

水系ネットワークのリン輸送動態

Dynamics of phosphorus transport and retention in a river network

岩田 智也^{1*}・青山 隼人²
Tomoya IWATA^{1*} and Hayato AOYAMA²

¹山梨大学 生命環境学部

²山梨大学 工学部

¹Faculty of Life and Environmental Sciences, University of Yamanashi

²Faculty of Engineering, University of Yamanashi

摘 要

富士川水系を対象に、河川内の栄養塩取り込みプロセスが水系のリン輸送動態に及ぼす影響を評価した。栄養塩流出モデルとスパイラルメトリクスを用いて解析した結果、河川のリン輸送には土地利用と河川規模が強く影響することが明らかとなった。特に、河床のリン取込み速度は森林河川で低く、農地・市街地河川で上昇していた。しかし、リン濃度が高い農地・市街地河川ではリン原子の鉛直移動速度は実質的に低下しており、スパイラルレングスも増加していた。栄養塩の除去効率は森林河川で高いのに対し、人為影響を受けた河川や水深が深く流速の早い大河川ではその機能が低下していることが明らかとなった。水系全体で見ると、河川に流入したリンの約50%が河床に取り込まれており、河川は下流域の水質形成に大きな役割を果たしていると考えられた。

キーワード：河川内プロセス、水系ネットワーク、スパイラルメトリクス、SPARROW モデル

Key words : in-stream processes, river network, spiralling metrics, SPARROW model

1. はじめに

水域への栄養塩や有機物の負荷を抑制するための下水処理施設の整備や工場・事業所からの汚濁負荷に対する規制が行われた結果、近年では特定汚染源(点源)からのリン(P)や窒素(N)の流出は減少傾向にある。一方で、非特定汚染源(面源)からの負荷は相対的に減少が進んでおらず、依然として過剰な栄養塩が河川を經由して下流へと輸送されている。過剰なリンは下流河川や湖沼の富栄養化を、過剰な窒素は塩性湿地の崩壊や沿岸域における貧酸素水塊(デッドゾーン)の拡大を引き起す原因となる^{1), 2)}。そのため、陸-川-海間の栄養塩輸送動態を把握することが、陸水域のみならず沿岸域の生態系保全においても重要となっている。

流域の栄養塩輸送については、数多くの研究が行われてきた。特に、リンや窒素の流出量推定には古くから原単位法や $L-Q$ 式が用いられている³⁾。しかし、双方とも発生源から流出地点に到達する間の水質変換プロセスは考慮しておらず、河川内の栄養塩輸送動態を把握することは難しい。一方、開発が進んでいる流域水文モデルでは、栄養塩の発生や河川

への流出、河川内の輸送に関わる物理化学過程が数式で詳細に記述されており、パラメータを最適化することで栄養塩の流出量を高精度に再現・予測することができる。また、調整されたパラメータをもとに流域内の発生源・吸収源や輸送途中の変換過程を評価することも可能である^{4), 5)}。しかし、流域水文モデルの多くは、限られた観測地点における栄養塩負荷量の時系列データからパラメータ調整を行うため、推定された河川内の栄養塩動態は観測地点より上流域の平均値を表したものとなる。そのため、河川地形や水理環境、光、栄養塩濃度が異なる流域内のさまざまな河川の栄養塩除去プロセスを評価することは難しく、異質な河川環境が連結した水系ネットワークが流域の栄養塩輸送にどのように関わっているのか、よくわかっていないのが現状である。

一方で、海外の河川で行われてきた栄養塩添加実験の結果から、河床における生物群集代謝や吸脱着反応、堆積・貯留などの河川内プロセスが流域の栄養塩輸送に大きく関わっていることが明らかとなってきた⁶⁾⁻⁹⁾。特に、河川規模や周囲の土地利用が河川内プロセスの変化を通して栄養塩除去効率に影響することが報告されている。しかし、栄養塩添加実

受付：2015年2月12日、受理：2015年4月13日

* 〒400-8510 山梨県甲府市武田4-4-37, e-mail : tiwata@yamanashi.ac.jp

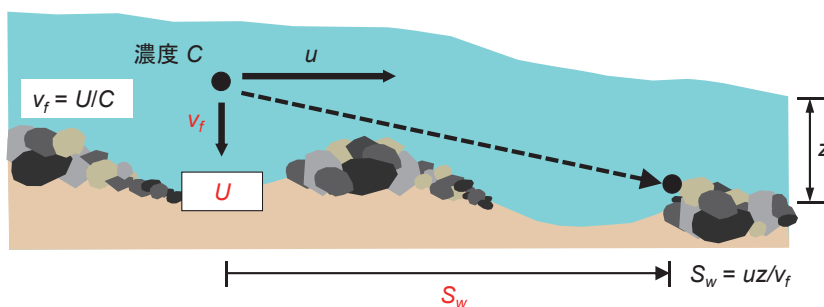


図1 栄養塩原子の流下過程を示した概念図。

河川区間(水深 z , 流速 u)を流下する栄養塩原子(●)は底生環境における取り込み速度 U によって、鉛直移動速度 v_f で河床方向に移動する。栄養塩原子が河床に到達するまでに流下する平均距離が S_w である。

験を大河川で実施するのは困難であり、実証研究の多くは流量 $1 \text{ m}^3/\text{s}$ 未満の小中河川に限られている^{8), 10)}。そのため、大河川を含む水系ネットワーク全体で河川内プロセスの重要性を評価した研究は、モデル研究・実証研究ともにほとんどない。

