

食物連鎖を考慮した鴨川の生態・水辺環境評価に関する研究

小尻利治・鈴木淳史*・川口智哉**

*京都大学大学院工学研究科

**株式会社日水コン

要 旨

従来の水辺環境評価は水環境の一側面しか見ておらず、バランスのとれた流域環境を構築するには不十分であった。本研究では、水辺環境をGES環境システムとして捉えエコ項目として底生動物、魚類、鳥類を、ソシオ項目として印象に着目し水辺環境評価を行う。エコでは、水中内生態系の食物連鎖を考慮して、水生生物の体の生存可能性と化学物質の体内蓄積の影響を検討する。ソシオでは、人々の印象と底生生物群集による環境評価の関係を明らかにする。なお、京都の賀茂川流域で適用を行い、提案している方法論の検証を行う。

キーワード: CASM-Riverモデル, PBPKモデル, 食物連鎖, 生態リスク評価, 鴨川

1. はじめに

1997年に河川法が改正され、環境保全が河川整備の目的となった以降、各地の河川で多自然型川づくりが行われるようになった。横浜市を流れるいたち川では、多自然型川づくりとして低水路工事が行われ、自然の趣を取り戻すなど成功している事例がある。一方、多自然型川づくりレビュー委員会(2006)によると、施工事例の9割が工事区間内を一律の標準横断系となっているなど、その生態系を考慮した河川のあり方が重要な要素として認知されておらず、施工にも十分に反映されていないのが現状である。この要因として、事例の前後において環境評価が適切になされていないことが指摘されている。

生態系は、多くの場合、生物同士が捕食関係によって結び付けられ構成されている。捕食関係によって、人間活動などによりもたらされる化学物質が生態系上位の生物に濃縮される生物濃縮が進行する。特に河川などの水界では、化学物質の流入が頻繁にあり、一度流入すると排出されにくいいため、生物濃縮の作用が大きく濃度が低くとも汚染が広がりやすい。内分泌攪乱物質、いわゆる環境ホルモンは生物濃縮により雄の雌化など様々な影響を与えることが知られている。そのため、環境基準により河川への排出が厳しく制限されている。

京都市内を流れる鴨川は、津田(1944)によって戦前より水生昆虫などの生態調査が行われた。そのため水生昆虫学の発祥の地となっており、昔から鴨川は生態的な視点で捉えられていると言える。本研究で鴨川の生態系を対象にシミュレーションを行うことは、それら過去の知見と照らし合わせることを可能にし、将来の整備等において有益な情報を与えることとなり、今後の流域のあり方に有意義な指標となる。

2. CASM-Riverモデル

水界の生態系モデルとして、De Angeliらが開発したCASM(Comprehensive Aquatic System Model)モデルを取り扱う。日本では、内藤らは諏訪湖にCASMを適応させたCASM-SUWAモデルを提案している(Naito *et al.*, 2002)。CASM-SUWAモデルは諏訪湖に生存する多種にわたる動植物の食物連鎖を考慮して、それらの生物量をモデル化し、その上で化学物質によるリスク評価を生物量で表したものである。水循環上でターゲットとする物質を炭素に換算し、炭素基準で食物連鎖の炭素循環を捕食過程ごとに算出する。それぞれの種の炭素量は生物量(バイオマス)を表す指標と考え、微分方程式によって食物連鎖関係を表し、それを解くことで炭素量の変動を追いかける

ことになる。植物の生産(光合成)速度はリン・窒素・ケイ素などの栄養分、また光や温度に制約される。動物が餌を食べる速度は餌の量に比例するという Lotka-Volterra型で表された最も単純化されたモデルを採用する。

鴨川における生態モデルの構築には、CASM モデルやCASM-SUWA モデルを河川系に表現し直す必要がある。しかし、両モデルとも生態面では、流れ場では存在し得ないプランクトン成分など、湖沼とは異なる河川特有の生態系を表現できていない。物理面でも、湖沼がよどんだ衰退でほぼ閉鎖場とみなせる環境に存在するのに対して、河川は上流から下流へ大きな流れを有している環境に存在しているため、物理条件(流速や流量)の加味が必要となる。河川をひとつの場として捉えるには大きすぎるため、通常は河川を離散化して分割した要素単位で生態面と物理面を計算する。それゆえ、河川に対しては要素単位で考察できるモデルが必要となる。そこで、分布型流出モデル(例えば、Hydro-BEAM(Kojiri *et al.*, 2002))により得られた時空間的流量を利用し、水質はHydro-BEAMとCASMモデルをリンクさせることで河川の生態モデル、CASM-Riverの構築を目指す。

2.1 モデルの構造

CASM-Riverモデルでは河川を対象とするため、プランクトン成分を除外し、底生昆虫などの餌となる付着藻類を生態系に加える。すなわち、雑食魚3種、魚食魚1種、底生昆虫2種、底生大型無脊椎生物1種を消費者として、それらの炭素量を追跡する(Fig 1)。本研究では、鴨川を対象とするため、底生動物としてユスリカ幼虫、イトミミズ、大型底生動物としてザリガニ、雑食魚としてカワムツ、フナ、コイ、魚食魚としてバスを対象とする。

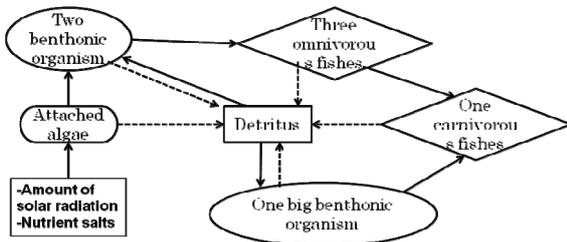


Fig. 1 Ecological network in CASM-River

2.2 CASM-Riverの定式化

生態系における階層の低いものから*i*, *j*, *k*と添字を設定し、*i*種は*j*種と*k*種に捕食され、*j*種は*k*種に捕食されるとする。このときの捕食-被食関係を定式化すると、河道内の各生物の炭素量は式(1)~式(3)により表される。捕食者は被食者の同化率分を対象に捕

食し、同化に使われない余剰分は捕食の際に生じた残物として沈降により系外へ移行する。河川を対象とするため、流下方向への単位長さあたりの容積となる流水断面積*A*(m²)を両辺に乘じることにより計算を行う。

$$\frac{\partial(AB_i)}{\partial t} = AB_i \{ \mu_i(1-U_i) - D_i - R_i h_{2i}(t) - B_j \mu_j - B_k \mu_k \} \quad (1)$$

$$\frac{\partial(AB_j)}{\partial t} = AB_j \{ \mu_j(1-U_j) - D_j - R_j h_{2j}(t) - B_k \mu_k \} \quad (2)$$

$$\frac{\partial(AB_k)}{\partial t} = AB_k \{ \mu_k(1-U_k) - D_k - R_k h_{2k}(t) \} \quad (3)$$

ここで、*A*:河道の流水断面積(m²), *B_i*:*i*種の炭素量(gC/m³), *B_j*:*j*種の炭素量(gC/m³), *B_k*:*k*種の炭素量(gC/m³), *m_i*:*i*種の環境収容力(gC/m³), *m_j*:*j*種の環境収容力(gC/m³), *m_k*:*k*種の環境収容力(gC/m³), μ_i :*i*種の捕食による増殖速度(1/d), μ_j :*j*種の捕食による増殖速度(1/d), または、減少速度(1/d), μ_k :*k*種の捕食による増殖速度(1/d), または、減少速度(1/d), *U_i*:*i*種の排泄率(-), *U_j*:*j*種の排泄率(-), *U_k*:*k*種の排泄率(-), *D_i*:*i*種の死滅速度(1/d), *D_j*:*j*種の死滅速度(1/d), *D_k*:*k*種の死滅速度(1/d), *R_i*:*i*種の呼吸速度(1/d), *R_j*:*j*種の呼吸速度(1/d), *R_k*:*k*種の呼吸速度(1/d), *h_{2i}(t)*:*i*種の水温による呼吸速度の変化率(-), *h_{2j}(t)*:*j*種の水温による呼吸速度の変化率(-), *h_{2k}(t)*:*k*種の水温による呼吸速度の変化率(-), *t*:水温(°C)である。なお、*j*種と*k*種の捕食による増殖速度は次式で表される。

$$\mu_j = \mu_{j\max} h_{1j}(t) \frac{p_{j,i} w_{j,i} B_i}{B_j + w_{j,i} B_i} \quad (4)$$

$$\mu_k = \mu_{k\max} h_{1k}(t) \frac{p_{k,i} w_{k,i} B_i + p_{k,j} w_{k,j} B_j}{B_k + w_{j,i} B_i + w_{j,k} B_j} \quad (5)$$

ここで、 $\mu_{j\max}$:*j*種の最大増殖速度(1/d), $\mu_{k\max}$:*k*種の最大増殖速度(1/d), *h_{1j}(t)*:*j*種の水温による増殖の変化率(-), *h_{1k}(t)*:*k*種の水温による増殖の変化率(-), *p_{j,i}*:*j*種の*i*種に対する収率(-), *p_{k,i}*:*k*種の*i*種に対する収率(-), *p_{k,j}*:*k*種の*j*種に対する収率(-), *w_{j,i}*:*j*種の*i*種への選択性(-), *w_{k,i}*:*k*種の*i*種への選択性(-), *w_{k,j}*:*k*種の*j*種への選択性(-)である。

*k*種と*j*種の被食による*i*種の減少速度は次式で表される。

$$\mu_j = \mu_{j\max} h_{1j}(t) \frac{w_{j,i}}{B_j + w_{j,i} B_i} \quad (6)$$

$$\mu_k = \mu_{k\max} h_{1k}(t) \frac{w_{k,i}}{B_k + w_{k,i} B_i + w_{k,j} B_j} \quad (7)$$

*k*種による*j*種の減少速度は次式で表される。

$$\mu_k = \mu_{k \max} h_{ik}(t_k) \frac{w_{k,j}}{B_k + w_{k,i} B_i + w_{k,j} B_j} \quad (8)$$

ところで、増殖速度と呼吸速度は水温により変化し、各生物種の増殖速度の変化率は次式で表される。

$$h_{li}(t) = \left(\frac{T_{li} - t + 10}{10} \right)^{1.5} \exp \left(1.5 - 1.5 \cdot \frac{T_{li} - t + 10}{10} \right) \quad (9)$$

$$h_{lj}(t) = \left(\frac{T_{lj} - t + 10}{10} \right)^{1.5} \exp \left(1.5 - 1.5 \cdot \frac{T_{lj} - t + 10}{10} \right) \quad (10)$$

$$h_{lk}(t) = \left(\frac{T_{lk} - t + 10}{10} \right)^{1.5} \exp \left(1.5 - 1.5 \cdot \frac{T_{lk} - t + 10}{10} \right) \quad (11)$$

ここで、 T_{li} : i 種の最適増殖温度(°C)、 T_{lj} : j 種の最適増殖温度(°C)、 T_{lk} : k 種の最適増殖温度(°C)である。ただし、各生物種の呼吸速度の変化率は次式で表される。

$$h_{2i}(t) = \left(\frac{T_{2i} - t + 10}{10} \right)^{1.5} \exp \left(1.5 - 1.5 \cdot \frac{T_{2i} - t + 10}{10} \right) \quad (12)$$

$$h_{2j}(t) = \left(\frac{T_{2j} - t + 10}{10} \right)^{1.5} \exp \left(1.5 - 1.5 \cdot \frac{T_{2j} - t + 10}{10} \right) \quad (13)$$

$$h_{2k}(t) = \left(\frac{T_{2k} - t + 10}{10} \right)^{1.5} \exp \left(1.5 - 1.5 \cdot \frac{T_{2k} - t + 10}{10} \right) \quad (14)$$

