

(45) 底生動物相の生態学的情報に基づく共生度指数を用いた
河川の水環境評価

Evaluation of water environment in river by the ecological co-inhabitation index
(ECI) based on the ecological information on benthic fauna

吉村千洋*, 福士謙介*, 熊谷幸博*, 海田輝之**, 大村達夫*
Chihiro YOSHIMURA*, Kensuke FUKUSHI*, Yukihiro KUMAGAI*,
Teruyuki UMITA**, Tatsuo OMURA*

ABSTRACT ; The preservation of water quality and environment is increasingly important among the industrialized society. Effluent discharge standards employed by the Bureau of Environmental, Japanese Federal Government have prevented rivers, lakes, and oceans from the pollution by human activities. The number of novel man-made hazardous substances produced by industries is increasing according to the year, resulted in conventional discharge standards ineffective to preserve natural ecological environment. A novel monitoring parameters to detect unknown pollutant sensitively are need to be investigated.

In this study, a novel parameter, ecological co-inhabitation index (ECI), was proposed in order to evaluate the water quality for creatures that were actually living the environment. This parameter utilized the population change of benthic organisms. Benthic animals in rivers are known to be sensitive for environmental change, and was selected as test organisms for this study.

Four typical rivers with different characteristics were selected to apply to ECI. These rivers receive different kinds of pollution streams. The results indicated that ECI estimated the pollution correctly that enable to reflect changes of pollutants, seasonal environment, and physical conditions

KEY WORDS ; water environment, river , benthic fauna, ECI, evaluation

1. はじめに

汚染物質が多様化する今日、河川の水質に適用される環境基準によって、多様化した河川環境を適切に評価できるだろうかという疑問がある。水環境行政上の政策決定に関して、水域の汚染状況を評価するために、我が国で用いられている河川水評価法は、大腸菌群を除くと環境基準にみられる物理・化学的及び生物化学的な測定値を用いるものである。このような測定によって得られる数値は、水の状態や汚染物質の量を示すものではあっても、直接的に生態学的観点から河川環境への影響を評価することはできない。つまり、各種排水である農業排水、工場排水、鉱山排水、下水処理水などの放流水が、その受容水域の生態系にどのような影響を及ぼすかという観点が考慮されていない。その影響を直接調べるためには、河川に生息する生物を用いる方法が有効である。生物相を調べることの本来の意義は、生物・生態学的な影響を明らかにすることであり、今日の社会的ニーズである生物多様性の保全を目的とした水環境創造の考え方にも適合するものである。河川に流入する汚染物質の多様化がますます進行し、その汚染物質の一例として、排水処理過程において毒性を持つ副生成物質の生成が報告されてきている¹⁾。そこで、排水や処理水が河川の水辺環境の創造にとって重要であることを考えると、生物調査による水環境への影響の評価が不可欠となる。

本研究で対象とする河川に生息する底生動物は、汚染に対して敏感に反応すると考えられており、河川の生態系を評価する上で、また潜在的な汚染物質の影響を評価する上で、有効であると考えられる²⁾。そこで、本研究では河川生態系へ与える外的影響を適切に評価するため、底生動物の種数・

* 東北大学大学院工学研究科土木工学専攻 (Department of Civil Engineering, Graduate School of Engineering, Tohoku University)

** 岩手大学工学部建設環境工学科 (Department of Civil and Environmental Engineering, Iwate University)

個体数から得られる底生動物相の生物学的特徴に限らず生態学的特徴も考慮し、河川底生動物相の比較的簡単な調査から生態系の共生度を総合的に把握できるような、新しい生態学的河川評価法を考え、共生度指数を提案し、その有効性についていくつかの評価例を通して検討することを研究目的とした。

2. 共生度による河川の水環境評価

2. 1 共生度の意味

生物同士は、関わりながら生息している。その関係がバランスしている場合、生態学的な健康の度合いが高いと考えられる。よって、陸水域において見られる生態学的な共生度が高い群集とは、人と生物が資源をうまく共有していて、そこでの機能が低下することなく安定し、また、系外に及ぼす影響も最小である環境と定義する³⁾。すなわち、河川水から大きな負荷を受けることなく、底生動物相が着実に極相へと変化した状態を共生度が高いという。逆に、底生動物相の共生度が高い状態とは、河川水が底生動物相にとって良好な水質といえる。したがって、河川生態系の共生度を評価することにより、各種排水が河川環境、特に生態系へ与える影響を明らかにすることが可能である。

また、河川底生動物相の群集特性決定の大きな要因としては、河川水質以外にも河床の状態がある。この河床の状態により底生動物の群集特性は大きく変化する⁴⁾。しかし、本評価法では河川水・各種排水の水質評価を目的としているため、河床の物理的状态・攪乱が無視できる状況で底生動物相を評価できれば、よりの確に底生動物相が水質から受ける影響を把握できることになる。そこで、共生度評価のための底生動物採集地点は、平瀬の浮き石が一層あるような石礫底と規定する。この底質は、河川や湖沼の調査で用いられている底質の種類と状態を示す記号で表すとU1である⁵⁾。また、水深は約0.20 m、流速は約0.5m/sの地点を採集ポイントとして選定する。ただし、後述するように、見前川では河床にこのような石礫底がほとんどなかったため、礫を入れた装置を人工的に設置することにより、底生動物の採集を行った。なお、河川生態系は洪水により生物量および群集構造が変化すると考えられるので、洪水による影響を除くためには洪水前に生物調査を行うべきである。底生動物相と水質を比較するために行う採水は、底生動物相が過去1ヶ月間程度の水質の履歴を反映していると考えられるので、底生動物相調査の1ヶ月前からできるだけ多く行うことが望ましい。

