

自然酸性河川における水生昆虫の現存量  
—長野県須高地方，松川及び米子川の例—

Standing Stock of Aquatic Insects in  
Naturally Acidified River, Rivers Matsukawa and  
Yonagogawa in Sudaka District, Nagano, Japan

福原晴夫・古木真理華  
(新潟大学教育学部陸水生物学教室)

Haruo FUKUHARA and Marika FURUKI  
(Laboratory of Freshwater biology, Faculty of Education, Niigata University)

Abstract

Acidification of inland waters, lakes and rivers, has been largely influenced on aquatic organisms at sensitive regions in Europe, Canada and North America. To analysis the effects of acidification on aquatic organisms in Japan, the relationships between pH gradient and standing stocks of aquatic organisms, mainly aquatic insects, were investigated using naturally acidified rivers including neutral tributaries. River water of Matsukawa and Yonagogawa and their tributaries in Sudaka district of Nagano Prefecture, containing various concentrations of  $\text{SO}_4^{2-}$  showed the pH spectrum from 2.8 to 6.4 at 16 sampling sites. Very low biomass of aquatic invertebrates was measured in acidic sites below pH 4.5, whereas high concentration of chlorophyll-a and invertebrate biomass were recorded at sites above pH 5.9. *Protonemura* sp. in Plecoptera and *Rhyacophila* sp. in Trichoptera dominated in biomass and population density in acidic water with Orthocladinae sp. The larva of Ephemeroptera dominated only in sites above pH 5.9. We may present pH 6 for chemical threshold that biological changes by acidification begin to start from this level under the considerations of our results and some papers concerning the pH-threshold for aquatic organisms.

キーワード：酸性河川，水生昆虫，現存量，好酸性種，*Protonemura*，*Rhyacophila*，酸性化

Key words: acidified river, aquatic insect, standing stock, acidbiontic species, *Protonemura*, *Rhyacophila*, acidification

1 はじめに

欧州及び米国においては1970年代をピークに酸性雨の影響による土壌及び陸水の酸性化が進み，森林

の衰退や水生生物への甚大な被害が顕著となってきた (Shindler, 1988; Likens et al., 1996; Gorham, 1998). 特に湖沼や河川の酸性化は北欧やアメリカの酸性沈着に脆弱な花崗岩地帯や未熟黒ボク土，岩砕土壌の地域を中心として起こり，多くの湖からのサケやマスの消失の原因となり，大きな経済的な損失をもたらすこととなった (Mason, 1990). サ

ケ類などの魚類の消失は直接的な目に見える変化ではあるが、それ以前に水生昆虫や付着藻類などの水生生物の多様性の喪失が確実に進行していた事は疑いが無い。

これまでの研究で水域の酸性化による水生生物への影響は①耐酸性種の相対的な増加、②好酸性種の増加、③結果として数少ない種の現存量の増加による多様性の喪失、④食物網の変化、⑤一般的に生物現存量の低下、などが知られている。酸性度の度合(pHの低下)による水生生物の反応は種類により異なり、これらへの影響の出る共通の境界を引くことは困難であるが、便宜上、例えばスウェーデンではpH 6.5 (Ministry of Agriculture Environment '82 Committee, 1982)、英国と欧州ではpH 5.7 (Haworth, 1990)、カナダとアメリカではpH 6.0 (Howells, 1990)、中国では魚類に対してpH 6.5 (Li and Tang, 1998) 等が報告されている。日本においては未だこのようなクライテリアが示されていない。

酸性化の指標生物としてよく知られているのは珪藻類である(渡辺, 1999)。この指標を用いると珪藻相の変化によって酸性化の進行がトレース出来ることになる。Index B (Renberg and Hellberg, 1982) によるpH推定式が考案され、多くの湖で酸性化が進行してきたことが推定された。日本においては、Yoshikawa et al. (2000) が京都府内の沢の池において1940年代後半から1980年代にかけての酸性化をIndex Bの変化から始めて示した。水生動物を用いた指標はスウェーデンにおける甲殻類や水生昆虫、巻貝、魚類等を用いた指標図が有名である (Ministry of Agriculture Environment '82 Committee, 1982)。また欧州等では水生動物を用いたAcidity Index (ICP-Waters, 2010) が用いられている。しかし、生物相は近縁の種であっても地理的に異なるため、その地域独自の種を特定し用いる必要があるが、我国においては依然としてこれらに関する研究は行われてきていない。

