

1. 方法論より見た流域管理指標

1. P3-1プロジェクトで扱う「環境指標」について

陀安一郎¹⁾、中野孝教²⁾、山田佳裕³⁾、井桁明丈²⁾、
兵藤不二夫²⁾、田中拓弥²⁾、谷内茂雄²⁾、和田英太郎²⁾※

1) 京都大学生態学研究センター、2) 総合地球環境学研究所

3) 香川大学農学部、※(現所属) 海洋研究開発機構地球環境フロンティア研究センター

1. はじめに

環境の状態を把握するためには、適切な環境情報を収集することが必要になる。また、望ましい環境の状態に近づくためには、どういった基準でその目標像を設定し、それに至るプロセスを考えることが必要である。こういった目的のために、「環境指標」を設定し、環境の状態を適確に把握し、さらにこの環境指標を用いて流域の環境を望ましい状態にもっていくことが、流域のガバナンスを考える上で重要になってくる。「環境指標」の定義は、日本計画行政学会（編）¹⁾によれば、「ある対象が多数の状態変数によって規定される場合、その対象が持っている特性の内、特に抽出したいものを、できるだけ少數の特性値に投影して分かり易く表現したもの」とされる。内藤²⁾は環境指標を第Ⅰ種の指標と第Ⅱ種の指標に分類している。第Ⅰ種の指標とは、現象の理解が的確になされるための科学的厳密性を踏まえた指標であり、第Ⅱ種の指標とは、現象の持つ価値を何らかの尺度に変換して評価したものである。たとえば、第Ⅰ種の環境指標とは、水質指標や大気環境指標などであるのに対し、第Ⅱ種の指標とは都市の住みやすさの指標などである。

実際に、これらの環境指標を用いて流域診断を行なうやり方は、医師による健康診断にたとえられる。たとえば「人間ドック」では、まず医師による問診が行われ、続いて循環器、呼吸器、消化器などに分けて詳細な個別検査を行なう。これらをまとめる形で、総合的な診断結果としての「健康度」が示される³⁾。ここで、この比喩についてもう少し考えてみると、「病気がない状態」を目指すのか、少しくらい「不健康」には目をつむるのかは、この診断結果を受けた各自の判断が必要となる。もっといえば、「健康で文化的な生活が送れる」ためには、人間ドックは自分の健康管理のベンチマークに過ぎず、それをふまえて毎日の

生活を考える必要がある。これを流域環境に置き換えてみても同様のことが言える。環境の状態において「望ましい状態」というのは、「原自然」であるのか、いわゆる「里山」に代表されるような人間のかかわりのなかでの「望ましい状態」なのか、人間の健康に影響がなければそれでいいのか、などについては自明ではない。本プロジェクトでは、多岐にわたる指標を元に、流域の住民が自ら流域管理を行なえることを目指した。この「順応的管理」を実現するためには、環境指標項目を整理し検討することが必要となる。

本項では、本プロジェクトのなかで、特に自然環境の状態を診断するために注目した項目に関して解説する。主に第Ⅰ種の指標、もしくはその指標を導き出すために必要な状態変数を与えるものについて解説する。既存のあらゆる指標を網羅的に解説するものではないことに注意していただきたい。

本項の最後に、この節の概要を簡単に紹介する。

2. 水質指標

本プロジェクトは、環境の状態を表す指標のうち、水質にかかわる指標について特に注目した。以下、本報告書においてよく記述されるパラメータ、およびその指標性について説明する。なお、語句の説明の一部は「陸水の事典」によった⁴⁾。

懸濁物質 (SS) は、湖水や河川水に懸濁して存在する物質を指す。試水をろ過して、ろ紙を通過しない物質として定量する。通常は1μm以上のサイズの粒子を指し、バクテリア、動植物プランクトンなどの生物だけでなく、土壤粒子なども含む。本プロジェクトでは、稻藁などの大きな破片を除去するために150μmのプランクトンネットであらかじめろ過し、ガラス製濾紙 (Whatman GF/Fフィルター：口径の目安0.7μm) でろ過した研究が多い。本プロジェクトで特に重視した、