そこで本研究は、流域の空間異質性を考慮した栄養塩流出モデル SPARROW (SPATIally Referenced Regressions On Watershed attributes)¹¹⁾に河川の栄養塩取り込み過程を明示的に組み込み、リン輸送動態における河川内プロセスの重要性を水系全体で評価することを目的とした。SPARROW は流域内の多地点で観測された負荷量データを説明するための空間回帰モデルであり、水系内におけるリン輸送動態の空間パターンを河川規模にかかわらず評価することが可能である。河川内のリン取り込み過程は、スパイラルメトリクス¹²⁾を用いて評価する(図1)。スパイラルメトリクスは河川内の栄養塩原子の流下過程を表す変数であり、主に単位河床面積あたりの栄養塩取り込み速度 U 、河床の取り込みによって生じる栄養塩原子の鉛直移動速度 v_f 、及び河床に取り込まれるまでの平均流下距離 S_w の三つからなる。特に、 v_f や S_w (スパイラルレングス)は河川の栄養塩除去効率や除去プロセスの空間スケールを示す指標として、過去30年にわたって世界各地で測定が行われている。本研究では、河川内におけるリンの複雑な生物地球化学的循環(取り込み、放出、分解、吸脱着、沈殿、溶出、堆積など)をスパイラルメトリクスで一元的に表現し、水系スケールで河川内プロセスを定量化することを目的とする。

2. 調査

調査は2010年9~10月にかけて、山梨県、静岡県及び長野県の一部を流れる富士川流域(流域面積 $3,990 \text{ km}^2$)を対象に行った。富士川は南アルプスや八ヶ岳などの標高2,000 mを超える山地に源を發し、短い流程で駿河湾に注ぐ急勾配の河川である。流域の多くは森林で覆われているが、中流域の甲府盆地には水田や果樹園・畑地が広がり、その中心部には市街地が広がっている。一方、甲府盆地以南の下流

域では再び山間部を流れ、静岡県に至るまで河川周辺の人口密度は低い。

本研究では、富士川水系全域から河川規模(流量 $0.001 \sim 59.7 \text{ m}^3/\text{s}$)や標高(3~2,370 m)、周囲の土地利用が異なる105河川を調査地として選定し、3か所の下水処理場排水を加えた計108か所で採水を行った。調査地は河川の合流点直上に設置し、無降雨日が2日以上続いた後の平水時に採水を行った。

調査地では、先行研究¹³⁾に従って水面幅(m)、水深(m)、流速(m/s)及び流量(m^3/s)の計測を行った。また、各調査地の河川水を採取した。本研究では、陸域から河川へと流下するリンと窒素の総フラックス量を予測するモデルを構築するため、形態別(懸濁態、溶存態、無機態、有機態)ではなく、全リン(TP; Total Phosphorus)濃度及び全窒素(TN; Total Nitrogen)濃度を解析に用いることとした。TP濃度はペルオキシ二硫酸カリウム($\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$)分解法で、TN濃度はアルカリ性ペルオキシ二硫酸カリウム分解-紫外線吸光度法で定量した。さらに、水温と光の予測モデルに用いるデータを得る目的で、調査地のうち27河川では調査期間中に水温を20分間隔で連続観測(3週間以上)し、44河川では河岸に光量子センサーを設置して日光合成有効放射 $I(\text{PAR}; \text{Active Radiation Photosynthetically})$ 、波長 $400 \sim 700 \text{ nm}$ を1分間隔で2日以上計測した。

3. リン・窒素流出モデル

3.1 モデルの概要

各調査地で実測したTPとTNの負荷量(流量×濃度)を、既存の空間回帰モデル SPARROW¹¹⁾を改良した栄養塩流出モデルにより解析した。モデルは流域内における栄養塩の発生、発生源から河川への流出及び河川内の輸送の三つのプロセスから構成されており、それぞれが経験式によって記述された統計的非線形モデルである(図2)。解析は流域内の多地点で観測された負荷量データをもとに行い、水系内で生じるフラックスの増減についてマスバランスを整合させるように発生から流出までのパラメータ調整を行う¹¹⁾。

モデルの構築に当たり、流域の地形情報(50 mメッシュ標高データ)及び土地利用状況を地理情報システム(GIS; Geographic Information System)で解析した。また、1/25,000 地図画像データをもとに水系網図を作成し、支流との合流点を境に富士川水系を計2,467の河川区間に分割した(図2)。ここで、調査地*i*の上流に位置する河川区間の集合を*J(i)*とした。ただし、上流に別の調査地*i'*がある場合は、*J(i)*には*i'*地点の上流区間*J(i')*を含まないこととした。本研究では、このように定義した*J(i)*の集水域を「観測流域」とした(図2)。

調査地*i*を通過するTPとTNの負荷量*L_i*(mol/d)

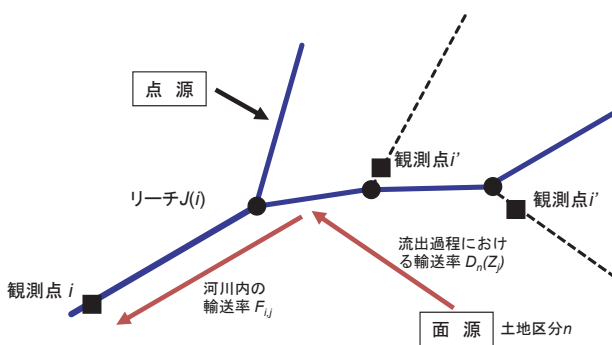


図2 栄養塩流出モデルで記述したリンと窒素の発生、流出及び河川内での減衰プロセスを示した模式図。図の●は各河川リーチの下流端を、■は観測点を示す。青線は、観測点*i*の観測流域に含まれるリーチの集合*J(i)*である。面源*n*で発生したリンと窒素は、減衰しながら*J(i)*へ流入する。点源や上流の観測点*i'*からは、窒素とリンが直接*J(i)*に流入する。流入した窒素とリンは、減衰しながら観測点*i*に運ばれる。