我国の酸性雨の本格的なモニタリングは1983年から行われ、湿性沈着の20年間(1983-2002)の平均pHは4.77(酸性雨対策検討会, 2004)、その後の5年間(2003-2007)の平均値はpH 4.68(環境省地球環境局, 2009)である。依然としてpH 5以下の降雨が続いていることが報告されているが、森林や湖沼への顕著な影響は特定されていないとされている。しかし、最近、酸性沈着にたいして耐性が弱いとされている花崗岩や流紋岩などの酸性岩を主体とする

地域や、沈着量の多い地域での河川の酸性化が報告されはじめてきている(栗田ら, 1993; 栗田・植田, 2006; Matsubara et al., 2009; Nakahara et al., 2010)、また、融雪期や降雨のはじめに一時的に河川が酸性化する、いわゆるAcid shock現象の可能性も報告されてきている(野口ら, 1999; Komai et al., 2003; Suzuki, 2003)。このような状況の中で、陸水の酸性化が水生生物に与える影響を日本独自の生物相について調査研究することが求められていると言えよう。

前述のように、我国においては水生生物に影響を与えるような酸性沈着による酸性化は広くおこっていないと予測されること、起こっていると推定される場合もpH低下は著しくないことより、実際に酸性雨によって酸性化した河川に生息する生物の比較研究は困難である。しかし、幸い火山や温泉の豊富な我国には、これらの影響により自然的に酸性化した河川や湖沼が多く知られている(河西, 1942a, 1942b; 佐竹, 1999)。そこで本研究は、自然的に酸性化した河川の水生昆虫現存量を測定し、酸性沈着による水生生物への影響を予測するための基礎資料を得ることを目的として行われた。水生昆虫の生活史は水温等の環境条件の影響を強く受ける。そこでできるだけ環境条件、特に水温の影響を最少にすることに留意し、小地域の主流と支流の水生昆虫現存量を調査し、比較することにした。

## 2 調査地及び調査方法

長野県須高地方の酸性河川松川水系と百々川水系の上流部米子川を調査地とした(図1)。両調査地とも長野県東北部の群馬県との県境に位置し、第四紀火山地帯である草津白根火山帯の西部地域にある。源流部付近を中心に、かつて硫黄の採掘が行われていた廃鉱山跡が点在する。これらの廃坑からや、自然的な硫黄の酸化により、強酸性水が流れ出ている。両河川とも最終的には千曲川に注ぐ。これらの酸性河川の水質についての報告は河野ら(1986, 1990, 1991)、落合ら(2004)に詳しい。これらの報告によると両河川水には高濃度の $\text{SO}_4^{2-}$ が含まれている。松川水系は横手山、万座山、御飯山等の西側に発する(図1 B, D)。松川の流程は約22 kmあり、主な支流として樋沢川と鎌田川、杵沢川が流れ込む。高山村、小布施町を流れ、千曲川に合流する。本流の源流部付近には横手鉱山跡があり、2000年8月31日の横手沢定点の調査ではpH 2.2であった(落合