水田からの濁水発生状況に関する一つの指標といえる。

濁度は、水中に存在する懸濁粒子による濁りの程度を指す。光学濁度計を用いて測定し、当てた光の散乱光の強度により測定される。単位はNTUが使われる。濁度と懸濁物質（SS）の関係は、懸濁粒子の性質により異なり、必ずしも比例するとは限らない。

汚濁物質の指標として、全炭素（TC）という表現はあまり使われず、無機炭素成分を除いた**全有機炭素（TOC）**が水質の汚濁指標となる。平成17年度より水道法が改正され、水質検査の項目（有機物指標）として取り入れられた。TOCのうち、懸濁成分に含まれるもの**懸濁態有機炭素（POC）**といい、本プロジェクトでは上記の懸濁物質の基準に基づいたものを採用した（ $0.7\mu\text{m}$ - $150\mu\text{m}$ ）。本プロジェクトでは、TOC成分のうちWhatman GF/Fフィルターを通過したものを**溶存有機炭素（DOC）**とした。一方無機炭素に関しては、本プロジェクトの中には、**溶存無機炭素（DIC）**（もしくは全無機炭素TIC）を有機物の分解過程の指標として用いた研究も含まれる。

全窒素（TN）は、溶存態・懸濁態を合わせた、水中に含まれるすべての窒素分を指す。水質に関する環境基準項目であり、水質の指標である。このうち、懸濁成分を**懸濁態窒素（PN）**として表す。通常窒素に関しては、水中では岩石由来の成分が極めて少ないので、PNを**懸濁態有機窒素（PON）**として扱うことが多い。本プロジェクトでは上記の懸濁物質の基準に基づいたものを採用した（ $0.7\mu\text{m}$ - $150\mu\text{m}$ ）。本プロジェクトでは、TN成分のうちWhatman GF/Fフィルターを通過したものを溶存窒素とし、**溶存無機窒素（DIN）**と**溶存有機窒素（DON）**に分けられる。DINは、さらに、アンモニア態窒素（ NH_4^+ ）、硝酸態窒素（ NO_3^- ）、亜硝酸態窒素（ NO_2^- ）などに分けられる。

TP（全リン）は、溶存態リン（主に溶存無機リン（DIP）でリン酸態リン（ PO_4^{3-} ）が主な形態）と懸濁態リン（PP）を合わせた、水中に含まれるすべてのリン成分を指す。水質に関する環境基準項目であり、水質の指標である。実際のメカニズムを考えると、生産と分解のどちらが優占するかで、溶存態か懸濁態か量的バランスは変わる。湖沼の生物生産はリンの利用度によって規定されている場合が多いため、リンの濃度は水域の生産力の重要な指標である。

溶存酸素（DO）は、水生生物の生存に大きくかかわる量として環境基準項目となっている。水域においては、酸素は大気からの拡散によって溶け込むほか、光合成によって供給され、呼吸によって消費される。水域の物質循環の中心的な過程は有機物の生産と分解であり、溶存酸素濃度（あるいは、任意の水温における酸素の飽和量を基準とした割合である溶存酸素飽和度）は、その指標となる。

生物化学的酸素要求量（BOD）は、採水した水を通常5日間暗所、一定温度で生物化学的に分解させた時の酸素の消費量から求める。有機汚濁の指標となるが、微生物に分解されにくい物質が多く含まれている場合や微生物活性を阻害する物質が含まれている場合は過小評価になる。

化学的酸素要求量（COD）は、強力な酸化剤（例えば日本の公定法では過マンガン酸カリウム）によって酸化させたときに必要な酸化剤の量を酸素量に換算して示す。湖沼・内湾などの停滞水域の有機汚濁指標となっている。対象有機物の分解率のばらつきと還元性無機物の存在に注意する必要がある。