は、*J(i)*に含まれる任意の河川区間*j*から地点*i*に到達する発生源*n*由来のリンと窒素の負荷量の合計として記述した。

$$L_i = \sum_{n=1} \sum_{j \in J(i)} s_{n,j} D_n(Z_j) F_{i,j} \quad (式1)$$

ここで、*s_{n,j}*は*J(i)*の観測流域にある発生源*n*での発生量(mol/d)、*D_n(Z_j)*は発生源*n*から河川区間*j*へ流出する割合、*F_{i,j}*は河川区間*j*に流入したリンや窒素が地点*i*まで輸送される割合である(図2)。

発生量*s_{n,j}*は、面源*n*の発生原単位*a_n*(mol km² d⁻¹)と面積*A_n*(km²)の積、又は点源*n*から河川区間*j*に直接流入する負荷量(mol/d)とした。面源は環境省自然環境保全基礎調査で作成された1/50,000植生図(第5回調査, 1994~1998年)をもとに分類した7土地利用区分とした(表1)。なお、発生したリンと窒素は、観測流域内の各河川区間の流路長に比例して区間*j*に分配・輸送されると設定している。点源は、処理能力1万 m³/日以上の大規模下水処理場とし、処理排水の河川への負荷量(mol/d)を現場にて実測してモデルに利用した。さらに、上流の調査地*i'*から観測流域内の区間*J(i)*に流入するTPとTNの負荷量も点源としてモデルに組み込んだ。ただし、他の小規模な点源(事業所からの排水や小規模下水処理施設など)については農地や市街地などの土地区分に均一に分布する属性と考え、面源の発生負荷量に含むようにした。

表1 全リン(TP)及び全窒素(TN)輸送モデルのパラメータ推定結果。

単位	TPモデル		TNモデル	
	平均	SE	平均	SE
発生原単位 α_n				
森林	mol km ⁻² day ⁻¹	1.2 ± 0.1	355.4 ± 8.0	
畑地	mol km ⁻² day ⁻¹	7.0 ± 0.8	302.3 ± 31.9	
果樹園	mol km ⁻² day ⁻¹	23.2 ± 1.1	2430.2 ± 53.5	
水田	mol km ⁻² day ⁻¹	91.9 ± 4.4	4137.5 ± 103.7	
市街地	mol km ⁻² day ⁻¹	15.2 ± 0.5	168.6 ± 10.7	
湿地	mol km ⁻² day ⁻¹	0.5 ± 0.1	0.5 ± 0.1	
その他	mol km ⁻² day ⁻¹	4.1 ± 0.4	710.8 ± 43.5	
陸-河川減衰項の係数 α_z				
傾斜	dimensionless	0.0000 ± 0.0000	0.0076 ± 0.0072	
河川内減衰項のパラメータ				
<i>E</i>	eV	0.0165 ± 0.0157	0.0033 ± 0.0031	
<i>K_I</i>	mmol m ⁻² day ⁻¹	5.6 ± 4.9	29.3 ± 4.7	
<i>K_N</i>	mmol/m ³	0.015 ± 0.014	13.1 ± 10.9	
<i>K_P</i>	mmol/m ³	1.8 ± 0.3	0.065 ± 0.012	
<i>U_{max}</i>	mmol m ⁻² day ⁻¹	2.0 ± 0.3	96.2 ± 6.6	
自由度調整済み決定係数 R_{adj}^2		0.822	0.846	

初期値を変えながらパラメータ推定を10回試行し、その平均値と標準誤差を示した。

発生源 n で生じた窒素とリンは一次減衰しながら河川区間 j に輸送される。

$$D_n(Z_j) = \exp(-a_z Z_j) \quad (\text{式 2})$$

ここで、 Z_j は発生源 n から河川区間 j への物質輸送に影響を及ぼす地表特性であり、地形や土壌、植生などが潜在的な変数として考えられる。 a_z は地表特性 Z_j にかかる係数(無次元)である。本研究では、河川区間 j の周囲 200 m バッファにおける平均傾斜(%)の逆数を Z_j として算出した^{11), 14)}。一方、点源から発生する TP と TN は陸域で減衰することなく区間 j に直接流入するため、 $D_n(Z_j) = 1$ とした。

3.2 河川内プロセス

河川区間 j に流入した栄養塩は、生物による取り込みや吸着、沈殿、堆積などによって河床に取り込まれながら下流方向に輸送されていく(図 1)。この取り込み過程をスパイラルメトリクスの理論をもとに次のように定式化した¹⁵⁾。

$$F_{i,j} = \exp\left(-\frac{v_f \tau}{z}\right) \quad (\text{式 3})$$

$$v_f = \frac{U}{C} \quad (\text{式 4})$$

ここで、 v_f は河床の取り込みによって生じる栄養塩原子の鉛直移動速度(m/d)、 z は河川区間の平均水深(m)、 τ は区間内における河川水の平均流下時間(d)である。本研究では、調査を行った計 105 河川の水深と流速データをストレーラーの河川次数(川の規模を表す指数)ごとに集計し、その中央値を適用して全河川区間の z と τ を推定した。また、 U は河床面積あたりの取込み速度($\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$)、 C は濃度(mol/m^3)である。

