森林小流域で測定した比流出量の収斂性の検証

尾坂 兼一* 乙守 利樹** 草加 伸吾***
駒井 幸雄† 浜端 悦治* 肥田 嘉文*
永淵 修* 國松 孝男*, ††

Verification of Convergency of the Specific Discharges of Materials Measured at a Small Experimental Forested-Watershed

Ken'ichi OSAKA*, Toshiki OTOMORI**, Shingo KUSAKA***,
Yukio KOMAI†, Etsuji HAMABATA*, Yoshifumi HIDA*,
Osamu NAGAFUCHI* and Takao KUNIMATSU*, ††

* Department of Ecosystem Studies, School of Environmental Science, University of Shiga Prefecture, 2500 Hassaka, Hikone, Shiga 522-8533, Japan

** Health & Welfare Bureau of Sakai City, 3-1 Minami-Kawaramachi, Sakai-ku, Sakai, Osaka 590-0078, Japan

*** Lake Biwa Museum, 1091 Oroshimo, Kusatsu, Shiga 525-0001, Japan

† Department of Environmental Technology, Faculty of Technology, Osaka Institute of Technology, 5-16-1 Omiya, Asahi-ku, Osaka 535-8585, Japan

†† Present address: College of Science and Engineering, Ritsumeikan University, 1-1-1 Noji-higashi, Kusatsu, Shiga 525-8577, Japan

Abstract

In the previous paper, the loading rates of TN and TP were measured in Aburahi-S Experimental Forested Watershed (AsEFW; 3.34 ha), and the specific loads (L_s) were evaluated to be 9.95 and 0.168 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{y}^{-1}$, respectively. The L_s values should be verified to converge within AsEFW in order to be appreciable as parameters characterizing AsEFW. However, it is difficult to install a sufficient number of weirs in such a small watershed to prove directly such convergence. In this paper, water samples of the baseflow were taken up monthly at twelve sites (R0-R7 and L1-L4) located upstream of the weir (R0) of AsEFW for one year. The average concentrations of the nutrients at R0 did not significantly differ ($p<0.01$) from those at R1-R4 within a distance of 130 m. During two rainfall events (58.5 and 151 mm), the concentrations were observed at R0, R1 and R3. The concentration levels and changing patterns were similar between R0 and these upstream sites. It was concluded, from these results, that the L_s values converge within AsEFW. Since springs may affect significantly L_s values, especially in small watersheds, their existence and effect should be checked. A small spring (L5) was found in AsEFW, and its influence on the L_s values of the nutrients was confirmed to be negligible.

Key words: forest, nitrogen, phosphorus, specific load, convergence, small watershed

1. はじめに

一般に、河川の比流量と物質の比流出量（以下では一括して比流出量という）および濃度は、時間的には非定常^{1~5)}で、空間的には非均質^{5~7)}な連続パラメーターである。人為汚染源のない森林流域から流出する河川（以下、溪流）でも同様で、定点で測定した濃度と比流出量は降雨の影響を受けて常に変動している。また、降雨は流出する過程で流域に非均質に分布する気候・地質・地形・土壌・植生など（以下、流域構成要素）による物理化学的・生物化学的影響を受けるため、溪流の濃度と比

流出量は谷頭から流下するに従って徐々に変化する。

森林の生物地球化学や物質収支に関する研究は、目的に合致した森林流域に実験小流域を設定して流出溪流の末端に量水堰を設置し、流量と濃度を測定して物質の流出量を解析する小流域法で行われることが多い^{1~8)}。小流域法では流量は量水堰の水位記録から連続データが得られるが、全窒素（TN）、全リン（TP）や主要イオンなどの物質の濃度は現状では連続データを得ることは難しい。そこでこれまでの研究では、一定期間（例えば1年間）の物質の流出量は、例えば1週間～1カ月に1回の濃度と流量の調査データから調査時の流出量を計算し、前後

* 滋賀県立大学環境科学部環境生態学科 〒522-8533 滋賀県彦根市八坂町 2500

** 堺市健康福祉局健康部保健所 〒590-0078 堺市堺区南瓦町 3-1

*** 滋賀県立琵琶湖博物館 〒525-0001 滋賀県草津市下物町 1091

† 大阪工業大学工学部環境工学科 〒535-8585 大阪市旭区大宮 5-16-1

†† 現所属：立命館大学理工学部 〒520-8577 滋賀県草津市野路東 1-1-1

の1/2調査期間を代表させて積算するか、その期間濃度は一定として流量のみ連続データを使って流出量を計算する方法がとられ、その精度の向上は濃度の調査頻度を高めることによって達成できると考えられてきた。近年になってようやく、一々の降雨による濃度と流量の短期の非定常性^{6,7,9-11)}と水文条件の年変動に起因する長期の非定常性^{6,7)}を考慮して、連続量としての流出量を推定する方法について研究が進みつつある。

一方、流域構成要素の非均質分布は小流域であっても存在する。従って、小流域内部でも溪流の濃度と比流出量は、基本的には流下過程で連続的に変化しているはずである。ただし、小流域が拡大するにつれて主たる流域構成要素の組成が平準化されて一定値に近づくような場合は、濃度と比流出量も流下するに従って、一定値に収斂し安定する可能性がある。言い替えれば、実験小流域で測定した濃度と比流出量は、小流域内部で収斂し安定していなければ、その森林を代表するパラメーターとしては評価できない。しかし、実際に実験小流域で測定した濃度と比流出量が量水堰（流域末端）に至るまでの間に一定値に収斂し安定していることを検証した研究は、これまでのところ見当たらない。