日本における河川・湖沼・海域の水質汚濁に関する基準は、人の健康の保護に関する基準と生活環境の保全に関する基準が制定されている。前者は主に重金属類や発ガン物質などが指定されており、後者は上記に説明した項目を含むpH、SS、BOD、COD、大腸菌などが指定されている。こういった環境基準に用いられる測定項目が、すぐれた環境指標の要素であることは間違いないが、流域管理に必要な自然環境の情報としては、調査時の水質状態に強く影響されるために、必ずしも十分とはいえない。また、こうした指標は易分解性有機物やそれらの分解産物である無機栄養塩類の濃度によるため、流下過程での分解や生物による取込みに等による減少、地下水など水質の全く異なる水の流入といった影響因子を除外するには精緻な流量観測が必要不可欠である。そのような詳細な観測は、行政などが行なう大河川のモニタリングなどに限られており、中小河川などで流域住民が「順応的管理」によるモニタリングを提案することは難しい場合もある。そこであらゆる河川に適用可能な、できるだけ簡便な方法による、河川の流程に沿った流域環境の状態の評価方法の開発が望まれている。

そこで、新しい診断パラメータとして注目され

る安定同位体比による評価手法について紹介する。

3. 安定同位体指標

本プロジェクトでは、琵琶湖・淀川水系の各種水質測定とともに各種安定同位体比を測定し、これらと流域の人間活動との比較から、人為的な汚濁負荷が河川環境に及ぼす影響を空間スケールごとに解析し、河川環境の新たな総合的指標を検討することを目的とした。

近年、河川環境の診断に各種安定同位体比（炭素、窒素、酸素、硫黄など）が広く用いられており、特に窒素汚染源の特定や環境診断の指標として窒素安定同位体比（ $\delta^{15}\text{N}$ 値）が有効であることが指摘されている⁵⁾。 $\delta^{15}\text{N}$ 値は汚染物質の起源や生態系における様々な化学反応や生物代謝（脱窒などの浄化プロセス、生物による取込み、食物連鎖）を反映することから、生態系環境を診断する上での有益な情報を与えてくれる。

窒素同位体比は、流域の位置によって大きく変動する。山岳域の森林地帯や若い森林では窒素は降水や生物学的窒素固定によって供給され、植物などの生物が持つ $\delta^{15}\text{N}$ 値は一般的に低い⁶⁾。たとえばアメリカの森林地帯では、FryがLTERサイトの植物の $\delta^{15}\text{N}$ 値が-5~2‰であったと報告している⁷⁾。

一方、人為影響のある生態系ではその値が変わってくる。たとえばCabana & Rasmussen⁸⁾は、湖の一次消費者や河川懸濁粒子が示す $\delta^{15}\text{N}$ 値が集水域の人口密度と正の相関があることを示した。これは、以下のように解釈される。一般に、人為影響の大きい水域生態系では、家畜排出物、生活排水や下水道由来の窒素が主な窒素源となる。人間によって排出される有機物の $\delta^{15}\text{N}$ 値が約6~7‰程度と見積もられるのに加え、溶存態窒素はその存在環境により、アンモニアの揮散や脱窒といったプロセスを経て $\delta^{15}\text{N}$ 値が高い⁹⁾。これらの $\delta^{15}\text{N}$ 値は、森林起源有機物の $\delta^{15}\text{N}$ 値に比べ高いことから、この2つの起源の混合比により水系の $\delta^{15}\text{N}$ 値が決定される。例えば、集水域の人口密度が高くなると河川への生活排水の寄与が大きくなり、窒素の負荷は増加する。しかし、規模が比較的大きく、きれいな河川では、そのほとんどが速やかに硝酸態窒素にまで酸化（硝化）され、水中に留まるため、水系の $\delta^{15}\text{N}$ 値は生活排水の値近くで安定する。たとえば、Wada et al.¹⁰⁾は、大槻川の上流では硝酸態窒素の $\delta^{15}\text{N}$ 値は2‰であるが、下流