取り込み速度 U は主に生物反応によると仮定し⁹⁾、温度と資源(光及び基質)への依存項を含む以下の反応速度式により定式化した。

$$U = U_{\max} \exp\left(\frac{E(T-T_{20})}{kTT_{20}}\right) \frac{I}{K_I + I} \frac{C_P}{K_P + C_P} \frac{C_N}{K_N + C_N} \quad (\text{式 5})$$

ここで、 U_{\max} は水温 20°C における最大取り込み速度($\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$)、 E は活性化エネルギー(eV)、 k はボルツマン定数($8.62 \times 10^{-5} \text{ eV/K}$)、 T は平均水温(K)、 I は日光合成有効放射($\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$)、 C は濃度(mol/m^3)、 K は半飽和定数である。温度項では代謝速度の温度依存性をアレニウス式で記述し¹⁶⁾、資源項では代謝速度の光、リン、窒素への依存性をミカエリス-メンテン型反応速度式で記述した。

3.3 水温、光、栄養塩濃度の推定

モデルに用いる各河川区間の平均水温(T)と TP 及び TN 濃度(C_P と C_N)は、統計モデルにより推定した。27 河川で連続観測して得た日平均水温(K)データを目的変数とし、観測日(年通算日)、標高(m)、河川次数及び周囲 200 m バッファ内で最も優占する土地利用を説明変数とした一般化線形混合モデル(GLMM; Generalized Linear Mixed Model)により、説明変数の係数を推定した。ここで、土地利用は直達日光を遮蔽する河畔域のカバーの分布特性を考慮し、7 土地利用区分から 4 区分(カテゴリ変数: 農地、市街地、森林、その他)へと整理して解析に用いた。また、GLMM には調査地ごとのランダム効果をモデルの切片に加えた。得られた係数の最尤推定値と GIS から取得した各河川区間の平均標高と周囲の土地利用情報を用いて、調査期間中の全区間の日平均水温 T を推定した(図 3)。同様に、各河川区間の C_P と C_N は、調査地の TP 及び TN 濃度の対数値を目的変数とし、周囲 200 m バッファ内の土地利用と標高、河川次数を説明変数とした一般化線形モデル(GLM; Generalized Linear Model)をもとに予測した(図 3)。

日光合成有効放射 I の推定では、光量子センサーで実測した PAR 値(I_{obs})のうち、雲量 0 の時刻における I_{obs} と FITSOLAR モデル¹⁷⁾で推定した理論値(I_{theo})から開空率($I_{\text{obs}}/I_{\text{theo}}$)を算出した。次に、河川次数及び周囲の土地利用ごとに開空率の平均値を求めた(表 2)。最後に、緯度から全河川区間の調査期間中における平均 I_{theo} を計算し、河川次数と土地利用に応じた開空率を乗じて I を推定した。

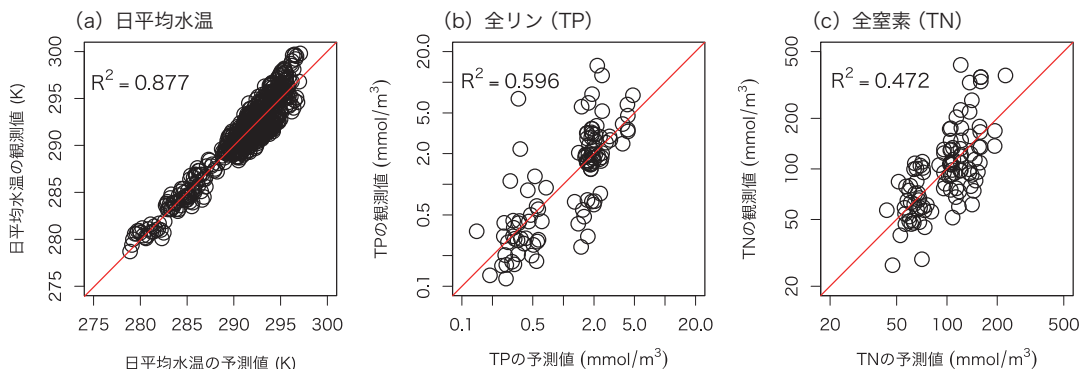


図 3 富士川水系で観測した日平均水温、全リン (TP) 濃度及び全窒素 (TN) 濃度とモデルの予測値との関係。図には回帰直線を示した。日平均水温は一般化線形混合モデル GLMM で、TP と TN 濃度は一般化線形モデル GLM で予測している。

3.4 流出モデルのパラメータ推定

TPとTNの負荷量の実測値 L_i を流出モデルの解析対象とし、実測値と予測値の対数値の残差平方和を目的関数とした。各パラメータの事前分布は一様分布を仮定し、初期値をランダムに変えながら目的関数を最小化する試行を10回繰り返してパラメータの調整を行った。この際、各パラメータは非負となるよう制限を設けた。得られたパラメータ推定値の平均値(±SE)を最適解とした。