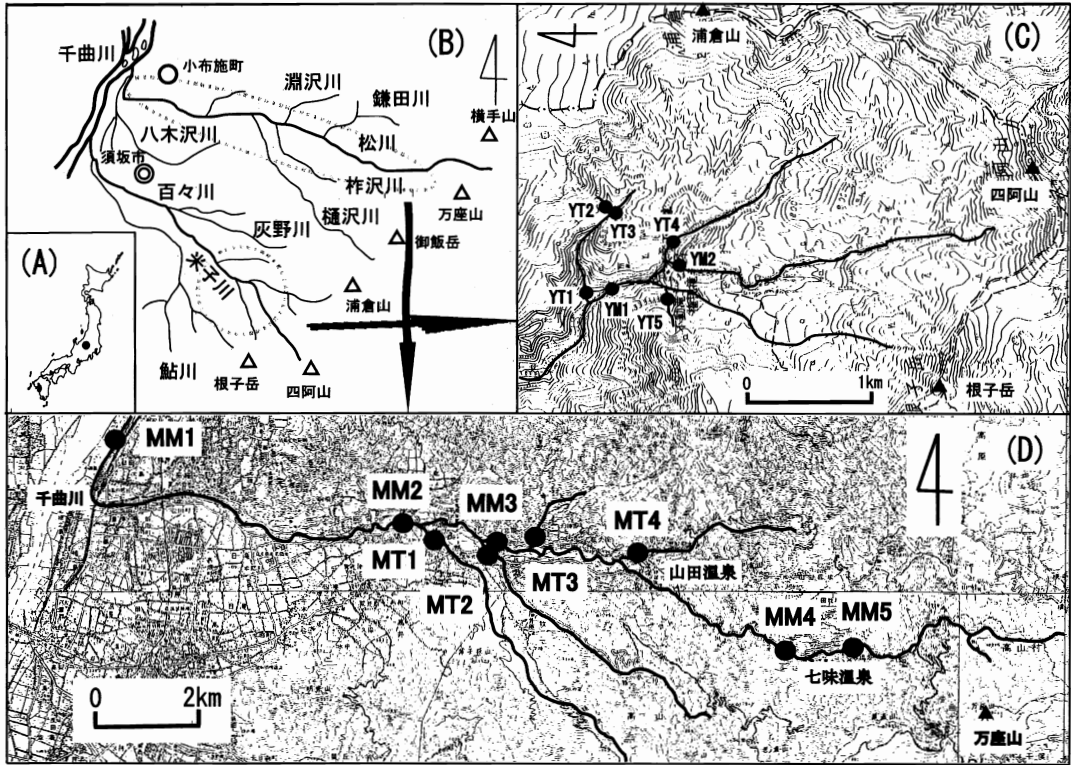


図1 調査河川の位置 (A, B) と米子川 (C) 及び松川 (D) の調査地点. Bは河野ら (1986) を一部改変. C, Dには国土地理院地形図, 須坂, 中野, 草津, 岩菅山 (1:50000) を用いた.

ら, 2004). 支流の樋沢川も酸性で, 上流には小串鉱山跡があり, 2000年8月23日の調査では源流付近でpH 2.7が記録されている (落合ら, 2004). 鎌田川, 柞沢川は中性河川である. 2003年5月27-28日, 7月26-27日に本流5地点 (MM1-MM5), 支流4地点 (MT1-MT4) において調査を行った (図1 D). 本流の調査地点の川幅は約10-20 mであった. 支流はいずれも川幅約3-5 m以下で小規模である. 最下流 (MM1) と最上流 (MM5) の調査地点の標高はそれぞれ335 m, 1240 mで標高差は約900 mであった (表1).

米子川水系は四阿山, 根子岳, 浦倉山等の西側に発する (図1 B, C). 米子川は須坂市を流れる流程約19 kmの河川で下流で百々川となり, 千曲川にそそぐ. 大きな支流として灰野川, 鮎川が合流する. 上流部地帯に米子鉱山跡がある. 上流の大黒沢2号坑内水のpHは2.25 (1987年8月) という記録がある (河野ら, 1990). 2003年8月に米子川の上流部の7地点 (本流2地点YM1, YM2, 支流5地点

YT1-YT5) で調査を行なった (図1 C). 本調査は出来るだけ水温などの環境条件が類似した環境下での現存量の比較を行うため, 小地域でpHの異なる支流を選んだ. 調査地点は標高1289 m (YT1) - 1493 m (YT3) の間に分布し, 標高差は約200 mであった (表2). 本流の調査地点の川幅は約5-10 mで, 支流の川幅は約5 m以下であった.

調査地点において, 水温 (棒状温度計), EC (YOKOGAWA SC82), pH (HORIBA H-7) を測定した. 早瀬において河床の約15 cm程度の安定した4個の礫からそれぞれ5 cm × 5 cmの付着物を採取し, クロロフィル-a (Chl-a) 濃度の測定用とした. GF/C (ワットマン) で濾過後, SCORE-UNESCO法によりChl-a濃度を測定した.

