3)。一般に、護岸を整備すると河川空間は単調になり、多くの魚類にとって好ましくないことが考えられる。ただし、オイカワは生息空間が単調になっても、大きく影響されないことが生態学的研究によって明らかにされている (川那部1969, 水野・御勢1993)。オイカワのモデルは生態学的特徴にも一致し、*GLM* を回帰分析に利用したことが有効であることを支持している。

都市化要因の評価において、さらに人為的環境変化に関連する質的要因を挙げるとすれば、人工構造物の材質(石・コンクリートなど)、形状(直線・曲線・階段など)、色彩(黒・灰色・白など)などが考えられる。第2節の解析では護岸を数量的要因として取り扱っているが、護

岸という人工構造物は数量的にも質的にも表現可能である。

柵瀬ら(1993)と柵瀬・白川(1995)\*は都市河口域に生息するクロベンケイガニの生息量と護岸形態との関係を調査した。護岸の色彩や凹凸、材質などの質的要因をはじめとし、護岸の表面温度や湿度などの数量的要因も調べている。ただし、解析では各要因の測定値を評点(0・1・2)に換算して、その評点を合計した総合的評価の段階に留まっており、各要因間の定量的評価までには及んでいない。柵瀬ら(1993)と柵瀬・白川(1995)\*は具体的な護岸の改善点まで提唱しているが、GLMを利用すれば各々の要因についての詳細な結果とそれに基づく新たな展望が考察できる。護岸の改善点についても定量的結果を基に検討ができ、GLMによる解析の進展が望まれる。

都市化要因の評価のように、河川魚類の生息場所の環境要因を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)などが挙げられる。両者の研究では、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。数量的・質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ない。GLMの回帰分析型の利用は今後の解析手法として大きな期待がもたれる。様々な要因を取り扱えることから現場を注意深く観察し、できるだけ多くの記録を残すよう留意し、さらに精度の高い定量的データが入手できるような調査計画を立てるべきである。

河川改修の評価(第3節)では、改修以外の要因効果や交互作用がもたらした生息価値の変動(Fig. 4-5)について、次のような考察を加えることができる。調査時期の効果では1992年8月の価値が大きかった。価値指標に用いたオイカワは、5~8月にかけて産卵する(宮地ら1976, 川那部・水野1989)。新たにふ化したオイカワの当歳魚が成長し、採集に加入したことが8月の価値を高めたものと推測できる。

調査区×調査時期の交互作用では、対照区と

河川改修終了区間の1992年6月の差が大きかった。生息価値(Fig. 4-4)を確認すると、終了区の6月の価値は極めて小さい。すべての調査区の全時期をみわたしても、終了区の6月のような小さな数値は得られていない。終了区の6月の価値は、恐らく調査そのものに問題(例えば、打網場所が適当でなかったなど)があったと推察される。なお、異常値データと思われる終了区の6月の価値を除いた解析では、これまでの結果と大きな差異は認められなかった。

河川改修の評価では調査区や調査時期だけではなく、さらに採集用具別にデータが整理されると、相対的な採集効率(漁具能率)も検討できる。構築するモデルとしては調査区、調査時期、採集用具が要因となり、各要因の交互作用も含めることが可能である。CPUEの標準化などでは、年、季節、海域、漁船型の4つの要因と各要因との交互作用からなるモデルが利用されている(Large 1992)。ただし、3要因以上の交互作用には、あまり意味のないことが経験的に知られていることから(田中・垂水1986)、Large(1992)のモデルでも交互作用は2要因までに留められている。対数線形モデルによる要因効果の抽出は、CPUEの標準化に留まらず生物資源の変動機構の解明にも適用可能である。

人工構造物の評価(第4節)では、仮設的データを用いて解析を行った。実際、野外における実験は室内実験のように理想的には進まない。多くの把握できない要因が働き、結果が一人歩きする可能性もある(中村1995)。本節の解析例に関しても、例えば増水によって水面が上昇すれば、堰の落差の効果はアユの遡上率に影響を与えないかもしれない。万全な実験計画を立てることが望まれるが、実験が失敗した場合の代替策も準備しておく必要がある。繰り返しのない2元配置の分散分析は、ある程度実験が失敗しても目的や方法を変更せずに、解析結果が得られる点で今後の利用が見込まれる。

GLMを統計学的な影響評価手法として確立するには、数多くの適用事例を積み重ねて行く必

\*柵瀬信夫・白川みのり(1995):クロベンケイガニと護岸形態の関係。平成7年度日本水産学会秋季大会講演要旨集。日本水産学会, 15.

要がある。さらに、影響評価だけではなく、水産学の研究全般にわたって利用するには、初心者向けのやさしい統計学的な教科書を整備することが不可欠である。*GLM* は現在のところ、*SAS* (および *S+*) や *GLIM* などのワークステーションクラスの統計ソフトパッケージで解析されることが多い。パーソナル・コンピュータ用のソフトウェアとしてはパソコン統計解析ハンドブック V (田中ら 1990) があるに過ぎない。パーソナル・コンピュータでも対処できるソフトウェアの開発も重要課題といえよう。

## 第 V 章 総合考察

本章では、人為的環境改変の魚類資源への影響に関する数理的評価手法の体系化を目的とし、*CIR* 法 (第 II 章)、*IBI* (第 III 章)、*GLM* (第 IV 章) の特徴についていくつかの視点からまとめを行った。各章の関連性について検討し (第 1 節)、人為的環境改変による影響評価のための調査計画を提言した (第 2 節)。水産資源解析手法の導入 (第 3 節) として、本研究では取り扱えなかったその他の評価手法を考察し、評価手法の今後の方向性を展望した。影響の予測評価手法についても考察を加え (第 4 節)、最後に、本研究の手法による沿岸生物資源の評価が急務であることを強調した。

### 第 1 節 各章の関連

#### 位置づけ

本研究で適用した評価手法に関する全体的な位置づけについて考察する。各手法の目的は、第 II 章の *CIR* 法では人為的環境改変が 2 魚種に与える相対的な耐性 (影響) 評価、第 III 章の *IBI* では環境改変が魚類群集に与える影響評価となっている。両手法ともに評価の対象は魚類資源であり、*CIR* 法では 2 魚種、*IBI* では群集という点に違いがある。一方、第 IV 章の *GLM* では、環境改変に関連する魚類資源の変動と環境要因との関係の評価が目的であり (第 IV 章 2 節)、*CIR*

法や *IBI* とは異なることが理解される。ただし、環境改変の魚類資源への直接的影響評価 (第 IV 章 3 節)、魚類の通行に及ぼす影響評価 (第 IV 章 4 節) では、1 魚種の魚類資源が評価対象であることから、*CIR* 法や *IBI* と関連していることが把握される。上記のことを踏まえて Fig. 5-1 に本研究の評価手法を位置づけると、*CIR* 法と *IBI* は魚類資源への影響を評価する第 1 ステップの手法である。*GLM* は第 1 ステップとともに、魚類資源と環境との関連性を評価する第 2 ステップの手法となる。さらに、第 2 ステップの定量的な関係の評価が蓄積されると、新たに第 3 ステップの手法として、環境変化に基づいて魚類資源の変動を予測するような影響の予測手法へと結び付く。第 3 ステップの影響予測手法については、第 4 節で考察する。

#### 有効性

本研究の評価手法の目的に関連して、各手法の有効性について考察を重ねる。*CIR* 法では、環境改変に関連する魚類資源の変動が 2 魚種ともに減少あるいは増加するという、大きな前提 (Fig. 2-2) が必要である。不等採集確率の推定に関してもいくつかの条件を克服する必要がある。*CIR* 法を利用するには、どのような状況に適用できるのかを把握しなくてはならない。ただし、利用条件を満たしてしまえば、評価を得る過程が簡単なことから、*CIR* 法は影響評価の手法として有効となる。*IBI* では、様々な魚類についての生物学的・生態学的特徴を理解し、各々の評価項目 (Table 3-5) の評点 (5・3・1) 付けに工夫がいる。*CIR* 法と同様に評価を簡便に得ることができ、評価項目の内容もそれぞれ自由に設定できる。*IBI* は広く応用できる影響評価手法である。*GLM* では、従来の統計学的手法を統一的に取り扱うことができ (Table 4-1)、従来の手法では対処できなかった解析評価も可能である。*GLM* についても適用範囲は広く、有用な評価手法となり得る。本研究の評価手法はそれぞれ単独に利用できるとともに、例えば、第 IV 章 2 節の都市化要因の評価のように、*IBI* を *GLM* に取り込むことも可能である。各々の評価手法を互いに補い利用すると、手法の有効性をより一層高めることができる。さらに、本研究では

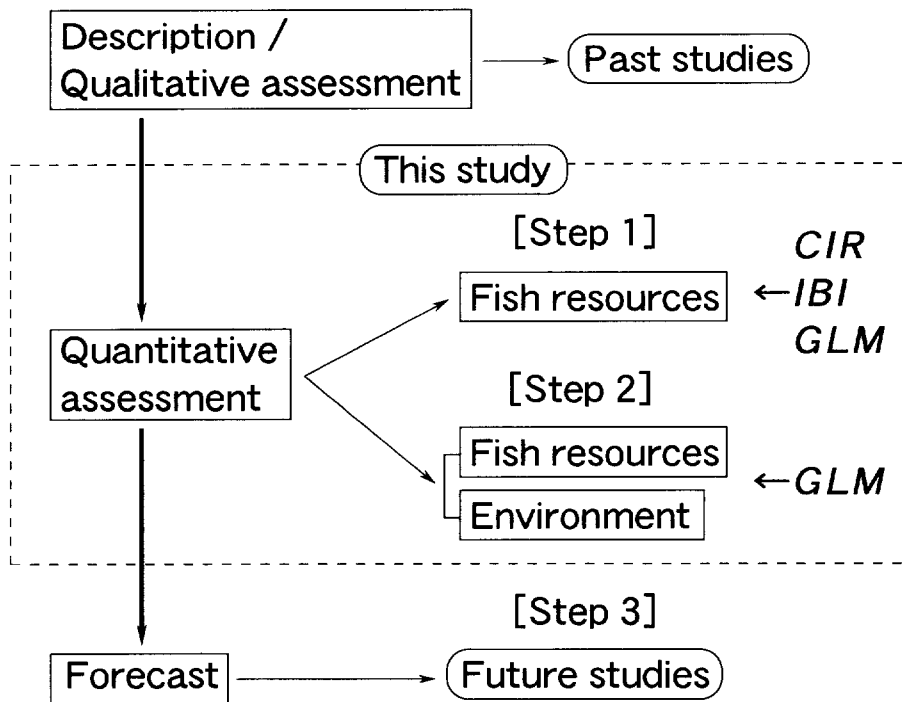


Fig. 5-1. Role of quantitative assessment methods in this study.