森林の水収支の研究では、これまで2つの方向で実験流域の代表性が追求されてきた。1つは流域構成要素の非均質性を考慮しなくもよいように、“均質な”山腹斜面に10～1,000 m²前後の小規模な方形区を設定したり、1～数10 m²のライシメーターを設置したりして、場を極小化する方向である。しかし、例えば斜面の構造が異なれば降雨の流出過程が異なり、それが流出のみならず溪流水質にも反映することが示されている¹²⁾。また、斜面実験で得られた流出現象は小流域での現象と必ずしも一致せず、小流域の流出は多様な流出を示す斜面の集合による平準化の結果であるとの指摘もある¹³⁾。

他は、逆に実験流域を拡大することによって非均質性を平準化または収斂させる方向である¹⁴⁻¹⁶⁾。ところが、日本のように流域構成要素が多様で、かつ人口密度が高く実験流域を拡大すると人工要因（民家・事業所・田畑・池・取水など）の混在を避けられない地域では、平準化に必要な基準面積（representative elementary area）の妥当性そのものの検証が難しい。水質化学の研究でも、数km²を超える広流域に実験流域を設定して流出量を実測し、これから流域内部に存在する特定汚染源と森林以外の非特定汚染源から発生する汚濁物質の発生量（負荷量）を原単位法で計算して差し引くことによって、広域の森林を代表する比流出量（原単位）を推定^{3,17,18)}する試みはあり、河川法または広域河川法などと呼ばれてきた。指摘するまでもなく、広域河川法による森林の比流出量の精度は、定点で測定された流出量の精度のみならず、各汚染源を代表する原単位と発生源での処理率（浄化率）や河川での自然浄化率などの精度に左右される。従って、これらの原単位の精度と適用法が信頼できるレベルにあれば、広域河川法は合理的方法であるといえる。しかし、原単位の精度はどれ1つ取っても、広域河川法の合理性を支持できるレベルにはなく³⁾、現状では屋上屋を架すことにしかない。

結局、森林の物質収支または原単位の研究手法としては、現状では広域河川法より小流域法が適していると考

えられるが、いずれにしても実験流域で測定した濃度と比流出量が流域内部で一定値に収斂し安定していることを直接検証するためには、実験流域の内部の溪流に量水堰を2カ所以上設置し、しかも非定常性を考慮して同時に少なくとも1年以上の長期^{6,7)}にわたって、濃度と流量を測定しなければならない。しかし、実験流域の内部に数多くの量水堰を設置することは、多大の経費を要し、とくに小流域法の場合はわずか数haの実験小流域に多数の量水堰を設置することはフィールドの攪乱・改変に繋がり現実的ではない。

そこで本研究では、すでに報告したL(R)式法^{6,7)}を適用して流出量を基底流出量と洪水流出量に分けて推定した油日岳S森林実験小流域のTNとTPの比流出量⁷⁾を例にして、実験流域内に12定点を設定し、基底流出量については下流域に設定した定点間の基底流濃度の有意差検定によって、洪水流出量についてはこれらの定点間での洪水流出時の濃度レベルと変動の同調性の定性的判定によって、比流出量の収斂性・安定性を代替的に検証した。

2. 実験方法

2.1 実験流域の概要

油日岳S森林実験小流域（以下、AsEFW）は、前報⁷⁾で詳述した滋賀県南東部鈴鹿山脈南端に位置する油日岳（標高670 m）の南斜面に位置する面積3.34 ha（水平面積）の小集水域である（Fig. 1）。表層地質は粗粒花崗岩¹⁹⁾である。下流側1.94 ha（58%）はヒノキ Japanese cypress (*Chamaecyparis obtusa* Endl.)の造林地（以下、ヒノキ林）で、上流側1.40 haは、コナラ (*Quercus serrata* Thunb.)を主とする落葉広葉樹二次林（以下、落葉広葉樹林）である。流出溪流は恒常水流で、集水域末端に設置されている

Fig. 1 Aburahi-S Experimental Watershed (AsEFW). The sampling sites of the stream waters in the sub-watershed R and L were marked by ○ and that of the small spring by △.

量水堰から約 10 m 上流で分岐している。分岐点から上流東側の内部流域の集水面積は 2.36 ha、西側は 0.98 ha で、それぞれ R 流域、L 流域と呼ぶ。流量は全幅堰の水位記録から水位－流量式²⁰⁾を用いて計算した。

2.2 水質調査

2.2.1 調査定点

量水堰を起点とする主河道 (R 流域) の斜面延長は 283 m である。堰槽に流入する直前の採水定点を R0 とし、上流に向かって 20 ~ 40 m 間隔で R 流域に 7 定点 (R1 ~ R7)、L 流域に 5 定点 (L1 ~ L5) を設定した。ただし、L5 は L3 の上流約 1 m の西側斜面の下部にある直径約 1 cm の小穴から流出する湧水である。

2.2.2 基底流水質調査

2004 年 1 月から 1 年間、原則として月に 1 回、前降雨から 5 日以上経過し、降雨の影響がないと思われる無降雨日の流水を基底流と見なして、各定点で採水し水質を分析した。