2. 2 共生度の4要素

前述した共生度の定義より、生態系を4つの観点から評価する。それらは生物同士の資源の共有、生態系の機能、生態系の安定性、そして系外への負の影響度である。これらは後述するように、順に、共生・競争の多さ、栄養塩循環システムの確保、水質変動の許容範囲、そして生育・生息環境の形成と調整を表す。

生態系は、外部からの異常な攪乱(ストレス)がなければ、着実に極相への遷移を続ける。Odumは、このような攪乱を受けたいくつかの事例から、ストレスを受けている生態系のもつ一般的傾向をエネルギー、栄養塩循環、群集構造、システムレベルの4側面18項目の変化に見出した⁶⁾。その中でも群集構造の観点から群集の種数と個体数を用いて判定可能な4要素をとりあげている。それらは、優占度、食物連鎖の長さ、K-選択種の割合、そして生物のサイズである。以下に説明するが、Odumのこれら4項目が、本評価法で用いる4つの評価と1対1で対応する。すなわち、本評価法は、Odumの考え方を発展させ、河川生態系への外的攪乱を的確にとらえるように考案したものである。

4つの項目が生態系をとらえるうえでどのような意味を持ち、具体的にどのように評価していくかを、次に説明する。なお、評価値はすべて0から1の間の値をとるように設定している。

(1) 資源の共有

資源の共有を共生・競争や生息場所の多さの観点から種多様性で表すことができる。一般に群集へのストレスが増加すると種多様性が減り、優占度が増える傾向がある。種多様性は、群集から2個体を順に取り出したとき、それら2個体の種が異なる確率を用いて表す。種数を S 、総個体数を N 、

i 種の個体数を n_i とすると、2個体が同種である確率が $\sum_{i=1}^S (n_i/N)^2$ となるため、多様性(C)はその確率

の補数である次式で求められる。なお、 $\sum_{i=1}^S (n_i/N)^2$ はSimpsonの優占度指数⁷⁾であり、 C はMcIntosh

の多様性指数⁸⁾である。よって、 C が大きいほど群集の種多様性が高く、生物同士で効率よく資源の共有が行われているといえる。

$$C = 1 - \sum_{i=1}^S \left(\frac{n_i}{N} \right)^2 \quad (1)$$

(2) 生態系の機能

生態系の機能は、栄養塩循環システムの確保や種の保全を意味するため、食物連鎖の階数で表す。群集へのストレスが増加すると、一般に汚染耐忍種である第1次消費者が優占するため、食物連鎖が短くなる傾向がある。生態系は環境の多様性と安定性に基づいて複雑化するので、第2・3次消費者の割合は生物相を取り巻く環境の多様性と安定性を示しているともいえる。よって、食物連鎖の階数を判定するには、第2・3次消費者つまり肉食動物の割合を調べればよい。また、対象とする河川環境で魚類の有無によって第2・3次消費者の個体数が変化するが、第2・3次消費者である底生動物が生息できる環境であれば必然的に魚類も生息可能である環境と考えられるため、魚類の生息状況は考慮しないこととした。

底生動物相の場合、第2・3次消費者は、ヘビトンボ、アブ科、蜻蛉目などの食虫性の水生昆虫である。ここで、第2・3次消費者の個体数を x 、総個体数を N とすると、食物連鎖の階数(F)は次式で示される。なお、主に第3次までの消費者から構成される底生動物相においては、第2・3次消費者の個体数が総個体数の3分の1以上を占めることはないと考えられるので、総個体数に対する肉食動物の割合の3倍を特性値として用いる。 F の大きさを食物連鎖の階数を表しているの、 F が大きいほど栄養塩循環システムという生態系の機能が確保されているといえる。

$$F = \frac{3x}{N} \quad (2)$$

(3) 生態系の安定性

水質変動が生態系にとって良好な範囲内であれば、生態系は安定し、極相へと遷移する。よって、生態系の安定性を生態系の極相度で表す。生態系遷移の初期段階において選択された生物は r -選択種、極相において選択された生物は K -選択種と呼ばれている。そこで、河川に生息する底生動物の総個体数に対する K -選択種の個体数の割合に着目することにより、群集の極相度を判定できる。つまり K -選択種の割合が大きいほど、群集の極相度が高いと考えられる。

底生動物の場合、個体が比較的大きく、高い競争能力をもつ造網性のシマトビケラ上科の6種を K -選択種として選ぶ⁵⁾⁹⁾。これら6種の個体数を y 、総個体数を N とすると、河川水の安定性(S)は式(3)で求められる。

$$S = \frac{y}{N} \quad (3)$$

(4) 系外への負の影響度

系外への負の影響度とは、採集地点の底生動物群集が系外の生物相へ与える悪影響の大きさを意味し、採集地点の底生動物相の共生度を表す一要因と考える。前述した3つの特性値は対象とする系すなわち底生動物相の状態を指標化したものであるが、「系外への負の影響」は系内の底生動物相と系外の生物相の関わりを指標化したものであり、評価する概念が異なる。

