

食物連鎖と流域水循環を考慮した生態評価モデルの構築

藤原覚太*・小尻利治・川口智也**

*京都大学大学院工学研究科

**株式会社日水コン

要 旨

本研究は、分布型流出モデルによって求めた時空間的な水量分布と化学物質濃度の動態推定を用いて生態系への影響評価モデルを構築するものである。界面活性剤として使用されるノニルフェノールとLASについての流域の流出過程をベースに、詳細な水質モデルを用いて濃度分布を推定した後、食物連鎖で捕食過程を表現するCASMと対象魚類体内の蓄積化学物質濃度を推定するPBPKモデルを連動させ、魚類の生存可能性を明らかにする。さらに、化学物質暴露による生存可能性を用い、当該流域での生態系リスク評価を行う。なお、対象流域として淀川流域を選び適用を行う。

キーワード: 食物連鎖, 生態系, CASM, PBPK, 流域シミュレーション

1. はじめに

現代社会において化学物質は必要不可欠なものであり、日常的に数万種もの化学物質が生成、利用され、その一部は環境中に排出されている。現在に至るまで、その有用性とともな危険性も認識され、古くは水俣病などの公害問題に見られるようにしばしば社会問題となってきた。これらの問題は、主に、ヒトの健康への影響が問題となったが、近年では環境ホルモン問題に見られるように生態系に対する影響も認識されるようになって来た(松井ら, 2002)。

本研究では、複数の化学物質について物理的性質を考慮した上で魚類に与える影響を評価指標とした流域水・生態環境評価モデルを構築し、対象流域における魚類への食物連鎖・体内濃縮を考慮した化学物質リスク評価を試みる。生物濃縮が食物連鎖を経て繰り返される場合には、食物連鎖の上位にある生物ほど高濃度に凝縮される。この高濃度に凝縮された生物を人間が捕食することによって、下位の生物には害を及ぼさなかった物質が人間に対して致命的な障害を引き起こすことがある。水界の生態系モデルとして DeAngelis らが開発した CASM (Comprehensive Aquatic System Model) (Naito *et al.*, 2002)がある。CASMは食物連鎖を考慮した上で、生物量の計算を行うものである。化学物質に対する評

価にはCASMと同時にPBPK (Physiologically Based Pharmacokinetic Model) (Nichols *et al.*, 1990) と呼ばれる生態評価モデルを使用する。この両モデルを使うことで、生物濃縮と体内蓄積を同時に考え、実際の河川生態活動に近い環境モデルを表現する。最後に、リスク評価との手法として、一個体に対するリスクと生物集団に対するリスク評価手法を提案するものである。

2. 生態系評価手順の構成

2.1 生態系に対する毒性評価

河川の生物に対する化学物質の値として、化学物質の毒性のとらえ方には、急性毒性和慢性毒性があり、前者はLC50に代表される短期間(1~4日間)で対象となる生物の半数致死量を表しており汚染事故などの激甚な状態によく用いられる。後者には、NOEC(No Observed Effect Concentration;最大無影響濃度)とLOEC(Low Observed Effect Concentration;最小影響濃度)の2種類がある。NOECは、10~30日間の長期的な試験の中で、「生存」、「成長」、「再生産」、「ふ化」などのそれぞれの生物活動について、影響が観察されない対象物質の濃度であり、LOECは、生物活動に影響を与える一番薄い対象物質の濃度を示している。LC50やNOEC, LOECは、

生物を実験室内で実験して与えたもので、実際の流域環境を正しく把握できていない場合がある。

2.2 河川生態系の概要

(1) 食物連鎖と生物濃縮

河川生態系とは、ある地域に生息するすべての生物集団と生活に関係する非生物的諸要素を含む環境から構成されており、主として物質循環やエネルギーの流れに注目して、一つの機能系的なシステムとしてとらえたものと言える（河内，2003）。そのシステムは生産者、消費者、分解者からなる生物的要素と非生物的要素（環境的要素）の2種類からなっている。食物連鎖を形成している各種栄養段階の生物は、単位時間、単位面積あたりに固定するエネルギー量、あるいは生物量は栄養段階の上位者ほど小さくなる。生物の排泄物や死骸は分解者により有機物から無機物へと分解され、この無機物は生産者にとっての栄養となる。水界においてもエネルギーは循環し、食物連鎖が確立されている。

さて、太陽エネルギーを取り込む生産者は、主に水草と植物プランクトンと考えよう。生態間のエネルギー動態は主に捕食であり、植物プランクトンは動物プランクトンに捕食される。プランクトン類は河川などでは流され、生存が困難なので、主にダムや湖沼に生息する。すると、これら生産者やプランクトンを捕食する河川における消費者は魚類と水生昆虫とに限定することが出来る。魚類と水生昆虫は消費者の大部分を占めより高次の消費者によって捕食される。生物の死骸や排泄物は菌類などの分解者により分解され、この他、分解者の分解する有機物のうち、陸上の木から流入する葉や木の枝なども多く含まれる。最終的に、分解された無機物は生産者の栄養へとなる。

生物は外界から取り込んだ物質をしばしば環境中におけるより高い濃度で対内に蓄積する。この生物濃縮は食物連鎖を通じて「食う側から食われる側」へと高次栄養段階の生物ほど高濃度に蓄積されていく。工場や一般家庭の排水に含まれる化学物質を日常的に魚が取り込むと、魚の体内には化学物質が河川中の濃度よりも高濃度で蓄積される。この汚染された生物を捕食する魚は、より高濃度の化学物質を体内に蓄積することになる。

(2) 流域水・生態環境評価モデルの構成

本研究では、分布型流域環境評価モデル（Hydro-BEAM）を導入し、複数化学物質の環境中での動態推定とその生態系への影響評価を行う（Kojiri *et al.*, 2002）。モデルは大きく分けて、熱収支モデル、分布型流出モデル、水質モデル、生態影響評価モデルのモデルからなる。地理データ、気象デー

タなどから熱収支モデルを用いて地表面の熱収支を求める。求めた熱収支から蒸発散量を推定した上で雨量などの水文データを用い、分布型流出モデルで地表と地下の水分移動量を求める。次に、水分移動量や負荷排出量データなどを用いて、化学物質の流域での動態を推定する。これら化学物質の計算結果はPBPKモデルの入力データとして利用する。同時にHydro-BEAMから水質を考慮したモデルにより、CASMの際に必要な入力データとなるリン、窒素、溶存酸素などの時空間的分布を計算する。

PBPKモデルに関しては、被捕食魚の化学物質の体内循環が算定される。その後、捕食魚が被捕食魚を捕食することによる物質動態をCASMにより求めると共に、化学物質を摂取した捕食魚を再度PBPKにより化学物質の体内循環を推定する。1日ごとに得られるこうした捕食魚の体内蓄積を考慮して、CASMとPBPKを繰り返し適用し、捕食魚、被捕食魚の生物量を明らかにする（Fig.1参照）。植物性プランクトンや動物性プランクトンに対する化学物質の生物濃縮は、魚類の生物濃縮に比べ極めて小さいと仮定し、河川系では両プランクトンとも考慮しないこととする。

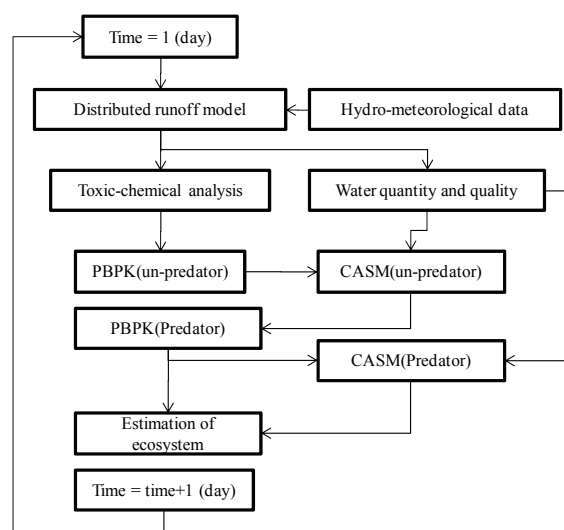


Fig.1 Calculation flow of proposed methodologies

3. 生態環境評価モデル

3.1 食物連鎖過程の概要

1日ごとの食物連鎖、体内蓄積過程は以下のように定義する。

- エラからの取り込み：化学物質を被捕食魚がエラから取り込む過程である。
- 被捕食魚の体内蓄積と排出：PBPKにより、被捕食魚に含まれる化学物質量を算定すると同