2.2.3 洪水流出水質精密調査

151 mm の降雨時 (2002 年 7 月 9 ~ 10 日) に R0, R3, L3 の 3 定点で、58.5 mm の降雨時 (2004 年 12 月 4 ~ 5 日) には R0 ~ R7, L1 ~ L5 定点でほぼ同時に 1 ~ 数時間間隔で採水して水質を分析した。

2.3 水質分析

水質は JIS 法²⁰⁾および上水試験法²¹⁾に準拠して、前報^{6,7)}と同様の方法で分析した。粒子性成分を含む窒素 (N) とリン (P) は、ろ過前の検水の分析値をそれぞれ TN, TP 濃度、孔径 1 μm のガラス繊維濾紙でろ過した検水

の分析値を溶存性全窒素 (DN)・全リン (DP) 濃度とし、両者の差をそれぞれの粒子性成分 (PN, PP) の濃度とした。有機炭素 (OC) は 58.5 mm の洪水流出水質精密調査について溶存成分 (DOC) のみ測定した。DN と溶存無機性窒素 (DIN = アンモニア性窒素 ($\text{NH}_4\text{-N}$) + 硝酸性窒素 ($\text{NO}_3\text{-N}$) + 亜硝酸性窒素 ($\text{NO}_2\text{-N}$)) との差を溶存有機性窒素 (DON), DP とリン酸性リン ($\text{PO}_4\text{-P}$) との差を溶存有機性リン (DOP) とした。

主要無機イオンはナトリウムイオン (Na^+), カリウムイオン (K^+), カルシウムイオン (Ca^{2+}), マグネシウムイオン (Mg^{2+}), 塩化物イオン (Cl^-), 硫酸イオン (SO_4^{2-}) および重炭酸イオン (HCO_3^-) を分析した。各定点の NH_4^+ は低濃度で、フッ化物イオンやホウ酸イオンも問題になる濃度ではなく、pH も中性付近であったので、 HCO_3^- はアルカリ度から計算した。その外に溶存ケイ酸 ($\text{SiO}_2\text{-Si}$), 電気伝導率 (EC), 水素イオン濃度 (pH) を分析した。

分析値の判定下限を 1.64 σ , 検出下限を 3.28 σ , 定量下限を 10 σ と仮定すると, TN はそれぞれ 0.031, 0.061, 0.190 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, TP は 0.003, 0.006, 0.017 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ であった。水質データの有意差は F 検定を行い、分散をパラメトリックと仮定して t 検定を行った。

3. 実験結果

3.1 基底流の水質の分布

1 年間調査した基底流水質の算術平均値 ($n=12$) と標準偏差 ($\pm\sigma$) を量水堰 R0 からの斜距離に対してプロットした結果を Fig. 2 に示し、Table 1 に主な定点の数値を示した。AsEFW には 2 つの内部流域があるが、まず R 流域 (R1 ~ R7) について検討する。TN の平均濃度は最上流の定点 R7 から R6 にかけてやや低下したが、それ以降は R1 まで 0.6 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 前後で流下した。TN の約 80% を占める $\text{NO}_3\text{-N}$ もほぼ同様の傾向を示した。一方、TP の平均濃度は定量下限以下で、検出下限付近

Fig. 2 Changes in the average water qualities of baseflows in Aburahi-S Experimental Forested Watershed. Water qualities were measured monthly from 2004.01-2004.12 on non-rainy day at 7 sites on the stream draining from sub-watershed R (○), 4 sites on the stream (●) and a small spring in sub-watershed L (△) in Fig. 1. Error bars showed standard deviations ($n=12$).

Table 1 Average concentrations of the base flow measured at the sites in AsEFW* ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)

items	sites in AsEFW*						
	R0	(SD%)	R1	L1	L4	L5	(SD%)
EC ($\text{mS}\cdot\text{m}^{-1}$)	10.0	(18)	8.36	14.2	5.79	31.3	(1)
pH	7.04	(4)	7.08	7.50	6.65	7.70	(1)
$\text{NO}_3\text{-N}$	0.469	(37)	0.511	0.353	0.309	0.000	(-)
$\text{NH}_4\text{-N}$	0.006	(109)	0.003	0.009	0.020	0.037	(63)
DN	0.555	(8)	0.622	0.442	0.432	0.039	(80)
TN	0.589	(11)	0.670	0.455	0.478	0.161	(173)
$\text{PO}_4\text{-P}$	0.0013	(29)	0.0020	0.0018	0.0025	0.0015	(60)
DP	0.0027	(41)	0.0034	0.0037	0.0047	0.0024	(80)
TP	0.0030	(31)	0.0040	0.0046	0.0062	0.0033	(53)
K^+	0.58	(20)	0.58	0.64	0.40	1.53	(10)
Na^+	7.63	(21)	5.94	12.6	4.71	27.4	(4)
Ca^{2+}	8.06	(29)	6.14	12.9	3.69	35.3	(2)
Mg^{2+}	2.43	(22)	2.19	2.89	1.18	5.41	(2)
Cl^-	7.45	(8)	7.96	6.00	7.02	4.80	(2)
SO_4^{2-}	7.33	(14)	7.96	6.50	7.30	5.94	(4)
HCO_3^- ($\text{meq}\cdot\text{L}^{-1}$)	0.57	(37)	0.33	1.12	0.12	3.20	(1)
$\text{SiO}_2\text{-Si}$	7.30	(10)	7.79	8.82	5.79	15.6	(5)
ion balance	0.99	-	0.99	1.00	1.03	0.99	-
Ta ($^{\circ}\text{C}$)	20.0	(43)	-	-	-	-	-
Tw ($^{\circ}\text{C}$)	16.8	(43)	-	-	-	-	-
flow ($\text{m}^3\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$)	0.0348	(35)	-	-	-	-	-

* The yearly averages were calculated from the monthly data, and the sites were shown in Fig. 1.