ここで、 T_{2i} : i 種の最適呼吸温度(°C)、 T_{2j} : j 種の最適呼吸温度(°C)、 T_{2k} : k 種の最適呼吸温度(°C)である。

3. BCFとBAF

化学物質の暴露を、水中に存在する化学物質をエラ呼吸により取り込む場合と化学物質に汚染された餌を捕食することにより取り込む場合の2つの経路で考える。餌経路の暴露が生物濃縮に大きく寄与するため、餌経路の暴露があるかどうかで生物濃縮性は表現される。餌経路の暴露の寄与は含まない条件下での魚体内濃度と水中濃度との比をBCF(Bio-concentration)、餌経路の暴露の寄与を含む魚体内濃度と水中濃度との比はBAF(Bio-accumulation)と呼ばれる。BCFは水中の化学物質のえらや皮膚を介した濃縮や蓄積を表し、実験室条件下で得られるものである。これに対して、BAFはそれに加えて餌経路の暴露、すなわち、食物連鎖の寄与をも含んだ濃縮や蓄積を表し、実際の環境条件下で得られるものである。

生物の体内濃度は、OECDの基本式に餌からの取り

込み量(αFC_f)を追加した次式で表される。

$$\frac{dC_b}{dt} = k_1 C_w - k_2 C_b + \alpha FC_f \quad (15)$$

ここで、 C_b : 生物体内濃度($\mu\text{g}/\text{kgw}$)、 C_w : 水中濃度($\mu\text{g}/\text{l}$)、 k_1 : 水中から生物体内への取り込み速度($\text{l}/\text{kgw} \cdot \text{d}$)、 k_2 : 生物体内からの排泄速度($1/\text{d}$)、 α : 餌からの化学物質吸収率(-)、 C_f : 餌中濃度($\mu\text{g}/\text{kg}$)、 F : 摂餌速度($\text{kg}/\text{kgw} \cdot \text{d}$)である。

いま、生物体内濃度 C_b が定常であると仮定すると次式を得る。

$$\frac{C_b}{C_w} = \frac{k_1}{k_2} + \frac{\alpha FC_f}{k_2 C_w} \quad (16)$$

結局、BCF、BAFは次式で表される。

$$BCF = \frac{C_b}{C_w} = \frac{k_1}{k_2} \quad (F=0) \quad (17)$$

$$BAF = \frac{C_b}{C_w} = \frac{k_1}{k_2} + \frac{\alpha FC_f}{k_2 C_w} \quad (F>0) \quad (18)$$

ここに、BCF: 餌経路の曝露の寄与なしの生物濃縮係数(l/kgw)、BAF: 餌経路の曝露の寄与ありの生物濃縮係数(l/kgw)である。式(18)において、生物や対象とする化学物質の物性から、化学物質の代謝が活発であり、餌からの化学物質吸収率 α が0となるような状況となればBAFはBCFに等しくなる。

4. PBPKモデルと年齢構成モデル

PBPK(Physiologically Based Pharmacokinetic Model)モデルは生物体内の生理機構をモデル化し、化学物質の摂取から体内での循環・蓄積・排泄までを取り扱うものである(Nichols, *et al.*, 1990)。これにより、体内の各臓器での化学物質蓄積濃度を推定することができ、化学物質の作用機構に応じた魚体への影響推定を行うことができる。現状の化学物質評価においては、暴露濃度を一定とした実験による急性毒性・慢性毒性データの収集を行っている(日本環境毒性学会, 2003)が、PBPKモデルの活用により暴露濃度の時間変化に対応することができる。

一般に、水生生物が有害化学物質を体内に取り込む経路としては、エラや体表面を介した経路と餌生物の体内に蓄積している物質を取り込む経路の二つが考えられる。モデルでは、その両経路からの蓄積、言い換えると、生物濃縮に関しては、雑食魚が大型無脊椎底生動物を捕食する場合と魚食魚が大型無脊椎底生動物と雑食魚を捕食する場合の生物濃縮を考える。

生物の個体群において、それを構成する個体の中での、さまざまな成長段階のもの割合のことを年齢構成というが、魚類は齢により化学物質の魚体内濃度が異なることが知られている。さらに、化学物質

による生態影響は仔魚や稚魚の生存率に対する影響が成魚に対し、極めて高いことが知られている。ここで、年齢構成モデル(Leslie Matrix)を導入し、これより化学物質による影響が最も大きい年齢を明らかにする。次いで、この年齢の魚類を想定し、実環境下に対応すべく食物連鎖による生物濃縮を評価するため、PBPKモデルを導入し魚体内濃度を推定する。

4.1 PBPKモデルの構築

魚類を対象にしたPBPKモデルに、食物連鎖に伴う化学物質の経口摂取を追加して体内濃度を推定する(Fig.2)。

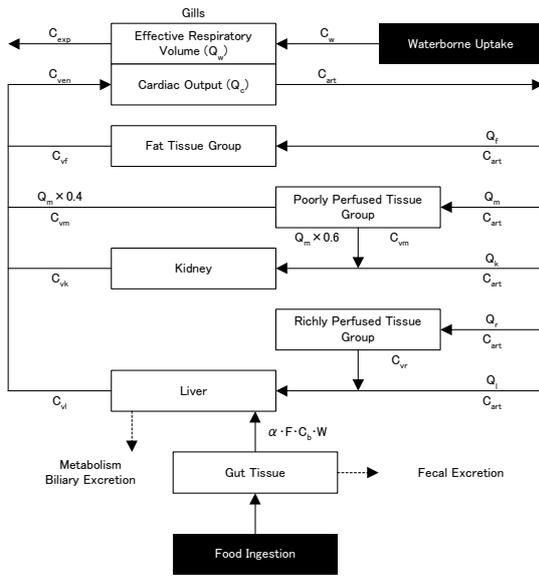


Fig. 2 Flow network of toxic-chemical in PBPK

魚類の各器官の化学物質濃度は以下の式で表現される。

1)血液

- 動脈(C_{art} ($\mu\text{g/l}$))

$$C_{art} = C_{ven} + \frac{F_g}{Q_c}, \quad F_g = \min(Q_w, Q_c \cdot H_{bw}) \left(C_w - \frac{C_{ven}}{H_{bw}} \right) \quad (19)$$

- 静脈(C_{ven} ($\mu\text{g/l}$))

$$Q_c \cdot C_{ven} = Q_f \cdot C_{vf} + 0.4Q_m \cdot C_{vm} + (0.6Q_m + Q_k)C_{vk} + (Q_r + Q_l)C_{vl} \quad (20)$$

2)血流量組織群

- 血流量大(C_{vr} ($\mu\text{g/l}$))

$$V_r \frac{dC_r}{dt} = Q_r (C_{art} - C_{vr}), \quad C_{vr} = \frac{C_r}{H_r} \quad (21)$$

- 血流量小(C_{vm} ($\mu\text{g/l}$))

$$V_m \frac{dC_m}{dt} = Q_m (C_{art} - C_{vm}), \quad C_{vm} = \frac{C_m}{H_m} \quad (22)$$

3)腎臓(C_{vk} ($\mu\text{g/l}$))

$$V_k \frac{dC_k}{dt} = Q_k \cdot C_{art} + 0.6Q_m \cdot C_{vm} - (Q_k + 0.6Q_m)C_{vk},$$

$$C_{vk} = \frac{C_k}{H_k} \quad (23)$$

4)脂肪組織(C_{vf} ($\mu\text{g/l}$))

$$V_f \frac{dC_f}{dt} = Q_f (C_{art} - C_{vf}), \quad C_{vf} = \frac{C_f}{H_f} \quad (24)$$

5)肝臓(C_{vl} ($\mu\text{g/l}$))

$$V_l \frac{dC_l}{dt} = Q_l \cdot C_{art} + Q_r \cdot C_{vr} - (Q_l + Q_r)C_{vl} - k_l \cdot V_l \cdot C_{vl} + \alpha \cdot F \cdot C_b \cdot W,$$

$$C_{vl} = \frac{C_l}{H_l} \quad (25)$$

ここで、 Q_w :有効呼吸量(l_w/hr), Q_c :心臓からの血流量(l_b/hr), H_{bw} :血液と水との分配平衡定数($(\mu\text{g}/\text{l}_b)/(\mu\text{g}/\text{l}_w)$), Q_i :各器官へ流入する動脈の血流量(l_b/hr), C_i :各器官の化学物質濃度($\mu\text{g}/\text{l}$), C_{vi} :各器官の血中化学物質濃度($\mu\text{g}/\text{l}_b$), V_i :各器官の容積(l), H_i :各器官と血液との分配平衡定数($(\mu\text{g}/\text{l}_i)/(\mu\text{g}/\text{l}_b)$), k_l :肝臓での分解速度($1/\text{hr}$), C_{insp} :えらから取り込む水中の化学物質濃度($\mu\text{g}/\text{l}_w$), α :餌からの化学物質の吸収率(-), F :魚類の摂餌速度($(\text{kg}_{\text{fd}}/\text{kg}_{\text{fs}})/\text{hr}$), W :魚類の重量(kg_{fs}), C :餌の化学物質濃度($\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{fd}}$), r :血流量が大きな組織を表す添字, m :血流量の小さな組織を表す添字, k :腎臓を表す添字, f :脂肪組織を表す添字, l :肝臓を表す添字, w :水を表す添字, b :血液を表す添字, t :器官を表す添字, f_s :魚類を表す添字, f_d :餌を表す添字である。化学物質の魚類への暴露が十分であると仮定すると、式(19)~(25)に対して $dC/dt=0$ となる。すなわち、器官の血中化学物質濃度は次の7元1次連立方程式を解くことにより得られる。

$$A\vec{C} = B \quad (26)$$

$$A = \begin{pmatrix} 1 & \frac{\min(Q_w, Q_c \cdot H_{bw})}{Q_c \cdot H_{bw}} - 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & Q_c & -Q_f & -0.4Q_m & -(0.6Q_m + Q_k) & -(Q_r + Q_l) & 0 \\ 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & -1 \\ 1 & 0 & 0 & -1 & 0 & 0 & 0 \\ Q_k & 0 & 0 & 0.6Q_m & -(0.6Q_m + Q_k) & 0 & 0 \\ 1 & 0 & -1 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ Q_l & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & -(Q_r + Q_l + k_l \cdot V_l) \end{pmatrix}$$

$$B = \begin{pmatrix} \frac{\min(Q_w, Q_c \cdot H_{bw})}{Q_c \cdot H_{bw}} \cdot C_w \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ -\alpha \cdot F \cdot C_b \cdot W \end{pmatrix}, \quad \vec{C} = \begin{pmatrix} C_{art} \\ C_{ven} \\ C_{vr} \\ C_{vm} \\ C_{vk} \\ C_{vl} \\ C_{vf} \end{pmatrix}$$

得られた血中化学物質濃度と、各器官と血液の分配平衡定数から各器官の化学物質濃度を求める。式(26)を解くために必要な、魚種ごとのパラメータはNicholsらが提案している(標準値と魚の重量との関