時に生物量に影響する肝臓の化学物質濃度を計算する。

- iii) 捕食による生物濃縮：CASMを用いて、捕食魚が被捕食魚を捕食することによる生物量の変化を算定する。捕食魚は被捕食魚を通じて、化学物質を体内に取り込むことになる。また、捕食魚はエラからも化学物質を摂取する。
- iv) 捕食魚の体内蓄積と排出：捕食魚の体内の化学物質循環を考慮し、捕食魚の肝臓内化学物質濃度を明らかにする。
- v) 生物量の推定：捕食魚、被捕食魚ともに肝臓における化学物質濃度を用いて、生物量を推定する。

3.2 CASM-Riverの提案

河川の生態系モデルには2種類、すなわち、数理生態学と生態モデリングがある。前者は生物量の推定を目的とする単純な解析構造をとり、後者は生物系に対しての可能な知見を取り込む詳細かつ複雑なモデル構成である。生態モデリングのうち、CASMは水界の生態系モデルとして、特に、諏訪湖では湖沼学を基盤とした研究が積み重ねられ、多くの成果が発表されている。内藤らは諏訪湖に適用させたCASM-SUWAを提案している(Naitou, *et al.*, 2002)。CASM-SUWA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た、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。対象とする物質を炭素に定め、炭素基準で計算を行う。それぞれの炭素量は生物量を表す指標と考え、後に示す微分方程式に従って変動する。植物の生産(光合成)速度はリン・窒素・ケイ素などの栄養分、および、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、いわゆる、Lotka-Volterra型のモデルである。CASM-SUWAが湖沼を対象としたモデルであり、河川を表現していないので、本研究では時空間的に流量、水温変化が発生していることを前提に河川の生態モデ

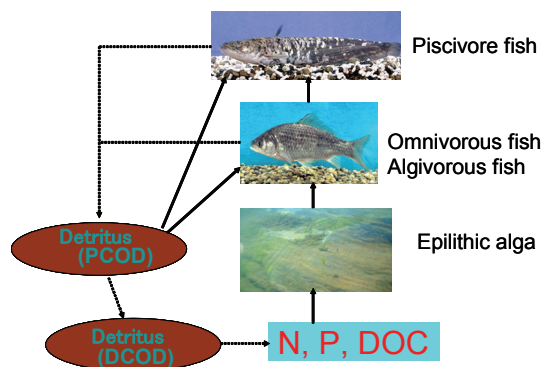


Fig.2 Concept of CASM-River

ルに適したCASM-Riverの構築を目指すものである (Fig.2参照)。

3.3 対象とする生態系構造

河川生態では魚類の他、昆虫や底生動物などが食物連鎖の重要な要素となっており、捕食・被捕食の関係がある。生物が排出する糞や死骸はデトリタスとよばれる有機物質となり、分解されてリンや窒素、溶存酸素、藻類の栄養となる。魚の行動範囲は一日以内だと1km以内であると仮定してもよく、流出モデル同様1kmメッシュに区切って計算を行うことは妥当と判断する。食物連鎖の大きな要素の特徴は以下のようである。

i) 藻類

河川における藻類は、光合成により酸素を放出して自浄作用の役割を担うと共に、小動物や魚の食物源となるため、生態系の基盤として重要な役割を果たす。河川は流れが速いため浮遊性の藻類は水に流されて定着できず、増殖することができない。従って、主な藻類は、川底の石などに定着することが可能な付着藻類である。水温、日射量、水中の栄養分によってその増殖率を変化させ、藻食性の魚、雑食性の魚の食料になることで減少する。

ii) 動物プランクトン

閉鎖性水域であるダムや湖沼においては、プランクトンが生息しており、植物プランクトンを捕食するプランクトンとして動物プランクトンが生息している。動物プランクトンは雑・藻食魚によって捕食される。ここでは、プランクトンに対する化学物質の生物濃縮は、魚類の生物濃縮に比べ極めて小さいと仮定し考慮しないこととする。

iii) デトリタス

デトリタスとは、生物遺体や生物由来の物質の破片や微生物の遺体、あるいはそれらの排泄物を起源とする微細な有機物粒子のことであり、通常表面や内部に繁殖した微生物群衆を伴う。陸上の土壤に混入した有機物片のことを指す場合もあるが、多くの場合は水中の有機物粒子を指す。プランクトンとともに水中の懸濁物の重要な構成要素であり、堆積物にも多く含まれる。河川の消費者にとっても重要な食料であり、食物連鎖を支えている。消費者に食べられたり、微生物等による分解されたりして減少する。粒径の大きさにより、PCOD(懸濁態有機物質)とDCOD(溶存態有機物質)に分けられ、生物の死骸や糞などはこのうちPCODとして扱う。このPCODが分解されることで、DCODとなり、DCODがさらに分解することで窒素やリンなどの無機物質などになる。

iv) 魚類

河川において魚類は消費者の大部分を占め、生産

者やベントスに大きく影響を与える。魚類はその食性から、主に、藻食性の魚、雑食性の魚、肉食性の魚の3種類に分けられる。藻食性の魚はアユに代表され、藻類を食料とする魚である。雑食性の魚はコイやワカサギのように藻類やベントスを食料とする。共に食物連鎖において消費者として中間に位置する。より高次の肉食性の魚によって捕食されることが共通している。肉食性の魚は河川での食物連鎖の頂点に位置し、藻食性や雑食性の魚、そしてベントスを捕食する。肉食性の魚は魚類全体から見ても種類が少なく、淀川水系における肉食性の魚は、主にナマズやブラックバスである。

3.4 生態系モデルの定式化

(1) 捕食速度

生物量を算定するため生態系モデルの定式化を行う。魚類には、生活圏としてのテリトリーがあるものとし、その領域内で活動するものとした。モデル化において、生産者、消費者、共に捕食する(される)速度は同一の式を用いる。捕食速度 G は次式を用いる。

$$G = \sum_k \frac{C_m h_k(T) w_{ki} B_k}{B_k + w_{ki} B_i + \sum_k w_{ki} B_i} \quad (1)$$

ここに、 i : 対象生物、 k : i を捕食する生物、 l : i を捕食する生物が i 以外に捕食する生物、 C_m : 最大消費速度(1/d)、 $h(T)$: 水温影響関数、 w_{ki} : k の i に対する嗜好性、 B_i : i の生物量(gC/m³)、である。また、水温影響関数は $T=T_0$ のとき1.0をとる指数関数である。水温が成長最適温度に達したとき、最大の次の増殖速度となる。

$$h(T) = \left(\frac{T_{opt} + 10 - T}{10} \right)^{1.5} \exp \left[1.5 - 1.5 \left(\frac{T_{opt} + 10 - T}{10} \right) \right] \quad (2)$$

ここに、 T : 水温(°C)、 T_{opt} : 生物増殖の最適温度(°C)、である。付着藻類の生物量は、周囲の水温、日射量、栄養塩状態に依存し、次式によって計算される。

$$\frac{dB_l}{dt} = B_l \{ P_m f(N, P) g(I) h(T) - R h(T) - M - G \} \quad (3)$$

ここに、 B_l : 付着藻類の生物量(gC/m³)、 P_m : 最大比増殖速度(1/d)、 R : 呼吸による消費定数(1/d)、 M : 死亡による減少速度(1/d)、 G : 捕食されることによる減少速度(1/d)、 $f(N, P)$: 栄養塩に関する影響関数、 $g(I)$: 日射量に関する影響関数、 $h(T)$: 温度に関する影響関数、 I : 日射量(W/m²day)、 T : 水温(°C)、である。

栄養塩に関する影響関数は、次の Michaelis-Menten 式で表される。Liebig の最小律に従い、栄養塩濃度による増加速度は水中の窒素、リンのうち制限の強い方に依存し、藻類の Michaelis 定数、およびその最

大比増殖速度 P_m で支配される。

$$f(N, P) = \min \left[\frac{N}{K_N + N}, \frac{P}{K_P + P} \right] \quad (4)$$

ここに、 N : 窒素濃度(mg/l)、 P : リン濃度(mg/l)、 K_N : 窒素の摂取に伴う半飽和定数(Michaelis 定数)、 K_P : リンの摂取に伴う半飽和定数(Michaelis 定数)、である。

日射量影響関数は、最適日射量において最大値をとり、これを超えると強光障害と判断される。水柱を投下する日射量は次の指数関数(Lambert-Beer's Law)で計算することができる。すなわち、

$$g(I) = \frac{e}{g} \left[\exp \left\{ -\frac{I}{I_{opt}} \exp(-\varepsilon_h) \right\} - \exp \left\{ -\frac{I}{I_{opt}} \right\} \right] \quad (5)$$