底生動物相が系外の生物相に与える負の影響には、主に酸素消費か代謝生成物によるものがある。底生動物相の酸素呼吸量は、再曝気量に比べて非常に少ないと考えられるが、ここでは系外の生物相への影響として底生動物による酸素消費は負の影響と考えることとした。一般に生物の体重が大きいほど単位体重当たりの酸素消費量が少なく⁹⁾、底生動物では体重と体長がある程度比例していることより、体長を用いても単位体重当たりの酸素消費量の大小を表すことができるので、本評価法では個体長を用いて系外への負の影響度を表す。このことは、底生動物相へのストレスが強くなると群集の生物サイズが減少し、その生態系の酸素必要量が増加する傾向があることからわかる。

以上のことより、評価対象とする全個体の平均個体長を用いて、底生動物相が系外に与える負の影響を評価する。なお、評価する個体長は、同一種内の変動を把握できることを考えると、実測値を用いた評価が理想的であるが、ここでは評価方法を簡単にするため種ごとに平均的な代表値¹⁰⁾を用い、その種の個体数で重み付けした平均値を用いる。また、底生動物の場合、数種が優占している状態または種多様度が高い状態の2つの極端な状態があり、実際の底生動物相はその中間に位置すると考えられる。したがって、対象とする系の総酸素消費量は当然全個体数により異なるが、本評価法では群集構造の観点から考えて対象の底生動物相が酸素消費量の多い群集か少ない群集かを判断するものである。特性値「系外への負の影響」は平均個体数の関数とした。よって、生物サイズの比較には、種ごとの代表的体長を採集された個体数で重み付けした平均値(z [mm])を用い、系外への負の影響度(E)は、 L を代表値として次式で表す。つまり、 E が大きいほど、系外への影響が小さいといえる。

$$E = 1 - \exp\left(-\frac{z}{L}\right) \quad (4)$$

ここでは、我が国に生息するほとんどの底生動物が、体長が2～20mmであるので、その範囲の変化を表しやすく、典型的な底生動物の体長である10mmのとき、系外への負の影響度(E)が0.6をとるように、 $L=10\text{mm}$ とする。

2. 3 共生度指数 (Ecological Co-inhabitance Index)

前述した4つの要素から算出される各値を生態系の共生度を示す特性値と考え、これらを基に共生度指数 (ECI) を定義する。各特性値が0から1の範囲内で大きい値をとった場合に、生態系の共生度が高いと考えられる。これら4つの特性値は完全に独立な関係ではないが、河川の汚染の仕方によって多様な生態系の挙動が考えられ、完全な従属関係にあるともいえない。そこで、各特性値のバランスを重視するという観点から、Figure 1. のような4軸をもつレーダーグラフ上に各特性値をプロットし、そのときに4点で囲まれる四角形の面積を共生度指数 (式(5)) として定義する。生物相の共生度を評価する際に最も重要とされる概念は多様性であるので、4つの特性値の中でも多様性と関連性がある資源の共有 (C) と生態系の機能 (F) をレーダーグラフの対向軸に設定することにより、2つの特性値から求められるすべて三角形の面積に多様性を反映させる事を可能とした。

また、底生動物相の共生度を表すために2つの4次元ベクトル $\vec{a}(C, S, F, E)$ と $\vec{b}(S, F, E, C)$ を考えた場合、それらの内積 $\vec{a} \cdot \vec{b}$ を用いても共生度指数を表すことができ、その意味は次のように考えられる。今、一方のベクトルを座標変換すると他方が得られる。このことより、2つのベクトルの方向が、4つの等しい成分を持つベクトルの方向に近いと内積が大きくなる。よって、4つの特性値

の単純和が同程度の場合、共生度指数の基礎となる4つの特性値のうち1つが大きい値となる底生動物相より、4つの値が均衡してバランスがとれている底生動物相の方が、共生度がより高く評価されることになる。この4次元ベクトルの内積の2分の1は、レーダーグラフ上の囲まれた面積と等しく共生度指数を表すとも考えられる。

したがって、この内積および面積で表す共生度指数は、式(1)～(4)を用いて次式で求められ、大きいほど共生度が高いことがわかる。このことより共生度指数のとり得る範囲は理論上0から2であるが、実際にはすべての特性値が同時に最大の1をとることはないと考えられるので、最大値は1程度である。共生度を評価する際の4つの特性値と共生度指数をTable 1.にまとめる。

$$ECI = \frac{1}{2}(C \cdot S + S \cdot F + F \cdot E + E \cdot C) \tag{5}$$

Table 1. Four attributes and ECI.

Attribute	Common of resource	Ecosystem function	Stability of the ecosystem	Negative effect to outside of the system
Score	C	F	S	E
Sense	Intensity of co-inhabitation and competition	Preservation of the system of a nutrient cycle	Normal range of water quality	Formation and adjustment of the environment of a habitat
	Efficient of resource use	Preservation of species		
Value of attribute	Diversity of species	Number of stages of a food chain	Degree to climax	Volume of breath in a crowd
ECI	$ECI = (C \cdot S + S \cdot F + F \cdot E + E \cdot C)/2$			