の $0.004 \sim 0.007 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 前後であり、ばらつきも大きく明瞭な傾向は認められなかった。

主要イオンの濃度は N, P と比較して、ばらつきが非常に小さく安定していた。 K^+ , Cl^- , SO_4^{2-} は TN とほぼ同様に变化したが, Ca^{2+} , Mg^{2+} , HCO_3^- は逆に R7 でやや低く, R5 にかけて徐々に上昇し, それ以降はほぼ一定で流下した。ただし, Na^+ と EC は流下過程でほとんど変化しなかった。各定点のイオンバランスは $0.98 \sim 1.03$ の間であった。結局, 主流域である R 流域の末端 R0 とその上流側約 1/2 の距離 (量水堰から約 130 m 上流) 内に配置した定点 R1 ~ R4 との間に, 有意の濃度差 ($P < 0.01$) がある水質項目はなく, この区間でそれぞれ収斂し安定していた。

次に, 支流域 L ($\text{L1} \sim \text{L4}$) について見ると, 最上流の L4 は距離的に近い R 流域の R3, R4 と大差はなかったが, TP と $\text{NH}_4\text{-N}$ 以外はやや低濃度であった。しかし, 次の定点 L3 で水質は急変した。3.4 で述べるように直前で著しく水質・組成が異なる湧水 L5 が流入したためであった。ただし, L4 と L5 との濃度差が比較的小さかった TN, $\text{NO}_3\text{-N}$, TP, Cl^- , SO_4^{2-} は, L1 まで流下するまでにほぼ L4 の水質に戻った。

3.2 基底流のイオン組成

天然水を主要無機イオン組成によってアルカリ土類炭

酸塩型 I, アルカリ土類非炭酸塩型 II, アルカリ非炭酸塩型 III, アルカリ炭酸塩型 IV に分類するトリリニアダイアグラム上に, 基底流平均水質をプロットした結果を Fig. 3 に示した。R 流域についてみると, すべて II 型

Fig. 3 Trilinear diagram of the average inorganic compositions of the base-flow in the sub-watershed-R and LW in AsEFW. $\circ$ and $\triangle$ were sites on the streams in the sub-watershed-R and L, respectively. $\square$ was R0 just upstream of the weir of AsEFW, and $\blacktriangle$ was L5. The data were the same as those used in Fig. 2.

Fig. 4 Changes of concentrations during stormrunoff events measured at Site R0, R1, R3, L1, L3 and L5 in Aburahi-S Experimental Watershed. Flow rates (Q) were measured at the weir (R0).

に属したが、上流域 (R7 ~ R5) はⅢ型との中間型で遷移したのに対して、下流域 (R4 ~ R1) はⅠ型との中間型でほぼ同じ位置に重なった。すなわち、イオン組成は R7 から R4 の間は変化した、R4 から下流ではほぼ一定値に収斂し安定していた。

L 流域について見ると、最上流の L4 は距離的には R3, R4 に近いが (Fig. 1), イオン組成は R5 と R6 に近いⅡ型に属した。しかし、Ⅰ型に属する L5 が流入する L3 のイオン組成は、L5 に近い組成まで激変した。その後、L2 ~ L1 へ下流するにつれて L4 の組成に向かって変化した、その影響は最下流地点 L1 でもまだ強く認められた。その結果、流域末端 R0 のイオン組成は R1 と L1 との中間的な位置を占めた。

3.3 洪水流出の水質変化

151 mm と 58.5 mm の降雨時に行った洪水流出水質精密調査結果から主な定点の水質変動を Fig. 4 に示した。まず、両洪水流出に共通する特徴をみると、流量変化に伴う濃度変化はピーク流出時より流出初期により強くあらわれる傾向が認められた。この初期流出時の溶存性成分の濃度変化は、物質によって次の 3 パターンに分かれた。

- ①ピークを形成した成分…………… $\text{NO}_3\text{-N}$, DOC , K^+
- ②小ピークまたは谷を形成した成分…………… Cl^- , SO_4^{2-}
- ③急低下した成分…………… Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , HCO_3^- , EC

一方、流量のピーク時は①の成分のうち $\text{NO}_3\text{-N}$ は R 流域では第 2 のピークを形成したが、L 流域ではピークは現れず低下し続けた。しかし、 DOC と K^+ には両流域とも第 2 ピークが認められた。②、③に属する成分は多かれ少なかれ谷になった。降雨後の流量回復時をみると、降雨前の濃度より上昇する成分、低下する成分、ほぼ回復する成分があったが、降雨によって一定ではなかった。