に向かうにしたがって徐々に増加し、河口では6‰程度となることを示した。さらに有機物負荷が高い河川では、堆積物中での活発な脱窒の駆動に伴う N_2O や N_2 の放出が起こり、さらに酸素の減少がすると、相対的な硝化の低下にともなうアンモニアの揮発等により、 $\delta^{15}\text{N}$ 値は上昇する¹¹⁾。

その他の例として、McClelland & Valiela^{12, 13)}は、河口域に流入する排水の影響が栄養塩・プランクトン・水草の $\delta^{15}\text{N}$ 値に反映されることを明らかにした。また、Carmichael et al.¹⁴⁾は、人為起源の窒素負荷の程度が増えるに対して懸濁粒子や二枚貝の窒素同位体比は上昇することを示している。Cole et al.¹⁵⁾は水草 (*Spartina alterniflora*) について、排水による窒素負荷の割合が $\delta^{15}\text{N}$ 値と相關することを示した。一方、Savage & Elmgren¹⁶⁾は、近年窒素負荷が減少したことで藻類 (*Fucus vesiculosus*) の $\delta^{15}\text{N}$ 値が減少したことを示した。

$\delta^{13}\text{C}$ 値は、植物プランクトンや付着藻類、水草の光合成の指標になる。これら一次生産者の $\delta^{13}\text{C}$ 値は、基質となる溶存無機炭素 (DIC) の炭素同位体と、みかけの同位体分別の大きさ ($\Delta\delta^{13}\text{C}$) により決定される。この時に、炭酸固定基質の違い（重炭酸か溶存 CO_2 か）を別にすると、水中のDICの拡散抵抗、光合成速度、細胞や葉の表面の境界層の厚さなどが影響する¹⁷⁾。その結果、付着藻類や大型植物プランクトンでは炭酸律速のために $\delta^{13}\text{C}$ が上昇することが知られており¹⁸⁾、それを指標として河川や湖沼の生産基盤の変動について議論することができる。

また、生物体に含まれるストロンチウム (Sr) 同位体比は栄養段階によっては変動を受けず、環境水と同じ $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ をもつことが知られている¹⁹⁾。他のミネラル成分と同様に、環境水に含まれているSrは岩石や鉱物などの地質にその究極の起源があり、Sr同位体比の変化は異なるSr同位体比をもつ起源物質の混合割合が変わるということである²⁰⁾。従って、生物試料を元にして集水域のSr同位体比を比較することは、集水域の地質に依存する水循環・物質循環の流れそのものを調べることにほかならない。また、イオウ同位体比 ($\delta^{34}\text{S}$ 値) は、同様の起源物質の推定に用いられるほか、底生の酸化還元状態の指標にもなる²¹⁾。

4. 本節の簡単な紹介

本節では、対象をスケールによって階層化し、ミクロ視点、メソ視点、マクロ視点に分けた。

具体的には、以下のような構成になっている。

2項ではミクロ視点からみた、主に圃場レベルの研究を紹介した。山田ほか（2.1）は、調査地域（稻枝地区）において実験的に「強制落水」を行い、とくに窒素・リンの排出に関する推定を行なった。また、山田ほか（2.2）は、同様にケイ素の排出量の推定を行なった。これらの実験は、代かき濁水の管理が、下流域（ここでは琵琶湖を想定している）における生物生産にどのような影響を与えるかの推定に役立つものである。また成田ほか（2.3）は、圃場管理が水田の底生動物相をどのように変えるかを見たものである。細野ほか（2.4）は、イオウやストロンチウム同位体比および多元素分析を用いることにより、圃場レベルの管理と田面水の関係を見ている。