係から得ることができる。なお、体内濃度 C_{fish} ($\mu\text{g/l}$) は器官加重平均によって得る。

$$C_{fish} = \frac{C_l \cdot V_l + C_f \cdot V_f + C_m \cdot V_m + C_r \cdot V_r + C_k \cdot V_k}{V_l + V_f + V_m + V_r + V_k} \quad (27)$$

4.2 齢構成モデル (Leslie Matrix)

生態系保全の目標は生物の個体の存続ではなく、個体群以上の階層のエンドポイントを対象にした存続とするのが妥当である。生物の個体群において、それを構成する個体の中での、さまざまな成長段階のもの割合を表したものを齢構成と呼ぶ。個体群レベルの評価として、この齢構成を用いて評価する齢構成推移行列 (Leslie Matrix) を利用した方法がある。すなわち、個体群密度の上昇によって、個体や個体群に現れる影響、いわゆる密度効果がないときの個体数の増殖は次式で表される。

$$\frac{dN}{dt} = rN \quad (28)$$

N : 個体数, r : 内的自然増加率 (Malthusian parameter) (1/s) である。ここに定義される個体数は、齢や発育段階による違いを考慮しない集団全体の個体数である。多くの生物種では個体群はあらゆる齢の個体から構成されており、齢構成を持つ個体群の増殖は齢構成モデルにより表すことができる。いま、ある時刻 t における、ある個体群の i 齢別の個体数を $n_i(t)$ とすると、第 i 齢から第 $i+1$ 齢になるまでの生存率 p_i と繁殖率 f_i (第 i 齢の個体から生成される新規個体のうち1期間内に生存する個体の総数) から次式を得る。

$$\bar{n}(t+1) = A\bar{n}(t) \quad (29)$$

$$\bar{n}(t) = \begin{pmatrix} n_0(t) \\ n_1(t) \\ n_2(t) \\ \vdots \\ n_k(t) \end{pmatrix}, \quad A = \begin{pmatrix} f_0 & f_1 & \cdots & f_{k-1} & f_k \\ p_0 & 0 & \cdots & 0 & 0 \\ 0 & p_1 & \cdots & 0 & 0 \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots & \vdots \\ 0 & 0 & \cdots & p_{k-1} & 0 \end{pmatrix}$$

個体群の増殖率 λ は行列 A の最大固有値と等しく、安定齢分布の個体数 w は固有ベクトルに相当する。

$$A\bar{w}(t) = \lambda\bar{w}(t) \quad (30)$$

λ は個体群が安定齢分布の定常状態に到達したとき、どの齢の個体数も期間毎に λ 倍になることを意味する。すなわち、 λ は密度効果が無視された条件下で得られた生存率と繁殖率から推定されたものである。一般的に、魚類の生存率に対する化学物質の影響は成魚よりも仔魚や稚魚に大きいことが知られている。 λ は内的自然増加率 r と次式の関係があり、化学物質による曝露の影響がライフサイクルのどの部分(低

齢部、高齢部)に及ぶかを評価できる。

$$\lambda = \exp(r) \quad (31)$$

年齢別、性別ごとに次の齢までの生存率や死亡率を示したものは生命表と呼ばれるが、こうした生命表を利用した個体群レベルの評価方法は、生命表評価法 (life table evaluation) と呼ばれる。生命表評価法の最も大きな課題としては、多くの種に対する生命表を得るのは現実的でないことである。最近では、この問題に対応するための簡易評価手法が提案されている (勝川他, 2004)。

ここでは、化学物質による影響がどの齢の繁殖率や生存率に最も顕著に現れるか明らかにするために、内的自然増加率 r の減少分を指標として、魚齢を対象に感度分析を行う。

$$\ln\left(\frac{\lambda_0}{\lambda}\right) = r_0 - r = \Delta r \quad (32)$$

添字 0 は化学物質の生態への影響がない場合を指す。 Δr が最も大きい、すなわち、化学物質の影響が最も大きな魚齢を PBPK モデルの対象として採用する。

4.3 PBPK のパラメータ設定

齢構成モデル (Leslie Matrix) に必要な最大齢、生存率、繁殖率を勝川らの提案した手法により行う。設定プロセスを Fig. 3 に示す。

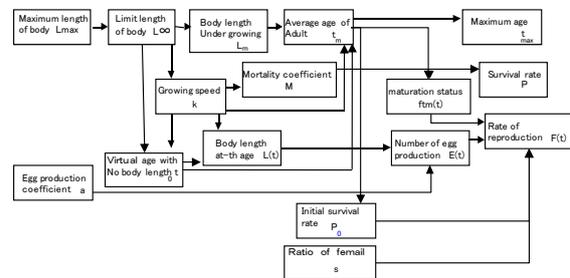


Fig. 3 Decision procedures of parameters in PBPK

各パラメータを求める諸式は以下のとおりである。

- 極限体長 L_∞ (cm) :

$$\log(L_\infty) = 0.044 + 0.9841 \times \log(L_{\max}) \quad (33)$$

- 成長速度 k (1/yr) :

$$\log(k) = 0.567 - 0.658 \times \log(L_\infty) \quad (34)$$

- 体長が0となる仮想齢 t_0 (yr) :

$$\log(-t_0) = -0.3922 - 0.2752 \times \log(L_\infty) + 1.038 \times \log(k) \quad (35)$$

- t 齢での体長 $L(t)$ (cm) :

$$L(t) = L_\infty \left[1 - \exp\{-k(t - t_0)\} \right] \quad (36)$$

・成熟時の体長 $L_m(\text{cm})$:

$$\log(L_m) = 0.9469 \times \log(L_\infty) - 0.1162 \quad (37)$$

・平均成熟齢 $t_m(\text{yr})$:

$$t_m = t_0 - \frac{1}{k} \ln\left(1 - \frac{L_m}{L_\infty}\right) \quad (38)$$

・最大齢 $t_{\max}(\text{year})$:

$$\log(t_{\max}) = 0.5496 + 0.957 \times \log(t_m) \quad (39)$$

ここでは、増殖率 l (内的自然増加率 r)が次式を満足するように設定する。

$$\lambda = \exp(r) = \exp\left(\frac{0.28}{t_m}\right) \quad (40)$$

魚の重量 $W(\text{g})$ は体長 $L(\text{cm})$ から次式で推定する。

$$W = 0.01 \times L^3 \quad (41)$$

4.4 鴨川流域での適用と考察

(1) 対象流域の概要

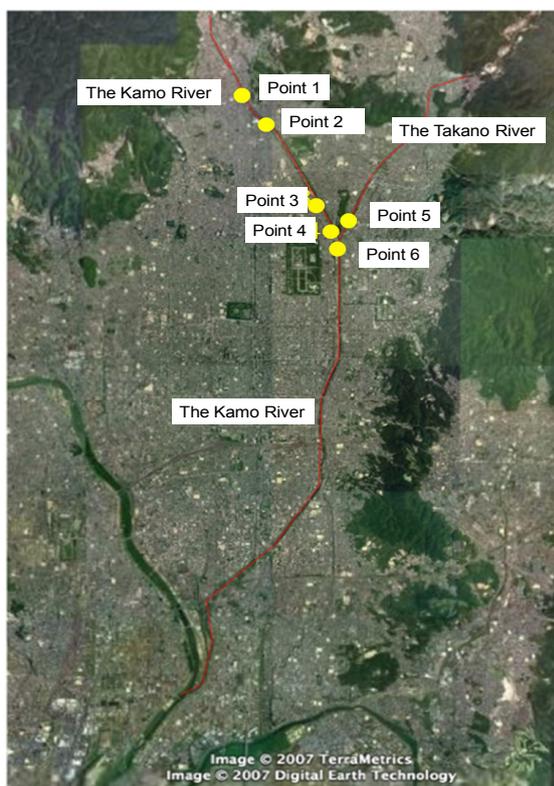


Fig. 4 Applied area of the Kamo River Basin

本研究では、鴨川に分布型流出モデルである Hydro-BEAM を適用し、1999 年の鴨川の河川流量を表現することにより、1994 年から 2003 年のシミュレーションを行う。研究対象として京都市内を流れる鴨川流域を選定する。鴨川は京都市北西部の棧敷が岳を源流とし、雲ヶ畑で鞍馬川と、出町付近で高

野川、四条大橋上流で白川と、最終的に桂川と合流し、淀川へとつながっていく淀川水系の 1 級河川である。その流域面積は、約 207.7km²、幹川流路延長は約 33km であるが、近畿地方の河川の平均河床勾配が約 1250 分の 1 であることから、急流な河川といえる。流域の 7 割が山地であり、3 割の平地に京都市の市街地が形成されている (Fig. 4)。鴨川は観光都市京都を流れる河川であり、春には桜、夏には納涼床などを目当てに多くの人々が訪れる。河川敷も整備され、バードウォッチングやウォーキングなどの憩いの場として地域住民からも親しまれている。

(2) 分布型流出モデル (Hydro-BEAM) の適用

落水線は国土数値情報の 50mDEM データ、流域・非集水域メッシュデータ (W07_52M)、流路延長メッシュ (W06_52M)、土地利用メッシュ (L03_09M) を使い、淀川流域を対象に 1km メッシュで作成した。対象となる鴨川流域の落水線は Fig.5 のようになる。

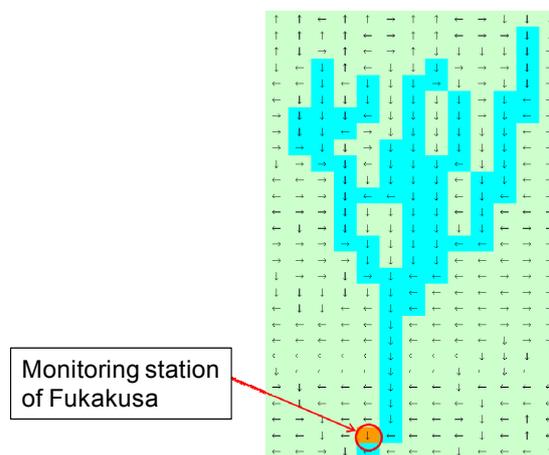


Fig. 5 The channel network of the Kamo River

Hydro-BEAM の適用結果を Fig.6 に示す。深草地点での 1999 年の流量観測値と概ね一致した結果が得られた。

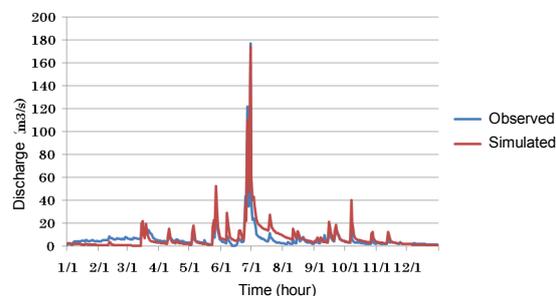


Fig. 6 Comparison of hydrographs between observed and simulated data

(3) CASM-River モデルの流域への適用

化学物質の影響のない場合の CASM-River 適用結

Table 1 Biological parameters on CASM-River

Organism species	Initial value (Bc/gC/m ³)	Propagation rate (μmax 1/d)	Respiration rate (R1/d) (T1 °C)	Breathing rate (T1 °C)	Elimination rate (U)	Death rate M(1/d)		
Macro-invertebrates	Larva of chironomid	0.0055	0.25	22	0.017	32	0.08	0.03
	Sludgeworm	0.012	0.27	23	0.018	30	0.04	0.055
Big macro-invertebrates	Cambaroides japonicus	0.0001	0.11	23	0.015	25	0.04	0.02
	Loche	0.025	0.14	20	0.024	22	0.055	0.022
Omnivorous fishes	Crucian	0.015	0.1	25	0.008	28	0.057	0.015
	Carp	0.01	0.1	25	0.008	28	0.052	0.015
Carnivorous fishes	Bass	0.0038	0.03	16	0.004	18	0.035	0.005