ここに、 I_{opt} : プランクトン増殖の最適日射量(W/m²day)、 e : 消光係数、である。 ε は水深やデトリタスによる消光を考慮した値で、

$$\varepsilon = 0.2z + 0.1B_0 \quad (6)$$

ここに、 z : 水深(m)、 B_0 : デトリタス濃度(gC/m³)、である。

(2) 消費者

消費者の生物量の式は以下の微分方程式で表される。

$$\frac{dB}{dt} = B \{ C(1 - D - U) - R h(T) - M - G \} \quad (7)$$

ここに、 B : 消費者の生物量濃度(gC/m³)、 t : 時間(d)、 C : 捕食による増殖速度(1/d)、 U : 排泄速度(1/d)、 R : 呼吸による消費定数(1/d)、 $h(T)$: 温度に関する影響関数($T_{opt}=T_R$)、 T : 水温(°C)、 M : 死亡速度(1/d)、 G : 捕食されることによる減少速度(1/d)、である。また、 C は以下のように表される。

$$C = C_m h(T) \frac{\sum_j w_{ij} a_{ij} B_j}{B_i + \sum_j w_{ij} B_j} \quad (8)$$

ここに、 C_m : 捕食による最大増殖速度(1/d)、 $h(T)$: 温度に関する影響関数($T_{opt}=T_c$)、 w_{ij} : i の j に対する嗜好性、 a_{ij} : i の j に対する同化係数、 B : 消費者の生物量(gC/m³)、である。

(3) デトリタス

デトリタスは生物が排出する糞や死骸、さらには森林からの落ち葉などでその量を増やし、分解や移流することで減少する。移流、分解に関する式は次のようになる。

移流:

$$\frac{\partial}{\partial t}(AC) + \frac{\partial}{\partial x}(AUC) = \frac{\partial}{\partial x} \left(AD \frac{\partial C}{\partial x} \right) + AL \quad (9)$$

分解：

$$\frac{d(\det)}{dt} = -k \cdot 1.05^{(t-20)} \quad (10)$$

3.5 CASMでの魚種に関するパラメータ設定

CASMにより魚食魚、雑食魚、藻食魚全体の生物量を求めることが出来るが、さらにそれを種ごとの生物量に変換する。魚は場所や季節によりその生物量に変化する。それぞれの種ごとにパラメータを設定し、食性別の生物量から対象魚種の生物量を算定する。魚類現地結果一覧表（国土交通省河川局河川環境課，2004）より抽出される魚類の食性別のパラメータは次のようになる。

i. 魚食魚

$$\alpha_p(x, t) = \frac{P_i(x, t)}{\sum_{k=1}^n P_k(x, t)} \quad (11)$$

ここに、 P_i ：魚食魚 i の生物数、 n ：魚食魚の総種類数、 x ：メッシュ位置、 t ：時間(d)，である。

ii. 雑食魚

$$\alpha_o(x, t) = \frac{O_i(x, t)}{\sum_{k=1}^n O_k(x, t)} \quad (12)$$

ここに、 O_i ：雑食魚 i の生物数，である。

iii. 藻食魚

$$\alpha_H(x, t) = \frac{H_i(x, t)}{\sum_{k=1}^n H_k(x, t)} \quad (13)$$

ここに、 H_i ：藻食魚 i の生物数，である。

魚類現地結果一覧表が存在しない流域に関しては、これらの地点におけるパラメータを線形で結ぶことで補完した。すなわち、メッシュ位置 x_1 が上流、 x_2 が x_1 より i km 下流にある場合、 x_2 から j km 上流にあるメッシュ位置 x_3 におけるパラメータは次式で表される。

$$\alpha(x_3, t) = \frac{j}{i} \alpha(x_1, t) + \left(1 - \frac{j}{i}\right) \alpha(x_2, t) \quad (14)$$

vi. アユの季節変化による変動

藻食魚を代表するアユは、川と海を回遊する魚で季節によってその棲み場所を変える。冬に生まれたアユは春まで川の上流を目指して上り、夏ごろまで川の上流で成長する。9月から2月頃まで、親アユは川の下流に降り、砂や小石の多い浅瀬で集団産卵する。研究対象領域はアユにとっては比較的上流であり、春から秋にかけてその生物数を減らしていく

ことになる。本研究ではアユの季節変動を4月で最大値、10月で最小値となる正弦関数で表現できると仮定して、次式を用いる。

$$\alpha(x, t) = a \cdot \sin(t - t_0) \quad (15)$$

ここに、 t_0 ：100（4月），である。雑食魚を代表するコイ、魚食魚を代表するブラックバスについては季節変動が少ないため、時系列による変化は考えないものとする。淀川では、観木津川、桂川、宇治川の各本川でのデータが存在し、本川以外の地点はこの現地調査表に基づき標高から推定した。

3.6 PBPKモデル

PBPK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。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。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），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と考えられる。

一般的に、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2種類が考えられる。本研究では、その両経路からの蓄積を考え、餌生物からの蓄積にCASM-Riverを提案する。生物濃縮に関しては、魚食魚が雑食魚と藻食魚を捕食する際の生物濃縮のみ考える。

PBPKモデルの基礎式は以下のように一般化される。ここでいうコンパートメント(compartment)とはモデル化の対象とする臓器や組織など、容積を持った箱とみなすという意味であり、臓器の位置・形状などは考慮しない（Fig.3 参照）。

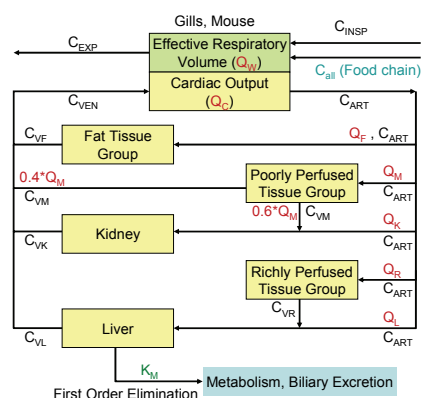


Fig.3 Accumulation parts in fish

$$\frac{dA_i}{dt} = Q_i(C_{art} - C_{vi}) \quad (16)$$

$$C_i = \frac{A_i}{V_i} \quad (17)$$

$$C_{vi} = \frac{C_i}{P_i} \quad (18)$$

ここに、 A_i ：コンパートメント中の化学物質の総量 [Amount of chemical] (μg)、 Q_i ：コンパートメントへ流入する動脈 [Arterial blood flow] (l/hr)、 C_{art} ：動脈での血中化学物質濃度 [Arterial blood] ($\mu\text{g/l}$)、 C_{vi} ：コンパートメントでの血中化学物質濃度 [blood existing the compartment] ($\mu\text{g/l}$)、 C_i ：コンパートメント中の化学物質濃度 ($\mu\text{g/l}$)、 V_i ：コンパートメントの体積 (l)、 P_i ：臓器と血液の分配係数 [Tissue : blood partition coefficient] ($\mu\text{g/l}$ in tissue / $\mu\text{g/l}$ in blood)，である。ただし、生物濃縮の経路である口からの摂取は次式ようになる。

$$A_i = \frac{GB_j C_{all}}{B_i} \quad (19)$$

ここに、 G ：CASM-River で用いた捕食速度 ($1/\text{d}$)、 B_i ：対象魚の生物量 (gC/m^3)、 B_j ：餌となる魚の生物量 (gC/m^3)、 C_{all} ：餌となる魚の全組織に含まれる化学物質濃度 ($\mu\text{g/l}$)、である。ただし、口からの捕食は CASM で算定されており、PBPK で二重計算を避けるため、式(19)の適用は行わない。

化学物質の摂取経路として口とエラからの摂取を考慮し、コンパートメントは呼吸量・心臓・腎臓・肝臓・脂肪組織・血流量の少ない組織・血流量の多い7個の組織を対象とする。化学物質を摂取する器官である口とエラは同一のコンパートメントとし、口は生物を捕食するだけの器官とする。

4. 複数化学物質に対するリスク評価手法

4.1 対象とする化学物質の選定

流域における化学物質リスク算定のために、化学物質を考慮した水質モデルを用いて、代表的な流域での詳細な時空間分布を推定する (Wasa, *et al.*, 2006)。対象はノニルフェノールとLAS (linear alkylbenzene sulfonate: 直鎖アルキルベンゼンスルホン酸) とする。ノニルフェノールとLASは界面活性剤の一種であり洗剤として使用されるため、流域へ排出されやすい物質であるといえる。ただし、近年、ノニルフェノールはPRTR指定物質に指定されたこともあり、その危険性が認識され始め使用量が少なくなっている。