水生昆虫は30 cm × 30 cm コドラートを用いて, 1地点につき3回早瀬においてちりとり型金網 (メッシュサイズ 0.5 mm) で採集した. 約10%のホルマリンで固定して持ち帰り, ソーテング後, 目別の湿重量を測定した. カワゲラ目についてはオナシカワゲラ科

(Nemouridae) とその他のカワゲラ、トビケラ目については、ナガレトビケラ科 (Rhyacophilidae)、シマトビケラ科 (Hydropsychidae)、ハエ目についてはユスリカ科 (Chironomidae) とブユ科 (Simuliidae) の個体数密度を測定した。なお、水生昆虫以外の無脊椎動物についても湿重量を測定した。

補充調査として2010年5月29-30日に両河川の各調査地点において位置 (Garmin eTrex Legend HCx)、水温、pH (YOKOGAWA PH72)、EC (YOKOGAWA SC72) の測定を行った。標高は Map Source (Garmin) から求めた。

本地域における陸水生生態学的な調査として、井出 (1951, 1971) による水生昆虫、福島・小林 (1968) による珪藻、Higuchi et al. (2003) による“ミスズゴケ”の系統・形態学的研究がある。落合ら (2004) には松川及び主な支流の広範な水質、藻類、水生昆虫の調査が報告されている。底質に関しては鹿角・山浦 (1984) の報告がある。水質に関しては前述の河野ら (1986, 1990, 1991) に詳しいが、他に旧通産省関係や地元NGOによる報告書が落合ら (2004) にリストアップされている。

### 3 結果

#### (1) 環境条件

表1に松川の各調査地点における水温、pH、ECを示す。最下流の調査地点MM1では高い水温を示したが、他の地点の水温差は小さく、最大と最少の差は2003年5月で3.2℃、7月で1.6℃、2010年5月

で2.5℃であった。すなわち水温環境はMM2-MT4では類似した環境であった。

pHは本流のMM1-MM5、支流のMT1で低く、2003年ではpH 3.1-4.5であった。季節による変化もあるが、上流の約pH 3 (MM5) から徐々に高くなり最下流のMM1でpH 3.8-4.5であった。樋沢川 (MT1) での変化はpH 3.9-4.0であり、小さかった。MT2-MT4の支流には酸性水の影響はなく、水生昆虫の調査を行った2003年ではpHはpH 5.9-6.6であった。

ECは酸性水の混入により高くなり、上流で高く下流に向って低下する傾向を示した。MT2-MT4では0.1 mS/cm以下で通常の淡水の値であった。

表2に米子川の各調査地点における水温、pH、ECを示す。2003年8月における水温の各調査地点間の幅は12.8-15.4℃と小さく。また2010年5月においても5.2-7.7℃で差は2.5℃程度であった。

2003年のpHはYT2でのみ6.4のほぼ中性を示したが他の地点では2.8-4.5で酸性であった。2010年5月ではYM1を除き、各地点のpHは高めの傾向を示した。

EC値も酸性の調査地点で高く、0.1-1 mS/cmであった。

付着物中のChl-aは水生昆虫などの重要な餌資源となる内部生産の指標である。図2に付着物中のChl-a濃度を示した。本研究では、酸性の程度と水生昆虫等の現存量の関係を明らかにすることを目的としているため、水生昆虫も含めて図の横軸を以下のようにしている。(i) 松川の各調査地点のpHは季

表1 松川の各調査地点の位置と標高、水温、pH及び電気伝導度 (EC)。2003年5月27-28日、2003年7月26-27日、2010年5月28-29日に測定した。