Table 2 Parameters of yield and selection

	Larva of chironomid	Sludgeworm	Cambaroides japonicus	Loche	Crucian	Carp	Bass
Larva of chironomid	—	—	—	—	—	—	—
Sludgeworm	—	—	—	—	—	—	—
Cambaroides japonicus	—	—	—	—	—	—	—
Loche	0.5	0.5	—	—	—	—	—
Crucian	0.5	0.5	—	—	—	—	—
Carp	0.5	0.5	—	—	—	—	—
Bass	—	—	0.5	0.5	0.5	0.5	—

果を示す。モデルで扱う各生物種の初期値，最大増殖速度などのパラメータを Table 1 に，収率および選択性の値を Table 2 に示す。

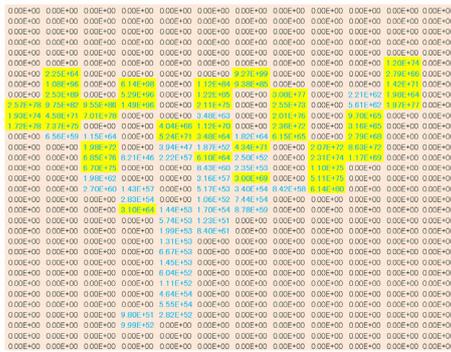


Fig. 7 Averaged number of aquatic organisms of larva of chironomid without Nonylphenol (gC/m³)

適用はユスリカ幼虫，イトミミズ（底生動物），大型ザリガニ（底生動物），カワムツ，フナ，コイ（雑食魚），バス（肉食魚）で，ノニルフェノールの暴露を対象に行う。なお，結果はユスリカ幼虫，フナ，バスの夏と冬だけを空間的に図化表示する。

ユスリカ幼虫やイトミミズ，ザリガニなど魚類の餌になる生物種は上流部や中流部で各季節とも生物量が大きく認められる傾向があった(Fig.7)。魚類は，各季節とも中流部と下流部で生物量が大きくなる傾向が認められた(Fig.8, 9)。食物連鎖の捕食被食関係を

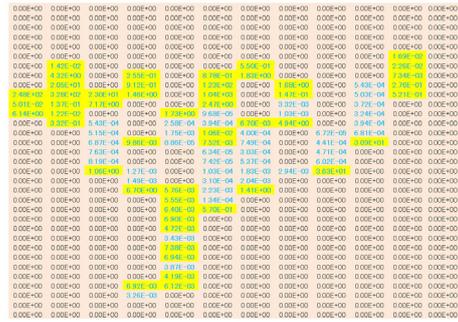


Fig. 8 Averaged number of aquatic organisms of crucian without Nonylphenol (gC/m³)

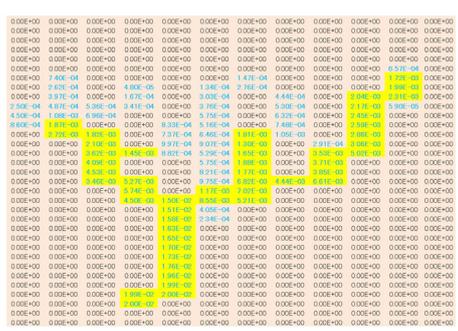


Fig. 9 Averaged number of aquatic organisms of Bass without Nonylphenol (gC/m³)

考慮すると妥当といえる。さらに，2007年の鴨川での底生動物調査によれば，合流点付近の中流部で多くの種の底生動物が数多くいたことが示されており，中流部で底生動物の生物量が多い本シミュレーション

ン結果は妥当といえる。

(4) Leslie 行列の設定

PBPK モデルで対象となる魚類(カワムツ, フナ, コイ, バス)の Leslie 行列を設定する。各魚種の最大体長と産卵係数は文献等から得た値を用い, 雌比率は各魚種で 0.5 と仮定した。初期生存率は Leslie 行列より得られる最大個体値(増殖率)と増殖率が等しくなるよう, 手でイテレーションすることにより算出した(Table 3)。

Table 3 Applied parameters on crucian and bass

	Crucian	Bass
Maximum length of body	20	40
Limit length of body	21.1	41.74
Growing rate	0.496	0.317
Virtual age with no body length	-0.0846	-0.044
Body length under maturation	13.73	26.2
Average age of adult	2.036	3.076
Maximum age	7.001	10.38
Mortality coefficient	0.851	0.555
Survival rate	0.427	0.574
Egg production coefficient	9	0.18
Ratio of female	0.5	0.5
Initial suevival rate	0.00022	0.00112

この Leslie 行列の固有値 λ と内的自然増加率 r は $\lambda = 1.148$, $r = 0.138$ となる。式(33)~(39)よりフナとバスの年齢別の体長, 年間産卵数は Table 4, 5 で示される。

Table 4 Leslie matrix for crucian and bass

Crucian									
	1	2	3	4	5	6			
1	0	0	4.414	6.006	7.14	7.896			
2	0.427	0	0	0	0	0			
3	0	0.427	0	0	0	0			
4	0	0	0.427	0	0	0			
5	0	0	0	0.427	0	0			
6	0	0	0	0	0.427	0.427			
Bass									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
1	0	0	0	2.749	3.704	4.523	5.19	5.716	6.12
2	0.574	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0.574	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0.574	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0.574	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0.574	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0.574	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0.574	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0.574	0.574

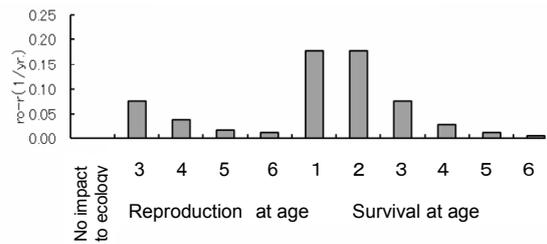
Table 5 Body length and survival rate for crucian and bass

Crucian				
Age	Length of body	Number of spawning	Growing rate	Reproduction rate
0	0.867	5.873	0	0
1	8.782	6095	0	0
2	13.6	22640	0	0
3	16.54	40690	1	4.414
4	18.32	55350	1	6.006
5	19.41	65810	1	7.14
6	20.07	72780	1	7.896
7	20.48	77290	1	8.382
8	20.72	80070	1	8.687
9	20.87	81810	1	8.877
10	20.96	82890	1	8.993
Bass				
Age	Length of body	Number of spawning	Growing rate	Reproduction rate
0	0.578	0.035	0	0
1	11.75	292.2	0	0
2	19.89	1417	0	0
3	25.83	3100	0	0
4	30.15	4931	1	2.749
5	33.29	6643	1	3.704
6	35.59	8113	1	4.523
7	37.26	9310	1	5.19
8	38.48	10250	1	5.716
9	39.36	10980	1	6.12
10	40.01	11530	1	6.647

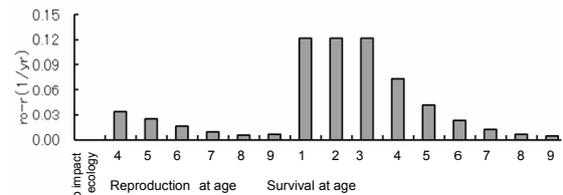
この Leslie 行列の固有値 λ と内的自然増加率 r は $\lambda = 1.095$, $r = 0.091$ となる。

(5) 化学物質の影響についての魚齢感度分析

化学物質による生態影響がどの年齢の繁殖率や生存率に顕著に表れるか感度分析する。感度分析のシナリオは, 化学物質の生態影響による繁殖率, 生存率が 50%減少するとした。生態影響なしを含めて, フナの場合は 11 ケース, バスの場合は 16 ケースの固有値 λ を求める。次いで, 式(32)から Δr を求め, 生態リスクの最も大きな魚齢を明らかにする。PBPK モデルには魚齢に応じた重量が反映される。



(a) Crucian



(b) Bass

Fig. 10 Sensitivity of fishes for age against toxic-chemical

バスでは 3 歳までの生存率の Δr が最も大きい。フナの成熟年齢は 3, バスの成熟年齢は 4 であることから, 成熟年齢前の魚齢を持つ魚に化学物質の影響が最も大きいことがわかる。PBPK モデルでは, 成熟年齢ひとつ前の魚齢を想定した魚種の魚体内濃度を算出することにより, 個体群単位の化学物質の影響を推定する。つまり, 成熟年齢ひとつ前の魚齢を想定した魚の体長を式(36)より求め, その結果を式(40)に適用することにより, PBPK モデルの適用に必要となる体重のパラメータとする。すなわち, 式(40)と年齢パラメータ, および以下の平均体重(Table 6)を用いて算定する。

Table 6 Applied weight of fishes

	weight (g)
Dark chub	4.171
Crucian	25.15
Carp	342.4
Bass	172.2

(6) 水温と化学物質濃度

化学物質はノニルフェノールを対象とする。ノニルフェノールは、暴露により雌雄両性個体の出現がみられるなど内分泌攪乱物質、いわゆる環境ホルモンとして内分泌攪乱作用が疑われている物質である。そのため生態影響の観点から、海洋汚染及び海上災害の防止に関する法律で規制対象がなされ、特定化学物質の環境への排出量の把握及び管理の改善の促進に関する法律(PRTR法)の対象となっている。ノニルフェノールは、自然界に存在せず、人為的発生源から環境中へ排出される。主に、繊維業界や金属加工業などから排出される。用いた水温と化学物質濃度を付記に示す。

Table 7 Parameters of PBPK and BAF

Organ	Dark chub	Crucian	Carp	Bass
Liver C	364.1	364.1	364.1	365.6
Fat tissue Cf	11053	11053	11053	11080
Poorly perfused tissue Cm	414.8	414.8	414.8	415.9
Richly perfused tissue Cr	364.6	364.6	364.6	365.5
Kidney Ck	405.8	405.8	408.8	406.8
Average in body	1453	1453	1453	1457
BAF	290.7	290.7	290.7	291.4
Weight	0.0042	0.0252	0.3424	0.172
Concentration of exposure	μg/liter-w			

ノニルフェノールの河川水濃度を $5 \mu\text{g/l}$ と仮定し、Table 6 で得られた重量を用い各魚種のパラメータを設定し、PBPK モデルに適用したときの雑食魚の BCF と魚食魚の BAF を示す(Table 7)。雑食魚は河川水濃度に暴露し、魚食魚は河川水濃度と雑食魚に捕食することから暴露すると仮定する。BCF と BAF の値が(カワムツ)<(フナ)<(コイ)<(バス)となり、雑食魚については重量が大きい魚ほど BAF が大きい値をとった。魚食魚であるバスは、体重はコイより小さいものの、BAF は大きい値をとったことから PBPK モデルは生物濃縮を示しているといえる。