LASは環境中で分解されやすいこともあり、現在でも多量に使用されている。ノニルフェノールとLASは互いに異なった性質を持ち、ノニルフェノールは脂溶性が高く環境中での分解速度が遅く、LASは水溶性が高く水中での分解速度は比較的早いという特徴を持つ。よって、これらの物性を考慮した水質モデルを用いて解析することにより、両者の環境中での動態の違いを見ることができると考えられる。

4.2 化学物質混合物の生体内での影響過程

化学物質の混合物が生物に影響を与える過程は、二つのケースに分けることができる。一つは化学物質同士が反応する場合、他方は体内における化学物質の影響が相互干渉する、つまり、生理的な現象同士が相互に増幅しあう、もしくは打ち消しあう場合である。後者の現象の方が現実的である。ただし、問題の複雑性のため、本研究では、化学物質の相互作用が起こらずに、混合物の毒性は個々の化学物質の毒性を足し合わせるによって求めることができると仮定する。

PBPK における複数化学物質の取り扱い手法に関して述べる。PBPK においては体内での化学物質濃度を計算するため、体内での化学物質の挙動に関するデータが化学物質ごとに異なる。しかし、化学物質ごとに必要なデータを準備することは困難であるので、代表となる物質の濃度に換算して計算を行う。ここでは、ノニルフェノールを代表値として取り扱う (Fenner, *et al.*, 2002)。

$$C_{EQ,NP} = \sum_x C_x \cdot R_{Px} = \sum_x C_x \frac{P_{NP}}{P_x} \quad (20)$$

ここに、 $C_{EQ,NP}$ ：混合物全体をノニルフェノールに換算した濃度 ($\mu\text{g/l}$)、 x ：対象化学物質、 C_x ：化合物 x の濃度 ($\mu\text{g/l}$)、 R_p ：相対毒性強度 [Relative Potency]、 P_{NP} ：ノニルフェノールの予測非影響濃度 [PNEC: Predicted No-Effect Concentration] ($\mu\text{g/l}$)、 P_x ：化合物 x の予測非影響濃度 ($\mu\text{g/l}$)、である。

4.3 リスク評価手法

化学物質による PBPK を用いて計算した魚食魚の生物量を求めるが、CASM で用いた式を化学物質の毒性を考慮するため次式のようなになる。右辺第二項が PBPK による化学物質の影響を扱う項である。

$$\frac{dB(x,t)}{dt} = rB(x,t) - h(C_f - C_{f0}) \cdot B(x,t) \quad (21)$$

ここに、 B ：生物集団の個体数 (匹)、 x ：メッシュ位置、 t ：時間 (d)、 h ：毒物が原因の死亡係数 ($1/(\text{mg/m}^3)\text{day}$)、 C_f ：水生生物の肝臓での化学物質濃度 (mg/m^3)、 C_{f0} ：毒物の生物への閾値 (mg/m^3)、 r ：CASM での増加率 ($1/\text{d}$)、である。

リスク評価手法として、最も化学物質の影響を受けた地点を最危険度地点とし、その地点に対して他のメッシュがどれだけ影響を受けているかを魚種別に計算し空間的に危険度を分布させるという手法をとる。すなわち、上式で得られる年間総生物量に対して、化学物質の影響を考慮しない年間総生物量の差に着目し、全メッシュの中での最大比をリスク値とする。具体的には、地点 x におけるリスク値は次のように表され、流域全体で分布型の集約として計算する。

$$risk(x) = \frac{\int B(x)dt - \int B_r(x)dt}{\max R} \quad (22)$$

$$\max R : \max \left\{ \int B(x)dt - \int B_r(x)dt \right\} \quad (23)$$

ここに、 B ：化学物質の影響を考慮しないで計算した生物量(gC/m^3)、 B_r ：化学物質の影響を考えた生物量(gC/m^3)、 x ：メッシュ位置、である。

5. 適用と考察

5.1 淀川の概要

本研究では対象流域として琵琶湖・淀川流域を選ぶ。琵琶湖・淀川流域は、三重・滋賀・京都・大阪・兵庫・奈良の2府4県にまたがる流域面積8,240km²、幹川流路延長75.1kmに及び日本を代表する流域である。淀川流域は、日本最大の湖である琵琶湖を水源にもつ宇治川、三重・奈良県など流域東部から発する木津川、流域西部を流下する桂川に大別される。琵琶湖流域は融雪期、木津川流域は台風期、桂川流域は梅雨期の流出量が多く、それぞれ異なった気候特性を持ちながら淀川の流況の安定に寄与している。一方、下流域は瀬戸内海気候の影響を受け、降水量が少ないことが特徴となっている。淀川流域は、大阪市・京都市の2大都市と多くの衛星都市をかかえ、近畿圏における社会・経済・文化発展の基盤をなしている。さらに、古くから治水・利水工事が進められ、日本の治水・利水事業の先駆的な役割を果たしてきた。

5.2 落水線図の作成

落水線は、標高データから作成する方法が一般的であるが、この場合、低平地はもちろんのこと、人工的に流路が整備されている流域には適用が困難である。また、山地などであっても、落水線が必ずしも実際の流路を再現している保証はない。そこで、国土数値情報の流路位置(KS-272)および流域界、非集水界線位置(KS-273)データから、1kmメッシュの落水線データを作成することにした。この方法によ

り、標高データが得られない場合でも、地図をデジタイジングして流路位置と流域界位置データを作成すれば、落水線を自動的に定義することが可能であり、汎用性は高いと考えられる。Fig.4に川流域の落水線網を示す。図中では、落水線の図上での河川次数に基づき色分けを担っている。

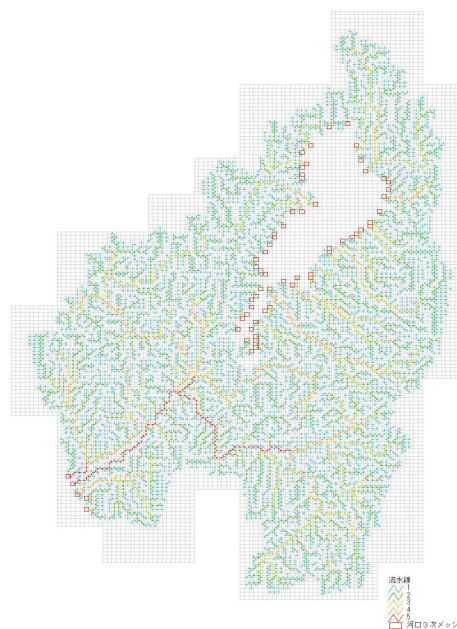


Fig.4 Flow routing map of the Yodo River

5.3 魚種の分布

淀川に住む魚類は多岐にわたる。その中には生息範囲も少なく評価対象としては妥当とは言えない魚種もある。そこで魚種の中から淀川における卓越種を選び、評価対象として妥当な魚種を選定する。淀川の魚類は食性により体の大きさが大きく異なり、魚食魚が80cm以上、雑食・藻食魚が10cm～30cm程度となっている。ここでは、魚食魚はみな同じ大きさ、また雑食魚と藻食性魚はみな同じ大きさとして仮定し、

Table 1 Monitored results of fish and shellfish

Mesh number	Carp	Omnivorous fishes	Sweet fish (Spring)	Algae fish (Spring)	Sweet fish (Summer)	Algae fish (Summer)	Sweet fish (Autumn)	Algae fish (Autumn)	Black bass	Fish-eating fish
235158	11	369	0	0	1	20	3	13	4	5
241163	23	365	0	0	0	28	0	7	13	16
249178	11	343	0	0	9	10	0	0	3	3
247190	370	728	0	0	0	4	0	0	1	1
248197	65	145	0	0	0	0	0	0	1	2
248203	1	155	0	0	1	2	0	0	0	1
243163	4	858	0	0	0	7	0	15	0	0
248171	2	370	0	0	1	2	0	0	0	0
248172	3	730	0	0	0	0	0	0	0	0
245173	0	490	0	0	6	6	0	0	0	0
261186	69	625	13	13	2	2	0	0	2	2
266187	68	395	26	26	4	4	0	1	2	2
231191	0	899	0	0	5	3	3	3	0	0
234157	6	195	no data	no data	1	1	0	0	5	6
238162	32	587	no data	no data	0	251	0	233	0	0
231164	13	162	no data	no data	0	0	0	0	5	5
233166	10	377	no data	no data	0	4	0	4	0	0
233171	0	470	no data	no data	5	5	1	1	0	0
233171	0	273	no data	no data	1	1	0	0	0	0
233160	2	361	no data	no data	2	2	0	0	0	0
233157	1	269	no data	no data	16	16	0	0	5	5
219148	5	297	no data	no data	1	7	0	4	0	0
214145	23	395	no data	no data	0	2	2	2	2	2
233158	28	219	no data	no data	1	1	0	1	0	0
200152	0	473	no data	no data	0	0	0	0	0	0
227157	0	532	no data	no data	0	2	0	2	1	1
227161	26	264	no data	no data	1	1	0	0	0	0
221162	4	471	no data	no data	0	0	0	0	0	0
217162	1	464	no data	no data	2	2	0	0	0	5
229167	0	295	no data	no data	0	0	0	0	0	0
210167	0	334	no data	no data	0	0	0	0	0	0
220158	4	170	no data	no data	1	1	0	0	0	0
215155	0	255	no data	no data	1	1	0	0	0	0
214155	1	378	no data	no data	1	1	0	0	0	0
214138	0	262	no data	no data	0	2	0	6	0	0
196144	1	597	no data	no data	0	2	0	4	0	0