流域末端 R0 と R1 および約 100 m 上流に配置した定点 R3 との間で濃度と変動パターンを比較すると、 $\text{NO}_3\text{-N}$ は濃度レベルが多少異なったが、変動パターンに大きな相違は認められなかった。主要イオンは濃度レベル、変動パターンともこれらの定点間ではほぼ同調して変動した。

3.4 湧水とその水質影響

Table 1 をみると、L5 の主要イオンの標準偏差は、R0 と比較して明らかに小さく、水質は非常に安定していた。また、すべての陽イオンと $\text{SiO}_2\text{-Si}$ および EC は、L5 の影響を受けていない R1 や L4 より明らかに高濃度であった。一方、陰イオンでは Cl^- と SO_4^{2-} はむしろ低く、イオンバランス (0.99) は HCO_3^- でとれていた。なお、Fig. 2 で L5 が流入した後の L3 ~ L1 定点の主要イオンの標準偏差が流入前の L4 より明らかに大きくなる物質があった。これは L5 の水質と湧出量がほぼ一定であったのに対して、基底流とみなした流量が調査ごとに異なったために L5 の希釈率が毎回異なり、両者の濃度差が大きい物質ほど濃度変化が大きくあらわれたためであると考えられた。Fig. 3 のトリリニアダイアグラムでは、L5 の影響を受けていない溪流定点 (R1 ~ R7, L4) はⅡ型に属したが、L5 はアルカリ土類炭酸塩型Ⅰに属し、イオン組成も明らかに異なった。

洪水流出時の水質変化を Fig. 4 の 58.5 mm の降雨について見ると、L5 はどの物質もほとんど濃度は変化せず、ほぼ一定で (理由は不明であるが、 SO_4^{2-} のみ流出初期

に一時的に上昇した)、その他の定点と大いに異なっていた。このように L5 は主要イオンの基底流濃度と組成がその他の定点と大きく異なっており、かつ洪水流出時も濃度・組成がほとんど変化しなかったことから、地下水起源の湧水であると考えられた。

3.5 植生組成と水質

湧水 L5 の影響を受けない R 流域でも、基底流水質は R7 から R1 まで流下する過程で多かれ少なかれ変化した (Fig. 2)。AsEFW の下流側はヒノキ林であるが、上流側には落葉広葉樹林が残されている (Fig. 1)。そこで、植生の影響を検討するために、それぞれの定点の集水域でヒノキ林の占める面積割合をヒノキ林率 γ (%) と定義して、基底流水質との関係を解析した。

$$\gamma_i = (S_{Ci} / S_i) \cdot 100 \quad (1)$$

ここで、 S_i と S_{Ci} はそれぞれ定点 i の集水域の面積とその内部のヒノキ林の面積である。R 流域では最上流の R7 で γ は 0%, 最下流の R1 で 43% であった。

各定点の γ と平均基底流水質との関係を Fig. 5 に示した。 $\text{NO}_3\text{-N}$ については濃度と γ との間に一定の関係は認められず、R1 と R7 との間に有意差もなかった。図示しなかったが TN, TP でも同様であった。なお、 Ca^{2+} と HCO_3^- は上流域の R7 ~ R6 で低く、下流域の R4 ~ R1 で高濃度になり、その間の平均濃度の差は $p < 0.01$ で有意であった。 K^+ と SO_4^{2-} は逆の傾向を示した。結局、基底流水質と植生の間に有意の関係は見出せなかった。

4. 考察

基底流水質調査によって AsEFW の主流域 R の谷頭 R7 から量水堰 R0 までの 8 定点の TN および $\text{NO}_3\text{-N}$ の基底流濃度は、一定 (均質) ではなかったが (Fig. 2), 有意差 ($p < 0.01$) はないことがわかった。各定点の濃度のばらつきは主要イオンより明らかに大きく、降水量の季節変動^{4,5,22)}、脱窒などの季節によって活性が変化する土壤微生物^{23~25)} などの影響を強く受けていると推

Fig. 5 Relationships between the water quality of baseflows and the ratio of the area covered by Japanese cypress to the total catchment area at each measuring site in the sub-watershed R within AsEFW. The unit of HCO_3^- is meq L^{-1} .

察された。一方、TP は定量下限以下の低濃度でさらにばらつきは大きかったが、やはり流下過程での平均濃度の変化に有意差はなかった。

主要イオンでは Ca^{2+} , K^+ , SO_4^{2-} , HCO_3^- の濃度は、上流域では一定の傾向を示し、R0 と R7 の間には有意差が認められた。しかし、下流域の R0 と R1 ~ R4 定点との間にはすべての主要イオンについて有意差は認められなかった。AsEFW は上流域が落葉広葉樹、下流域がヒノキ人工林で、流下過程で植生が徐々に変化する。そこで、ヒノキ林率を定義して R 流域について基底流水質との相関を検討したが、有意の相関は認められなかった。これらの物質は岩石の風化と関係の深い成分²⁶⁾であるので主要イオン組成の変化を検討したところ、R 流域の定点はすべてアルカリ土類非炭酸塩型に属したが、流下するに従ってアルカリ非炭酸塩型との境界型からアルカリ土類炭酸塩型との境界型へ移行したことから (Fig. 3), 上流域と下流域で岩石組成または風化速度に相違があり、それが基底流水質に反映したためであると推察された。ちなみに、 HCO_3^- 以外のすべての物質は最上流の定点 R7 では、R6 または R5 よりわずかに高濃度であった (Fig. 2, 5)。これは日照や大気の影響をより強く受ける斜面最上部では、蒸発散による乾燥すなわち土壌水の濃縮がより強く働くためと推察された。