(7) 生態影響係数の推定

高濃度 C_x の毒性試験条件下の生態影響係数 E_x を求める。生物種間の被食を無視し、生物量を増加させるための諸条件(餌, 光, 温度など)は十分であり、生物量を減少させるのは自然死などと仮定すれば、バイオマス(炭素)量 B は次のように定式化される。

$$\frac{dB}{dt} = (\alpha - \beta)B \rightarrow B_{off} = B_0 \exp\{(\alpha - \beta)t\} \quad (42)$$

B : バイオマス量(gC/m^3), α : 増加速度($1/\text{s}$), β : 減少速度($1/\text{s}$), off : 暴露前を表す添字, B_0 : バイオマスの初期値(gC/m^3)である。

生態影響係数 E_x は暴露濃度 C_x と生物種に依存するパラメータである。暴露後のバイオマス量は、こ

の E_x を用いて次のように定式化される。

$$\frac{dB}{dt} = \left(\frac{\alpha}{E_x} - \beta E_x \right) B \rightarrow B_{on} = B_0 \exp\left\{ \left(\frac{\alpha}{E_x} - \beta E_x \right) t \right\} \quad (43)$$

on : 暴露後を表す添字である。

一方、毒性試験結果からは暴露条件(時間 T , 濃度 C_x)とバイオマスの残存率 x が得られ、これより次式を得る。

$$\frac{B_{on}}{B_{off}} = \frac{\exp\left\{ \left(\frac{\alpha}{E_x} - \beta E_x \right) T \right\}}{\exp\{(\alpha - \beta)T\}} = \left(1 - \frac{x}{100} \right) \quad (44)$$

式(44)は E_x の 2 次式となり解の公式から求められる。

$$E_x = \frac{-s + \sqrt{s^2 + 4\alpha\beta T^2}}{2\beta T} \quad (\geq 0),$$

$$s = (\alpha - \beta)T + \ln\left(1 - \frac{x}{100}\right) \quad (45)$$

毒性試験は試験に要する時間が短いことから、毒性試験時において生物濃縮はないと仮定する。OECD テストガイドライン 305 では、魚中と水中の化学物質濃度が平衡に達するまで 28 日間を基本とし、最長 60 日間にわたり魚を化学物質に暴露することになっている。

実際の環境条件を想定した暴露濃度 C_r の生態影響係数を求める。暴露がない条件での生態影響係数を 1, 濃度が C_x の暴露を受けているときの生態影響係数をとし、両者に線形関係を仮定すれば次式を得る。

$$E_r = \frac{(E_x - 1)}{C_x} C_r + 1 \quad (46)$$

このときの暴露濃度 C_r は、底生動物や大型底生動物については生物濃縮を考慮しないことから河川水濃度と、魚類については PBPK モデルから得られた魚体内濃度と等しいとする。ノニルフェノールの毒性試験の結果を Table 8 に示す。この結果より毒性試験の条件化で得られる生態影響係数 E_x を Table 9 に示す。

Table 8 Toxicity values with Nonylphenol

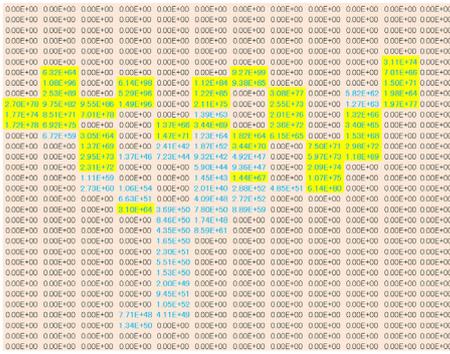
		Toxicity value mg/l
Macro-invertebrates	Larva of chironomid	0.119
	Sludgeworm	0.119
Big macro-invertebrates	Cambaroides japonicus	0.17
Omnivorous fishes	Loche	0.135
	Crucian	0.29
	Carp	0.29
Carnivorous fishes	Bass	0.209

Table 9 Impact coefficient of Nonylphenol on ecology

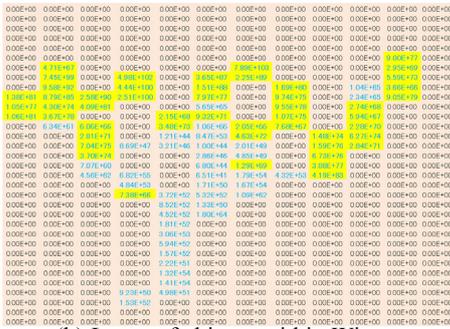
	Larva of chironomid		Sludgeworm		Gambaroides japonicus		Loche		Crucian		Carp		Bass	
Time	336	336	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Evaluation method	LC	LC	LC	LC	LC	LC	LC	LC	LC	LC	LC	LC	LC	LC
y%	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50
Toxicity mg/l	0.119	0.119	0.17	0.135	0.29	0.29	0.29	0.29	0.29	0.29	0.29	0.29	0.29	0.209
α/d	0.25	0.27	0.11	0.14	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.03
$\beta1/d(D)$	0.03	0.055	0.02	0.022	0.015	0.015	0.015	0.015	0.015	0.015	0.015	0.015	0.015	0.005
$\beta1/d@$	0.047	0.073	0.035	0.046	0.024	0.024	0.024	0.024	0.024	0.024	0.024	0.024	0.024	0.009
td	14	14	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Ex	1.193	1.162	3.666	2.808	4.903	4.903	4.903	4.903	4.903	4.903	4.903	4.903	4.903	17.116

実環境下では、式(46)を用いて、 C_r に次の暴露濃度を設定し、生態影響係数 E_r を求める。

- 底生動物、大型底生動物：河川水濃度
- 雑食魚：PBPK モデルによる魚体内濃度の器官加重平均濃度
- 魚食魚：PBPK モデルによる魚体内濃度の器官加重平均濃度



(a) Larva of chironomid in Summer

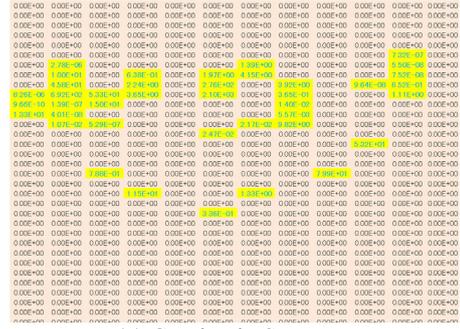


(b) Larva of chironomid in Winter

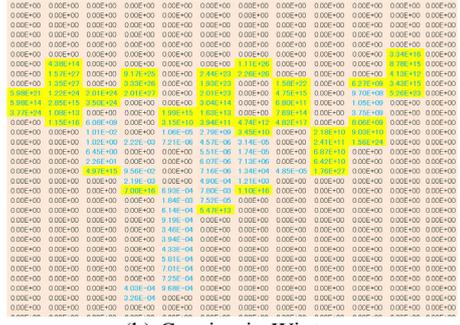
Fig. 11 Averaged number of aquatic organisms of larva of chironomid with Nonylphenol (gC/m^3)

ノニルフェノールの暴露の影響を考慮した各生物種の炭素量を以下に示す。魚類以外のユスリカ幼虫、イトミミズ、ザリガニについては、生物量の減少があったメッシュもあるが、生息場所の分布に大きな違いは現れなかった(Fig.11) 魚類は、冬以外の季節で生物量が0となるメッシュが、数多く現れ、ノニルフェノールの影響が顕著に示された。冬では、生物量はノニルフェノールの影響のない場合より減少しているが、その生息分布は影響のない場合ほぼ同じである。つまり、魚類はノニルフェノールだけではなく、水温の生物量への影響も大きいことが、本

シミュレーションで示されているといえる。

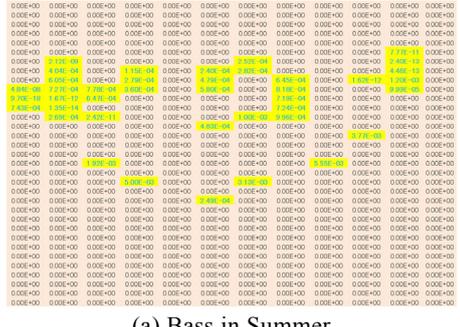


(a) Crucian in Summer

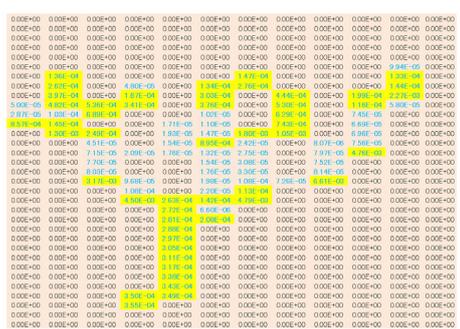


(b) Crucian in Winter

Fig. 12 Averaged number of aquatic organisms of crucian with Nonylphenol (gC/m^3)



(a) Bass in Summer



(b) Bass in Winter

Fig. 13 Averaged number of aquatic organisms of Bass with Nonylphenol (gC/m^3)

(8) 長期間でのノニルフェノールの影響

1994年から2003年の期間におけるシミュレーション結果を、生物種別に日単位で全メッシュのバイ

つの要因が完全に独立なときは 0.00 となり、完全な関連のときは 1.00 の最大値をとる。

水辺像を得るために 9 つの印象項目を用いて奥野ら(1976)が記した探索的因子分析を行う。

5.2 底生動物による環境評価

評価として、個体数とタクサ数を用いる。ユスリカ科などの一部で種名の同定までいかず、属名までで止まっているものがあるため、分析には種数の代わりに種、属、科などの総称としてタクサ数を用いる。

底生動物を用いた環境評価として、ザプロビ指数法(Pantle and Buck, 1955), 多様度指数法(Shannon and Wiener, 1963)を用いる。ザプロビ指数法とは、底生動物を種ごとにどの汚濁階級に棲息するかを定めたザプロビ値を用いて、水質を評価する生物学的水質判定法のひとつである。

$$PI = \frac{\sum s \cdot h_s}{\sum h_s} \quad (48)$$

ここに、PI: ザプロビ指数, s: ザプロビ値, h_s: ザプロビ値 s に対応する個体数である。ザプロビ値は汚濁階級指数ごとに次の Table 10 のように定められている。

Table 10 Saprobic criteria

Saprobic criteria	Water pollution level
1	os (oligosaprobic)
2	β-m (mesosaprobic)
3	α-m (mesosaprobic)
4	ps (polysaprobic)

多様度指数法は、種数と個体数をともに考慮したうえで、個体群の多様性を求める手法である。多様度が高い環境ほど、多様な群集が構成されていると言え、多様な群集を育む多様な環境といえる。

$$H' = -\sum \frac{n_i}{N} \times \log_2 \left(\frac{n_i}{N} \right) \quad (49)$$

ここに、H': 多様度指数, n_i: i 種の個体数, N: 全個体数である。

5.3 印象による水辺環境評価の流域への適用

アンケート調査は、賀茂川の御菌橋、高野川の高野橋から本川の四条大橋の間の区間で、2006 年 11 月から 2007 年 10 月に年間を通じて行った。各区間は橋間を基本とし、現地の水辺環境の特徴により Fig.21 のように分類した。調査方法は、京都大学と仏教大学の教員と学生が現地において観察し、橋間ごとに水辺の印象を 5 段階で記入した(例: 親しみ

やすい~親しみにくい)。このとき同時に、魚・鳥の多さと印象項目を調査している。底生動物については、人々が水の中に入らない限り直接印象にあまり影響を与えないと考えられるため、調査の対象とはしていない。