個体数から生物量を比例配分する。

淀川魚種リストより、淀川に住む魚類全72種は2綱、13目21科と分けられる。綱は条鰭綱と頭甲綱に分類されるが、頭甲綱はヤツメウナギのみの綱なので、条鰭綱が卓越種の大部分をしめることになる。この条鰭綱は淀川において12目の種類を有する。この12目のうち、コイ目は47科、スズキ目16科、サケ目は8科、ナマズ目は6科、キュウリウオ目は3科、であり、その他のトゲウオ目、ボラ目、カサゴ目、タウナギ目、カダヤシ目、ウナギ目、メダカ目はそれぞれ1科のみを有する。特に、コイ目コイ科は38種あり、淀川では卓越種といえる。

一方、魚介類現地結果一覧表(Table 1)は地域ごとに魚種の構成比をあらわしたものである。流域内36

地点での個体数データが記載されている。魚の種類によって、その個体数の割合がまったく異なり、地域によっても卓越している魚種が異なっている。雑食魚が一番割合が高く、その中でコイ目コイ科である、コイ、ニゴイ、オイカワ、カマツカ、コウライモロコ、カワムツB型、ウグイが高い割合を示す地域が多いため、これらの中からコイ、ニゴイを対象魚種とする。藻食性魚でキュウリウオ目キュウリウオ科であるアユ、肉食性魚にコイ目コイ科はいないためスズキ目スズキ科のブラックバスをそれぞれ藻食性魚、肉食性魚における対象魚種とする。淀川の魚類は食性により体の大きさが大きく異なるが、肉食性魚はみな同じ大きさ、さらに、雑食魚と藻食魚はみな同じ大きさと仮定し、個体数から生物量を比例配分する。

5.4 ダム貯水池における水量・水質解析

Fig.5, 6, 7それぞれに琵琶湖、高山ダム、日吉ダムにおける水質解析の結果を示す。やや再現できて

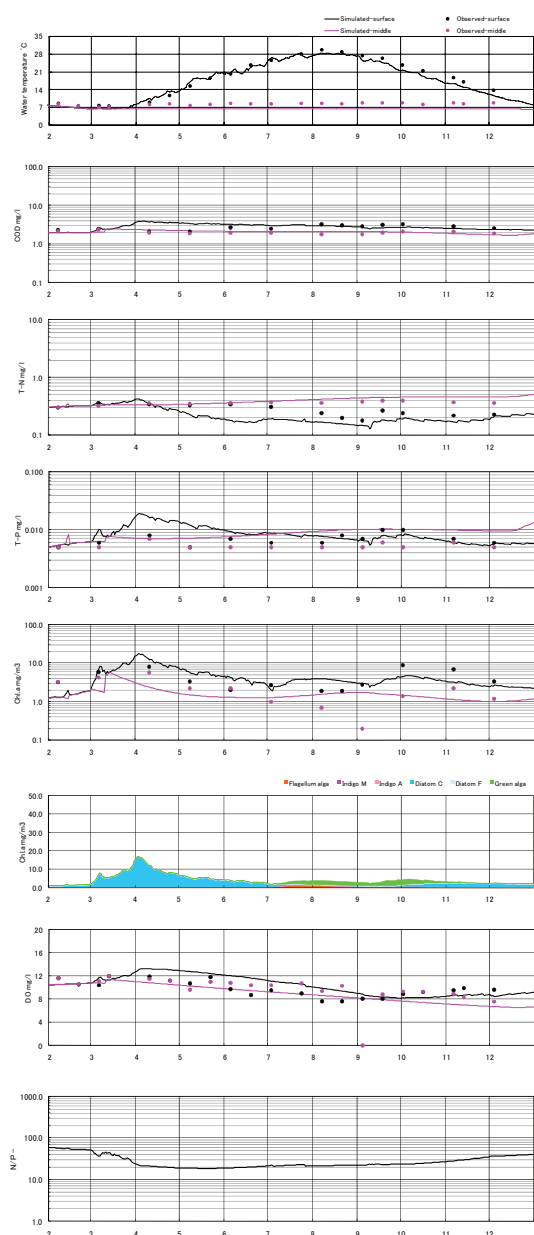


Fig.5 Simulated water quality in the Lake Biwa

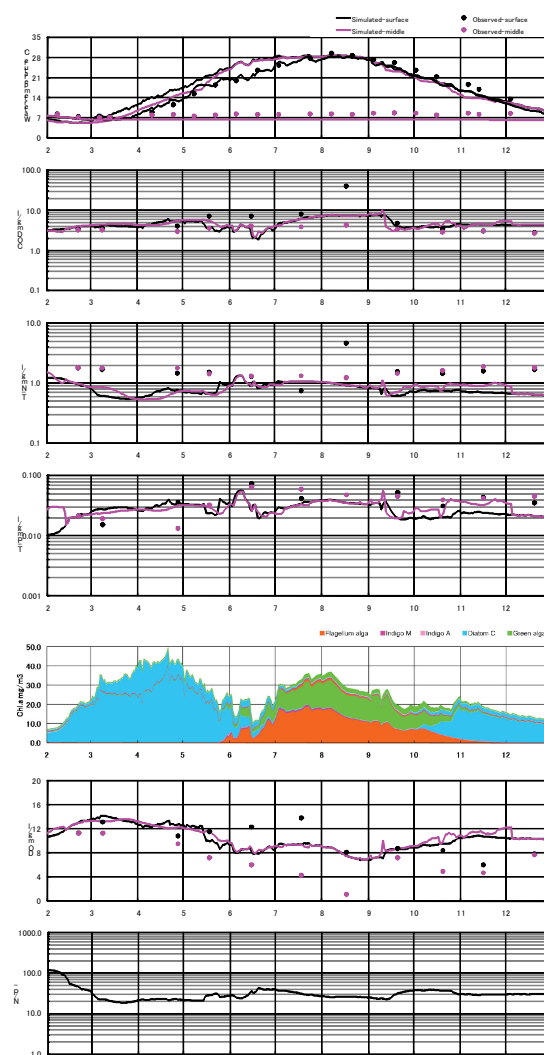


Fig.6 Water quality in the Takayama dam reservoir

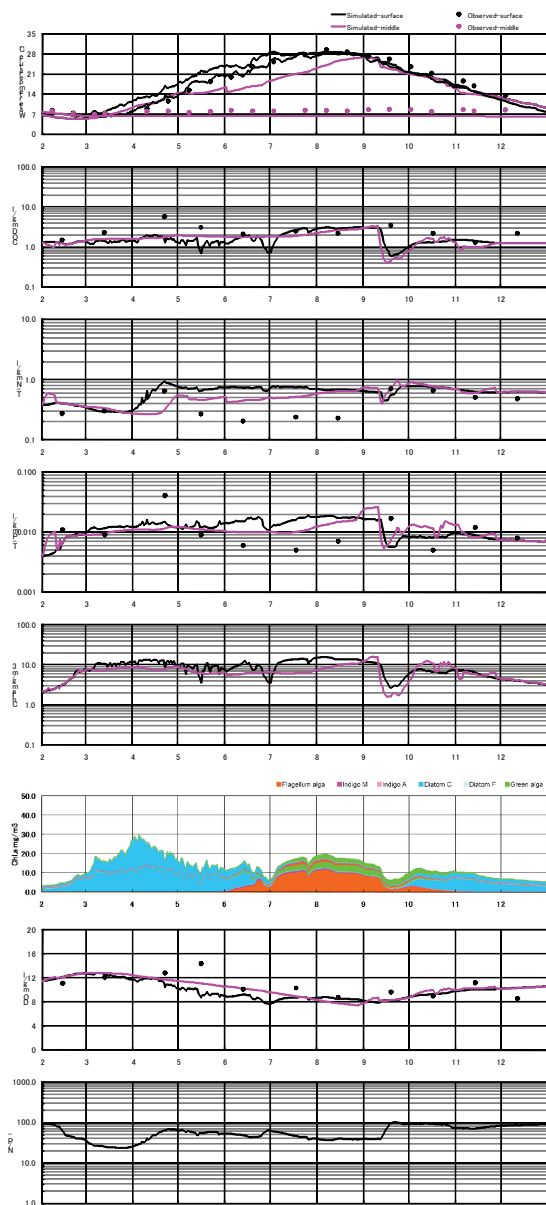


Fig.7 Water quality in the Hiyoshi dam reservoir

いないところもあるが、全体的に評価できている。ダム、琵琶湖は実測データと比較できる数少ない地点であり、これらの結果が良く再現されているので流域全体における水質もよく再現されていると判定できる。