洪水流出水質精密調査では、 $\text{NO}_3\text{-N}$ には R0 と R1, R0 と R3 との間に濃度レベルと変動パターンに大きな相違は認められず、ほぼ同調して変動した。これらの定点では初期流出時と流量ピーク時に濃度が上昇する 2 山の変動パターンを示し、かつ降雨が終わって流量がほぼ回復しても降雨直前の濃度には戻らずやや高く維持された。一方、L1, L3 では初期流出時は同様に濃度ピークを形成したが、それ以降は流量ピークに関係なく濃度は低下し、流量回復時には降雨直前より低下した。初期流出ピークについては R, L 両流域で見られたこと、 $\text{NO}_3\text{-N}$ は溶存性成分であることから、河川の中～下流で

みられるような河床堆積物の掃流の寄与は小さく、河床に落下した $\text{NO}_3\text{-N}$ の初期濃度が高い林外雨^{4, 5, 8, 22)}・林内雨⁸⁾の直接流出に起因すると推察された。流量のピーク時から流量低減期は、両流域で異なった挙動を示したが、土壌水の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度、斜面下部での帯水帯の存在などが溪流の窒素流出に影響することが指摘されており²⁴⁾、これらの条件が R 流域と L 流域で異なることに起因すると推察されたが、引き続き検討する必要がある。

主要無機イオン濃度は流量の変化に伴ってそれぞれ異なったパターンで大きく変化した。R0 と R1, R0 と R3 との間で同様にほぼ同調して変動した。また、58.5 mm の降雨時について流下過程に伴うイオン組成の変化を検討した Fig. 6 を見ると、R0, R1, L4 では大きくは変化しなかったことから、洪水流出時の濃度変動はこれらのイオン濃度が低い降雨^{5, 22)}による希釈が主因であると推察された。

L 流域の L3 の直前に湧出していた L5 の水質は、その影響を受けていない溪流定点 (L4, R7 ~ R1) の基底流濃度と明らかに異なっており (Fig. 2), 主要イオン組成もアルカリ土類炭酸塩型でやはり明らかに異なっていた (Fig. 3)。さらに、洪水流出時も溪流定点とは大きく異なり、濃度 (Fig. 4) も、イオン組成 (Fig. 6) も降雨の影響をほとんど受けず、湧出水量も目視ではあったがほとんど変化しなかった。これらの結果から L5 は地下水起源の湧水であると考えられた。ちなみに、L5 が直前で流入する L3 を見ると、洪水流出初期は湧水 L5 の組成に近かったが、溪流の流量が増加し始めると L4 の方向に大きく移動し、流量ピーク後再び L5 のイオン組成の方向に戻っていった。その際、陽イオンの組成変化は小さく、陰イオンの組成が大きく変化した。陰イオン組成は HCO_3^- が主として変化し、主に Cl^- がそれを補償するように変化した。

大流域の森林に大小の湧水が存在することは特別なことではないので、広域河川法による水収支や物質収支は

Fig. 6 Key diagrams of the changes in the compositions of the major inorganic ions measured at the sites of R0, R1, L3, L4 and L5 during the stormrunoff caused by the rainfall of 58.5 mm (4-6, December 2004). ○; compositions of the stream measured at R0, R1, L3 and L4, and □start: beginning of measuring before the rainfall, △end: end of measuring after the rainfall. ●; the compositions of the spring measured at L5. ■; the composition of the deposited rainfall.

それらを含めた解析結果であると解釈される。しかし、小流域では流量が小さいことから、涵養域や起源が不明な湧水の存否はその規模と水質によっては濃度や比流出量に大きく影響する。すなわち、小流域法で得られた比流出量の代表性を担保するためには、湧水の有無とその影響の確認は必須の要件であるはずである。ところがこれまで小流域法による森林の物質収支や原単位に関する研究で湧水の有無に言及された事例は見当たらない。

AsEFW では湧水 L5 の存在が確認されたので、まず R0 の基底流水質に対する湧水の影響度 β を以下のように定義して、物質ごとに検討した。実験小流域が均質で L5 が存在しなければ R 流域と L 流域の末端定点 R1, L1 および合流直後の R0 の水質と比流量はすべて等しく、かつ L5 の湧出水量は R0 の流量と比較して無視できる程度であると仮定すると、L5 が存在しなかった場合の R0 における流出量 L は次式で与えられる。

$$L = S Q_{R0} C_{R1} \quad (2)$$

ここで、 S は流域面積、 Q_{R0} 、 C_{R1} はそれぞれ R0 における実測比基底流量と R1 における実測基底流水質である。次に、R0 での実測流出量と、影響を受けていないと仮定した流出量の差 ΔL は次式で与えられる。