得られたデータのうち、賀茂川と高野川の合流点付近である北山大橋~葵橋、高野橋~河合橋の区間で 2007 年 6 月から 8 月に取ったデータを用いることとする。サンプル数はそれぞれ 81, 61 である。

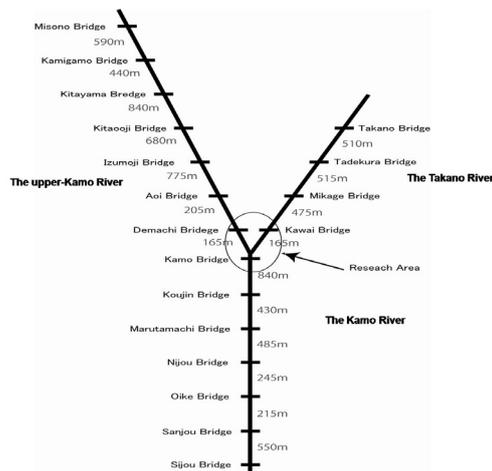


Fig. 21 Field survey area for questionnaire in the Kamo River

印象のプロフィールを Fig. 22 に示す。プロフィールの横棒は算術平均からの標準偏差を表しており、欠損データを持つサンプルは除外した。賀茂川での印象は「落ち着いた」、「開放的な」という傾向が認められた。他の項目は中央付近にあり、回答が分かれている。高野川での印象は「寂しい感じ」、「落ち着いた」、「単調な」という傾向である。他の項目ではやや「自然な」、「平凡な」という傾向が見られる。賀茂川も高野川も「寂しい」、「落ち着いた感じ」という傾向が見られる点が共通している。

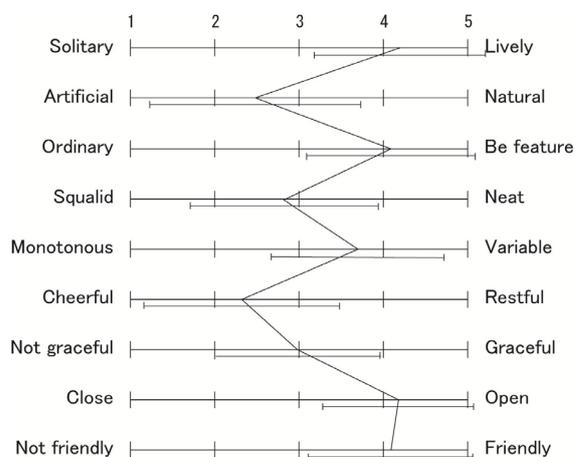


Fig. 22 Profile of impression

一方で「特色」と「開放感」においては、高野川の方が単調で閉鎖的な印象である点で異なっている。これは、整備の状況と地形的な違いが影響していると考えられる。すなわち、賀茂川には遊具、芝生、公園などが高野川に比べて多数設置され、川幅と河川敷がともに広い。高野川には遊具はほとんどなく、河川敷のすぐ側に木や建物が立っていて周囲への視界が狭まっており、これらの違いが印象に影響していると考えられる。

(1) クラメールの関連係数を用いた関連分析

回答の片寄りを明確にするために5段階の回答を「1, 2, 「3」, 「4, 5」の3カテゴリーにしてクラメールの関連係数を計算する。そして、サンプル数とカテゴリー数を考慮し、関連があるといわれる5%有意を基準にクラメールの関連係数が0.2以上0.3未満をやや関連があるとし、0.3以上を関連があるとする。Table 11に関連分析結果を示す。ただし、クラメールの関連係数が0.2以上0.3未満を○、0.3以上を●としている。

Table 11 Relationship of impression with Cramer

		Lively	Natural	Be feature	Neat	Variable	Restful	Graceful	Open	Friendly
upper -Kamo	fishes	○	●	●	○	○	●		●	●
	birds	●		●	●	●	○			●
Takano	fishes		●			○				
	birds		●							

賀茂川では魚、鳥ともに多くの印象項目と関連がある。単純集計で鳥の回答が分かっていたため、鳥の印象の違いが水辺環境の印象に影響している可能性が大きいと考えられる。高野川では関連のある項目が少ない。関連のある項目はともに「自然な」である。プロフィールを見るとやや「自然な」に寄っており、高野川では魚と鳥は自然を感じるかどうかに影響していると考えられる。

(2) 因子分析の結果

得られた共通因子の解釈を行ったものをTable 12に示す。賀茂川と高野川でp値はそれぞれ0.331, 0.382, RMSEAはそれぞれ0.0558, 0.0553である。賀茂川では共通因子として【鴨川らしさ】、【なじみ】、【しっとり】、【すっきり】が得られた。賀茂川には遊具、ベンチ、広場などが多数設置され、落ち着いて開放的である。それらの設備や広々とした様子が表されていると考えられる。因子負荷量と関連分析から、魚と鳥はどの共通因子にも関連している。

高野川では共通因子として【しとやか】、【なじみ】、【特徴的な】が得られた。高野川のあまり遊具などがなく落ち着いてやや単調な印象が表されていると

考えられる。因子負荷量と関連分析から、魚と鳥は【しとやか】に関連している。

Table 12 Extracted items for factor analysis analysis

	Factor and interpretation (contribution rate)	Item (factor load)
Kamo (upper)	Factor1: Identity of the Kamo River(20.7%)	Be feature(0.821), Variable(0.695), Graceful(0.475), Natural(-0.440)
	Factor2: Familiarity(15.0%)	Open(0.658), Friendly(0.586), Graceful(0.548)
	Factor3: Quietly(13.7%)	Lively(0.831), Restful(-0.677)
	Factor4: Refreshed(12.6%)	Neat(0.954)
Takano	Factor1: Modest(26.3%)	Restful(0.882), Graceful(0.711), Natural(0.595), Lively(-0.578), Neat(0.522)
	Factor2: Familiarity(15.6%)	Friendly(0.926), open(0.575)
	Factor3: Be feature(14.4%)	Variable(0.710), Be feature(0.706)

5.4 底生動物を用いた環境評価

調査は2007年5月から7月にかけて行った。底生動物群集は、時間単位での変化は大きくなく、本研究では、調査時間は特に定義していない。調査地は賀茂川で4地点、高野川で1地点を選定した(Fig.4のpoint参照)。賀茂川では、上賀茂神社西側(地点1)、上賀茂橋上流(地点2)、出雲路橋(地点3)、出町柳(地点4)の4地点で行った。高野川では、下鴨神社東側(地点5)の1地点で調査を行った。さらに合流後の鴨川出町柳付近(地点6)でも調査を実施した。

多くの都市河川では、上流ほど人為的影響が少なく、自然度が高いことが多いが、賀茂川の上流部よりも高野川と合流する下流部の出町柳付近の方が底生動物群集の種多様性や群集多様度が高く、かつ汚濁の程度が低いことを示していた。地点1と地点2では、タクサ数と個体数ともに少ない傾向が認められた。両地点の多様度指数は、とくに礫底で低い傾向が認められた。ところが、ザプロビ指数は出雲路橋で、高い傾向が認められた。これらから、上流部では、種の多様性、多様度がともに低く、河川の健全度も良くないことがわかった(Fig.23)。

地点4、地点5、地点6について調査結果を、25cm×25cmあたりの平均をとり、各評価を適用し、合流点の環境評価を行った。賀茂川と高野川は京都市出町柳付近で合流し、鴨川と表記を変える。タクサ数と個体数について、いずれも礫底では賀茂川に多い傾向が、抽水植物帯では高野川に多い傾向が見られた。鴨川の結果は、ちょうど賀茂川と高野川の結果の中間であった。賀茂川と高野川では、抽水植物帯と礫底の結果の差が大きかった。多様度指数は、3地点であまり差は見られなかった。ザプロビ指数

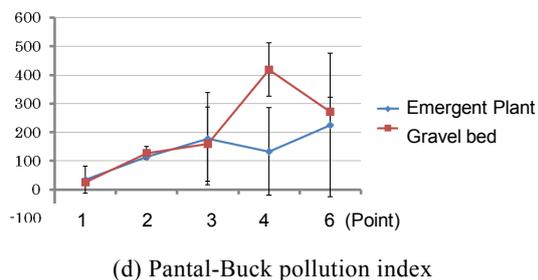
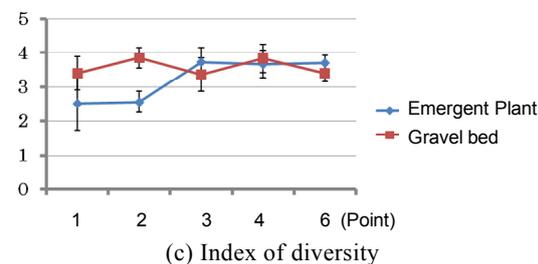
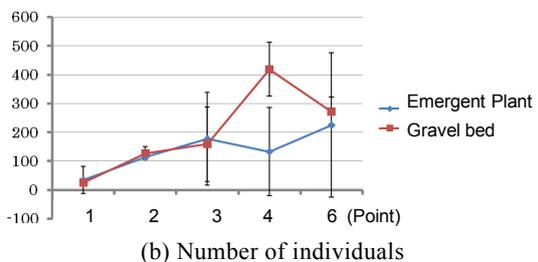
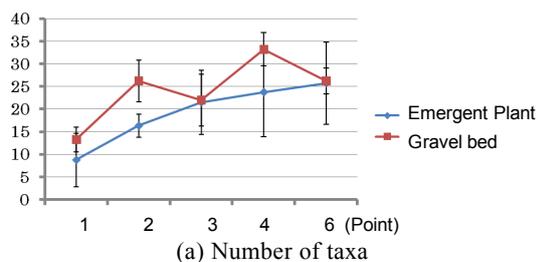


Fig. 23 Evaluated results for environment in the Kamo River

は、いずれの3地点も抽水植物帯の方が礫底よりも大きな値を示した(Fig.24)。

以上の結果より、鴨川には底生動物が存在し、その種類や個体数から都市を流れる河川として豊かな底生動物群集を有していることが明らかになった。

5.5 印象に関する考察

水辺の印象を分析し、水辺の印象における魚類と鳥類の位置づけを行ったところ、賀茂川と高野川の魚類と鳥類は共通因子【鴨川らしさ】、【しとやか】などいずれも好ましいと思われる共通因子を構成する要因であることがわかった。つまり、魚類と鳥類は水辺にとって重要な要素であることが言える。