3. 共生度指数による河川水環境の評価例

3. 1 評価対象河川の概要

本研究で評価対象とした河川は、綱木川（宮城県）、見前川（岩手県）、大川（岩手県）そして渡良瀬川（栃木県、群馬県）の4河川である。綱木川は、仙台広瀬浄化センターからのオゾン消毒された下水処理水が流入する小河川であり、仙台市を流れる広瀬川の支流である。調査地点は、処理水放流口付近の3地点とした。見前川は、北上川上流流域下水道都南浄化センターからの塩素消毒された下水処理水が流入する小河川であり、綱木川と同様に、調査地点は処理水放流口付近の3地点とした。大川は岩手県南部の山地に源流があり、農業地域を流れ、気仙沼湾に注ぐ河川である。その調査地点は、上流部から約3 km間隔で5ヶ所とした。そして北関東を流れる渡良瀬川は、最上流部に足尾鉾山があり、そこからの鉾山排水が流入している。渡良瀬川の調査地点は上流部から中流部の間の7カ所であり、最も下流の地点は足利市街地に近い。対象河川の特徴と調査地点および時期をTable 2.にまとめた。

なお、綱木川、見前川、そして大川の底生動物相調査は、本研究グループが行ったものであるが、渡良瀬川に関しては井出の調査結果¹¹⁾を用いた。

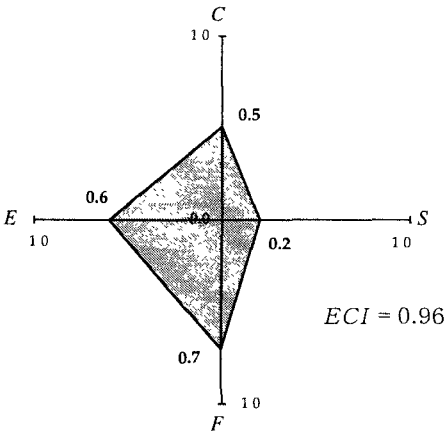


Figure 1. An example of evaluation from the viewpoint of ecological co-inhabitation.

Table 2. Rivers applied to the evaluation of ecological co-inhabitance

River (Region)	Tsunaki-gawa (Miyagi)	Murumae-gawa (Iwate)	Oh-kawa (Iwate)	Watarase-gawa (Tochigi, Gunma)
Type of main discharge (Method of disinfection)	Sewage (Ozone)	Sewage (Chlorine)	Agriculture	Mine
Form of inflow	Point	Point	Non point	Point
Point of investigation	Discharge point	Discharge point	From upper to middle stream	From upper to middle stream
Number of sampling points	3	3	5	7
Period of investigation	May 1997 - Mar. 1998	Sep. 1995 - Oct. 1996	Apr. 1992	Sep. 1970

3. 2 共生度の季節変化

綱木川と見前川を評価対象河川として、共生度の季節変化と下水処理水の共生度へ与える影響を調べた。以下にその結果と考察を述べる。

(1) 綱木川

綱木川は、仙台市を流れる川幅 3 m 程度の広瀬川水系の小河川であり、調査地点は、処理水放流口の約 60m 上流、放流地点直下、放流口の約 30m 下流の 3 地点とし、放流口より下流では、河川水と処理水の流量比が 1 : 3 であった。底生動物相調査は、1997 年 5 月から 1998 年 3 月まで 1 ヶ月おきに各地点で行い、併せて、底生動物調査日とその 1 週間程前に Standard Methods¹²⁾に従い水質測定を行った。底生動物の採集は、0.5m×0.5m のコードラードのついたサーバーネット（網目：40 メッシュ / inch）を用いて、コードラード内にある礫と河床から約 5 cm までの深さをブラシを用いて洗い、すべての底生動物をネットに流し込む方法で行った。小河川のため各地点で数回の採集が困難であり、採集面積は 0.25m² とした。底生動物の同定は、種のレベルまで行ったが、ユスリカだけは同定が困難であるため体色で Green-type と Red-type に分け 1 種と扱った。

各地点において水温以外の化学的および生物化学的水質は年間を通してほぼ一定であった。pH、BOD、T-N、T-P、および TOC の年平均値を Table 3. に示す。水温については、上流地点で 2 ~ 25℃ の季節変化があったが、放流水は 1 年を通して 15 ~ 20℃ の範囲に安定していた。溶存酸素濃度は、いずれの地点も飽和状態であり、下水処理水の BOD は、高度処理されているため、1 mg/l 程度に抑えられていた。また、放流水の残留オゾン濃度は、検出限界以下であった。Table 4. に採集された底生動物の種数と個体数を示す。種数はいずれの地点でも 20 種以下であり、総個体数は季節により大きく変化した。

次に、下水処理放流水を受容している綱木川の底生動物相（1997 年 5 月 ~ 1998 年 3 月）の共生度を評価した結果を Figures 2., 3. に示す。1997 年 5 月から 1998 年 3 月の期間における共生度指数の季節変化を示したのが Figure 2., そして 1997 年 9 月での 3 地点の共生度を表すグラフが Figure 3. である。Figure 2. より、1 年間の共生度指数の平均値は上流地点が 0.27、放流口地点が 0.33、そして下流地点が 0.25 であった。これらの平均値の間に有意水準 0.05 で有意差はなく、共生度から見て

Table 3. Means of water qualities at sampling points of Tsunaki-gawa river (May 1997-Mar. 1998)

Water qualities	Sampling Points		
	Above the dischr. pt.	At the dischr. pt.	Below the dischr. pt.
Temperature (°C)	12.2±7.0*	18.9±3.4	16.8±5.0
pH	8.25±0.65	7.47±0.20	7.72±0.36
BOD (mg/l)	1.1±0.5	1.0±0.2	1.0±0.3
TOC (mg/l)	2.2±1.0	3.3±1.0	2.8±0.9
T-N (mg/l)	1.16±0.41	3.07±0.70	2.30±0.70
T-P (mg/l)	0.063±0.036	0.718±0.595	0.489±0.558