$$\Delta L = S Q_{R0} (C_{R0} - C_{R1}) \quad (3)$$

ここで、 C_{R0} は R0 における実測基底流水質である。

β は(2)、(3)式から次式で定義する。

$$\beta = \Delta L / L = (C_{R0} - C_{R1}) / C_{R1} \quad (4)$$

Table 1 のデータを用いて主な物質について計算した β を以下に示した。

$$TP < TN < SO_4^{2-} < Cl^- < K^+ < EC < Na^+ < Ca^{2+}$$

$$\beta = -0.25 \ -0.12 \ -0.08 \ -0.06 \ +0.00 \ +0.20 \ +0.29 \ +0.31$$

このように β は物質によって -0.25~+0.31 の広い範囲の値を与えた。TN は L5 の方が R1 より明らかに低濃度で、 β は -12% と計算され、TP も定量下限以下の濃度ではあったが、-25% と計算された。L5 はこれらの物質に対しては希釈に働いたが、EC、 Na^+ 、 Ca^{2+} では β は明確に正の値になり、濃度を高めるように作用した。このように湧水の基底流水質に対する影響度は、両者の水質の相互関係で決まるために、基本的に物質毎に異なる。そのため目的物質ごとに確認する必要がある。

一方、洪水流出時は溪流定点 R0 では流量は急増し濃度も急変する。しかし、湧水 L5 では湧出水量も水質もほとんど変化しなかった (Fig. 4, 6)。従って、洪水流出時に濃度が上昇する TN、TP などの成分は溪流からの流出量が著しく増大するので^{6,7,9~11)}、R0 で測定した洪水流出量に対する L5 の影響は小さいと推察された。さらに、これらの成分の年比流出量の過半は洪水流出が占めるので、年比流量に対する L5 の影響は無視し得る程度と考えられる。主要イオンについてみると、洪水流出初期と終期の流量が少ない時期は、R0 のイオン組成に L5 の影響が認められたが、流量が増加すると R1 とほぼ同じ位置で変化した (Fig. 6)。洪水流出時の物質流出は流量増加期が大部分を占めることを考え合わせると、主要イオンについても洪水流出量に対する L5 の影響は限定的であると考えられた。

結局、湧水の起源は実験小流域外の林地に及ぶことを前提にすると、その存在は比流出量の過大評価に繋がるが、その影響は、 β が大きく比流出量に占める基底流

出量の割合が大きい物質ほど大きくなると考えられる。AsEFW では TN、TP については β がいずれも負で、比流出量に占める基底流出量の占める割合はそれぞれ 28, 17%⁷⁾に過ぎなかったもので、影響は小さいと推察された。しかし、 β が大きく、基底流出量の割合が大きい溶存物質⁶⁾では、比流出量に与える影響は無視できない。

5. 総括

森林小流域で測定した流出溪流の濃度と比流出量は、小流域内部で収斂し安定していなければその森林を代表するパラメーターとしては評価できないが、それを小流域内部に多くの量水堰を設置して直接検証することは実際には困難である。そこで、さきに L (R) 式法^{6,7)}を適用して流出量を基底流出量と洪水流出量に分けて推定した油日岳 S 森林実験小流域 (AsEFW, 3.34 ha) の比流出量 (TN : $9.95 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{y}^{-1}$, TP : $0.168 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{y}^{-1}$)⁷⁾について、内部の溪流に 20 ~ 40 m 間隔で主流域 R に 8 定点 (量水堰直上 R0 から上流に R1 ~ R7)、支流の L 流域に 5 定点 (L1 ~ L4, 湧水 L5) を設定し、基底流水質調査 (1 回 / 月, 1 年間) と洪水流出水質精密調査 (58.5, 151 mm) を行い、比流出量の代表性を代替的に検証した。また、湧水と植生の影響についても検討した。

1) 基底流の年平均水質は、TN、TP、主要イオンのいずれについてもこれらの定点で均質ではなかったが、少なくとも最下流の R0 と下流側約 1/2 の距離 (R0 から約 130 m 上流) 内の定点 R1 ~ R4 との間には有意差はなかった。洪水流出については、 NO_3-N 、主要イオンともに R0 と R1、R0 と R3 との間に濃度レベルと変動パターンに大きな相違は認められず、ほぼ同調して変動した。これらの結果から TN、TP、主要イオンの濃度と比流出量は、AsEFW の内部で収斂し安定していると判定した。

2) 湧水 L5 が渓流水質に与える影響は、洪水流出水質については小さかったが、基底流水質に対しては TN、TP、 SO_4^{2-} 、 Cl^- 、 K^+ については無視し得る程度であったが、 Na^+ 、 Ca^{2+} 、EC については無視できないことがわかった。また、湧水による比流出量の過大評価の程度は、基底流水質に対する影響が小さく、洪水流出量が主である TN、TP では小さいが、基底流水質に対する影響が大きく、基底流出量が主である溶存物質では無視し得ないと推察された。

3) 上流域に残置二次林が存在する R 流域について、ヒノキ林の面積率の増加と基底流の TN、TP、主要イオン濃度との関係を検討したが、いずれについても有意の相関関係は認められなかった。

謝 辞

本研究は滋賀県琵琶湖研究所 (現琵琶湖・環境科学研究センター) の集水域研究プロジェクト (1995 ~ 2004 年度) の一環として行った。油日岳 S 森林実験流域での量水堰設置および調査に協力していただいた油日・上野生産森林組合および油日区民に感謝します。

(原稿受付 2009 年 8 月 31 日)

(原稿受理 2010 年 7 月 2 日)