魚類と鳥類は、調査によって底生動物を捕食する

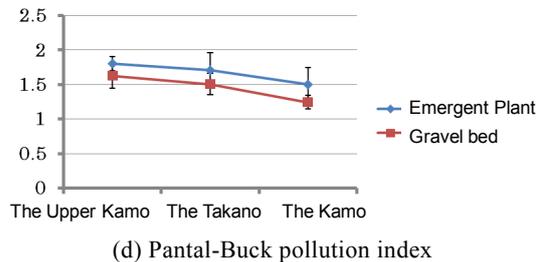
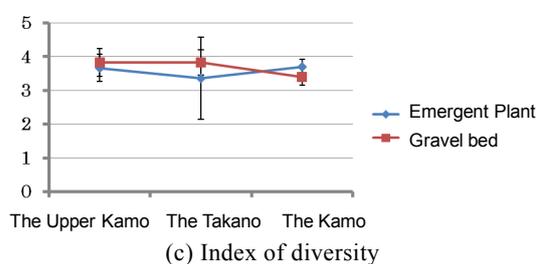
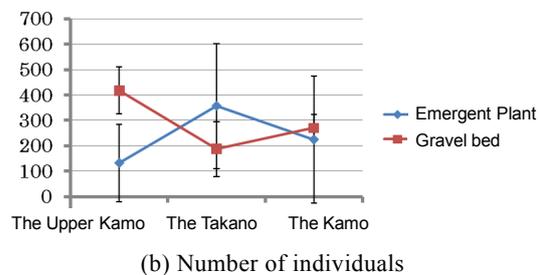
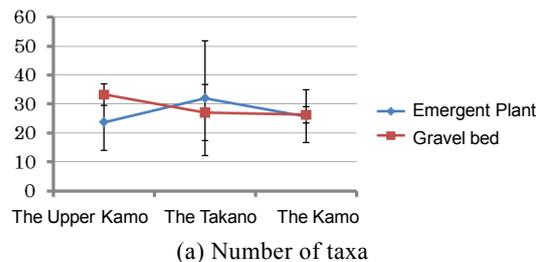


Fig. 24 Evaluated results for environment at the confluence point of the Kamo River

ものが認められた。特に賀茂川、高野川の魚類の多くは底生動物を主に捕食しているようである。これから、底生動物を保護することは、魚類や鳥類を守ることにつながり、最終的に人々の水辺の印象を高めることにつながると考えられる。

6. 生態系と人々の視点から見た水辺の整備計画

6.1 対象地点の適用条件

人々の視点を考慮するために、水辺での印象がどのような環境から作り上げられるのかを、アンケート調査の結果に数量化理論[□]類を適用する。整備方針として、ノニルフェノールの暴露による影響が大きい地点に、優先的に生態系の維持回復を重視した

整備方針を提案する。CASM-River の対象期間が 1994 年から 2003 年、アンケート調査を行ったのは 2006 年から 2007 年であり、その期間が異なっている。実際の水辺整備とは異なる点がある可能性ははらんでいるが、手法を提案する上で問題ないと考え

る。
整備対象となる場所は、アンケート調査を行った区間と一致させるために鴨川の四条大橋から賀茂大橋までの区間とする。対応する CASM-River の河道メッシュを橋間の距離より、Fig.25 に示すように A～C と定める。

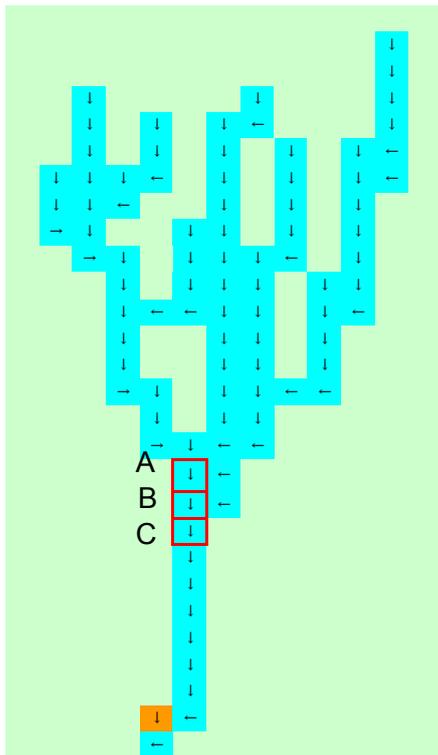


Fig. 25 Designated meshed for modification through the proposed methods

魚類でノニルフェノールの影響が認められた。メッシュ A, B, C, いずれでも、春、夏、秋で炭素量が $0(\text{gC}/\text{m}^3)$ となった。すなわち、メッシュ A, B, C ではまず生態系保全を優先した水辺整備の方針を提案する。

6.2 水環境における印象と環境との関係

数量化理論Ⅱ類により、外的基準を印象という質的変数に設定した。まず、ダミー変数 $x_{ia}(jk)$ を次のように定める。

$$x_{ia}(jk) = \begin{cases} 1 & (\text{第}i\text{群の}\alpha\text{番目の個体がアイテム}j \\ & \text{カテゴリ}k\text{に反応したとき}) \\ 0 & (\text{その他のとき}) \end{cases} \quad (50)$$

このとき、 j アイテムの k カテゴリにカテゴリ数 b_{jk} を導入し次の判別式 Y により、どの群に属するかを判別する手法が数量化理論Ⅱ類である。

$$Y = b_0 + \sum_{j=1} \sum_{k=1} b_{jk} x_{ia}(jk) \quad (51)$$

なお、各アイテムのカテゴリ数 b_{jk} の最大値と最小値の差はレンジと呼ばれ、そのアイテムの目的変数の寄与を表している。

アンケート調査は、2006 年 11 月から 2007 年 10 月に、賀茂川の賀茂大橋から御菌橋の区間、高野川の賀茂大橋から高野橋の区間、合流後の鴨川の四条大橋から賀茂大橋までの区間で行った。その中から、鴨川の四条大橋から賀茂大橋までの区間を対象としたアンケート結果を用い、整備区間とする。得られた調査結果に数量化理論Ⅱ類を適用したが、データの精度のために、結果は区間 1、区間 2 でのみしか得られなかった。

区間 1 は、周辺に繁華街が広がっており、夏には数多くの納涼床が設置されるなど人々の利用が多い水辺である。河川敷も整備され、河川敷に座り込んで人々が談笑している様子も頻繁に目にする事ができる。しかし、河道はほぼ直線で、河道内に植生はほとんどなく単調な環境のため、多様な生態系は多様な環境に支えられていることを考えると生態系にとっていい環境にあるとはいえない。現状は人々の視点では満足いく河川環境だが、生態系にとっては不十分な環境と言える。

区間 2 は、河川敷は広く整備され、グラウンドやベンチなどが点在する。そのため、スポーツや散歩、ジョギング、昼寝など地元の人々の利用が多い区間である。河道内には人々が河道内に足を踏み入れることができる飛び石があり、夏には子供たちが飛び石の周辺で遊んでいる様子が見られる。河道内は絶えず流れがあり、兩岸の植生が流速の速い場所と遅い場所を生み出すなど、流れに変化をもたらしているため、直線状の河道にも関わらず多様な環境が生まれている。現状で区間 2 には、大きな問題はないと考えられるため、整備の提案として、人々の視点と生態系にとって、現状を発展させるような水辺整備の提案を行う。

区間ごとに得られた印象を外的基準、アンケートに記載している様々な環境を人々が感じるかどうかを説明変数とし、計算を行った。

6.3 各区間での適用結果

● 区間 1

区間 1 の「全体的にいい印象」の単純集計を見ると、「全体的にいい印象」の回答数は 81、「全体的にわるい印象」の回答数は 98 であった。区間 1 の「全体

的にいい印象」はどの個別の印象と関連があるかを示すために、「全体的にいい印象」を目的変数、個別の印象を説明変数とし、数量化理論Ⅱ類を適用する。すべての印象の項目を説明変数として計算した他に、説明変数と目的変数との相関比の中で0.25以上の説明変数を再び対象とし、再度数量化理論Ⅱ類を適用する。多重共線性が現れた場合は項目を減らして繰り返し計算を行った。区間1では、Table 13示すように「風景や景観がよい」、「特色がある」、「品がある」、「親しみやすい」、「眺めていたい」を説明変数とした。得られたカテゴリースコアとそのレンジをTable 13に示す。その値が大きい順に、「眺めていたい」、「風景や景観がよい」、「品がある」項目のレンジが0.5以上と他と比較して大きく、「全体的にいい印象」の項目について寄与していた。すなわち、カテゴリースコアから、「眺めていたい」と思わせ、「風景や景観がよい」、「品がある」と感じさせるような、水辺環境がこの区間では「全体的にいい印象」と人々に感じさせていた。

「眺めていたい」はどのような環境に寄与されているか明らかにするために、「眺めていたい」項目を目的変数とし、様々な環境を説明変数として、同様に数量化理論Ⅱ類を適用した。「眺めていたい」項目について、その単純集計では、「眺めていたい」の回答は62、「品がない」の回答は126であった。一度、計算した後、同様に相関比が0.25以上となる説明変数を対象とし、多重共線性が認められた場合は項目を減らして、繰り返し計算を行った。結果を示す。0.5以上を示すレンジから「堤防が緩やか」、「水際まで降りやすい」項目が「眺めていたい」項目に寄与していた。つまり、カテゴリースコアから、「堤防が緩やか」で、「水際まで降りやすい」水辺環境が「眺めていたい」印象を人々に持たせているといえる。

「風景や景観が良い」について、同様に数量化理論Ⅱ類を適用した。単純集計では、「風景や景観が良い」の回答は78、「品がない」の回答は113であった。0.5以上を示すレンジから「休む場所が多い」、「草が多

い」項目が区間1では「品がある」項目に寄与している。つまり、カテゴリースコアから、「休む場所が多く」、「草が多い」水辺環境が「風景や景観が良い」印象を持たせることに寄与している。

「品がある」について適用する。単純集計では、「品がある」の回答が55、「品がない」の回答が110であった。レンジから「休む場所が多い」、「いやな臭いがしない」項目が「品がある」印象に寄与していることが示された。基準化されたカテゴリースコアから、「休む場所が多く」、「いやな臭いのしない」水辺環境が「品がある」印象を人々に持たせる傾向がある。

● 区間2

単純集計では区間2の「全体的にいい印象」の回答は219、「全体的に悪い印象」の回答は19であった。計算方法は区間1と同じである。印象のカテゴリースコアとそのレンジをTable 14に示す。その値が大きい順に「特色がある」、「眺めていたい」、「品がある」、「すっきりしている」、「風景や景観がよい」項目のレンジが0.5以上と大きく、「全体的にいい印象」にそれらの項目が寄与していた。すなわち、基準化したカテゴリースコアより、「特色があり」、「眺めていたい」と思わせ、「品がある」と感じさせ、「すっきりしている」、「風景や景観がよい」と印象を持たせるような水辺環境がこの区間では「全体的にいい印象」と人々に感じさせていた。

「特色がある」を目的変数、様々な環境を説明変数とし数量化理論Ⅱ類を適用した。レンジはいずれも2以上を示し大きな値をとり、両項目とも「特色がある」印象に寄与していることが示された。基準化したカテゴリースコアから、「トイレに困り」、「歩きやすい」水辺環境が、区間2の「特色ある」印象を持たしていると言える。

「眺めていたい」について同様に適用をした。0.5以上を示すレンジから、「水に入りたくない」項目が「眺めていたい」印象に寄与していた。すなわち、「水に入りたくない」水辺環境が、「眺めていたい」印象を

Table 13 Applied results at the section 1 under the objective function of totally good impression

	n	score	range	%
good scenery	27	0.518	0.734	88.9
bad scenery	65	-0.215		12.3
unique	51	0.187	0.419	56.9
mediocrity	41	-0.232		7.32
elegant	24	0.49	0.662	87.5
not elegant	68	-0.173		16.2
familiar	24	0.0386	0.0522	95.8
not familiar	68	-0.00136		13.2
watchable	23	0.686	0.915	95.7
not watchable	69	-0.229		14.5