3項では、水田から河川へ流出する濁水や栄養塩に関してメソレベルの視点から考察した。山田ほか（3.1）は、水田から排出された濁水を培養することにより、窒素の形態変化を研究した。井桁ほか（3.2）では、湖東域の小河川（蛇砂川）を連続モニタリングすることにより、年間の栄養塩の変動における代かき期の寄与について考察した。井桁ほか（3.3）では、稻枝地区の水田排水路や小河川での詳細なモニタリングを通して、愛西地区の栄養塩動態を追跡し、窒素同位体指標の有効性についても議論した。山田ほか（3.4）では、水田から放出された泥が水路環境を改变する影響に関してメタンを指標にすることを提案している。また、Boontanonほか（3.5）では、汚濁の進んだ水系での脱窒によるN₂O発生について議論した。細野ほか（3.6）は、イオウやストロンチウム同位体比および多元素分析を用いて、宇曽川水系の代かき期の人為影響について研究した。石井・神松（3.7）は水温ロガーを用いてとられた高時空間分解能水温データから水路・小河川の連続性の時間変化を推定する手法を開発した。中野ほか（3.8）は、琵琶湖の中でも富栄養化の進んでいる赤野井地域における多元素の分布について報告している。

4項では、これらの水系レベルの特徴が琵琶湖に与える影響を考察するため、琵琶湖全体に対する各河川の影響をマクロレベルから考察した。中野ほか（4.1）は、イオウやストロンチウム同位体比および多元素分析を用いて、琵琶湖流入河川の琵琶湖に対する寄与を見積もった。高津ほか（4.2）では、流入河川に生息する生物相の窒素同

位体比を指標に河川環境の位置づけを行なった。高津ほか（4.3）は、硝酸態窒素や堆積泥などの有機物プールについて、窒素同位体比を指標にした議論を行なっている。高津ほか（4.4）は、水草の炭素同位体比の指標性について議論している。山田ほか（4.5）は、琵琶湖集水域と香川県の集水域を比較し、水文環境の違いが水質形成にどのようにかかわるかを議論している。また、山田ほか（4.6）は、河川の堆積物の溶存酸素濃度を用いた底泥の酸化還元環境について議論した。

5項では、これらの琵琶湖流入河川が琵琶湖に与える影響、またそれより下流の淀川水系に及ぼす影響についてマクロ視点から研究したもの紹介する。陀安ほか（5.1）は、代かき濁水が琵琶湖の中に流入する過程について観測した。陀安ほか（5.2）は、琵琶湖の溶存酸素同位体について酸素同位体比を用いた研究を紹介している。Boontanonほか（5.3）は湖水中に含まれるN₂Oについて安定同位体比を用いた研究を行なった。兵藤ほか（5.4）は、近年の琵琶湖の変化を湖底堆積物の同位体比の解析という手段で示した。成田ほか（5.5）は琵琶湖の湖底に生息するユスリカはメタンを食べるという発見を報告している。井桁ほか（5.6）は、淀川水系の河川水質を安定同位体指標を用いて解析した例を示す。さらに井桁ほか（5.7）は、淀川下流と神崎川についての詳細について安定同位体指標を用いた研究を報告している。兵藤ほか（5.8）は、ミツバチの安定同位体を指標として集水域の環境を評価するという新しい試みを紹介している。

5. おわりに

本節で紹介する研究は、琵琶湖-淀川水系で起きている環境問題に関して、網羅的に指摘することを目的とはしていない。濁水問題を通して、農家の排水管理といったミクロスケールの事象から、小水系への影響といったメソスケールの事象、琵琶湖流入河川レベルにおいての各河川の寄与といったマクロな事象、さらに琵琶湖や淀川水系全体といった階層間のつながりを意識した研究を集めている。特筆すべきことに、農家の水田排水管理といった直接的な人為影響が引き起こす効果といったものの見積もりから、人口や土地利用といった総和としての人為影響の見積もりに関して、炭素・窒素・酸素・イオウ・ストロンチウムといった安定同位体比が有効な指標であることを示し