Table 5-1. Attributes of analysis data for applications in this study

Data	Application
Temporal axis	Weir construction (from <i>CIR</i> in chapter 2.3)
	Stream channelization (from <i>GLM</i> in chapter 4.3)
Spatial axis	Stream fish community (from <i>IBI</i> in chapter 3.2)
	Urbanization factors (from <i>GLM</i> in chapter 4.2)
	Artificial structures (from <i>GLM</i> in chapter 4.4)

考慮できなかったいくつかの影響評価の問題点（自然死亡による影響など）については、第3節で取り上げるような水産資源解析学の一般的な手法を導入して、対処することも可能である。

#### データによる関連

本研究で影響評価に用いたデータは、時間データと空間データに大別される。時間データとは同一場所の時間的変化、空間データとは同一時間の場所的変化を記録したものである。各データはそれぞれ、時間あるいは空間を横軸として図示することができる。時間データと空間データに基づいて、各章の解析例を Table 5-1 に

振り分けた。時間データの評価としては、*CIR* 法を利用した堰の建設評価（第II章3節）が取り上げられ、データには2ないし3時期の2魚種に関する比率が取り扱われている。*GLM* による河川改修の評価（第IV章3節）についても、1年間の2カ月ごとの魚類個体数が使用され、時間データの解析に相当する。空間データの評価としては、*IBI* を適用した関東地方の淡水魚類の評価（第III章2節）が対応し、7つの河川についての魚種別個体数が利用された。同様に、*GLM* では、都市化要因の評価（第IV章2節）において東京都内の24河川の魚類指標および環境要因

の測定値、人工構造物の評価(第IV章4節)においては4つの堰の比率が解析データとなっている。以上をまとめると、CIR法では時間データの解析ができ、空間データを解析するには手法の原理からして不可能である。IBIでは空間データが解析例となっているが、考え方を工夫すれば時間データも解析できる。GLMは空間と時間の両データの評価手法として位置づけられる。本研究の評価手法では、時間データはすべての手法で解析でき、空間データはCIR法のみ解析できないという関係がある。

## 第2節 調査計画の提言

本研究では基本的に、解析データは現場の状況を的確に反映していることを仮定してきた。実際、人為的環境改変による影響評価を行う場合は、いかに精度が高く定量的のデータを入手するかは大変重要な課題である。特に、CIR法やGLMなどの統計学的要素を含む評価手法の利用には、データ数が豊富なほど条件として望ましい。どんなに画期的な評価手法を考案しても、データが曖昧であれば何の意味もなさない。さらに、手法そのものの評価に関してもデータは重要である。影響評価の多くのデータは現場調査で得られることから、調査を行う前段階として、調査計画を十分に検討する必要がある。過酷な自然条件を克服し、少ない努力量や必要最低限の費用によって、データが得られる調査計画を立てなくてはならない。調査計画の不備により、解析に適用できないデータや意味のない解析結果などは、極力避けたいものである。

調査計画の立て方はサンプリング理論に深く関連している。第II章で取り扱った層別ランダムサンプリングもその一部であり、本サンプリングの利用により単純ランダムサンプリングよりも平均の精度を高めることができた(第II章3節)。調査計画に関しての統計学的教科書として、藤沢(1978)、久野(1986)、岸野(1988)、鈴木・高橋(1991)などが取り上げられ、なかでも、鈴木・高橋(1991)は調査計画の理論と実際について詳細な解説を加えている。水産資源解

析学分野では、畑中(1983)と川原・魚住(1983)が北西大西洋における漁業資源調査に関する手引きを翻訳した。本手引きには、調査計画に関するきめ細かな内容が盛り込まれている。本節では、これまで多岐の研究分野にわたり適用されている一般的な調査計画方法に鑑みて、環境改変の影響評価を行うための調査計画を検討する。

### 計画の概略

調査計画の立て方は、人為的環境改変の種類や方法、改変場所や影響評価の対象種などによって多様である。一律な計画の立て方は無意味であり、基本的概要を取りまとめておくことが望まれる。適宜修正が加えられ、さらにフィードバックが可能な柔軟なシステムが好ましい。調査計画の概略を下記に示す。

**目的の設定:** 目的は調査計画の中で最も重要であり、目的をどう設定するのかが大きな問題となる。できるだけ具体的でわかりやすいものを設定することが望ましい。

**対象種の設定:** 調査目的に応じて調査の対象魚種をはっきりさせる。人為的環境改変による影響評価の場合では、漁業種、遊漁種、希少種などを規定することが必要である。対象種の生物学的・生態的特徴を把握することも不可欠であり、教科書や参考書などから得られる一般的知見、過去の研究事例、現場での観察による情報も大いに参考になる。さらに、種と同様に評価対象となる時空間範囲の設定も必要である。

**評価手法の設定:** 統計学的な評価手法をはじめとし、これまでも多くの手法が提案されている。簡便かつ容易に取り扱える手法を採択することが望ましい。数理的に高度な手法は原理を理解するまでに時間がかかり、実際の調査データに適用することが困難な場合も生じる。

**調査方法の設定:** 対象種の生物学的・生態学的特徴に応じて妥当な採集方法(用具など)を選択する。評価手法に合わせたデータ入手の手順と内容、期待される結果なども検討しなくてはならない。さらに、現場の状況を把握するための予備調査も重要である。必要なデータが入手

できなかった場合の対処案，データ精度や調査規模（人力や予算など）についても考慮する必要がある。調査時期や出現頻度など，特に季節の変化を十分にカバーすることが肝要である。

## 現場調査

### 採集用具

定量的データを得るために，欧米諸国では河川魚類の採集用具として，主に電気ショッカーが多用されている（Steedman 1988, Bayley *et al.* 1989, Riley and Fausch 1992, Angermeire and Smogor 1995, Peterson and Rabeni 1995, Dwyer and Erdahl 1995 など）。得られたデータの定量性評価により，電気ショッカーは採集用具として優れていることが報告されている（Bayley *et al.* 1989）。ある程度完全に，生息している全魚類を採集できることから，第Ⅱ章における不等採集確率も考慮する必要はない。生物学的・生態学的・生理学的観点からみた，電気ショッカーの電圧が魚類に与える影響も研究されている（Dwyer and Erdahl 1995）。

日本では，電気ショッカーの一般的使用が禁止されているため，投網による採集がほとんどである。打網回数と採集種数との関係，網目やその他の用具（タモ網，定置網など）との採集効率の比較が，いくつかの研究事例で検討されている（水野 1965，水産庁 1993）。使用している投網を 20 回以上打網すると，確認可能な魚類をおおよそ把握することができる（水野 1965）。さらに，投網だけではなくタモ網も併用して調査すると，その場所の生息魚種をほとんど確認することができる（原ら 1994）。定量評価が可能な採集方法の開発が大きく期待される。

### サンプリング方法

調査場所の状況（地形的形態など）が一樣とみなせる場合は単純ランダムサンプリングを行い，一樣とみなせない場合は，調査場所の形態（河床型など）を基準に層別ランダムサンプリングを採用することができる。層別ランダムサンプリングでは，単純ランダムサンプリングよりも推定値の精度を高めることができる（第Ⅱ章）。各々の層に属する場所が多数に存在する場

合は，さらに層ごとに調査場所を抽出する層別 2 段（多段）サンプリングへと拡張することができる。

サンプリング範囲が広大なとき，トランセクトを設定して等間隔にサンプリングすることが望まれる。地形的形態などが偏らないようトランセクトを設定する必要がある，Petitgas (1993) や Simonson *et al.* (1995) などで具体的に検討されている。特に，Simonson *et al.* (1995) によるトランセクトの設定方法は日本の河川調査でも適用可能と思われる。具体的には，トランセクトを等間隔に設定し，調査区間全体が距離的に長い場合は 2 つおき，短い場合は 3 つおきに調査する。各々のトランセクトの流速，水深，底質などのパラメータを統計学的に処理して，トランセクトの間隔基準を設定している。

調査努力量の最適化の一つとして，調査時期の特定化が Peterson and Rabeni (1995) によってアメリカのテキサス州の河川で検討されている。採集個体数のばらつきを精査し，6～8 月は 9～10 月の調査結果をほぼ反映させられると結論している。日本では，調査定点や調査時期を設定するための確定的方法が存在していないことから，Simonson *et al.* (1995) や Peterson and Rabeni (1995) の方法を試験的に運用し吟味する必要がある。

## 第 3 節 水産資源解析手法の導入

人為的環境変化の魚類資源への影響評価については，本研究の評価手法やこれまでに考察したものを用いても，いくつかの対処できない問題や課題が残されている。水産資源解析学分野において，一般に適用されている下記の手法を利用して，ある程度の課題を克服できることが期待される。

### 一般的手法

水産資源解析学は個体群生態学に基礎をおく。水産資源の評価や管理を目標として，漁業や生物学などに関連するあらゆる情報（漁獲量や

漁船隻数、年齢組成や体長組成など)を巧みに利用した応用的分野である。水産資源解析学では魚類資源の変動が、主として自然死亡と漁獲によって引き起こされていることを仮定している。自然死亡による影響は人間の力では制御できないが、漁業による影響は人間の力で制御できる。自然死亡と漁獲による影響の分離が可能であり、漁業が資源に与える影響を数量的に見積もることができる。妥当な漁業調整を施せば、資源は永続的に更新する。自然死亡と漁獲による影響分離の一般的な方法は、田中(1985)と能勢ら(1988)をはじめとする水産資源解析学の関連成書に詳説され、さらに、分散分析を利用して資源管理にまで結び付けた Walters *et al.*(1988)による方法もある。

人為的環境変化による影響評価においても、自然死亡と環境変化による影響の分離は検討すべき大きな課題である。本研究では人為的環境変化による影響だけを想定し、自然死亡による影響は直接考慮しなかった。従って、自然死亡と漁獲のうち、漁獲に相当する部分を環境変化に置き換えれば、水産資源解析学の一般的な分離手法を利用することができる。具体的に図示すると、Fig. 5-2aは自然死亡と漁獲による影響の分離の方法である(Widrig 1954)。自然死亡と漁獲を合わせた全減少係数 $Z$ (縦軸)を漁獲努力量 $f$ (横軸)の変化に対応させて、自然死亡と漁獲死亡を分別できる。縦軸の切片が自然死亡係数 $M$ となり、傾き $q$ は漁具能率に相当する。一方、Fig. 5-2bは自然死亡と人為的環境変化による影響の分離を示している。自然死亡と環境変化による全減少係数 $Z$ は、環境変化前後の生息量から推定できる。横軸の環境変化指数 $f$ は、人為的に改変された環境を数量化したものである。具体的には、第IV章2節の数量的環境要因などが対応し、その他にも総合的環境指数、複数の要因による数量的指数なども考えられる。環境の数量化については下記にて考察する。Fig. 5-2aと同様に、縦軸の切片が自然死亡係数 $M$ となり、自然死亡と人為的環境変化による影響が分離されることになる。傾き $q$ は環境変化の種類をあらわす固有の係数である。

以上のように、水産資源解析学の考え方や手

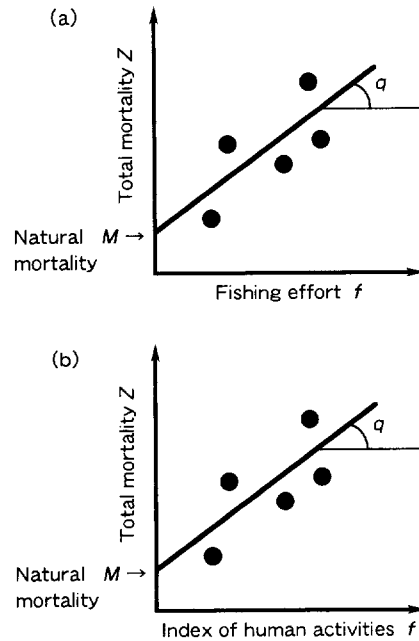


Fig. 5-2. Separation of effects of natural mortality and fishing (a) and natural mortality and human activities (b).