Table 14 Applied results at the section 2 under the objective function of totally good impression

	n	score	range	%
watchable	104	0.106	1.33	97.1
not watchable	9	-1.23		66.7
good scenery	107	0.00364	0.685	96.3
bad scenery	6	-0.649		66.7
unique	104	0.123	1.55	97.1
mediocrity	9	-1.43		66.7
refreshed	106	0.0531	0.857	96.2
dirty	7	-0.804		71.4
elegant	104	0.103	1.3	97.1
not elegant	9	-1.19		66.7

区間2では形成しているに参与しているといえる。

「品がある」については(表5.8), 0.5以上を示すレンジから、その値が大きい順に「いやな臭いがしない」、「水際まで降りやすい」項目が「品がある」項目に寄与していた。すなわち、基準化したカテゴリースコアから「いやな臭いがしない」、「水際まで降りやすい」水辺環境が「品がある」印象を優先的に人々に持たせていると言える。

「すっきりしている」について適用を行った。0.5以上のレンジを取る項目は、順に「ゴミが少ない」、「水がきれい」、「いやな臭いがしない」であり、「すっきりしている」に寄与していた。カテゴリースコアから、「ゴミが少なく」、「水がきれい」で「いやな臭いがしない」水辺環境が「すっきりしている」印象を人々に持たせているといえる。

「風景や景観がよい」について適用を行った。レンジの値の大きい順に「ゴミが少ない」、「堤防が緩やか」の項目が0.5以上の値をとり、「風景や景観がよい」項目に寄与していた。すなわち、「ゴミが少なく」、「堤防が緩やかな」水辺環境が「風景や景観がよい」印象を人々にもたらしているといえる。

6.4 新しい整備計画の提案

前述の結果より各区間で整備計画を次のように提案する。

● 区間1

区間1は周辺に繁華街が広がり、多くの人々が自然と集まる環境にある。河川敷も広く整備され、さらには夏には納涼床と呼ばれる建物が設置されるために、人々が河川敷に集まって談笑するなど憩いの場となっている。右岸に腰を落ち着け、京都盆地を囲む山々の景観を楽しむ人々も多い。緩やかな堤防に人々が座り談笑している姿を認められること、休む場所がある水辺環境が「風景や景観がよい」、「品がある」という印象を持たせている。これを考慮すると、落ち着いて河川の傍にいられること、そこから歴史的な寺社仏閣を眺められることを求めて区間1では人々が水辺に訪れ、いい印象を持っているといえる。

生態系保全を考慮した整備の提案として、景観の大きな改変を要しないことが重要である。そのため、河道を改変させることにより生態系を考慮した環境整備を行う場合、現状を維持、あるいは、現状以上の人々が落ち着いて水辺にいられる環境を作り上げる必要がある。そこで、堤防の形を変えることにより河道を改変するのではなく、河道内に植生を定着させることにより河道の改変を行う。堤防の上に人々が座ることもあるため、堤防上には発達させな

い。三条大橋と四条大橋の付近は特に人々の利用が多いため、その区間に植生は定着させない。それ以外の場所においても、右岸は多くの人々が河川敷に落ち着いていることが多いことから、左岸を中心に発達させる。左岸から認められる景観の多くはビルなどの人口構造物のため、景観を楽しむ人も多くはない。そこで、左岸の河川敷を従来より狭くすることにより、植生を発達させる場所を確保することも考えられる。定着させて放置してしまうと、無造作に成長し、景観を損ねてしまう可能性が生まれることから、定期的な刈り取りを行う。ちょうど植生と植生の間に支流を生み出し、生態系にとっての新たな環境を生み出すように植生を発達させることを目標とする。

水質としてノニルフェノールの影響を押さえる対策を行う。ノニルフェノールは、自然界では処理できないため下水処理施設による対策が必要である。区間1では新たな取水口を設けることは景観の改変を伴うことや、上流部で水質対策を行う方がその効果が高いため、区間1の上流部で下水処理場へとつながる取水口を建設することが考えられる。

● 区間2

区間2は、散歩やジョギング、昼寝といった地元の方々の利用が多い区間である。水に濡れることなく河道内に立つことができる飛び石があり、夏には飛び石を利用するなどをして水の中に入って子供たちが遊んでいる光景も頻繁に目にすることができる。そのため、歩きやすい環境と水際まで降りやすい環境作りが、特色があり、眺めていたいと思わせ、品を感じさせる水辺環境となっているようである。また、地元の方々による清掃活動などが頻繁に行われている結果、ゴミが少ない環境が生まれており、水辺を利用している人々に良い印象を持つように作用している。

この区間で行う生態系保全の対策のひとつとして、現在の歩きやすくゴミが少ない水辺環境を維持しつつ、水際に近付きやすい環境を、植生を発達させることによりさらに広げることが考えられる。現在、この区間は河岸両岸に植生が広がり、河道内の生物にとっては卵や稚魚や小さな生物が棲息することができる止水域を生み出し、陸上の生物にとっては昆虫たちには身を隠す場所となり、鳥たちには体を休め、餌を得る場所となっている。底生動物にとっては、植生のために様々な生息環境が生み出され、多くの種類の底生動物が定着することとなる。賀茂大橋の付近の植生は十分であるが、下流に行くにつれて減少する傾向にあることから、下流を中心に発達させるように整備を行う。

この植生の生態系への効果を維持拡大させると同時に、人々がより水際まで近付けられるようにする。そこで、現在の堤防をより緩やかにし、堤防に植生が定着させることが考えられる。アンケート結果によると、この区間では「堤防が緩やか」の回答が 188、「堤防が急勾配」の回答が 100 であり、堤防が緩やかと感じている人々が多い。だが実際は、水際に容易に近付けることが可能なのは飛び石のある周辺だけである。堤防を緩やかにすると洪水の危険性が高まることが考えられるが、高規格堤防のように、堤防の起点をより河道から離れた位置に定め、河川敷と堤防が一体となった水辺環境を作り上げることに、対応できると考えられる。高規格堤防では、河道内に植生を定着させるだけでなく、堤防上に芝生程度の草を定着させることで、ベンチなどを設置せずとも堤防全体が、人々が落ち着ける場所となるであろう。また、水位も下がり、水際により近付きやすくなることも、人々の視点でいい効果を発揮するであろう。

堤防の改変により、河道を蛇行させることも可能であろう。現在、荒神橋の付近に流量観測所が設置されているため、高規格堤防を導入することにより川幅を拡幅することは可能であるが、荒神橋の直上流で蛇行による河道の改変を行うことは困難である。そこで、荒神橋の下流で蛇行により河道の改変を行う。蛇行している区間では、河道の外側は流速が速くなり内側は遅くなるが、内側に植生を定着させることで生態系にとって止水域の環境を充実させる。ここでも区間 1 と同様、景観の維持を考慮すると植生の刈り取りを行う必要がある。

ノニルフェノールなどの水質の問題は、「風景や景観がよい」という印象が、区間 1 と同様にいい印象につながっていることから、より上流部での対策が必要となる。

7. 結論

本研究では、生態系と人々の視点から見た流域環境評価を行うために、河川生態系において、食物連鎖による生物濃縮を表現するためのシミュレーション、および、そのリスク評価を行った。整備に向けて、人々の視点として印象による環境評価を導入し、底生動物が整備において重要な要素であることを示した。さらに、シミュレーションの結果と、新たに数量化理論Ⅱ類を印象のアンケート調査に適用したものとを合わせて、実流域での整備案作成を行った。以下に得られた成果と課題をあげる。

i. 河川生態系において、食物連鎖による生物濃縮を表現するために河川生態系のモデルとして

CASM-River モデルを、生物濃縮の過程を表現するためのモデルとして PBPK モデルを導入し、両モデルをカップリングした。

- ii. 生態ピラミッドにおける上位の生物種に化学物質の影響が顕著に現れる結果を得られた。場所によるその影響の違いから、整備対象となるメッシュを示した。化学物質の影響により、生物量が増える底生動物には、生態系評価における指標生物の曖昧さが存在していることを示した。デトリタスを始めとする水質の挙動をモデルに組み込むことや PBPK モデルの微分方程式を追跡することが今後必要である。
- iii. 人々の視点として印象を用いて、人々が河川を捉える範囲、すなわち、水辺空間を対象として環境評価を行った。印象による水辺環境評価と、底生動物による環境評価を結びつけた。底生動物は鳥と魚と捕食関係で結びつけられ、鳥、魚が人々の水辺での印象を形成する要因となることから、底生動物が、水辺からでは人々により認識されないが、水辺環境における印象を形成する上で、重要な要素であることが示された。

謝 辞

本研究を進めるにあたり貴重なアドバイスをしてくださった萩原良巳京都大学名誉教授、石田裕子摂南大学都市環境システム工学科講師に深く感謝いたします。

参考文献

- Application of an ecosOECD: テストガイドライン 305 (生物濃縮 (魚による流水式試験))
- Cramer, H (1946): *Mathematical Methods of Statistics*, Princeton Univ. Press
- Kojiri, T., Y. Kinai and J-H. Park (2002): *Integrated River Basin Environment Assessment On Water Quantity And Quality By Considering Utilization Processes*, Proc. of International Conference of Water Resources and Environment Research, Vol.I, pp.396-401.
- Wataru Naitoa, Ken-ichi Miyamoto, Junko Nakanishib, Shigeki Masunagaa (2002): *Steven M. Bartellec, system model for aquatic ecological risk assessment of chemicals for a Japanese lake*, Water Research Vol.36, pp.1-14.
- Nichols, J.W., Mckim, J.M., Andersen, M.E., Gargas, M.L., Clewell, H.J. III, and Erickson, R.J. (1990): A

- Physiologically Based Toxicokinetics Model for the Uptake and Disposition of Waterborne Organic Chemicals in Fish, *Toxicology and Applied Pharmacology*: Vol.106, pp.433-447.
- Pantle, R. und Buck, H. (1955): Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. *Gas- und Wasserfach* Vol.96, pp.604.
- Shannon, C. E. and Wiener, W. (1963): The mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Chicago, Illinois.
- 奥野忠一ほか著(1976) : 続多変量解析法, 日科技連.
- 勝川木綿・宮本健一・松田裕之・中西準子(2004) : 魚類個体群の生態リスクの簡易評価手法, 保全生態学研究 *Japanese Journal of Conservation Ecology*, Vol.9, pp.83-92.
- 多自然型川づくりレビュー委員会(2006): 多自然型川づくりへの展開 (これからの川づくりが目指すべき方向性と推進のための施策) .
- 津田松苗 : 鴨川水系の動物群集と該河水汚染との関係, *京都大学生理生態業績*, Vol.7, 1944, pp.161-171.
- 日本環境毒性学会(2003): 生態環境試験ハンドブック, 朝倉書店.

Environment Assessment of the Kamo River from Ecology and Waterside through Food Chain in Aquatic Creatures

Toshiharu KOJIRI, Atsunori SUZUKI* and Tomoya KAWAGUCHI**

*Graduate School of Kyoto University

**Nohon Suido Consultants Co., Ltd

Synopsis

Since the traditional waterside assessment has been employed from the water environment viewpoint, the sound river basin management was not completed. In this paper, introducing the concept of GES system, benthic organisms, fishes and birds for ecological system and impression of human being for social system are proposed. The sustainability of aquatic creatures and the accumulation impacts of toxic-chemicals in fish bodies are considered through food chain. The human impression waterside against environment evaluation is formulated. Finally, the Kamo River is applied for verification.

Keywords: CASM-River, PBPK, Food chain, Evaluation of ecological risk, the Kamo River