ている。

引用文献

- 1) 日本計画行政学会（編）「環境指標の展開」－環境計画への適用事例－学陽書房（1995）
- 2) 内藤正明「環境指標の歴史と今後の展開」『環境科学会誌』1-2, p135-139 (1988)
- 3) 谷内茂雄「流域管理の必要性」『流域管理のための総合調査マニュアル』(和田プロジェクト編) pp.10-12. (2002)
- 4) 日本陸水学会編『陸水の事典』講談社 (2006)
- 5) Kendall, C., Tracing nitrogen sources and cycles in catchments. In: Kendall, C. and McDonnell, J. J. [eds.] Isotope tracers in catchment hydrology. (1998) pp.519-576, Elsevier.
- 6) Vitousek P. M., Shearer G. & Kohl D.H., Foliar ^{15}N natural abundance in Hawaiian rain forest: patterns and possible mechanisms. *Oecologia*. (1989) 78: 383-388.
- 7) Fry B., Stable isotope diagrams of freshwater food webs. *Ecology*. (1991) 72: 2293-2297.
- 8) Cabana G. & Rasmussen J.B., Comparing the length of aquatic food chains using stable N isotopes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. (1996) 93: 10844-10847.
- 9) Heaton T.H.E., Isotopic studies of nitrogen pollution in the hydrosphere and atmosphere: a review. *Chemical Geology*. (Isotope Geoscience Section) (1986) 59: 87-102.
- 10) Wada E., Minagawa M., Mizutani H., Tsuji T., Imaizumi R. & Karasaw K., Biogeochemical studies on the transport of organic matter along the Otsuchi river watershed, Japan. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. (1987) 25: 321-336.
- 11) Macko, S.A. & Ostrom, N.E., Pollution studies using stable isotopes, In: Lajtha, K. & Michener, R.H. [eds.] Stable isotopes in ecology and environmental studies. (1994) pp.45-62. Blackwell Scientific.
- 12) McClelland J.W. & Valiela I., Nitrogen-stable isotope signatures in estuarine food webs: A record of increasing urbanization in coastal watersheds. *Limnology and Oceanography*. (1997) 42: 930-937
- 13) McClelland J.W. & Valiela I., Linking nitrogen in estuarine producers to land-derived sources. *Limnology and Oceanography*. (1998) 43: 577-585
- 14) Carmichael R.H., Annett B. & Valiela I., Nitrogen loading to Pleasant Bay, Cape Cod: application of models and stable isotopes to detect incipient nutrient enrichment of estuaries. *Marine Pollution Bulletin*. (2004) 48: 137-143.
- 15) Cole M.L., Valiela I., Kroeger K.D., Tomask G.L., Cebrian J., Wigand C., McKinney R.A., Grady S.P. & da Silva M.H.C., Assessment of a $\delta^{15}\text{N}$ isotopic method to indicate anthropogenic eutrophication in aquatic ecosystems. *Journal of Environmental Quality*. (2004) 33: 124-132.
- 16) Savage C. & Elmgren R., Macroalgal (*Fucus vesiculosus*) $\delta^{15}\text{N}$ values trace decrease in sewage influence. *Ecological Applications*. (2004) 14: 517-526.
- 17) Goericke, R., Montoya J.P., Fry B., Physiology of isotopic fractionation in algae and cyanobacteria. In: Lajtha, K. & Michener, R.H. [Eds] *Stable Isotopes in Ecology and Environmental Science*. (1994) pp. 187-221. Blackwell Sci. Pub., London.
- 18) Yamada Y., Ueda T., Koitabashi T. & Wada E., Horizontal and vertical isotopic model of Lake Biwa ecosystem. *Japanese Journal of Limnology*. (1998) 59:409-427.
- 19) Nakano T. & Noda H., Strontium isotopic equilibrium of limnetic molluscs with ambient lacustrine water in Uchinuma and Kasumigaura, Japan. Annual Report, Institute of Geoscience, University of Tsukuba. (1991) 17: 52-55.
- 20) Graustein W.C., $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ ratios measure the source and flow of strontium in terrestrial ecosystems. In: P.W. Rundel, J.R. Ehleringer & K.A. Nagy [eds.]. *Stable Isotopes in Ecological Research*. (1988) pp. 491-512. Springer Verlag, New York.
- 21) Krouse R. H. & Grinenko V. A., *Stable Isotopes: Natural and Anthropogenic Sulphur in the Environment*. SCOPE 43. (1991) John Wiley & Sons.