法には、人為的環境変化による影響評価に利用できるものが存在する。その他にも、魚類の再生産関係に与える影響を評価するには、近年注目されている再生産を重要視した資源評価(Jacobson and MacCall 1995)や資源管理(Deriso 1987, Clark 1991, Mace and Sissenwine 1993, Mace 1994, Myers *et al.* 1994, 松宮 1996a, b, 和田ら 1996)も応用でき、人為的環境変化が環境収容力や漁場環境容量(平野 1992)を減少させるという視点から、個体群動態モデルによる解析も可能である。現在、水産資源解析学分野においても環境変動を取り込む姿勢がみられ、環境変化と資源管理とのつながりを支持する概念も提唱されている(和田・松宮 1994)。人為的環境変化による影響評価には、水産資源解析学からのアプローチが重要になる。

## 環境の数量化

本研究においては、人為的環境変化が魚類資源に与える影響について、直接個体数を取り扱

うのではなく、数量的指数によって評価する2つの手法を検討した。具体的には、第II章の環境影響相対指数と第III章のIBIが当てはまる。一方、改変した環境の数量的指標については、測定した数値をそのまま利用できる一部の環境要因しか取り扱わなかった。環境要因を使用した解析では、IBIと土地利用の関係(第III章2節)および都市化要因の評価(第IV章2節)において魚類資源に影響を及ぼす環境要因を模索した。魚類資源と同様に、環境の数量化も検討すると、上述の影響の分離手法(Fig. 5-2)などの利用ができ、影響評価の研究も発展する。

環境の数量化に関しても、IBIの考え方は一つの参考となり得る。本研究で取り扱ったIBIによる評価は、いわば魚類を指標とした生物生息環境の数量化に相当する。魚類以外の生物群集も評価項目(Table 3-5)に加えれば、生態系全体の数量化へと結び付く。生物による評価ではなく物理的・化学的要因による環境の数量化にも応用できる。IBIと同様に、複数の環境要因を総合的に取り扱い、環境を数量化した具体的な研究事例には、三村ら(1993)と三村ら(1994)が取り上げられる。両者の研究においては、茨城県沿岸を対象としてIBIのように各々の要因(項目)を同等に扱うのではなく、要因の重要度に応じて重み付けをするなどの工夫がみられる。

環境データの収集には、近年、環境モニタリングシステムとして様々な研究分野で適用されているGIS(Geographic Information System: 地理情報システム)などを利用できる。GISでは、地理統計学に基づいて空間データの相関や分布(内挿)が解析され、多面的情報(地形や気候など)が統合的に供給される。水産資源解析学分野においても資源量推定に関する音響調査では、GISの基幹である地理統計学が応用されている(Foote and Stefánsson 1993, Petitgas 1993)。GISを利用すると、精度が高く詳細な環境情報を容易かつ迅速に入手できる。ただし、環境を数量化するとき、例えば構築した人工構造物の多様性、生物の自由な通行などの機能に関する数量的把握が困難なものも存在する。数量化の基本思想である数量化とは何か、何の目的にするものなのか、質とは何か、質を量的にとらえるに

はいかなる考え方が必要であるのか(林1974, 松宮1984, 林1993)などを忘れずに、適切な情報を採択し、創意工夫により妥当な数量的指数を構築することが肝要である。

## 時系列解析

本研究の評価においては空間データの解析が多く、時間データに関しては時間間隔数(データ数)が少ないもの、あるいは短期間のデータしか使用していない(Table 5-1)。時間間隔数が多く、長期間に及ぶデータを入手すると、現在までの時間的变化、複数回にわたる人為的環境改変による影響評価にも取り組むことが可能である。時系列解析という評価手法も適用できる。

時系列解析の概要について養谷・廣松(1988)などを参考にまとめる。本解析はBox and Jenkins(1976)によって確立された統計学的解析手法の一つである。時間を通して順次に得られた比較的長期間(時間間隔数の多い)のデータを対象とし、一連のデータ間の時間的関連性が評価される。一般に時系列解析の目的は、時系列(時間的)過程の記述、説明、予測、制御とされている。解析ではデータを傾向、季節、振動または周期、不規則の4つの変動に分解し、それぞれの変動の性質について定量的評価を行う。期待値に対して一定のばらつきをもつ定常的データには、AR(AutoRegressive: 自己回帰)モデル、MA(Moving Average: 移動平均)モデル、ARMA(AutoRegressive Moving Average: 自己回帰移動平均)モデルが当てはめられ、非定常的データには、定常にするための階差(隣接した2つのデータとの差)を利用したARIMA(AutoRegressive Integrated Moving Average: 自己回帰和分移動平均)モデルが適用される。2種類以上のデータを同時に解析する伝達関数(多変量・多次元時系列)モデルもあり、1つの目的変数と複数の説明変数で構成される。伝達関数モデルの形状は重回帰モデルと類似するが、誤差項に関してより豊かな構造を許容する点で異なっている。時系列解析の手続きは養谷・廣松(1988)で解説され、統計学的理論を踏まえた教科書としては、赤池・中川(1972)、廣松・浪花



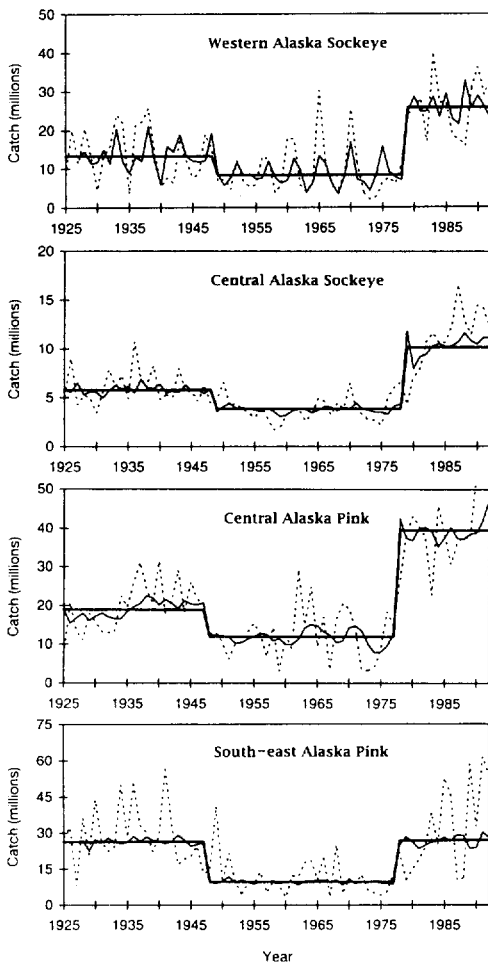


Fig. 5-3. Time history (dashed lines), intervention model fits (thin solid lines), and estimated interventions (thick solid lines) for salmon time series (from Francis and Hare 1994).

(1990), 北川 (1993) などがある。

時系列解析は水産資源解析学分野においても、漁海況変動の説明や予測などを目的に利用されている (Mendelsohn 1981, Saita *et al.* 1982, Jensen 1985, Quinn II and Marshall 1989, Stergiou 1989, 1990, 1991, 大西 1993, Francis and Hare 1994, Hare and Francis 1995, Ohnishi *et al.* 1995)。特に、Francis and Hare (1994) と Hare and Francis (1995) による海洋の自然的環境変動と水産資源の生産量との関係の評価は、人為的環境変化による影響評価の考え方としても参考となる。Francis and

Hare (1994) と Hare and Francis (1995) が解析した、アラスカにおける 1925～92年 (68年間) の年別サケ類漁獲量データを Fig. 5-3 に示す。

サケ類の漁獲量 (Fig. 5-3 の点線) には、1950年代半ばと 1970年代半ばにおいて気候変動に起因すると思われる急激な変動が認められ、干渉モデルという ARIMA モデルを拡張したものが当てはめられている (Fig. 5-3 の細実線)。干渉モデルは一般に、目的変数 (漁獲量) に影響を与える例外的な外生的事象 (気候変動) をあらかず場合に適用され、データ中の異常値を加工あるいは除去なしに道理的なモデルとして構築される (Box and Tiao 1975, 養谷・廣松 1988)。両者の論文では、1950～52年に負の方向、1976～79年に正の方向にシフトする干渉 (Fig. 5-3 の太実線) が含まれていると結論している。人為的環境変化による影響評価に関しても、長期間のデータにはいくつかの環境変化 (外生的事象) が含まれている場合がある。データを Fig. 5-3 のようにとりまとめ、環境変化を干渉として同様の解析が可能である。人為的環境変化による影響の正負の判定、定量的影響の大きさ、環境変化時期に対する魚類資源の反応のタイムラグなどを干渉モデルで同定できる。

#### 第4節 予測評価手法

本研究においては、人為的環境変化が魚類資源に与える影響を数量的に評価する手法について検討してきた。今後、様々な環境変化が行われ、本研究で検討した評価手法や考察での数的手法による影響評価の研究事例が期待される。様々な手法に基づく定量的評価により、手法の適用性などが吟味され、さらに影響の予測評価手法にも重要な基礎的知見が蓄積される。

これまでの人為的環境変化に関連する影響の予測評価手法としては、生態系モデル (中田 1983, 関根 1995, 水戸 1995)、構造モデル法 (平野・中田 1983, Nakata and Hirano 1988 a, b)、マトリックス・ネットワーク法 (大槻 1983)、物質循環モデル (蔵本・中田 1992)、生活史モデル法 (堀家ら 1992, 堀家 1995) などが漁業環境アセ