調査地点	位置		標高 (m)	水温 (°C)			pH			EC (mS/cm)		
	緯度	経度		2003		2010	2003		2010	2003		2010
				5月	7月	5月	5月	7月	5月	5月	7月	5月
MM1	36-41-44.8	138-17-44.0	335	20.5	19.7	16.8	4.5	3.7	3.8	0.315	0.412	0.285
MM2	36-41-00.1	138-21-59.9	540	16.2	16.5	12.9	3.6	3.5	3.6	0.395	0.477	0.316
MM3	36-40-40.4	138-23-12.7	620	16.2	16.2	12.6	3.5	3.4	3.5	0.401	0.555	0.341
MM4	36-39-29.8	138-27-25.9	1140	15.8	15.6	11.9	3.3	3.3	3.3	0.494	0.628	0.434
MM5	36-39-35.8	138-28-28.2	1240	13.0	14.9	10.8	3.1	3.1	3.2	0.679	0.849	0.550
MT1	36-40-33.3	138-22-37.8	640	15.9	15.1	11.7	3.9	3.9	4.0	0.190	0.240	0.178
MT2	36-40-40.0	138-23-12.8	620	14.7	15.3	11.7	5.9	5.9	6.7	0.073	0.087	0.072
MT3	36-40-59.6	138-22-50.2	745	14.7	15.1	10.4	6.2	6.0	7.0	0.075	0.087	0.087
MT4	36-40-33.8	138-25-13.1	830	13.5	15.8	11.1	6.4	6.6	7.4	0.055	0.079	0.060

表2 米子川の各調査地点の位置と標高、水温、pH及び電気伝導度 (EC). 2003年8月27-28日, 2010年5月28日に測定した.

調査地点	位置		標高 (m)	2003年8月			2010年5月		
	緯度	経度		水温 (°C)	pH	EC (mS/cm)	水温 (°C)	pH	EC (mS/cm)
YM1	36-34-20.1	138-24-15.8	1304	14.2	4.5	0.767	7.2	3.2	0.509
YM2	36-34-04.5	138-24-23.0	1410	15.4	3.6	0.420	6.6	3.8	0.241
YT1	36-34-27.0	138-24-13.7	1289	15.1	2.9	0.109	5.7	5.2	0.081
YT2	36-34-20.6	138-24-37.6	1489	15.1	6.4	0.084	6.5	6.9	0.074
YT3	36-34-21.3	138-24-38.8	1493	14.7	4.5	0.129	5.2	5.2	0.091
YT4	36-34-06.7	138-24-24.0	1430	12.8	2.8	1.066	7.7	2.9	0.764
YT5	36-34-10.4	138-24-16.0	1379	14.9	4.2	0.148	6.4	4.5	0.129

節変化が大きくないため (表1) また、合流点を除く pHの季節変化も小さい (河野, 1986) ことから、2003年5月と7月2回の測定値の水素イオン濃度平均値を用いる。米子川では8月の測定値を用いる。ここでは実測データ上から、pH 4.5以下の地点を酸性域、化学上は弱酸性であるが後述するように「生物学的変化の観点」からpH 5.9-6.6の地点を“中性域”として扱う。(2) 松川における7月の水温と米子川における8月の水温は極めて類似していたため、図上では合わせて示す。それぞれの河川の両月の調査地点の平均温度 (±標準偏差) は14.8 (±1.2, n=9) °C, 14.6 (±0.9, n=7) °Cであり、

両者には有意な差はなかった (p=0.87, U検定)。

Chl-a濃度は酸性域では極めて低く、5月の松川では中性地点の44.9 (±25.7, n=6) mg/m<sup>3</sup> に対し、1.97 (±1.10, n=3) mg/m<sup>3</sup> で約1/20以下であった (図2 A)。7, 8月の両河川においても同様な傾向がみられ、酸性域の平均は0.74 mg/m<sup>3</sup>, 中性域では16.23 mg/m<sup>3</sup> であった (図2 B)。また中性域ではpHが高くなるにつれてChl-a濃度は上昇した。