*: Standard deviation

Table 4. Variety of species and number of individuals found in Tsunaki-gawa river
(May 1997-Mar. 1998)

Sampling point	Number of species/Number of individuals					
	May	Jul.	Sep.	Nov	Jan.	Mar.
Above the dischr. pt.	9/17	10/70	8/22	20/445	12/410	14/215
At the dischr. pt.	8/34	11/122	14/31	19/446	18/336	14/274
Below the dischr. pt.	6/23	4/30	11/21	19/513	17/504	19/1444

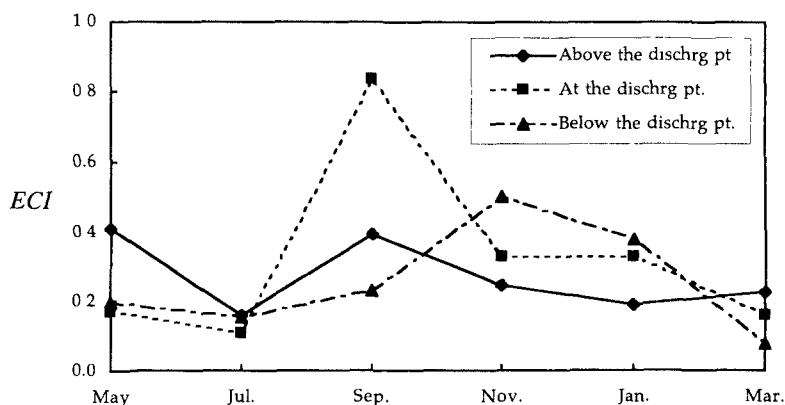


Figure 2. ECI of Tsunaki-gawa river (May 1997-Mar. 1998)

下水処理放流水が河川底生動物相に与える影響は小さいといえる。また、Figure 2.において9月の放流口での共生度指数の0.8を越える特異的な値は、地点間の共生度の有意差には影響を与えていないが、この原因は次のことが考えられる。Figure 3.は9月のそれぞれの調査地点の共生度を示したものであるが、資源の共有の特性値(C)は地点間で0.1程度の差しか見られず、かつ0.8程度と高い値を示しており地点間で差はない。したがって、この時期はいずれの地点も効率よく資源の共有が行われていて、群集内の競争が活発であるといえる。しかしながら、9月には放流口地点で体長が60mmのヘビトンボが3匹採取されており、系外への負の影響度(E)、および生態系の安定性(S)の値が大きくなり、共生度指数が0.8と高い値となった原因と考えられる。このことは本研究において底生動物の代表的な体長を10mmとしたことに起因していると考えられるので、特にヘビトンボのように体長が大きくなる可能性のある底生動物を共生度の評価に含めるべきかどうかや、代表的な体長をどのように決定するかを含めて今後の検討を必要とする。以上のことから、綱木川においては上流、放流口、下流地点のそれぞれにおいて共生度指数に差が見られず、共生度から見た下水放流水の影響は無いものと考えられる。

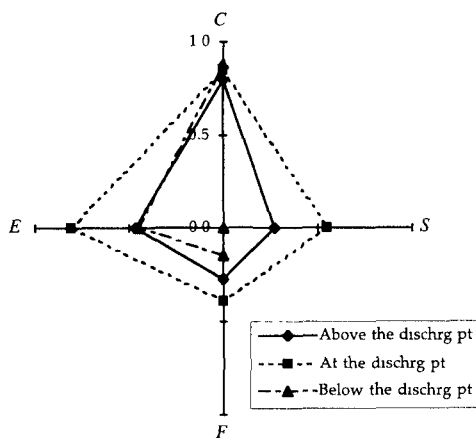


Figure 3. Ecological co-inhabitation of Tsunaki-gawa river (Sep. 1997)

(2) 見前川

岩手県都南浄化センターの下水処理水を受容する河川であり、処理水が河川生態系に与える影響を評価する目的で、処理水放流口の上流約300m、放流口直下、放流口の下流約100mの3ヶ所で底生動物の調査を行った。底生動物の採集は、その方法を統一させるためサーバーネットを用いることが望ましいが、見前川の場合、ほとんど地点が礫河床でないため、次のような付着装置を用いて行った。それは、河川で採集した礫をステンレス製のかご（50×35×20 cm）に詰めた装置（石の充填率は約50%）であり、これを河床に2ヶ月以上設置し、かご内の礫に付着した底生動物を回収する方法をとった。なお、未だ我が国には礫河床をほとんど持たない河川が多く、このような河川においても水質汚濁の状況を生物を用いて評価する必要性があると考えられる。見前川で行った付着装置を用いた方法は、このような礫河床でない地点で生物評価を行う際の一つの方法として考案したものである。また、上流地点に設置した付着装置には、この地域の礫河床に生息する底生動物種が多く生息していたので、サーバーネットでの採集結果と同等に扱うこととした。

調査は1995年9月に付着装置の設置を行い、11月に底生動物を回収した。さらに、1996年1月に付着装置を設置し、2、4、6、8、10月と約2ヶ月おきに底生動物を回収し、計6回、約1年間にわたって調査を行った。また、付着装置を設置した期間内に月1度、一般水質項目の測定を行った。