スメント分野で考案されている。各々の手法は主として、沿岸環境での環境変化ともなう漁場環境容量（平野 1992）あるいは漁場環境収容力などの変化を定量化し、予測することを目的としている。各手法の詳細については関連文献に委ねるが、魚類資源に影響を及ぼす環境要因の抽出と分析、さらに定量的な関数関係の構築が最重要とされている。実際は、手法を利用するためのデータが乏しく、定量的知見が得られていないのが現状であり、手法に関するいくつかの問題点も指摘されている（平松 1995 a）。影響評価の研究事例がまさに切望されている。

一方、河川環境を対象とする予測評価手法としては、*Instream Flow Incremental Methodology (IFIM)* という方法が近年注目されている。*IFIM* は現在、アメリカやカナダの河川で実際に利用され、研究事例に関しても多数発表されている（Orth and Maughan 1982, Conder and Annear 1987, Leonard and Orth 1988, Gan and McMahon 1990, Orth and Leonard 1990, Waite and Barnhart 1992, Beecher *et al.* 1993, Thomas and Bovee 1993, Bourgeois *et al.* 1996 など）。中村ら（1994）に準拠して *IFIM* の概要をとりまとめると、*IFIM* は水理（水文）学的・河川形態学的パラメータにより関数化された、魚類にとっての好適な生息場所（面積）と河川流量との定量的な関係予測評価する手法といえよう。河川改修やダム湖造成などに関連する流量変化を予測して、魚類の生息場所に及ぼす影響を事前に見積もることができる。計算手順については（Fig. 5-4）

- ①対象河道を多数の横断面で分割する（Fig. 5-4a）。
- ②与えられた流量に対して不等流計算を行い、各横断面での水位を予測する。
- ③各横断面を流速、水深、底質、カバー（日陰）の形成状況などの特性に応じて、（横断方向に）いくつかのセルに分割する。
- ④対象魚種、成長段階ごとに準備された流速、水深、底質などの河道指標の選好（適性）曲線（Fig. 5-4b）を用いて、次式によって各セルの  $F$  を求める。

$$F(v, d, s) = f(v) \times g(d) \times h(s).$$

ここで、 $f(v)$  は流速と（魚類）生息量の選好曲

線、 $g(d)$  は水深と生息量の選好曲線、 $h(s)$  は底質などの河道指標と生息量の選好曲線である。

- ⑤すべてのセルにおける  $F$  の総和  $WUA$ （*Weighted Usable Area*：重み付き生息可能面積）を次式によって求める。

$$WUA = \Sigma \{F(v, d, s) \times a_i\}.$$

ここで、 $a_i$  は各セルの面積である。

- ⑥以上の手順について河川流量を変えて繰り返せば、 $WUA$  と流量の関係図が得られる。
- ⑦各魚種、成長段階ごとに得られる‘ $WUA$ -流量関係図（Fig. 5-4c）’を総合的に判断して、対象河川の流量変動ともなう魚類生息量の変化が予測される。

のように要約されている。*IFIM* においても選好曲線（Fig. 5-4b）の作成には定量化が避けられず、さらに人為的環境変化の種類や対象魚種によってどの環境要因を用いるかが課題である。

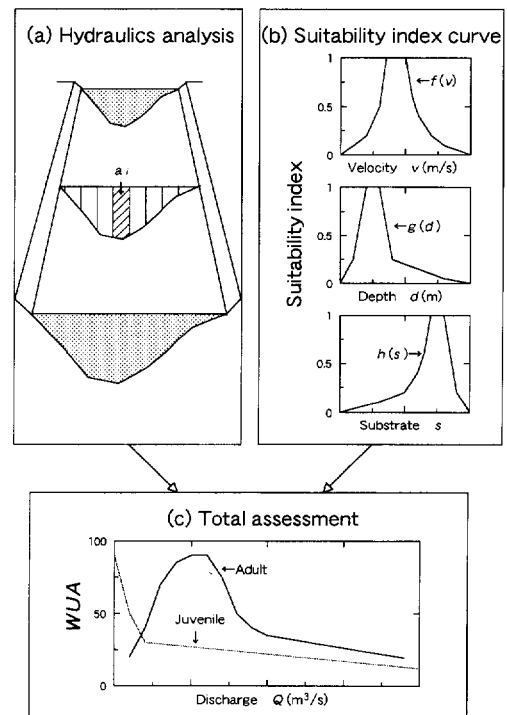


Fig. 5-4. Outline of *IFIM*, *Instream Flow Incremental Methodology* (modified from Nakamura 1994). See text for details of *IFIM*.

Fig. 5-4c の WUA を IBI などに代替したり、流量ではなくその他の数量化した環境変化指数なども取り扱うことが可能である。IFIM を完成させるにも影響評価の研究事例は不可欠である。

本研究の適用例や解析例は河川環境が主体であった。河川環境と同様に、沿岸環境も人為的環境変化が著しいところである。沿岸では、水産資源となる魚類が数多く生産されていることから、本研究の評価手法による沿岸生物資源の影響評価も急務の課題である。現在、人口の増加、人間活動の規模拡大、緑の減少、地球温暖化、オゾン層破壊など、人為的環境変化に関連する環境問題は地球規模にまで拡大しつつある(清水 1994)。影響評価に関しても地域的なものから広範囲な評価へと必要性が高まっている。様々な課題を克服し、影響評価の手法をより一層発展させなくてはならない。

## 第Ⅵ章 総 括

沿岸や河川における人為的環境変化(埋立て・水質汚濁・河川改修・ダム湖造成など)は魚類資源をはじめとする生物の生息場所ひいては生態系全体にわたって大きな打撃を与える。近年、環境に対する人々の関心が高まり、より多くの生物が生存でき、かつ人間生活も潤うような環境開発技術の導入が切望されている。新たな開発技術の効果を評価するためにも、人為的環境変化の魚類資源への影響に関する数理的評価手法の開発と確立は、社会的・学術的にも極めて強く要請されている。本研究では、魚類資源の管理を目標として、これまで主として定性的評価で留まっていた影響評価のあり方を、個体数変動を利用して数量的評価が得られる数理学的手法について検討と考察を行った。

## 第Ⅰ章 序 論

人為的環境変化に関連する魚類資源への影響評価の必要性を述べ、水産分野での位置づけ、過去の研究事例の問題点、影響評価手法のあり方について論じた。本研究では、人為的環境

変化に伴う魚類資源の変動を時間的あるいは空間的に捉えることにより、数量的評価が得られる手法について検討した。環境変化は生息している多くの魚類に影響を与えることから、特に、複数種の取り扱いができる数量的指数による評価手法を検討した。様々な環境要因との関連性を精査して、魚類資源への影響要因を抽出する統計学的手法についても模索した。

## 第Ⅱ章 Change-In-Ratio 法による 2 魚種の相対評価

2 魚種を取り扱った相対的な影響評価の手法として、個体数組成の時間的変化に基づく‘環境影響相対指数’を検討した。本指数は、野生動物全般の資源評価法の一つである *Change-In-Ratio* 法に基礎をおき、環境変化に対する 2 魚種の相対的耐性(生残率)や生息環境への指標値として、簡単に計算することができる。本手法による評価は 2 魚種を選定することからも、漁業や釣り対象種などの目的別の魚類管理に役立てることが可能である。 $X$  種と  $Y$  種を取り上げると、環境影響相対指数  $S$  は  $S = [(1 - p_1) p_2] / [p_1(1 - p_2)]$  で計算される。ここで、 $p_1$  と  $p_2$  は環境変化前と変化後における 2 魚種の合計個体数の  $X$  種の割合(比率)である。 $p_1$  と  $p_2$  の差異が環境変化に起因すると仮定すれば、 $X$  種は  $Y$  種に比べて  $S$  倍の環境変化への耐性力をもつことが推察できる。

河川での現場調査を想定して、 $p_1$  と  $p_2$  の標本値が 2 組以上得られた場合の環境影響相対指数および比率の平均と分散をサンプリング理論により導出した。堰の建設がオイカワとウグイに与える影響を仮設データに基づき評価した。河床形態に準拠した層別ランダム抽出と単純ランダム抽出による環境影響相対指数の平均と分散を比較した。抽出法の違いにより平均に差は生じなかったが、分散は層別ランダム抽出の方が小さくなり、平均の精度を向上させた。比率についても計算し、同様の結果を得ることができた。ブートストラップ法により環境影響相対指数の分散は、保守的なものとして利用できることを検証した。

2 魚種の不等採集確率が環境影響相対指数に及ぼす影響を見積もった。人為的環境改変後の更なる等確率時の比率  $p_3$  と改変に伴う変動個体数を把握すれば、環境影響相対指数に影響を与える不等採集確率を簡単に推定できることを示した。計算例として、上記と類似の堰の建設評価を取り上げた。 $p_3$  と仮定的な変動個体数を設定し、不等採集確率の推定値により環境影響相対指数や比率などを補正した。

### 第三章 Index of Biotic Integrity による群集評価

魚類群集を取り扱った影響評価の手法として、群集構造の変化を総合的に評価する数量的指数を検討した。Karr (1981) と Karr and Dudley (1981) により提唱され、‘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 *Index of Biotic Integrity (IBI)* を応用した。本手法による評価は、生息魚類のすべてが評価対象となることから、魚類群集を利用した生態系管理へと結び付けることができる。*IBI* は種の豊富さ、量的多さ、種や個体数の組成、魚の健全性などの群集構造を評価する 12 項目で構成される。魚類データを利用して各項目の実測値を求め、その実測値が自然的状態の群集に近いものから順に 5・3・1 の評点を与える。*IBI* は評点付けした全項目の総和に相当し、高得点から順に *Excellent, Good, Fair, Poor, Very Poor, No Fish* の評価を与えることができる。*IBI* の得点が高いほど、群集は環境改変による影響が少ないことを意味する。

関東地方における7つの一級河川の下流域から中流域(河口から 40 km 上流)を対象に、各河川の *IBI* を算出し比較検討した。魚類データとして『河川水辺の国勢調査年鑑(1990・91年度)』を利用した。*IBI* の構成要素として6つの概念をもつ 10 項目を設定した。アメリカやカナダの *IBI* に準拠して、魚類の生物学的・生態学的特徴を参考に、日本の河川魚類群集にふさわしい次の項目を規定した：①在来魚種数、②遊泳魚種数、③底生(半底生)魚種数、④弱耐性種の有無、⑤強耐性種の個体数組成、⑥移入種の個体

数組成、⑦魚類斃死事故の発生件数、⑧昆虫食性種の個体数組成、⑨植物食性種の出現率、⑩1 投網当たりの採集個体数である。全10項目の評点の総和(50 点満点)を *IBI* とし、各河川の *IBI* を評価すると、久慈川が40の *Good*、那珂川と富士川が36と34の *Fair*、江戸川と多摩川は32と30の *Fair~Poor*、中川と鶴見川は20の *Poor~Very Poor* となった。*IBI* の評価は地方の河川(久慈川、那珂川、富士川)で高く、都市の河川(江戸川、多摩川、鶴見川、中川)で低かった。