参考文献

- 1) Likens, G. E. and Bormann, F. H. (1988) Biogeochemistry of a Forested Ecosystem, 159pp., Springer-Verlag, New York.
- 2) Swank, W. T. and Crossley, D. A. (1988) Introduction and site description, in "Forest Hydrology and Ecology at Coweeta" (Ed. Swank, W. T. and Crossley, D. A.), pp.3-31, Springer-Verlag, New York.
- 3) 國松孝男, 村岡浩爾編著 (1989)「河川汚濁とモデル解析」, 266pp., 技報堂出版, 東京.
- 4) 國松孝男, 須戸幹 (1993) 山地河川の窒素・リン・CODの濃度とその変動特性—森林 (油日岳試験流域) からの汚濁負荷流出機構 I, 農業土木学会論文集, **61** (4), 35-44.
- 5) Kunimatsu, T., Hamabata, E., Sudo, M. and Hida, Y. (2001) Comparison of nutrient budgets between three forested mountain watersheds on granite bedrock, *Water Science & Technology*, **44** (7), 129-140.
- 6) 國松孝男, 須戸幹 (1997) 林地からの汚濁負荷とその評価, 水環境学会誌, **20**, 810-815.
- 7) Kunimatsu, T., Otomori, T., Osaka, K., Hamabata, E. and Komai, Y. (2006) Evaluation of nutrient loads from a mountain forest including storm runoff loads, *Water Science & Technology*, **53** (2), 79-92.
- 8) 岩坪五郎 (1989) 物質の動きと環境要因, 「森林生態学」(堤利夫編), pp.124-148, 朝倉書店, 東京.
- 9) 梅本論, 駒井幸雄, 井上隆信 (1999) 山林小水域における栄養塩類の濃度変動と流出特性, 国立環境研究所報告「水環境における流出特性に関する研究」, R-144, 101-113.
- 10) 篠宮佳樹, 山田毅, 鳥居厚志 (2007) 四万十川源流部の森林流域における降雨イベント時の渓流水質変動とL-Q法への適合度, 森林立地, **49**, 133-144.
- 11) Ide, J., Nagafuchi, O., Chiwa, M., Kume, A., Otsuki, K. and Ogawa, S. (2007) Effects of discharge level on the load of dissolved and particulate components of stream nitrogen and phosphorus from a small afforested watershed of Japanese cypress (*chamaecyparis obtuse*), *J. Forest Research*, **12**, 45-56.
- 12) 勝山正則, 大手信人, 内田太郎, 浅野友子, 木本秋津 (2000) 降雨流出過程の相違が渓流水質形成機構に与える影響, 水文・水資源学会誌, **13**, 227-239.
- 13) Uchida, T., Asano, Y., Onda, Y. and Miyata, S. (2005) Are headwaters just the sum of hill slopes?, *Hydrol. Process.*, **19**, 3251-3261.
- 14) 小川滋 (1988) 山地森林地帯の流出に与える影響とその評価—従来の研究成果を中心にして, 農業土木学会誌, **56**, 1101-1107.
- 15) Shaman, J., Stieglitz, M. and Burns, D. (2004) Are big basins just the sum of small catchments?, *Hydrol. Process.*, **18**, 3195-3206.
- 16) 塚本良則著 (1998)「森林・水・土の保全」, pp.12-15, 朝倉書店, 東京.
- 17) 環境庁水質保全局 (2000)「湖沼水質対策マニュアル」, 36pp.
- 18) 木村園子ドロテア, 岡崎正規, 波多野隆介 (2006) 広域における窒素循環—評価の現状と今後の展望, 日本土壤肥学雑誌, **77**, 351-359.
- 19) 兼松四郎 (1975) 土地分類図 (表層地質図) 滋賀県, 国土庁土地局.
- 20) 日本規格協会編 (1998) JISハンドブック 53 環境測定 II (水質) K 0102 工場排水試験方法, 328pp., (財)日本規格協会, 東京.
- 21) 厚生省生活局水道環境部監修 (1993) 上水試験方法 1993年版, 795pp, (財)日本水道協会, 東京.
- 22) Kunimatsu, T., Nakazawa, K. and Hartmann, J. (2008) Method of evaluating nutrient loads through the atmosphere onto lakes, *Desalination*, **214**, 111-119.
- 23) Ohte, N., Mitchell, M. J., Shibata, H., Tokuchi, N., Toda, H. and Iwatsubo, G. (2001) Comparative evaluation on nitrogen saturation of forest catchments in Japan and northern United States, *Water Air and Soil Pollution*, **130**, 649-654.
- 24) Osaka, K., Ohte, N., Koba, K., Katsuyama, M. and Nakajima, T. (2006) Hydrorogic controls on nitrous oxide production and consumption in a forested head-water catchment in central Japan, *J. Geoph. Res.*, **111**:G01013, doi: 10.1029/2005 JG000026.
- 25) Mitchell, M. J., Discoll, C. T., Murdoch, P., Likens, G. E., Kahol, J. S. and Pardo, L. (1996) Climatic control of nitrate loss from forested watersheds in the northeast United States, *Environ. Sci. Tech.*, **30**, 2609-2612.
- 26) Drever, J. I. (1997) The Geochemistry of Natural Waters: surface and groundwater environments (3rd ed.), 436pp., Prentice-Hall International, New Jersey.