調整されたパラメータを用いて、河床面積あたりの取り込み速度 $U(\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1})$ 、鉛直移動速度 $v_f(\text{m/d})$ 及び平均取り込み距離 $S_w(\text{km})$ の三つのスパイラルメトリクスを河川区間ごとに算出した(図1)。

$$S_w = \frac{uZ}{v_f} \quad (\text{式6})$$

ただし、 u は河川区間の平均流速(m/d)である。

4. 結果と考察

4.1 陸域におけるリン・窒素の発生プロセス

栄養塩流出モデルによるリン及び窒素負荷量の推定値は実測値と高い相関を示し、パラメータ数を節約した回帰モデルであるものの、平水時における負荷量の空間変異を高い精度で再現できることが確認できた(表1と図4)。調整されたパラメータ a_n を比較すると、TP及びTNともに水田の発生原単位が最も高く、次いで果樹園が高かった(表1)。また、TPについては市街地の発生原単位も高い値を示した。一方、畑地や森林の発生原単位はTP・TNともに果

表2 河畔植生の異なる河川の開空率の推定値。

	森林			その他		
	n	平均	SE	n	平均	SE
1-2次河川	7	0.033 ±	0.018	10	0.690 ±	0.059
3-4次河川	4	0.378 ±	0.150	11	0.690 ±	0.053
5-6次河川	-	±	-	12	0.789 ±	0.046

複数観測地点の推定値の平均値と標準誤差(±SE)を示した。
 n は調査河川数。

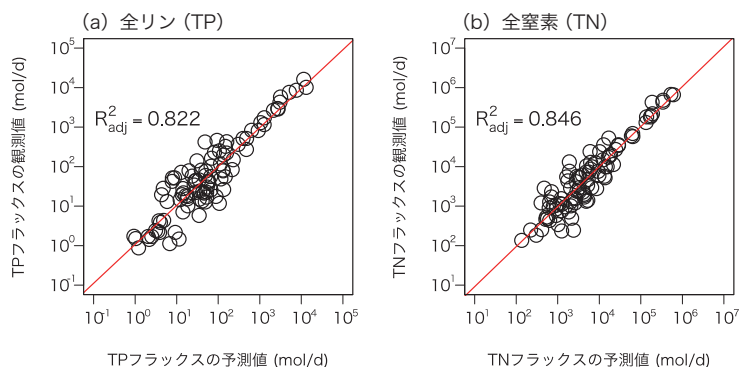


図4 富士川水系で観測した全リン(TP)及び全窒素(TN)の負荷量と栄養塩流出モデルで得られた予測値との関係。図には回帰直線を示した。

樹園や水田より一桁低い値であった。水田の代掻きや田面水の排水による影響が少ない9~10月の観測データをもとにした推定値であるにもかかわらず、水田が高い負荷量を示した原因については不明である。面源に含まれている田以外の発生源(用排水路、畔環境、農道、農業集落排水施設などの小規模点源など)が、リンと窒素の流出に大きく寄与しているのかもしれない。

河川への栄養元素の輸送率を表す $D_n(Z_j)$ をみると、 Z_j (河畔域の傾斜)にかかる係数 a_z はリンモデルで0と推定され、河川周辺の起伏は陸域でのリン輸送に強く影響しないと考えられた(表1)。流域スケールの地形特性や、他の要因(土壌特性、土壌温度、植生タイプなど)が河川へのリン輸送に大きく関与しているのかもしれない。

発生原単位に流域内の土地利用別面積を乗じて陸域からの発生量を試算すると、TPでは水田からの発生量が最も多く(57%)、次いで果樹園(13%)と森林(10%)の寄与が高かった。TNでは流域内の全発生量のうち森林が37%、水田が30%、果樹園が17%の寄与を示した。水田や果樹園が流域面積に占める割合が小さいことを考慮すれば(水田5%、果樹園4%、森林69%)、水田と果樹園はリンや窒素の発生源として重要であり、その空間分布が河川の栄養塩輸送に大きく影響していると考えられた。

4.2 リンのスパイラルメトリクス

河川の栄養塩取り込み機能を評価するために、リン・窒素流出モデルに河川内減衰項を組み込んでパラメータ推定を行った。その結果、活性化エネルギー E はリンモデルで0.016 eV、窒素モデルで0.003 eVと低い推定値が得られた(表1)。呼吸速度(異化)の活性化エネルギーは酵素反応の温度依存性を反映し、個体~生態系スケールでおおむね0.2~1.2 eV(平均0.6 eV)の値を示すといわれている¹⁶⁾。河川生態系の群集呼吸と総生産(同化)の活性化エネルギーもそれぞれ0.2~1.1 eV及び0.2~0.5 eVを示すことが知られており、群集代謝の温度依存性は高い^{18), 19)}。本研究で得られた E の値はこれら先行研究より大幅に低く、河床でのリンや窒素の取り込み速度が温度

以外の要因によって律速されていることを示唆している。実際、 U_p と U_N はそれぞれ TP と TN 濃度の反応速度式で記述できることから、温度よりは基質の影響が強いと考えられた(図 5)。ただし、 U は純変化速度(取込みと放出の差)であり、同化と異化の温度依存性が互いに相殺している可能性がある。また、リンについては河床での吸脱着も寄与していると考えられ⁹⁾、ミカエリス-メンテン定数(K_p)にはラングミュア型吸着反応の効果も反映されているであろう。河床におけるリンの生物学的な取込みと非生物学的な除去を分離することは、今後の大きな課題である。

全河川区間のスパイラルメトリクス(U , v_f , S_w)を集計した結果、河川内のリン輸送には土地利用と河川規模が強く影響することが明らかとなった(図 6)。