*IBI* と具体的な人為的環境改変との関連性を模索するため、河川流域内や河畔の土地利用の状況について検討した。土地利用の把握には地勢図と地形図を利用して、緑地(森林・畑・水田など)と都市(工場や住宅の建物密集地など)の面積を読み取り数値化した。*IBI* は河川流域の緑地面積の割合と正の相関関係( $r = 0.813$ ,  $p < 0.05$ )をもち、河畔における建物密集地の割合とは負の相関関係( $r = -0.735$ )を示した。

### 第四章 Generalized Linear Model による影響評価

魚類資源に影響を及ぼす人為的環境改変の影響要因の模索手法として、*Generalized Linear Model (GLM: 一般化線形モデル)* を利用した。影響要因が同定されると、今後の環境改善や開発技術を向上させるための具体的な方向性が見出されることになる。*GLM* は Nelder and Wedderburn (1972) と McCullagh and Nelder (1989) により確立され、従来の線形正規モデルにおける正規分布の枠組みを緩和し、正規分布の仮定になじまない線形モデルに対しても、統一的に線形的推測が可能となるよう拡張したものである。

都市化要因として、宅地や工場建設、河川改修や護岸整備などのいわゆる都市開発に関連する数量的・質的な環境要因を取り上げて、河川の魚類群集や漁業対象種の生息場所に与える影響を空間的に評価した。東京都内を流れる 24 河川の 30 定点を解析対象とし、東京都の水生生物調査報告書(1985~93年)および地形図を資料と

した。定点ごとの資料期間の平均や代表値を使用して、回帰分析型の *GLM* による解析を行った。目的変数  $Y$  には、群集に与える影響評価指数である第Ⅲ章の *IBI*、水産対象4魚種の魚種別と合計個体数をそれぞれ採用した。要因変数  $x$  には、数量的要因として①建物密集地面積率(%), ②畑・果樹面積率, ③森林面積率, ④護岸率, ⑤BOD, 質的要因として⑥下水臭気, ⑦透視度, ⑧水の流れの有無を取り上げた。*GLM* の有効性を確認するため、①～⑤の要因を取り扱える従来の重回帰分析, ⑥～⑧の要因が利用できる数量化Ⅰ類と比較検討した。

要因選択をさせながら、3つの手法の妥当性を *AIC* の大小により目的変数別に判定した。*AIC* はすべての目的変数で *GLM* のものが最小となり、従来の2手法よりも *GLM* が優れていることを明示した。*IBI*、オイカワ、4種合計のモデルでは、寄与率が比較的大きくなり ( $R^2 = 0.488 \sim 0.725$ ), 各モデルの要因を総合的に解釈すると⑤BODが高く, ⑥下水臭気があり, ⑧水の流れが無い場所は生息環境として好ましくないという結果が得られた。

さらに、*GLM* は従来の統計学的手法を統一的に取り扱えることから、これまでの手法で可能な影響評価についても検討した。河川改修の評価例として、季節的な時間要因による影響を取り除き、河川改修が魚類生息場所に与える空間要因の直接的影響評価を取り上げた。中部地方のある河川における1991～92年の河川改修行程別時期別の魚類調査を資料とした。生息場所の数量的価値指標として優占種であるオイカワの個体数を代表させた。対数線形モデル型に *GLM* を応用した結果、河川改修途中区や終了区の生息場所としての価値は河川改修のない対照区の32～53%に過ぎなかった。

人工構造物として堰の構造特性を取り上げ、アユの遡上に与える空間的な影響評価を行った。落差(大・小)と魚道(無・有)の構造特性がすべて異なる4つの堰を想定し、アユ稚魚の放流と再捕による実験的調査の回数が各堰で異なる仮設データを解析した。*GLM* を利用すると繰り返しが不揃いでも2元配置の分散分析が可能となり、落差が大きく魚道の無い堰は、アユ

の遡上を大きく妨げることを例証できた。

## 第V章 総合考察

各手法との関連性をとりまとめ、影響評価を行うための調査計画を提言した。影響評価手法として、漁業と環境の因果関係を模索可能な水産資源解析学の一般的手法、*Geographic Information System* などを利用した環境の数量化、長期の時間的変動を精査できる時系列解析も導入する必要があることを論じ、評価手法の今後の方向を展望した。影響の予測評価手法についても考察を加え、*Instream Flow Incremental Methodology* に導入されている魚類生息場所の概念についても若干触れた。最後に、河川と同様に沿岸でも人為的環境改変は著しいことから、本研究の手法による沿岸生物資源の評価が急務であることを強調した。

## 謝 辞

本研究をとりまとめるにあたり、終始懇切なる御指導をいただき、さらに温かい励ましと本論文の御校閲も賜った東京大学海洋研究所の松宮義晴教授に深く感謝申し上げます。また同じく校閲による御指導を賜った同大学農学部の清水 誠教授(当時)、同大学海洋研究所の杉本隆成教授、塚本勝巳教授ならびに中田英昭助教授に感謝申し上げます。

東京水産大学水産学部の北田修一助教授には、本研究の統計学的内容に関する直接的な御指導をいただいた。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には解析資料を快く提供いただき、温かいお言葉も賜った。豊橋技術科学大学の中村俊六教授、山口大学工学部の関根雅彦助教授には本研究内容に関する貴重な御指導をいただいた。岐阜工業高等専門学校の和田 清助教授、木更津工業高等専門学校の石川雅朗講師、豊橋技術科学大学の東信行博士には有益な御助言と励ましの言葉をいただいた。リバーフロント整備センターおよびダム水源地環境整備センターの方々からお世

話をいただいた。

三重大学生物資源学部の原田泰志助教授，中央水産研究所の赤嶺達郎博士，三重県水産技術センターの山川 卓博士には貴重な御指導と御助言を賜った。長崎大学水産学部の山内 淳助教授，東京大学海洋研究所の立川賢一博士，東海大学海洋学部の大西修平博士には，本論文のとりまとめにあたっての御指導と激励のお言葉をいただいた。水産大学校増殖学科の浜野龍夫助教授からも温かい励ましのお言葉を頂戴した。東京大学海洋研究所の森山彰久技術官，勝川俊雄氏，李 雅玲嬢には論文内容の吟味に関して御便宜いただいた。

以上の方々に厚く御礼申し上げます。

## 文 献

- 赤池弘次・中川東一郎，1972：ダイナミックシステムの統計的解析と制御。サイエンス社，東京，189 pp.
- 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 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.
- 有馬 哲・石村貞夫，1987：多変量解析のはなし。東京図書株式会社，東京，320 pp.
- 朝比奈正二郎・今泉吉典・上野俊一・黒田長久・中村守純(監)，1992：レッドデータアニマルズ。JICC出版局，東京，190 pp.
- Barnett, A. M., T. D. Johnson and L. Purcell, 1991: Evaluation of the mitigative value of an artificial reef relative to open coast sand bottom by the biological evaluation standardized technique (BEST). *JUS Proceedings*, pp. 112-115.
- Bayley, P. B., 1993: Quasi-likelihood estimation of marked fish recapture. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **50**, 2077-2085.
- 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.
- Beecher, H. A., T. H. Johnson and J. P. Carleton, 1993: Predicting microdistributions of steelhead (*Oncorhynchus mykiss*) parr from depth and velocity preference criteria: test of an assumption of the instream flow incremental methodology. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **50**, 2380-2387.
- Bourgeois, G., R. A. Cunjak, D. Caissie and N. El-Jabi, 1996: A spatial and temporal evaluation of PHABSIM in relation to measured density of juvenile Atlantic salmon in a small stream. *N. Am. J. Fish. Manage.*, **16**, 154-166.
- Box, G. E. P. and G. M. Jenkins, 1976: Time Series Analysis: Forecasting and Control. (Rev. ed.) *Holden-Day*, San Francisco, 575 pp.
- Box, G. E. P. and G. C. Tiao, 1975: Intervention analysis with applications to economic and environmental problems. *J. Am. Stat. Assoc.*, **70**, 70-79.
- Brink, B. J. E. ten, S. H. Hoaper and F. Colijn, 1991: A quantitative method for description and assessment of ecosystems: the AMOEBA-approach. *Mar. Poll. Bull.*, **23**, 265-270.
- Campbell, H. F., G. Meyer and R. B. Nicholl, 1993: Search behavior in the purse seine tuna fishery. *Natural Resource Modeling*, **7**, 15-35.
- Castro, M. and W. Lawing, 1995: A study of sampling strategies for estimating growth parameters in fish populations. *Fish. Res.*, **22**, 59-75.
- Chapman, D. G., 1955: Population estimation based on change of composition caused by a selective removal. *Biometrika*, **42**, 279-290.
- Chapman, D. G. and G. I. Murphy, 1965: Estimates of mortality and population from survey-removal records. *Biometrics*, **21**, 921-935.
- Clark, W. G., 1991: Groundfish exploitation rates based on life history parameters. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **48**, 734-750.
- Conder, A. L. and T. C. Annear, 1987: Test of weighted usable area estimates derived from a PHABSIM model for instream flow studies on trout streams. *N. Am. J. Fish. Manage.*, **7**, 339-350.
- Conner, M. C., R. A. Lancia and K. H. Pollock, 1986: Precision of the change-in-ratio technique for deer population management. *J. Wildl. Manage.*, **50**, 125-129.
- Dawe, E. G., J. M. Hoenig and X. Xu, 1993: Change-in-ratio and index-removal methods for population assessment and their application to snow crab (*Chionoecetes opilio*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **50**, 1467-1476.