5.5 化学物質濃度解析

Fig.8に示すようにA~Cの3地点における解析結果を示す。地点A~Cはそれぞれ上流、中流、下流を代表する地点として適応させる。

Fig.9, 10にLAS, NPの解析結果を示す。夏場において濃度が小さくなることがわかった。これは、夏場に流量が増え濃度が希釈され、水温が上がるにより分解が促進されていることを示している。LASは1999年から2000年にかけて計算し、1999年

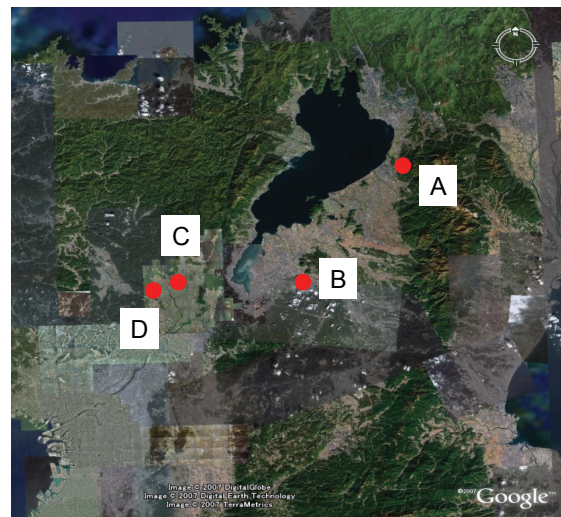


Fig.8 Locations of considered points of A to C

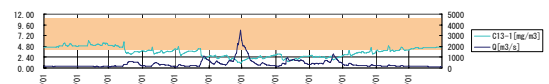
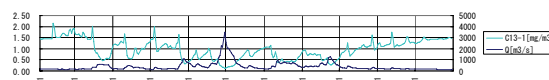


Fig.9 The concentration of LAS in the river



(a)Nonyl-phenol



(b)Nonyl-phenol-etokisilate

Fig.10 The Concentrations of Nonyl-phenol and Nonyl-phenol-etokisilate

における枚方地点の観測結果のみ入手可能であったので、そのデータから考察する。時系列のデータではないので、観測値の範囲のみ示した。解析濃度結果は、ほぼ観測濃度の範囲内であることがわかる。夏場において観測値の範囲からはずれ過小評価しているが、これは下水排出量を過小評価している可能性があると思われる。

5.6 生態環境モデルの解析

(1) 生態系のパラメータ

Table 2にCASM-SUWAを参考にして用いたパラ

メータを示す。P BPK パラメータは Table 3 に示すとおりである（環境省, 2001）。

Table 2 The applied parameters for CASM-river

	Fish-eating fish	Omnivorous fish	Aglae fish	Animal plankton	Agla
Tc	17	25	21	15	
Cm	0.12	0.1	0.12	0.2	
D	0.005	0.022	0.022	0	
Tr	18	28	25	20	
R	0.004	0.008	0.009	0.02	
U	0.03	0.024	0.035	0.024	
M	0.005	0.015	0.017	0.045	
Taste	Textured vegetable plankton	0	0	1	
	Animal plankton	0	0.03	0.03	0
	Omnivorous fish	0.4	0	0	0
	Aglae fish	0.3	0	0	0
	Agla	0	0.3	0.5	0
	Detritus	0.3	0.4	0.2	0
Assimilation		0.7	0.7	0.3	0.3
Initial Values		0.01	0.02	0.03	0.06

Table 3 The applied parameter of PBPK

Fish-eating fish	Qw	7.2	Omnivorous fishes and aglae fishes	Qw	3.6	1 w/h
	Qc	2.07		Qc	1.04	1 b/h
	Ql	0.06		Ql	0.03	1 b/h
	Qf	0.176		Qf	0.088	1 b/h
	Qm	1.242		Qm	0.621	1 b/h
	Qr	0.476		Qr	0.238	1 b/h
	Qh	0.116		Qh	0.058	1 b/h
	Vl	0.013		Vl	0.007	1
	Vf	0.098		Vf	0.049	1
	Vm	0.818		Vm	0.409	1
	Vr	0.063		Vr	0.032	1
	Vk	0.008		Vk	0.004	1
	Pbw	25		Pbw	25	
	Pf	40		Pf	40	
	Pk	15		Pk	15	
	Pl	2.8		Pl	2.8	
	Pr	2.8		Pr	2.8	
	Pm	3.2		Pm	3.2	
	Km	0.01		Km	0.01	1/h

(2) 生物量解析結果

斜面系では河川が存在せず、魚類をはじめとする水生生物に乏しいため、生物量計算は、河川メッシュのみにて計算をする。Fig.11, 12に季節別デトリタスの分布、Fig.13～16に地点A～Cと琵琶湖における生物量の年変動を示す。上流、中流、下流におけるデトリタス量が大きく異なっていることがわかる。上流では森林からの落ち葉などが河川に流入し、また下流では工場などから出る有機物質の影響でデトリタス量が中流に比べて多くなっている。デトリタスと同時に食物連鎖を支える付着藻類であるが、デトリタスと比べて中流域で相対的に生物量が多い。中流域は水深がそれほど深くないため、光が届きやすく光合成がしやすいため藻類にとって生息しやすい環境であるからだと考えられる。上流域の落葉や下流域の排水ほど十分な供給源がないため、特に中流域では付着藻類が生産者として重要な役割を果たしている。次に魚類についてであるが、上流域、中流域、下流域ともに雑食魚と藻食魚比較的に図に示すように琵琶湖の結果ではプランクトンが食物連鎖の底辺を支えていることがわかる。

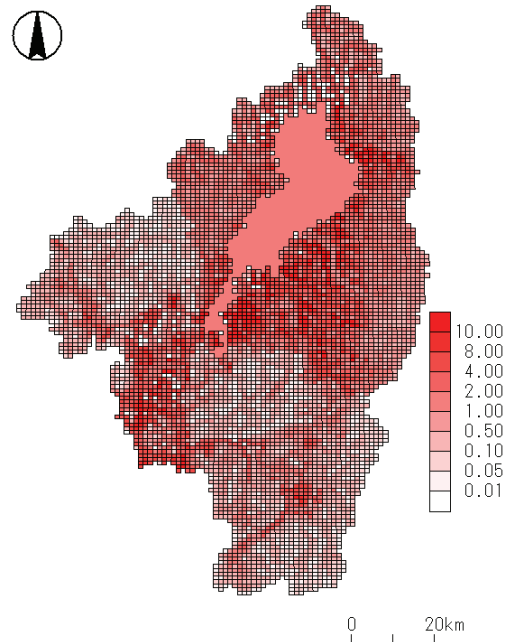


Fig.11 The distribution of detritus in June

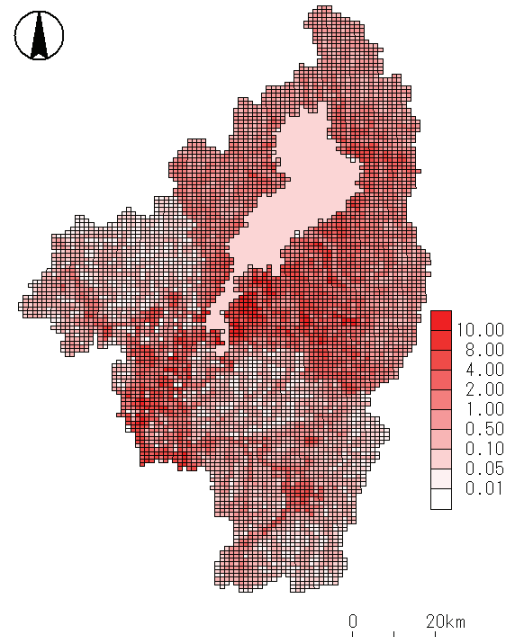


Fig.12 The distribution of detritus in June

5.7 生態分布解析結果

魚類の生息場と標高には密接な関係があり、実データと照らし合わせることで、対象魚の食性別割合を求めることができる。コイは標高 100m 付近に多く分布し、ブラックバスは標高 300m 以上には生息しない、等が明らかにされている。アユは夏場では標高 0~300m に多く分布し、秋になると全体的に数を減らしている。ここで、アユの習性として、春に川の上流で産まれ、夏になるにつれ川を下ってい