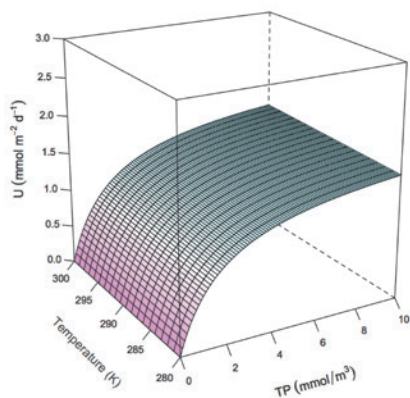


図 5 全リン(TP)濃度と水温が河床のリン取込み速度 U に及ぼす影響。

栄養塩流出モデルで推定されたパラメータをもとに反応速度曲線を示した。

リンの取り込み速度 U_p は森林河川で最も低く、リン濃度が高い農地や市街地の河川で上昇していた。しかしながら、リン原子の鉛直移動速度 $v_f (= U_p/C_p)$ は C_p の低い森林河川で高く(中央値 0.88 m/d)、農地(0.49 m/d)や市街地河川(0.32 m/d)でむしろ低下していた。すなわち、農地・市街地河川では高いリン濃度により取り込み速度は上昇するものの、実質的にリンの除去効率低下している。水系内の v_f の空間分布をみると、市街地や農地が広がる甲府盆地内の河川が軒並み低い値を示しており、土地利用によって河川の自浄機能が低下していることが明らかとなった(図 7)。類似の傾向は TN でも見られており、海外でも農地や市街地河川で硝酸イオン(NO_3^-)の v_f 値が低下することが窒素安定同位体(^{15}N)を用いたトレーサー実験によって明らかにされている⁷⁾。

鉛直移動速度 v_f の低下を反映して、農地や市街地河川ではリン原子のスパイラルレングス S_w も増加していた(図 6, 図 7)。また、河川次数とともに S_w も増大しており、5~6 次河川の S_w は 36~82 km と推定された(図 6)。これは、大河川ほど水深と流速が増すためであり、河川規模がリン原子の流下に大きく影響していることを示している。富士川水系最下流の 6 次河川は流程が 88 km であることから、6 次河川の下流付近に流入したリンの多くは、河床に取り込まれることなく沿岸域まで運ばれるものと考えられた。これらの結果より、森林河川や小規模河川では栄養塩の除去効率が高いのに対し、農地・市街地河川や大河川ではその機能が低下していることが明らかとなった。

国内では、リンや窒素のスパイラルメトリクスを

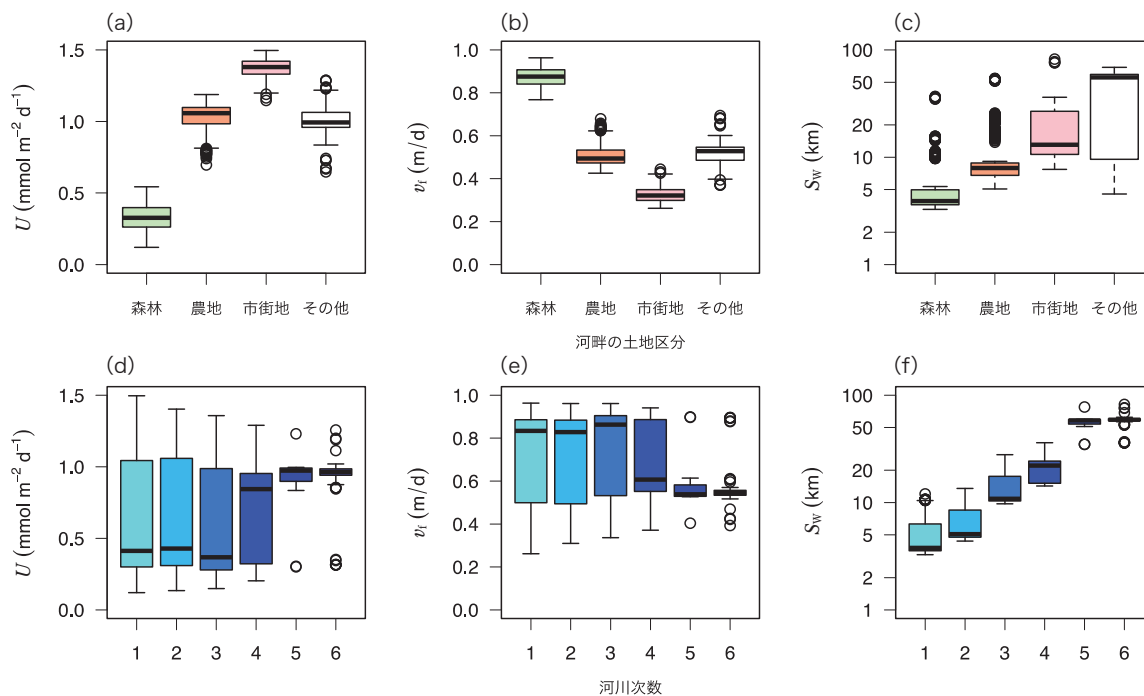


図 6 河畔の土地利用と河川規模がリンのスパイラルメトリクス((a)と(d): 取込み速度 U , (b)と(e): 鉛直移動速度 v_f , (c)と(f): 取込み距離 S_w)に及ぼす影響。