- Deriso R. B., 1987: Optimal  $F_{0.1}$  criteria and their relationship to maximum sustainable yield. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **44** (Suppl. 2), 339–348.
- Deriso, R. B., T. J. Quinn II and P. R. Neal, 1985: Catchage analysis with auxiliary information. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **42**, 815–824.
- Dobson, A. J., 1990: An Introduction to Generalized Linear Models. *Chapman and Hall*, London, 174 pp.
- 土井長之・岡田啓介・石橋喜美子, 1973: クルマエビ環境要因の減耗作用の評価Ⅰ. 西条干潟における環境指標の選抜. 東海水研報, **76**, 37–52.
- 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.
- Footo, K. G. and G. Stefánsson, 1993: Definition of the problem of estimating fish abundance over an area from acoustic line-transect measurements of density. *ICES J. mar. Sci.*, **50**, 369–381.
- 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.
- Francis, R. C. and S. R. Hare, 1994: Decadal-scale regime shifts in the large marine ecosystems of the North-east Pacific: a case for historical science. *Fish. Oceanogr.*, **3**, 279–291.
- 藤井宏一 (訳) [R. R. Sokal and F. J. Rohlf (著)], 1983: 生物統計学. 共立出版株式会社, 東京, 449 pp.
- 藤沢偉作, 1978: 楽しく学べる統計教室. 現代数学社, 京都, 239 pp.
- 福嶋 悟, 1990: 河川工事の魚類相に及ぼす影響. 円海山・港北ニュータウン地区生態調査報告書, 横浜市公害研究所, 公害研資料, **94**, 31–37.
- 福嶋 悟・水尾寛己・樋口文夫, 1987: 港北ニュータウン公園池の魚類相. 円海山・港北ニュータウン地区生態調査報告書, 横浜市公害研究所, 公害研資料, **74**, 189–198.
- 福嶋 悟・水尾寛己・樋口文夫, 1990: 港北ニュータウン公園池の魚類相. 円海山・港北ニュータウン地区生態調査報告書, 横浜市公害研究所, 公害研資料, **94**, 85–96.
- 船越茂雄・中村元彦, 1995: イカナゴの再生産管理と資源管理. 水産海洋研究, **59**, 73–76.
- Gan, K. and T. McMahon, 1990: Variability of results from the use of PHABSIM in estimating habitat area. *Regul. Rivers: Res. Manage.*, **5**, 233–239.
- 原田泰志・松宮義晴, 1995: 資源変動のもとでの放流方策に関する理論的研究. 水産海洋研究, **59**, 85–89.
- 原 徹・斉藤 薫・岡崎 稔・武藤義範, 1994: 可児川の親水施設付近における漁場調査. 岐阜水試研報, **39**, 1–20.
- Hare, S. R. and R. C. Francis, 1995: Climate change and salmon production in the Northeast Pacific Ocean. (ed. by R. J. Beamish) *Climate Change and Northern Fish Populations*, *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, **121**, 357–372.
- 長谷川 彰, 1983: 社会経済面からの予測と評価. 漁業環境アセスメント(吉田多摩夫編), 恒星社厚生閣, 東京, 129–147.
- 長谷川 彰, 1985: 漁業管理. 恒星社厚生閣, 東京, 236 pp.
- 畑中 寛 (訳) [W. G. Doubleday 編], 1983: 北西大西洋における底魚資源調査の手引き. 海洋水産資源開発センター, 36–113.
- 林 公義・古賀一郎・古賀 敬, 1989: 横浜市沿岸域の魚類相. 横浜の川と海の生物, 横浜市公害対策局, 公害資料, **140**, 213–273.
- 林 公義・島村嘉一・長山亜紀良, 1992: 横浜市沿岸域の魚類相. 横浜の川と海の生物, 横浜市公害対策局, 公害資料, **161**, 255–333.
- 林知己夫, 1974: 数量化の方法. 東洋経済新報社, 東京, 259 pp.
- 林知己夫, 1993: 数量化. 朝倉書店, 東京, 233 pp.
- 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.
- Hilborn, R. and C. J. Walters, 1992: Quantitative Fisheries Stock Assessment. *Chapman and Hall*, London, 570 pp.
- 平松一彦, 1987: Bootstrap と Jackknife の統計学. 遠洋, **66**, 5–6.
- 平松一彦, 1994a: Bootstrap 法による信頼区間とバイアスの推定. 遠洋, **94**, 2–6.
- 平松一彦, 1994b: 水産資源研究の最新動向. 水産の研究, **13**(4), 44–48.
- 平松一彦, 1995a: 漁業生態系モデル研究の実施における諸問題点. 海洋, **27**, 226–228.
- 平松一彦, 1995b: 統計モデルによる CPUE の標準化. 漁業資源研究会議 北日本底魚部会報, **28**, 87–97.
- 平野敏行 (編), 1992: 漁場環境容量. 恒星社厚生閣, 東京, 120 pp.
- 平野敏行・中田英昭, 1983: 構造モデル法. 漁業環境アセスメント(吉田多摩夫編), 恒星社厚生閣, 東

- 京, 81-102.
- 廣松 毅・浪花貞夫, 1990: 経済時系列分析. 朝倉書店, 東京, 232 pp.
- 堀家健司, 1995: 生活史モデル. 海洋, 27, 204-209.
- 堀家健司・平野拓郎・細田昌広・平野敏行, 1992: 生活史モデル. 漁場環境容量(平野敏行編), 恒星社厚生閣, 東京, 104-118.
- Horpilla, J. and H. Peltonen, 1992: Optimizing sampling from trawl catches: contemporaneous multistage sampling for age and length structures. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 49, 1555-1559.
- 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物息場所. 日生態誌, 44, 151-160.
- 石田力三, 1988: アユその生態と釣り. つり人社, 東京, 162 pp.
- 石居 進, 1975: 生物統計学入門. 培風館, 東京, 290 pp.
- 石村貞夫, 1992: 分散分析のはなし. 東京図書株式会社, 東京, 373 pp.
- 石塚吉生, 1991: ミナミマグロ資源評価に適用されるVPAの現状と問題点. 水産資源管理談話会報, 3, 16-33.
- 磯部雅彦(編), 1994: 海岸の環境創造. 朝倉書店, 東京, 208 pp.
- 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.
- 伊藤政志・岸野洋久・佐藤幸雄, 1985: 統計処理の手法がよくわかる本. 株式会社技術評論社, 東京, 234+44 pp.
- 伊藤猛夫・水野信彦, 1977: 肱川上流水系の魚類を中心とした河川生態とダム建設の影響評価. 肱川上流水系水産資源調査会, 151 pp.
- 伊藤猛夫・水野信彦, 1979: 仁淀川水系坂折川の魚類を中心とした河川生態と漁業. 仁淀川水系河川生態研究会, 92+8 pp.
- 伊藤猛夫・二階堂要, 1966: ダム湖の上流および下流における魚類の量的分布. 魚類学雑誌, 13, 145-155.
- Jacobson, L. D. and A. D. MacCall, 1995: Stock-recruitment models for Pacific sardine (*Sardinops sagax*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 52, 566-577.
- Jensen, A. L., 1985: Time series analysis and forecasting of Atlantic menhaden catch and CPUE. *N. Am. J. Fish. Manage.*, 5, 78-85.
- Jinn, J. H., J. Sedransk and P. Smith, 1987: Optimal two-phase stratified sampling for estimation of age composition of a fish population. *Biometrics*, 43, 343-353.
- 金沢 光, 1995: 高麗川における魚道調査. 埼玉水試研報, 53, 10-24.
- 可児藤吉, 1978: 可児藤吉全集 全1巻. 思索社, 東京, 1-17.
- 環境庁, 1987: 河川調査報告書. 第3回自然環境保全基礎調査, 環境庁, 147 pp.
- 環境庁, 1991: 日本の絶滅のおそれのある野生動物脊椎動物編. 自然環境研究センター, 東京, 340 pp.
- Karr, J. R., 1981: Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6(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., 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.
- 川原重幸・魚住雄二(訳) [D. J. Mackett 著], 1983: 漁業資源調査とその評価のための手引き. 海洋水産資源開発センター, 1-35.
- 川合禎次・川那部浩哉・水野信彦(編), 1980: 日本の淡水生物. 東海大学出版会, 東京, 194+26 pp.
- 川那部浩哉, 1969: オイカワとカワムツ. 川と湖の魚たち. 中公新書, 東京, 40-59.
- 川那部浩哉・水野信彦(編), 1989: 日本の淡水魚. 山と溪谷社, 東京, 719 pp.
- 建設省河川局治水課(監), 1993: 河川水辺の国勢調査マニュアル(案)(生物調査編). リバーフロント整備センター, 東京, 313 pp.
- 建設省河川局治水課(監), 1994: 多自然型河川工法設計施工要領. 山海堂, 東京, 119 pp.
- 木元新作, 1976: 動物群集研究法 I. 共立出版株式会社, 東京, 192 pp.
- 木元新作・武田博清, 1989: 群集生態学入門. 共立出版株式会社, 東京, 198 pp.
- 岸野洋久, 1988: サンプルング理論. パソコンによるデータ解析(村上征勝・田村義保編), 朝倉書店, 東京, 77-90.
- 北田修一, 1986: 有標識率調査の考え方と必要標本数. 栽培技研, 15, 187-197.
- 北田修一, 1991: 標識再捕に基づく種苗放流効果の評価に関する統計学的研究. 栽培資源調査検討資料, 6, 日本栽培漁業協会, 96 pp.



- Kitada, S., K. Hiramatsu and H. Kishino, 1994: Estimating mortality rates from tag recoveries: incorporating overdispersion, correlation, and change points. *ICES J. mar. Sci.*, **51**, 241-251.
- 北田修一・岸野洋久, 1993: 標識再捕から推定した死亡率に基づく放流魚の品質評価. 統計数理, **41**, 183-195.
- 北川源四郎, 1993: FORTRAN 77 時系列解析プログラミング. 岩波書店, 東京, 390 pp.
- 小林四郎, 1995: 生物群集の多変量解析. 蒼樹書房, 東京, 194 pp.
- 小西貞則, 1988: プートストラップ法による推定量の誤差評価. パソコンによるデータ解析 (村上征勝・田村義保編), 朝倉書店, 東京, 121-142.
- 工藤孝浩, 1990: 横浜市金沢区沿岸域の魚類. 神奈川自然保全研究会報告書, **9**, 19-34.
- 工藤孝浩, 1995: 横浜市金沢区野島海岸における魚類相変化. 神奈川自然保全研究会報告書, **13**, 13-26.
- 久野英二, 1986: 動物の個体群動態研究法 I. 共立出版株式会社, 東京, 114 pp.
- 蔵本武明・中田喜三郎, 1992: 物質循環モデル. 漁場環境容量 (平野敏行編), 恒星社厚生閣, 東京, 85-103.
- Large, P. A., 1992: Use of a multiplicative model to estimate relative abundance from commercial CPUE data. *ICES J. mar. Sci.*, **49**, 253-261.
- Laurie, W. A. and D. Brown, 1990: Population biology of marine iguanas (*Amblyrhynchus cristatus*). III. Factors affecting survival. *J. Anim. Ecol.*, **59**, 545-568.
- 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.
- Leonard, P. M. and D. J. Orth, 1988: Use of habitat guilds of fishes to determine instream flow requirements. *N. Am. J. Fish. Manage.*, **8**, 399-409.
- Li, W. K., 1994: Time series models based on generalized linear models: some further results. *Biometrics*, **50**, 506-511.
- 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.
- Mace, P. M., 1994: Relationships between common biological reference points used as thresholds and targets of fisheries management strategies. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **51**, 110-122.
- Mace, P. M. and M. P. Sissenwine, 1993: How much spawning per recruit is enough? *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, **120**, 101-118.
- 松田裕之, 1995: マサバ資源の再生産率の年変動と資源管理方策. 水産海洋研究, **59**, 77-80.
- 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.
- 松宮義晴, 1983: 沿岸水産生物の資源評価. 水産資源の解析と評価 (石井丈夫編), 恒星社厚生閣, 東京, 115-129.
- 松宮義晴, 1984: 水産資源開発をどのように数字で表示するか. 水産開発ながさき, **27**, 1-3.
- 松宮義晴 (編), 1993: 水産資源解析と統計モデル. 恒星社厚生閣, 東京, 116 pp.
- 松宮義晴, 1994: 資源量推定法一魚の数を数える方法. 遺伝, **48**, 11-15.
- 松宮義晴, 1996a: 再生産情報を重視した水産資源管理の理論と実践. 水産資源管理談話会報, **16**, 34-44.
- 松宮義晴, 1996b: 水産資源管理概論. 水産研究叢書, **46**, 日本水産資源保護協会, 77 pp.
- 松宮義晴・小出水規行, 1995: Change-in-Ratio Methods による水産資源の評価. 数理生物学における決定論・確率モデルの基礎理論的研究, 統計数理研究所共同研究リポート **76**, 17-30.
- McCullagh, P. and J. A. Nelder, 1989: Generalized Linear Models. (2nd ed.) Chapman and Hall, London, 511 pp.
- Mendelsohn, R., 1981: Using Box-Jenkins models to forecast fishery dynamics: identification, estimation, and checking. *Fish. Bull.*, **78**, 887-896.
- Millar, R. B. and S. J. Walsh, 1992: Analysis of trawl selectivity studies with an application to trouser trawls. *Fish. Res.*, **13**, 205-220.
- 三村信男・平山貴彦・町田 聡, 1994: 沿岸特性数値地図を用いた海岸環境の評価. 海岸工学論文集, **41**, 1151-1155.
- 三村信男・関 和美・古米弘明, 1993: 環境特性の指標化と沿岸域の特性評価に関する研究. 海岸工学論文集, **40**, 1041-1045.
- 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.
- 養谷千風彦・廣松 毅 (訳) [W. Vandaele 著], 1988: 時系列入門. 多賀出版, 東京, 409 pp.
- 水戸啓一, 1995: ベーリング海生態系モデル. 海洋, **27**, 220-226.
- 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, 462 pp.
- 水野信彦, 1965: 淀川下流域の水質汚濁と魚類の分布. 大阪学大紀要, **B-13**, 203-211.
- 水野信彦, 1979: 斐伊川・神戸川の魚類. 斐伊川・神