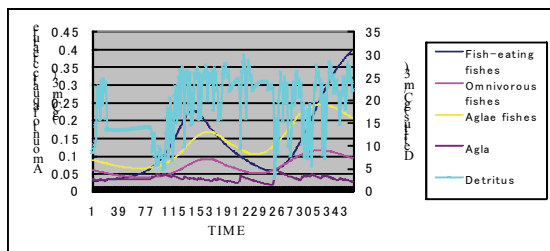


Fig.13 Amount of aqua creature at point A

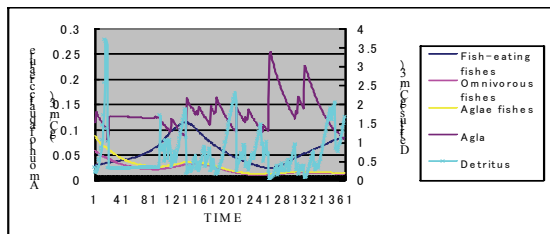


Fig.14 Amount of aqua creature at point B

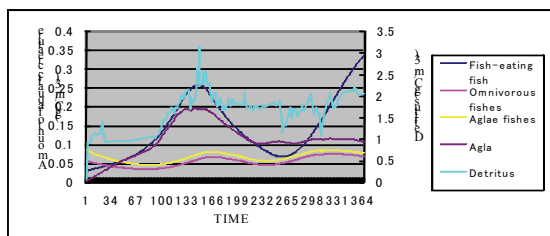


Fig.15 Amount of aqua creature at point C

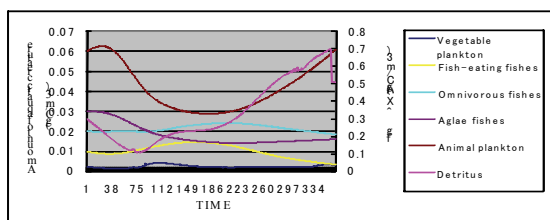


Fig.16 Amount of aqua creature in the Lake Biwa

き、秋が深まるに連れ産卵のため川をさかのぼることを考慮し、魚種の割合 α を決定する。コイやブラックバスは年変動が少ないとして、季節変動を考慮しない。

コイ、アユは式(24)のような標高に基づく二次関数で生存範囲を確定する。なお、 A 、 B 、 C_1 、 C_2 、 D_1 、 D_2 はパラメータである。

Table 4 The parameters for feasible habitats according to elevation

	Carp	Black bass	Sweet fish (Spring)	Sweet fish (Summer)	Sweet fish (Autumn)
A	1/45000	3/500	1/10000	1/2500	1.01E+08
B	0.5	0	1	1	1
C1	167				
C2					180
D1	0.8				
D2					0.5
h'	150	300	300	200	250

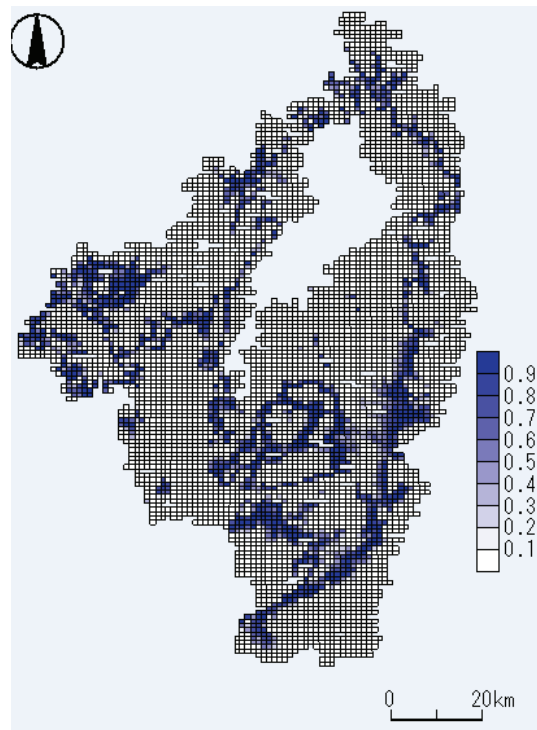
$$\alpha(x) = -A(h(x) - h')^2 + B \quad (24)$$

$$\alpha(x) = C_1 \quad \text{when } H(x) \geq D_1$$

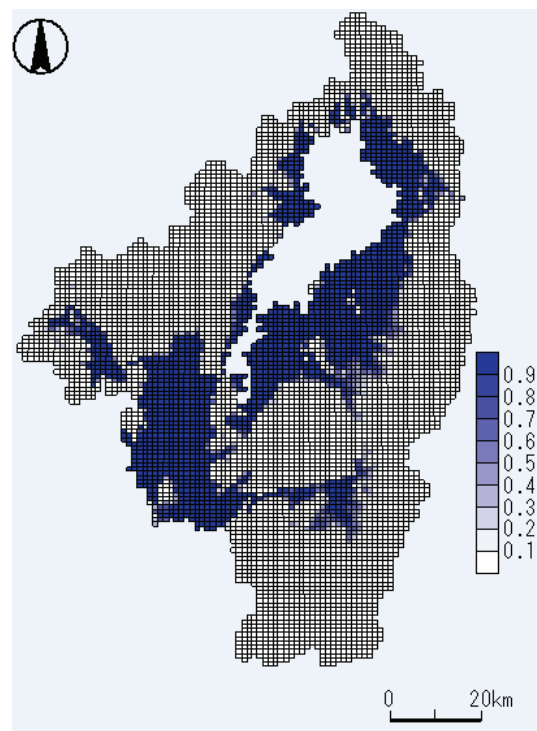
and

$$\alpha(x) = C_2 \quad \text{when } H(x) \geq D_2 \quad (25)$$

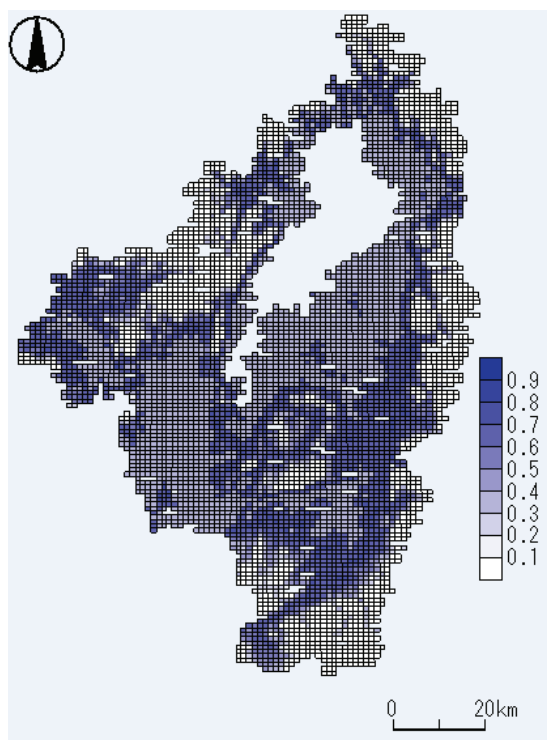
ここに、 x : メッシュ位置、 α : 食性別での対象魚種



(a) The distribution of sweetfish in spring



(b) The distribution of sweetfish in summer



(c) The distribution of sweetfish in autumn
Fig.17 Seasonal change of suitable habitats

の割合, h : 標高(m), h' : α を最大とするときの標高(m), である。各パラメータは Table 4 を用いた。

Fig.17 にアユの季節別生息分布を示す。春の結果は標高が高い地域に生息し、夏になると川を下って、秋になるとまた産卵のため上流に戻るという挙動が表されている。Fig.18 にコイの雑食魚における割合の分布を示す。コイは基本的に幅広く生息するが、比較的流れの緩やかな中、下流域を好む。同図では琵琶湖周辺に分布しているのがわかる。Fig.19 にブラックバスの魚食魚に対する割合の分布を示す。ブラックバスは比較的流れの緩やかな中、下流域を好み、コイよりもその傾向が強い。また、琵琶湖周辺に分布していることを示している。