箱の両端は 25%点と 75%点を、箱内の黒線は 50%点を示す。ヒゲの両端は最大値と最小値を、白丸は外れ値を示す。

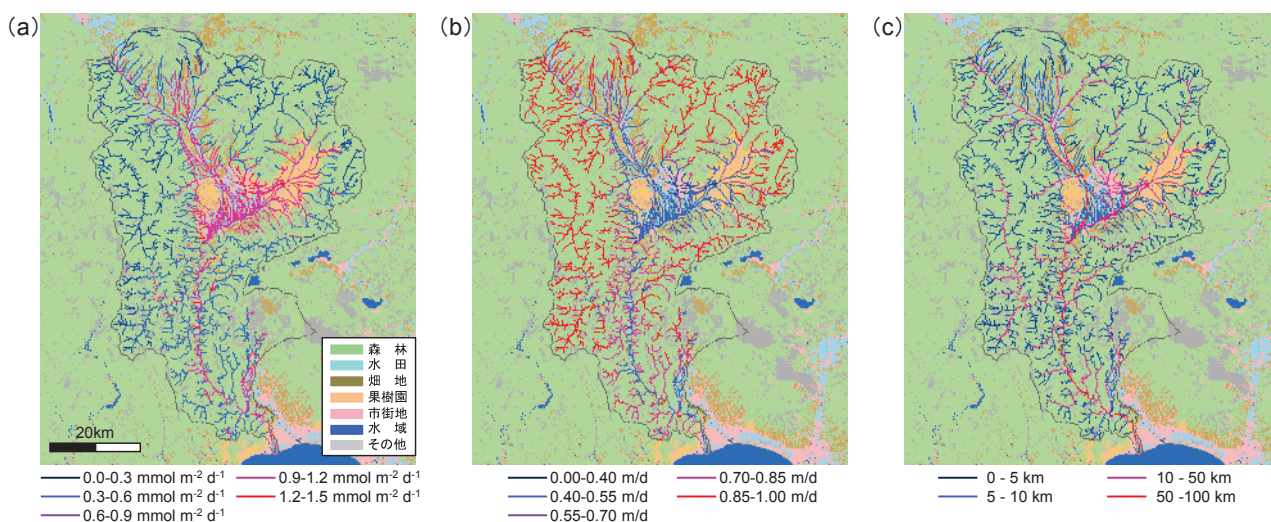


図7 富士川水系におけるスパイラルメトリクスの空間分布。

栄養塩流出モデルで得られた各河川区間の推定値を図に示した。(a) 取り込み速度 U , (b) 鉛直移動速度 v_f , (c) 取り込み距離 S_w

測定した研究はこれまでほとんどない。一方、海外ではリン酸イオン (PO_4^{3-}), アンモニウムイオン (NH_4^+) 及び NO_3^- のスパイラルメトリクスが野外実験で数多く測定されている。既往研究の網羅的なレビューによると、1~5次河川で測定された PO_4^{3-} のスパイラルメトリクス(四分位範囲)は U が $0.09 \sim 0.52 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, v_f が $1.3 \sim 8.6 \text{ m/d}$, S_w が $32 \sim 394 \text{ m}$ と報告されている⁸⁾。先行研究の多くが1~2次の小河川に偏っているのに対し、本研究は水系全域(1~6次河川)を対象としていることや、有機態や懸濁態画分を含む全リンに対する推定値であることなど、多くの相違点があるために単純な比較はできない。しかしながら、富士川水系では U が $0.31 \sim 1.01 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ と比較的文献値に近い値を示したにもかかわらず、 v_f は $0.52 \sim 0.89 \text{ m/d}$ と海外河川より一桁低く、 S_w は $3,788 \sim 10,150 \text{ m}$ と1~2桁高い値となった(全て四分位範囲、図6)。このようなリン除去効率の低下は、河川水中のリン濃度が高いことや²⁰⁾、海外河川と比較して流速が早いことが関係しているであろう。急峻な山地を流れる国内河川の多くでスパイラルレングスが長い可能性が考えられるため、他の水系での検証が必要である。

5. まとめ

リン流出モデルで調整されたパラメータと河道面積 (23.4 km^2) の推定値をもとに試算すると、富士川流域全河川におけるリン取り込み量は1日あたり 0.52 t と推定された。発生源から河川への流出量の推定値は 0.97 t/d のため、河川に入力したリンの53%が輸送中に河床に取り込まれたことになる。この推定値は平水時のものであり、出水時における河床からのバイオフィルムの剥離や堆積物の巻き上げによる流出フラックスは考慮していない。したがって、このリン除去量は水中から河床への一時的な貯

留・保持量と捉えるべきものである。しかしながら、河川は平水時における陸域から海洋へのリン輸送を大幅に減少させており、下流域の水質形成に大きな影響を果たしていることが明らかとなった。

このような河川の高い水質浄化機能は、下流域への栄養塩負荷を低減させるための水質マネジメントにおいて重要な意味をもつ。特に、河川のリン除去効率は小河川ほど高く、農地や市街地河川で低下することから、河川地形と土地利用の双方を考慮した管理が求められるであろう。例えば、リンの除去・保持効率の高い森林の小河川では河川地形の複雑構造(貯留構造物など)の保全を重視し、栄養塩の流下速度を人為的に上げないような配慮が望まれる²¹⁾。一方、リン除去効率の低下が危惧される農地や市街地の河川では汚染源からの負荷を抑制すると同時に、河川生物群集による栄養塩の取込みを促進するような生息場所の修復や造成が有効であろう²¹⁾。また、深く流れの早い下流の大河川ではスパイラルレングスが極めて長くなる傾向にあり、流入したリンは回転することなく $10^1 \sim 10^2 \text{ km}$ 下流まで輸送される可能性がある。このような S_w の長い大河川では、陸域から直接栄養塩を流入させない対策が必要である¹⁴⁾。都市や農地から発生するリンは直接本流に排水するのではなく、小支流の高い栄養塩除去機能を活用しながら下流へと水系網をゆくり流下させていくことで、河川の水質浄化・形成機能を最大限に発揮させることができる。この際には、栄養塩負荷による小河川の溶存酸素濃度の低下や底質環境の劣化、生物多様性への影響に十分注意することが必要となる。