- 戸川漁業調査報告書, 日本水産資源保護協会, 113-227.
- 水野信彦, 1983: 円山川の魚類. 円山川水系の生物生態, 兵庫県八鹿土木事務所, 279-449.
- 水野信彦, 1985: 斐伊川支流下横田川の魚類. 中国四国農政局横田開拓建設事業所, 59 pp.
- 水野信彦・伊藤猛夫, 1982: 松浦川水系とくに巖木川の魚類とその生息環境 2. 松浦川水系河川生態研究会, 35 pp.
- 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, 247 pp.
- 森下郁子, 1977: 川の健康診断. 日本放送出版協会, 東京, 210 pp.
- 森 主一・根来健一郎・水野信彦, 1967: 紀の川水系の漁業調査 第1部. 京大防災研究協会, 341 pp.
- Myers, R. A., A. A. Rosenberg, P. M. Mace, N. Barrowman and V. R. Restrepo, 1994: In search of thresholds for recruitment overfishing. *ICES J. mar. Sci.*, **51**, 191-205.
- 南雲仁一 (監訳) [E. C. Pielou (著)], 1974: 数理生態学. 産業図書株式会社, 東京, 315 pp.
- 中村 充, 1991: 改訂水産土木学. 工業時事通信社, 東京, 561 pp.
- 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.
- 中村俊六, 1995: 魚道のはなし. 山海堂, 東京, 225 pp.
- 中村俊六・塚原健一・石川雅朗 (監訳) [W. S. Platts, W. F. Megahan and G. W. Minshall (著)], 1994: 河川・水辺における生物生息環境評価のための調査・数量化手法. 豊橋工事事務所, 88 pp.
- 中村俊昭・和野信市・稲田 勉・伊藤哲文・寺中啓一郎, 1995: 環境修復プロセスの評価手法の研究. 日本沿岸域会議論文集, **7**, 37-50.
- 中村義治, 1995: ホッキガイの大発生と自主管理システム. 水産海洋研究, **59**, 62-68.
- Nakata, H. and T. Hirano, 1989 a: The use of structural model for the assessment of environmental impact on coastal fisheries: principles and procedures. *Nippon Suisan Gakkaishi*, **55**, 273-278.
- Nakata, H. and T. Hirano, 1989 b: The use of the structural model for the assessment of environmental impact on coastal fisheries: an application. *Nippon Suisan Gakkaishi*, **55**, 279-286.
- 中田喜三郎, 1983: 生態系モデル. 漁業環境アセスメント (吉田多摩夫編), 恒星社厚生閣, 東京, 47-80.
- Nelder, J. A. and R. W. M. Wedderburn, 1972: Generalized linear models. *J. Roy. Statist. Soc. A*, **135**, 370-384.
- 日本計画行政学会, 1986: 環境指標. 学陽書房, 東京, 191 pp.
- 日本自然保護協会, 1994: 指標生物. 平凡社, 東京, 364 pp.
- 日本水産学会 (編), 1982: 沿岸海域の富栄養化と生物指標. 恒星社厚生閣, 東京, 155 pp.
- 能勢幸雄・石井丈夫・清水 誠, 1988: 水産資源学. 東京大学出版会, 東京, 217 pp.
- 大西修平, 1993: 時系列分析を用いた漁海況予測. 水産資源解析と統計モデル (松宮義晴編), 恒星社厚生閣, 東京, 41-59.
- Ohnishi, S., Y. Matsumiya, M. Ishiguro and K. Sakuramoto, 1995: Construction of time series analysis model effective for forecast of fishing and oceanographic conditions. *Fisheries Science*, **61**, 550-554.
- 大野正夫, 1988: 概論: 海岸構造物と水産資源増殖. 月刊海洋科学, **20**, 350-354.
- 大槻 忠, 1983: マトリックス・ネットワーク法. 漁業環境アセスメント (吉田多摩夫編), 恒星社厚生閣, 東京, 103-128.
- Orth, D. J. and O. E. Maughan, 1982: Evaluation of the incremental methodology for recommending instream flows for fishes. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **111**, 413-445.
- Orth, D. J. and P. M. Leonard, 1990: Comparison of discharge methods and habitat optimization for recommending instream flows to protect fish habitat. *Regul. Rivers: Res. Manage.*, **5**, 129-138.
- Otis, D. L., 1980: An extension of the change-in-ratio methods. *Biometrics*, **36**, 141-147.
- 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.
- Paulik, G. J. and D. S. Robson, 1969: Statistical calculations for change-in-ratio estimators of population parameters. *J. Wildl. Manage.*, **33**, 1-27.
- Peterson, J. T. and C. F. Rabeni, 1995: Optimizing sampling effort for sampling warmwater stream fish communities. *N. Am. J. Fish. Manage.*, **15**, 528-541.
- Petitgas, P., 1993: Geostatistics for fish stock assessments: a review and an acoustic application. *ICES J. mar. Sci.*, **50**, 285-298.
- Pollock, K. H., R. A. Lancia, M. C. Conner and B. L. Wood, 1985: A new change-in-ratio procedure robust to unequal catchability of types of animal. *Biometrics*, **41**, 653-662.
- Quinn II, T. J. and R. P. Marshall, 1989: Time series analysis: quantifying variability and correlation in SE Alaska salmon catches and environmental data. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat.*, **108**, 67-80.

- リバーフロント整備センター(編), 1990: まちと水辺に豊かな自然を。山海堂, 東京, 118 pp.
- リバーフロント整備センター(編), 1991: 川を楽しむ。技報堂出版株式会社, 東京, 163 pp.
- リバーフロント整備センター(編), 1992: まちと水辺に豊かな自然をⅡ。山海堂, 東京, 185 pp.
- リバーフロント整備センター(編), 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, 698 pp.
- リバーフロント整備センター(編), 1993: 川の風景を考える。山海堂, 東京, 111 pp.
- リバーフロント整備センター(編), 1994: 川。山海堂, 東京, 128 pp.
- Ricker, W. E., 1975: Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Fish. Res. Board. Can. Bull.*, **191**, 382 pp.
- 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.
- Saila, S. B., M. Wigbout and R. J. Lermitt, 1982: Comparison of some time series models for the analysis of fisheries data. *J. Cons. int. Explor. Mer.*, **39**, 44-52.
- 坂元慶行・石黒真木夫・北川源四郎, 1983: 情報量統計学。共立出版株式会社, 東京, 236 pp.
- 佐久田昌昭, 1988: 新しい人工魚礁の考え方と実施例。月刊海洋科学, **20**, 409-414.
- 榎瀬信夫・永田 慧・坂田 昇, 1993: カニと護岸形態の関係。コンクリート構造物の緑化に関するシンポジウム論文報告集, 日本コンクリート工学協会, 103-110.
- 桜本和美, 1995: ファジィ制御を用いた水産資源の管理。水産海洋研究, **59**, 81-84.
- 桜本和美・船越茂雄, 1994: 資源管理。現代の水産学(日本水産学会出版委員会編), 恒星社厚生閣, 東京, 56-64.
- Seber, G. A. F., 1982: Change in Ratio Methods. The Estimation of Animal Abundance and Related Parameters (2nd ed.), *Charles Griffin and Company LTD*, London, 353-392.
- 関根雅彦, 1995: 漁場生態系モデル。海洋, **27**, 210-214.
- 鳥谷幸宏・小栗幸雄・萱場祐一, 1993: 河川改修が生物生息空間及び魚類相に与えた影響-鬼怒川支川の田川を例にとりて-。RIVER FRONT, リバーフロント整備センター, **18**, 9-12.
- 清水 誠, 1983: 沿岸海域環境の人為的変化と漁業。漁業環境アセスメント(吉田多摩夫編), 恒星社厚生閣, 東京, 11-24.
- 清水 誠(編), 1994: 水産と環境。恒星社厚生閣, 東京, 102 pp.
- 清水利厚, 1983: 混獲率の推定と推定に必要な標本数。千葉水試研報, **41**, 29-31.
- 白旗慎吾(編), 1987: パソコン統計解析ハンドブック IV ノンパラメトリック編。共立出版株式会社, 東京, 406 pp.
- Simonson, T. D., J. Lyons and P. D. Kanehl, 1994: Quantifying fish habitat in streams: transect spacing, sample size, and a proposed framework. *N. Am. J. Fish. Manage.*, **14**, 607-615.
- Smith, S. J., J. J. Hunt and D. Rivard (ed.), 1993: Risk evaluation and biological reference points for fisheries management. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, **120**, 442 pp.
- 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.
- Stergiou, K. I., 1989: Modelling and forecasting the fishery for pilchard (*Sardina pilchardus*) in Greek waters using ARIMA time-series models. *J. Cons. int. Explor. Mer.*, **46**, 16-23.
- Stergiou, K. I., 1990: A seasonal autoregressive model of the anchovy *Engraulis encrasicolus* fishery in the eastern Mediterranean. *Fish. Bull.*, **88**, 411-414.
- Stergiou, K. I., 1991: Describing and forecasting the sardine-anchovy complex in the eastern Mediterranean using vector autoregressions. *Fish. Res.*, **11**, 127-141.
- 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.
- 水産庁, 1993: 都市近郊河川漁場改善調査報告書。水産庁, 263 pp.
- 鮭川 登・大矢雅彦・石崎勝義・荒井 治・山本晃一・吉本俊裕, 1992: 河川工学。鹿島出版会, 東京, 248 pp.
- 鈴木義一郎, 1995: 情報量規準による統計解析入門。講談社, 東京, 170 pp.
- 鈴木達三・高橋宏一, 1991: 標本抽出の計画と方法。放送大学教育振興会, 東京, 273 pp.
- 玉井信行・水野信彦・中村俊六(編), 1993: 河川生態環境工学。東京大学出版会, 東京, 312 pp.
- 田中昌一, 1953: 年令組成から推定された生残率の比推定による精度計算法-I。魚体抽出が単純抽出であった場合。日水誌, **18**, 21-26.
- Tanaka, S., 1953a: The method to calculate precision of survival rate estimated from age-composition, by ratio estimate-II. A method applied to age-composition obtained using length for stratification. *Bull. Japan. Soc. Sci. Fish.*, **19**, 279-282.