Table 5. に約1年間の平均水質を掲載した。都南浄化センターでは、高度処理が行われていないため、放流口地点ではBODが4.9mg/l、T-Nが12.75mg/lと高くなっており、また消毒過程に塩素を用いているため、残留塩素が含まれていた。Table 6. に採集された底生動物の種数と個体数を示す。種数の最大値は13であり綱木川と大差がなかったが、総個体数は綱木川の100倍程度であった。

次に1996年8月の見前川における底生動物相の共生度をFigure 4. に、1995年の11月から翌年10月までの共生度指数の変化をFigure 5. に示す。Figure 4. より1996年8月の時点では、底生動物相の生態系の安定性（S）の特性値がほぼゼロであり共生度指数を小さくさせる要因となっている。他

Table 5. Means of water qualities at sampling points of Mirumae-gawa river (Sep. 1995-Oct. 1996)

Water qualities		Sampling Points		
		Above the dischr. pt.	At the dischr. pt.	Below the dischr. pt.
Temperature	(°C)	13.2	17.4	16.4
pH		7.15	6.94	7.02
BOD	(mg/l)	1.6	4.9	4.5
TOC	(mg/l)	3.0	10.0	8.4
T-N	(mg/l)	0.52	12.75	8.59
T-P	(mg/l)	0.067	1.360	0.878
Residual chlorine	(mg/l)	ND*	0.489	0.164

* ND: Not Detected

Table 6. Variety of species and number of individuals found in Mirumae-gawa river (Sep. 1995-Oct. 1996)

Sampling point	Number of species/Number of individuals					
	Nov.	Feb.	Apr.	Jun.	Aug.	Oct.
Above the dischr. pt.	13/1702	11/5856	10/309	9/1415	13/1523	8/4993
At the dischr. pt.	5/26916	4/4437	3/31340	5/18840	5/16160	3/78820
Below the dischr. pt.	9/52627	7/54741	4/28680	5/9980	6/29400	5/81860

の季節においても、上流地点を除いて生態系の安定性 (S)、生態系の機能 (F) のそれぞれの特性値はほぼゼロであり、上流地点以外の共生度指数を低い値にしている原因となっている。これらの共生度指数の値は綱木川の値に比べて小さな値となり、見前川の水環境は生態学的な観点から見ると綱木川より劣っているものと判断できる。

また、この調査期間中の上流地点の共生度指数0.16、放流口地点の0.07、下流地点での0.04との間で有意水準0.05で有意差検定を行ったところ、上流地点と放流口地点で有意差はなかったが、上流地点と下流地点では有意差があった。そして、見前川へ流入する放流水中には栄養塩が多量に含まれているため藻類が増加していると考えられ、それに伴って放流口地点および下流地点では第1次消費者も非常に多い。しかし、それにもかかわらず肉食性の底生動物が少なく食物連鎖の階数 (F) が小さい。よって、水質と底生動物相の共生度について見前川と綱木川を比較すると、見前川で共生度指数が小さくなる原因は、高濃度の栄養塩ではなく残留塩素の存在にあると考えられる。共生度指数の上流地点と放流口地点の差および上流地点と下流地点の有意差の存在、そして食物連鎖を表す特性値 (F) の大きさは、生態学的観点から評価した場合、塩素消毒された下水処理放流水が河川水環境へ与えるインパクトの大きさを端的に示している。

そして、綱木川と見前川の結果 (Figure 2., 5.) より、すべての地点において共生度指数は季節変動していることがわかる。しかしながら、調査地点により共生度指数の増加する季節が異なっており、この変動がサンプリングによる誤差なのか、または季節的な要因によるものなのかは、これらのデータからは断定できない。よって、共生度指数が季節の影響を受けるか否かは、今後さらなる調査および研究が必要であるといえる。

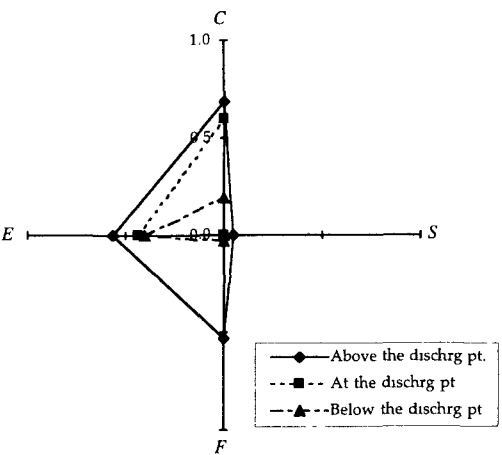


Figure 4. Ecological co-inhabitation of Mirumae-gawa river (Aug. 1996)

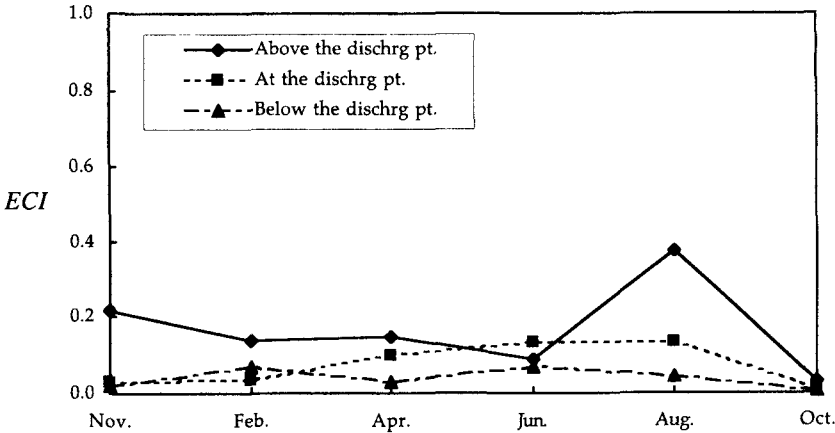


Figure 5. ECI of Mirumae-gawa river (Nov. 1995-Oct. 1996)