5.8 リスク評価

適用に際して、淀川の化学物質濃度が閾値を超えていないため、リスク評価が困難であった。そこで人為的に化学物質濃度を全域で 10 倍にして 2000 年のデータを基に 10 年間シミュレーションを行うものである。

化学物質の推定濃度結果から淀川の化学物質濃度は予測無影響濃度(PNEC)を下回っていることから、安全なレベルにあるといえる。リスク空間分布を表す Fig.20 によると、魚類にとってのリスクはゼロではなく、危険ではないが点在していることが分かる。一方、リスク値が負になる地点が存在することがわ

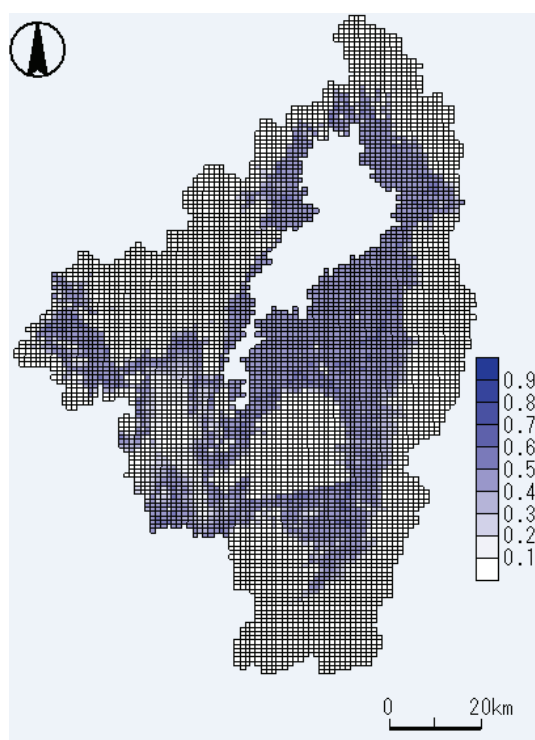


Fig.18 The distribution of carp

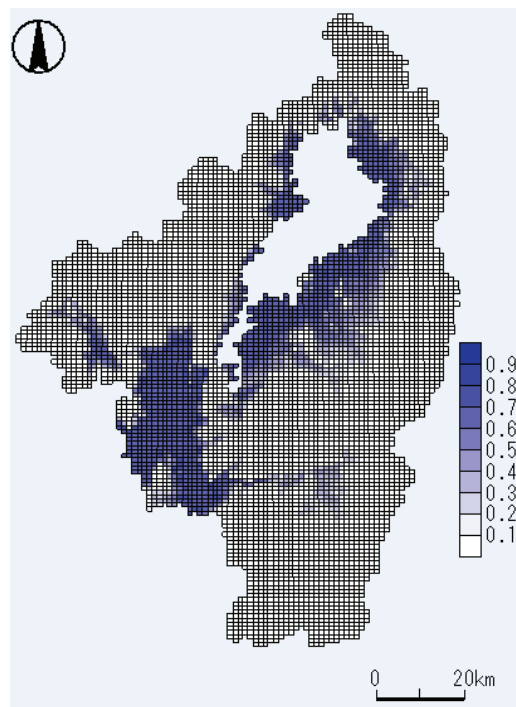


Fig.19 The distribution of black bass

かった。これは化学物質の影響を受けたのにもかかわらず、生物量が増加していることを示している。その生物に対して捕食者となる生物が、化学物質により減少し自身の化学物質の影響よりも捕食者となる生物の減少の影響の方が大きいことを意味している。ただし、流域全体で見ると、生物量は減少していることから好ましい状況とはいえない。生物濃縮

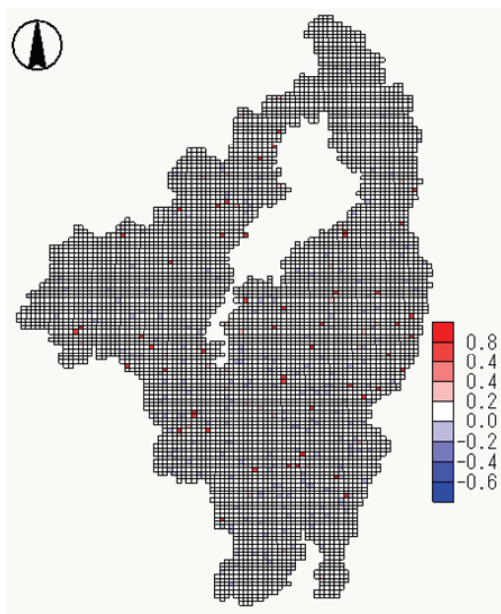


Fig.20 The risk distribution for fish

を考慮しているため、魚食魚であるブラックバスのリスクが本来大きくなるべきであるが、結果としてはコイと同程度のリスクであるということがわかった。これは食物連鎖を考慮しているため、雑食魚、藻食魚の生物量が増加し、それにより魚食魚の生物量も回復していったものと考えられる。

6. 結論

本研究では、流域の生態系環境評価を目的として、淀川流域を対象に毒性化学物質（ノニルフェノールと LAS）の動態解析とその魚類への影響評価を行った。熱収支解析モデル、水量モデル、水質モデル、生態影響評価モデルを用い、河川流域というマクロな視野から、魚体内の化学物質濃度というミクロな視野へと解析を展開し、総合的な検証を行った。生態評価モデル構築の際には、食物連鎖と体内蓄積という自然現象をモデル化した。得られた成果をまとめると、以下ようになる。

- i. 水質モデルでは、流域内での LAS とノニルフェノールの動態を明らかにした。新たに水温、SS の動態を組み込むことにより、物性の違いによる環境中での時空間分布の違いが得られた。
- ii. 湖沼生態モデルである CASM-SUWA の発展版 CASM-river と分布型流出モデルである Hydro-BEAM をリンクさせることにより、閉鎖系ではない河川における食物連鎖を考慮した生態モデルを構築した。
- iii. PBPK により魚体内の化学物質濃度を計算し、同時に食物連鎖を考慮することで、生物濃縮

をモデル化することが出来た。

- iv. 生物濃縮を考慮した魚類の生存分布を推定することにより、生態環境のリスク評価を試みることができた。

なお、本生態系評価手法を Aqua-EARTH (Aquatic Environment Assessment Running Total Human Factors) と名付ける。

参考文献

- 河内俊英 (2003): 生き物の科学と環境の科学, 共立出版, pp. 143-154.
- 国土交通省寡占局河川環境課 (2004): 河川水辺の国政調査年鑑.
- 日本環境毒性学会 (2003): 生態影響試験ハンドブック, 朝倉書店.
- 松井三郎, 田辺伸介, 森千里, 井口泰泉, 吉原新一, 有菌幸司, 森澤眞輔(2002): 環境ホルモンの最前線, 有斐閣選書.
- Kathrin Fenner, Cornelis Kooijman, Martin Scheringer, Konrad Hungerbühler (2002): Including Transformation Products into the Risk Assessment for Chemicals: The Case of Nonylphenol Ethoxylate Usage in Switzerland, Environ. Sci. Technol, 36, pp. 1147-1145.
- Kojiri, T., Kinai, Y. and Park, J-H. (2002): Integrated River Basin Environment Assessment on Water Quantity, And Quality By Considering Utilization Processes, Proc. of Int. Conference on Water Resources and Environment Research, pp. 397-401.
- Naito, W., Miyamoto, K., Nakanishi, J., Masunaga, S., Steven M. Bartelle (2002): Application of an ecosystem model for aquatic ecological risk assessment of chemicals for a Japanese lake.
- 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.
- Wasa, M., Kawaguchi, T., Kojiri, T. and Tokai, A. (2007): River Basin Environment Assessment Considering Chemical Impact against Fish, J. Japan Soc. Hydrol. & Water Resour., Vol.20, No.4, pp. 278-290.

Modeling of Hydrological Environment Assessment Considering Food Chain and Accumulation in Fish Body with Toxic-chemicals

Kakuta FUJIWARA*, Toshiharu KOJIRI and Tomoya KAWAGUCHI**

*Graduate School of Engineering, Kyoto University

**Nihon Suido Consultants Co., Ltd. Japan

Synopsis

In this study, the water environment assessment procedure is proposed by considering water circulation in the whole river basin and toxic-chemicals in the fish bodies. Firstly, the surfactant dynamics of nonyl-phenol and LAS are analyzed with distributed runoff model. Then, food chain among fishes and accumulation in fish bodies are simulated combining CASM-river and PBPK to estimate the possibility of subsistence. Finally, the evaluated results against aquatic environment are calculated in the Yodo River Basin for theoretical verification.

Keywords: Food chain, Ecosystem, CASM, PBPK, River basin simulation