- Tanaka, S., 1953b: Precision of age-composition of fish estimated by double sampling method using the length for stratification. *Bull. Japan. Soc. Sci. Fish.*, **19**, 657-670.
- 田中昌一, 1985: 水産資源学総論. 恒星社厚生閣, 東京, 381 pp.
- 田中昌一(監訳) [C. W. Clark (著)], 1988: 生物資源管理論. 恒星社厚生閣, 東京, 300 pp.
- 田中 豊・森川敏彦・栗原考次(訳) [A. J. Dobson (著)], 1993: 統計モデル入門. 共立出版株式会社, 東京, 176 pp.
- 田中 豊・垂水共之(編), 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, 488 pp.
- 田中 豊・垂水共之・脇本和昌(編), 1984: パソコン統計解析ハンドブックⅡ 多変量解析編. 共立出版株式会社, 東京, 403 pp.
- 田中 豊・垂水共之・脇本和昌(編), 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, 395 pp.
- Thomas J. A. and K. D. Bovee, 1993: Application and testing of a procedure to evaluate transferability of habitat suitability criteria. *Regul. Rivers: Res. Manage.*, **8**, 285-294.
- 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.
- 東京都環境保全局水質保全部, 1987: 昭和62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, 101-107.
- 東京都水産試験場奥多摩分場(編), 1987: 漁業公害調査報告書. 東京都水産試験場, 93 pp.
- 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.
- 津田松苗, 1964: 汚水生物学. 北隆館, 東京, 258 pp.
- Udevitz, M. S. and K. H. Pollock, 1991: Change-in-ratio estimators for populations with more than two subclasses. *Biometrics*, **47**, 1531-1546.
- Udevitz, M. S. and K. H. Pollock, 1995: Using effort information with change-in-ratio data for population estimation. *Biometrics*, **51**, 471-481.
- 和田時夫・松宮義晴, 1995: まとめと問題提起. 変動する資源の管理システムに関する数理的検討, 水産海洋研究, **59**, 90-92.
- 和田時夫・佐藤千夏子・松宮義晴, 1996: 加入あたり産卵資源量解析によるマサバ太平洋系群の資源管理. 水産海洋研究, **60**, 363-371.
- Waite, I. R. and R. A. Barnhart, 1992: Habitat criteria for rearing steelhead: a comparison of site-specific and standard curves for use in the instream flow incremental methodology. *N. Am. J. Fish. Manage.*, **12**, 40-46.
- 脇本和昌・垂水共之・田中 豊(編), 1984: パソコン統計解析ハンドブックⅠ 基礎統計編. 共立出版株式会社, 東京, 308 pp.
- Walters, C. J., J. S. Collie and T. Webb, 1988: Experimental designs for estimating transient responses to management disturbances. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **45**, 530-538.
- Widrig, T. M., 1954: Method of estimating fish population, with application to Pacific sardine. *Fish. Bull.*, **56**, 141-166.
- 山田作太郎・田中栄次, 1995: 水温と資源情報によるアワビの管理政策. 水産海洋研究, **59**, 69-72.
- 柳井晴夫・高木廣文(編), 1986: 多変量解析ハンドブック. 現代数学社, 京都, 311 pp.
- Yates, S., 1988: Adopting A Stream. A Northwest Handbook. *The Adopt-A-Stream Foundation*, USA, 116 pp.
- 横浜市環境保全局, 1992: 横浜の川と海の生物 第6報. 横浜市環境保全局, 環境保全資料, **161**, 458 pp.
- 横浜市公害研究所, 1987: 円海山・港北ニュータウン地区生態調査報告書 第2報, 横浜市公害研究所, 公害研資料, **74**, 275 pp.
- 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**, 348 pp.
- 横浜市公害研究所, 1990: 円海山・港北ニュータウン地区生態調査報告書 第3報, 横浜市公害研究所, 公害研資料, **94**, 168 pp.
- 横浜市公害対策局, 1989: 横浜の川と海の生物 第5報. 横浜市公害対策局, 公害資料, **140**, 392 pp.
- 吉田多摩夫(編), 1983: 漁業環境アセスメント. 恒星社厚生閣, 東京, 182 pp.
- 吉田多摩夫(編), 1986: 環境化学物質と沿岸生態系. 恒星社厚生閣, 東京, 133 pp.
- 吉田多摩夫・丸山俊朗・金子泰純, 1983: 予測評価の検証. 漁業環境アセスメント(吉田多摩夫編), 恒星社厚生閣, 東京, 148-163.
- 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, 25-46.
- 吉田陽一(編), 1984: 漁業と環境. 恒星社厚生閣, 東京, 156 pp.

**Appendix table 1.** Number of individuals of Japanese pale chub used as index of fish habitat quality for processes and periods of stream channelization.

Process	Period						Total (3359)
	1991		1992			Aug.	
	Oct.	Nov.	Jan.	Apr.	June		
Control	311	328	56	234	284	400	1613
After	137	137	84	102	3	330	793
Acting	72	350	87	77	62	305	953

**Appendix table 2.** Factor estimates of effects of fish habitat quality from log-linear models type *GLM*

Factor	Level	Estimate (S. E.)
Process ( $\alpha$ )	Control ( $\alpha_1$ )	1.00 (0.04)
	After ( $\alpha_2$ )	0.32 (0.02)
	Acting ( $\alpha_3$ )	0.53 (0.02)
Period ( $\beta$ )	1991 Oct. ( $\beta_1$ )	1.00 (0.06)
	Nov. ( $\beta_2$ )	1.72 (0.08)
	1992 Jan. ( $\beta_3$ )	0.51 (0.03)
	Apr. ( $\beta_4$ )	0.84 (0.05)
	June ( $\beta_5$ )	0.26 (0.04)
	Aug. ( $\beta_6$ )	2.36 (0.11)
Process $\times$ period [ $(\alpha\beta)$ ]	Control $\times$ 1991 Oct. [ $(\alpha\beta)_{1,1}$ ]	1.00 (0.06)
	Control $\times$ 1991 Nov. [ $(\alpha\beta)_{1,2}$ ]	0.61 (0.03)
	Control $\times$ 1992 Jan. [ $(\alpha\beta)_{1,3}$ ]	0.35 (0.03)
	Control $\times$ 1992 Apr. [ $(\alpha\beta)_{1,4}$ ]	0.89 (0.06)
	Control $\times$ 1992 June [ $(\alpha\beta)_{1,5}$ ]	3.54 (0.55)
	Control $\times$ 1992 Aug. [ $(\alpha\beta)_{1,6}$ ]	0.55 (0.03)
	After $\times$ 1991 Oct. [ $(\alpha\beta)_{2,1}$ ]	1.38 (0.12)
	After $\times$ 1991 Nov. [ $(\alpha\beta)_{2,2}$ ]	0.80 (0.07)
	After $\times$ 1992 Jan. [ $(\alpha\beta)_{2,3}$ ]	1.66 (0.16)
	After $\times$ 1992 Apr. [ $(\alpha\beta)_{2,4}$ ]	1.22 (0.11)
	After $\times$ 1992 June [ $(\alpha\beta)_{2,5}$ ]	0.12 (0.03)
	After $\times$ 1992 Aug. [ $(\alpha\beta)_{2,6}$ ]	1.41 (0.11)
	Acting $\times$ 1991 Oct. [ $(\alpha\beta)_{3,1}$ ]	0.44 (0.04)
	Acting $\times$ 1991 Nov. [ $(\alpha\beta)_{3,2}$ ]	1.24 (0.07)
	Acting $\times$ 1992 Jan. [ $(\alpha\beta)_{3,3}$ ]	1.04 (0.09)
	Acting $\times$ 1992 Apr. [ $(\alpha\beta)_{3,4}$ ]	0.56 (0.04)
	Acting $\times$ 1992 June [ $(\alpha\beta)_{3,5}$ ]	1.47 (0.24)
	Acting $\times$ 1992 Aug. [ $(\alpha\beta)_{3,6}$ ]	0.79 (0.04)
Index of fish habitat quality on control in October 1991 ( $U_{1,1}$ )		311.00 (12.05)

$\alpha_1, \dots, \alpha_3, \beta_1, \dots, \beta_6, (\alpha\beta)_{1,1}, \dots, (\alpha\beta)_{3,6}$  and  $U_{1,1}$  correspond to parameters of equation (4.9) in text.

**Appendix table 3.** Percentage (%) of upstream migration of ayu on four weirs with different structure

	Height Fish passage	Large		Small	
		Absence	Presence	Absence	Presence
Year(times)	1	15	41	–	70
	2	24	57	53	52
	3	11	–	62	66
	Mean (S.E.)	16.7 (3.84)	49.0 (8.00)	57.5 (4.50)	62.7 (5.46)

–, no data.

1997年1月13日受理 (Accepted on January 13, 1997)

南西海区水産研究所業績A第52号 (Contribution No. A52 from the Nansei National Fisheries Research Institute)

小出水規行：南西海区水産研究所 科学技術特別研究員 〒739-04 広島県佐伯郡大野町丸石2-17-5 (N.Koizumi: National Institute Post Doctoral Fellowship, Nansei National Fisheries Research Institute, 2-17-5 Maruishi, Ohno, Saeki, Hiroshima 739-04, Japan)