(3) 下水の消毒方法の違いについて

綱木川に流入する下水処理水は、1次、2次処理、高度処理の後、オゾン消毒が施されている。一方、見前川への下水処理放流水は、1次、2次処理の後、塩素消毒がなされている。そこで、ここでは下水の処理プロセスの違いという観点から、共生度を考える。

両河川の放流口地点の共生度に差があるかどうかの検定を、有意水準0.05で行ったところ、見前川放流口地点の共生度は、綱木川放流口より有意に小さいといえた。よって、見前川への処理水が、底生動物相により大きなインパクトを与えていることがわかる。また、綱木川では、処理水受容前後の共生度指数の平均値に有意な差がないので、処理水が底生動物相に与えるインパクトは小さいといえる。これらのことより、河川生態系に与えるインパクトの観点から考えると、下水処理プロセスとしては、綱木川へ処理水を放流する仙台広瀬浄化センターの浄化プロセスの方が、都南浄化センターのプロセスより優れているといえる。なお、この結果はオゾン消毒された下水処理水と塩素消毒された下水処理水の河川への影響を比較した吉村らの研究結果¹³⁾とも一致する。以上のことから、共生度指数を用いることによって、下水処理放流水の河川生態系へ与える影響を適切に評価できるといえる。

3. 3 共生度の地理的变化

次に、大川と渡良瀬川を評価対象河川として、共生度の地理的变化を調べた例を以下に紹介する。

(1) 大川

大川は岩手県南部の山地に源流があり、農業地域を流れ、気仙沼湾に注ぐ河川である。また、大川は主に農業地帯を流れる河川であるが、中流部には住宅や工場も存在し、それらの産出する排水も一部受容している。調査地点は、上流部から約3 km 間隔で5ヶ所とし、最上流地点をSt. 1、最も下流の地点をSt. 5とした。底生動物相の調査は1992年4月に、0.5×0.5mのコードラードの付いたサーバーネット（網目；NGG40）を用いて、各地点で2回ずつ、合計0.5 m²の面積で行った。

水質分析の結果より各地点のBODは、上流から1.1, 1.0, 0.8, 2.3, 1.8 (mg/l)であった。Table 7. に採集された底生動物の種数と個体数を採集地点ごとに示す。St. 2において種数が32、総個体数が1201であり、5つの採集地点の中ではともに最大であった。

Figure 6. に大川の流下方向の共生度指数の変化を用いて示す。図を見ると下流に行くにしたがって、共生度指数が低下している。有機物濃度が増加すると一般に生物相は単純になり健全さは失われるといわれるが、大川の場合はBODと共生度指数を比較してみると有意な相関はなく、有機物以外の要因が共生度に影響を及ぼしているといえる。つまり、農地、住宅地、そして工場では、急性毒性のない従来型の汚染物質に加えて、洗剤や農薬などの少量でも毒性の高い物質を産出する可能性が高く、それが下流に行くにしたがって河川水の中に蓄積し、結果として大川の共生度指数の低下を引き起こしていると考えられる。これらのことにより、共生度指数はこのような汚染に対しても適切な水環境評価ができる指標であることがわかった。

(2) 渡良瀬川

渡良瀬川の源流は栃木県にあり、足尾鉾山のある足尾市を経て、群馬県で利根川に合流する。この川に関して前述の井出らによってその生態学的研究が古くから行われており¹¹⁾、本報告では新しく提案された共生度指数を井出らの研究報告中の数値を用いて再計算した。本研究で評価した地点は、井出らの報告中にある上流からStation T-1, 5, 7, 9, 11, 13, 15の7カ所であり、Station

Table 7. Variety of species and number of individuals found in Oh-kawa river (Apr. 1992)

Sampling point	St. 1	St. 2	St. 3	St. 4	St. 5
Number of species	30	32	20	22	21
Number of individuals	594	1201	229	419	321

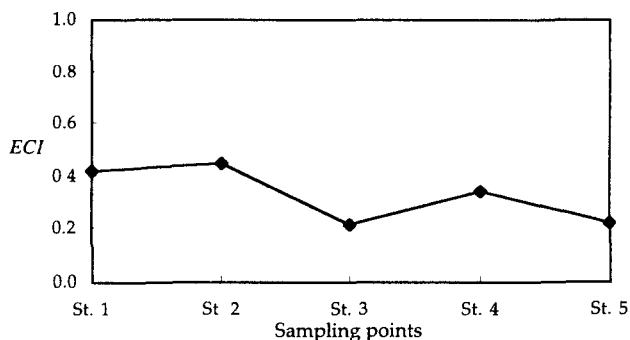


Figure 6. ECI of Oh-kawa river (Apr. 1992)

T-1 は鉾山沢にあり、St. 15 は足利市街地に近い。各地点間は約 10km であり、ほぼ等間隔である。底生動物相の調査は 1970 年 9 月に行っている。採集は、各地点とも平瀬の石礫底で、30cm × 30cm のコードラードを用いて、5 回ずつ行ない、底生動物の同定は種の区分で行っている。