謝 辞

本研究は、公益財団法人 河川財団 河川整備基金 (No.22-1211-014), 独立行政法人 日本学術振興会

科学研究費補助金若手研究 B(No.19770013), 同挑戦的萌芽研究(No.25650141), 大学共同利用機関法人人間文化研究機構総合地球環境学研究所 栄養循環プロジェクト(D-06)の援助を受けて実施した。ここに謝意を表す。

引用文献

- 1) Diaz R. J. and R. Rosenberg (2008) Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science*, 321, 926-929.
- 2) Deegan, L. A., D. S. Johnson, R. S. Warren, B. J. Peterson, J. W. Fleeger, S. Fagherazzi and W. M. Wollheim (2012) Coastal eutrophication as a driver of salt marsh loss. *Nature*, 490, 388-392.
- 3) 國松孝男・村岡浩爾(1989)河川汚濁のモデル解析. 技報堂出版.
- 4) Bicknell, B. R., J. C. Imhoff, J. L. Kittle Jr., A. S. Donigian Jr. and R. C. Johanson (1997) Hydrological simulation program - FORTRAN (HSPF): User's manual for release 11. United States Environmental Protection Agency Research, National Exposure Research Laboratory, EPA-600/R-97/080, 755p.
- 5) Gassman, P. W., M. R. Reyes, C. H. Green and J. G. Arnold (2007) The Soil and Water Assessment Tool: Historical development, applications, and future research directions. *Transactions of the ASABE*, 50, 1211-1250.
- 6) Peterson, B. J., W. M. Wollheim, P. J. Mulholland *et al.* (2001) Control of nitrogen export from watersheds by headwater streams. *Science*, 292, 86-90.
- 7) Mulholland P. J., A. M. Helton, G. C. Poole *et al.* (2008) Stream denitrification across biomes and its response to anthropogenic nitrate loading. *Nature*, 452, 202-205.
- 8) Ensign, S. H. and M. W. Doyle (2006) Nutrient spiraling in streams and river networks. *Journal of Geophysical Research*, 111, G04009.
- 9) Haggard, B. E. and A. N. Sharpley (2006) Chapter 5: Phosphorus transport in streams. *In*: D. E. Radcliffe and M. L. Cabrera, eds., *Modeling Phosphorus in the Environment*, 105-130, CRC Press.
- 10) Tank, J. L., E. J. Rosi-Marshall, M. A. Baker and R. O. Hall (2008) Are rivers just big streams? A pulse method to quantify nitrogen demand in a large river. *Ecology*, 89, 2935-2945.
- 11) Smith, R. A., G. E. Schwarz and R. B. Alexander (1997) Regional interpretation of water-quality monitoring data. *Water Resources Research* 33, 2781-2798.
- 12) 岩田智也(2013)栄養塩の流れ. 中村太士(編), 河川生態学, 47-63, 講談社.
- 13) Iwata T., T. Takahashi, F. Kazama *et al.* (2007) Metabolic balance of streams draining urban and agricultural watersheds in central Japan. *Limnology*, 8, 243-250.
- 14) Alexander, R. B., R. A. Smith and G. E. Schwarz (2000) Effect of stream channel size on the delivery of nitrogen to the Gulf of Mexico. *Nature*, 403, 758-761.
- 15) Wollheim, W. M., C. J. Vörösmarty, B. J. Peterson, S. P. Seitzinger, and C. S. Hopkins (2006) Relationship between river size and nutrient removal. *Geophysical Research Letters*, 33, L06410.
- 16) Gillooly, J. F., J. H. Brown, G. B. West, V. M. Savage and E. L. Charnov (2001) Effects of size and temperature on metabolic rate. *Science*, 293, 2248-2251.
- 17) Fee, E. J. (1990) Computer programs for calculating in situ phytoplankton photosynthesis. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1740, 34, Fisheries and Oceans Canada.
- 18) Acuña V., A. Wolf, U. Uehlinger and K. Tockner (2008) Temperature dependence of stream benthic respiration in an Alpine river network under global warming. *Freshwater Biology*, 53, 2076-2088.
- 19) Yvon-Durocher, G., J. I. Jones, M. Trimmer, G. Woodward and J. M. Montoya (2010) Warming alters the metabolic balance of ecosystems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 365, 2117-2126.
- 20) 若松孝志・木平英一・新藤純子・吉岡崇仁・岡本勝男・板谷明美・金玖植(2006)わが国における渓流水のリン酸態リン濃度とその規定要因. 水環境学会誌, 29, 679-686.
- 21) 岩田智也(2008)シリーズ群集生態学 4. 陸域と水域の生態系をつなぐー流域動脈説の提唱. 大串隆之・近藤倫生・仲岡雅裕(編), 生態系と群集をむすぶ, 4, 91-114, 京都大学学術出版会.



岩田 智也/Tomoya IWATA

専門は水域生態学。京都大学大学院理学研究科博士後期課程修了。博士(理学)。山梨大学生命環境学部准教授。



青山 隼人/Hayato AOYAMA

専門は生態系生態学。山梨大学工学部卒業。北海道大学大学院環境科学院修士課程修了。修士(環境科学)。