(2) 水生昆虫現存量

各調査地点における水生昆虫の目別現存量を図3に示す。カワゲラ目, カゲロウ目, トビケラ目, ハ

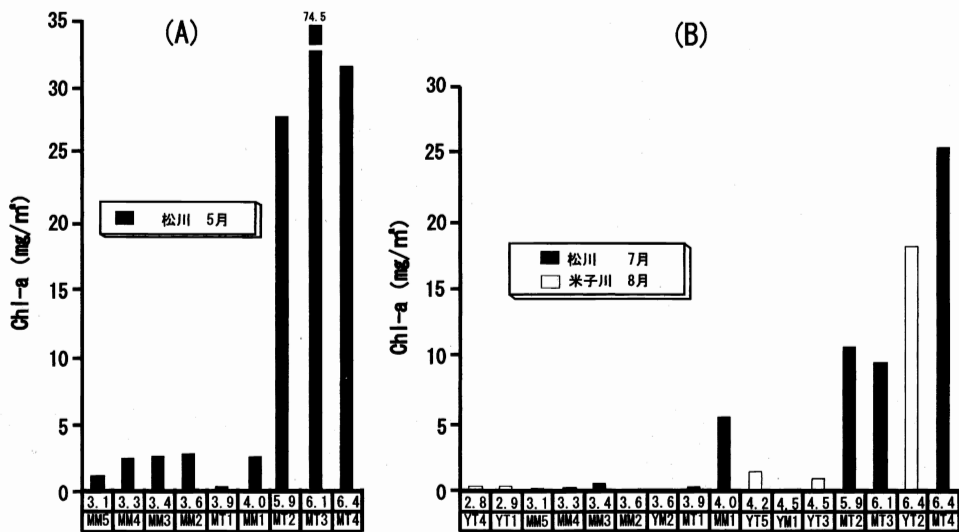


図2 松川及び米子川の各調査地点における付着物中のクロロフィル-a濃度 (Chl-a). A: 松川, 5月, B: 松川 (7月) 及び米子川 (8月). 横軸の上段はpH, 下段は調査地点を示す.

エ目以外の水生昆虫はその他の目、水生昆虫以外の無脊椎動物はその他としてまとめて示した。酸性域で総現存量は低く、5月（松川）では地点平均0.92 g/m<sup>2</sup>、中性域では29.1 g/m<sup>2</sup>であった（図3 A）。

7、8月においても同様な傾向が認められ、酸性域で低く、中性域で高かった（図3 B）。目別では酸性域ではカワゲラ目、トビケラ目が優勢し、カゲロウ目は極めて少なかった。7、8月においては酸性域でカワゲラ目が優勢し平均51.8%を占めた。中性域では明らかにトビケラ目、カゲロウ目、ハエ目の現存量が高かった。ハエ目では特にMT4においてガガンボ科幼虫の現存量が高かった。

その他の水生昆虫の主な目としては、トンボ目、ヘビトンボ目であった。MM4（5月）ではメイガの幼虫が採集された。その他として出現した分類群はすべて中性域で、水生ミミズ、ブラナリア、ミズムシであった。水生ミミズはMT3、MT4で現存量が高かった。

さらに7、8月の両地点について主要分類群の個体数密度と出現pHの関係を整理した（図4）。

カワゲラ目ではオナシカワゲラ科の出現が特徴的であった（図4 A）。明らかに低pH領域で密度が高く、MM5（pH 3.1）で1750個体/m<sup>2</sup>に達した。中性域では100個体/m<sup>2</sup>以下であった。この科では *Protonemura* sp. が圧倒的に優勢して出現していた。

酸性域では他のカワゲラ目としてミドリカワゲラ科の一種、ミネトワダカワゲラ (*Scopura montana*) などが低密度であるが採集された。中性域では通常見られる種が出現した。

トビケラ目で酸性域に優勢に出現した分類群はナガレトビケラ科のナガレトビケラ (*Rhyacophila* sp.) であった（図4 B）。密度は低い、最も低いpH 2.8 (YT4) においても100個体/m<sup>2</sup>程度出現した。シマトビケラ科は圧倒的に中性域で出現した。しかし、低密度であるがpH4.5以下においてもシマトビケラ科幼虫が出現した (YT1, MM2, MT1) ことは興味深い。中性域における出現種はシマトビケラ、ウルマシマトビケラ、ヒゲナガカワトビケラ (ヒゲナガカワトビケラ科) などの普通種であった。

ユスリカ科幼虫は酸性域と中性域で2つの密度のピークを示した（図4 C）。pH 2.8においても出現したが、pH 4付近をピークに4500個体/m<sup>2</sup>に達した。酸性域の種は明らかに中性域に出現する種とは異なっていた。本邦の瀉沼などの強酸性湖からサンユスリカ (*Chironomus acerbiphilus*) が知られているが (Yamamoto, 1986)、この種とも異なりエリユスリカ亜科に属する一種、Orthcladinae sp. であった。ハエ目では他にブコ科に属する種が低密度であるがpH 2.9 (YT1) から広い範囲のpHにおいて採集された。