鉾山排水を受容する渡良瀬川で採集された底生動物の種数と個体数を Table 8. に、底生動物相の共生度を評価した結果を Figure 7. に示す。上流部においては比較的共生度指数は小さな値を示した。これは上流部において鉾山からの排水による高濃度の重金属による影響であると考えられる。ほとんどの生物にとって高濃度の重金属は毒性を示し、特に体重の軽い小動物は体内に蓄積する重金属の量がすぐ許容量を超え、死滅してしまうことが多い、このような環境においては比較的体の大きい動物が生き残るのみで（これらも食物連鎖ピラミッドの下位生物が死滅することにより徐々に消滅するのであるが）、共生度指数は低くなる。

下流域においては共生度指数の上昇が見られる。これは流下するに従い、他の流入水による希釈、水素イオン濃度の上昇や化学的酸化還元による沈殿、または河床に吸着されて河川水中の重金属濃度が低下しているためと考えられ、これにより、生息する底生動物相の回復が見られたものと思われる。

Table 8. Variety of species and number of individuals found in Watarase-gawa river (Sep. 1970)

Sampling point	t-1	5	7	9	11	13	15
Number of species	6	6	7	7	15	13	14
Number of individuals	16	36	469	137	131	247	668

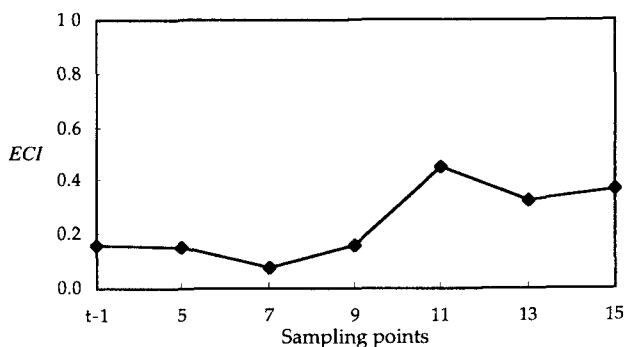


Figure 7. ECI of Watarase-gawa river (Sep. 1970)

(3) まとめ

前述した大川と渡良瀬川の評価例では、共生度指数を用いることにより、河川に流入する各種放流水の影響を適切に評価できることがわかった。したがって、提案した共生度指数を用いることにより、河川水環境の流下方向の変化を評価することが可能である。また、共生度指数により河川同士の比較もできるといえる。

4. おわりに

本研究での結論を以下にまとめる。

- ・河川の生態系の状態を評価する目的で、「資源の共有」「生態系の機能」「生態系の安定性」「系外への負の影響度」の4つのパラメーターからなる共生度指数 (*ECI*) を提案した。
- ・共生度指数および生態系の4つの特性を示した特性値を用いることによって、多様性指数や汚濁指数を用いた生物群集の1側面のみでの評価に比べて、より包括的にまたより詳細に生態系の健全さを評価できる。
- ・塩素消毒された下水処理水を受容する河川の*ECI*はオゾン消毒された下水処理水を受容する河川のそれと比較して低い値を示した。
- ・工場や家庭からの排水や重金属を含有する排水を受容する河川の*ECI*は低い値を示した。
- ・本研究で評価した河川環境の中では、共生度指数の最高値が綱木川の下水処理放流口地点で0.84、最低値は見前川の0.01であった。

今後は、本評価法を標準法として広めるため、より多くの河川環境に共生度指数を適用し、信頼性を高めていく。

謝辞

本研究を進めるにあたり、多大な協力をいただいた大中英次君に感謝いたします。また、(財)河川環境管理財団から援助があったことを付記いたします。

参考文献

- 1) Blatchley III, E. R., et. al. : Effects of disinfectants on wastewater effluent toxicity, *Wat. Res.*, 31, 7, pp. 1581-1588, 1997.
- 2) 畠山成久：動物プランクトン、底生生物に対する有害汚染物質の影響評価法, *水質汚濁研究*, 11, 11, pp. 676-680, 1988.
- 3) 森下郁子, 森下依理子：川と湖の博物館 (8. 共生の自然学), 山海堂, 1997.
- 4) 中島重旗ら：河床礫の状態と底生動物相指標の相関, *Jap. J. Limnol.*, 45, pp. 220-230, 1984.
- 5) 竹門康弘ら：棲み場所の生態学, 平凡社, 1995.
- 6) Odum, E. P. : Trends Expected in Stressed Ecosystems, *BioScience*, 13, pp. 419-422, 1985.
- 7) Simpson, E. H. : Measurement of diversity, *Nature*, 163, pp. 688, 1949.
- 8) McIntosh : An index of diversity and the relation of certain concepts to diversity, *Ecology*, 48, 3, pp. 392-404, 1967.
- 9) 水野信彦ら：河川の生態学, 築地書館, 1993.
- 10) 河田薫ら：日本幼虫図鑑, 北隆館, 1959.
- 11) 井出嘉雄：渡良瀬川水系の水生昆虫相, *用水と廃水*, 13, pp. 1488-1498, 1971.
- 12) APHA-AWWA-WEF : Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 19th edition, APHA, 1995.
- 13) 吉村千洋ら：オゾン消毒下水処理放流水が受容河川底生動物相に与える影響, *土木学会第52回年次学術講演会概要集*, pp. 264-265, 1997.