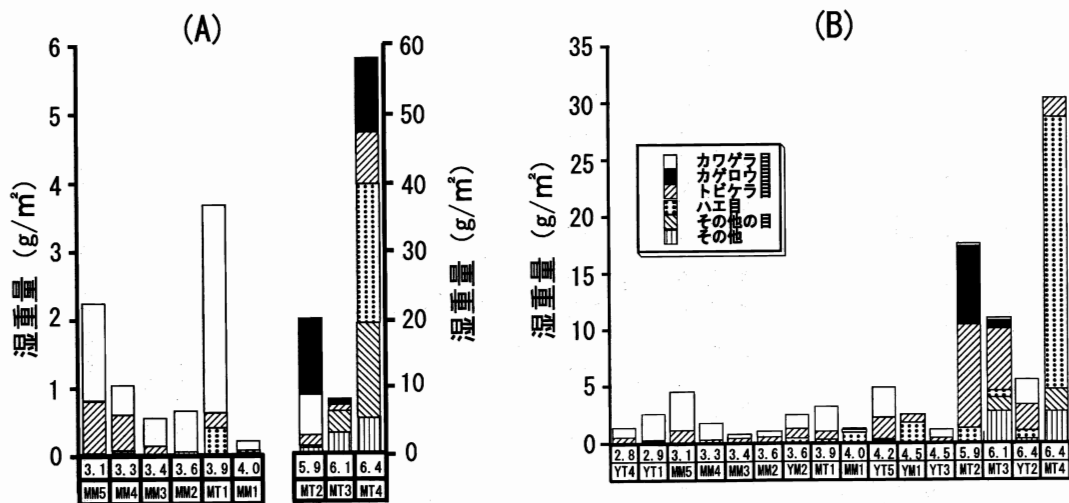


図3 松川及び米子川の各調査地点における水生昆虫の目別現存量。その他の目は水生昆虫のその他の目、その他は水生昆虫以外の無脊椎動物を示す。A：松川，5月，B：松川（7月）及び米子川（8月）。横軸の上段はpH，下段は調査地点を示す。（A）の凡例は（B）と同じ。

カゲロウ目では、中性域には、ヒラタカゲロウ科、コカゲロウ科、マダラカゲロウ科などに属する通常の種が出現したが、酸性域ではコカゲロウ科の1種がMM5, MT1で5月に2個体採集されたのみで、圧倒的に酸性域で出現する分類群は少なかった。

#### 4 論議

松川における5月の同時期の調査では、水温に2003年と2010年で違いがあり、2003年は高かった(表1)。松川MM1より約16 km, MM5より約2 km離れた山田牧場北の笠岳アメダス(標高1490 m)の測定データ(気象庁, 2010)から、この兩年の違いは積雪量を反映していると考えられる。降雨量として比較すると、2002年11月から2003年4月が587 mmに対して2010年の同期間では702 mmであり、2010年の積雪量は多かったと推定される。また、MM1から約10 km, MM5より約25 km離れた長野気象台(標高418 m)の観測では2003年と2010年の4, 5月の日平均気温は11.3・17.2℃, 8.5・15.5℃で平均で約2℃も高く(気象庁, 2010), 2003年の春季の松川の水温は、2010年に比較してかなり高くなっていたと推定される。

2010年5月の各調査地点のpHは2003年に比較して若干高い傾向を示していた。特にこの傾向は米子川のECの低いYT1やYT3で顕著であった(表2)。2010年は前述のように積雪量が多く気温も低かったことから、融雪の時期も遅かったと推定される。実際現地での観察では水量も多く、水は濁りを呈していたことより雪解け水による希釈の効果により高めのpHの値が検出されたと思われる。各地点のECの値が低めの傾向にあることも希釈効果の証左となる。このようにECの低い河川では、降雨・降雪によりpHのある程度の範囲の変化がもたらされ、水生生物に影響している可能性がある。

松川, 米子川のpH低下の原因物質は $H_2SO_4$ である。河野ら(1986)は年間にわたる毎月の調査で $SO_4^{2-}$ 濃度は松川下流部で、平均100 mg/l, 米子川下流部で130 mg/lと報告している。これらの値はわが国の河川水の平均濃度10.6 mg/l(半谷・小倉, 1985)を10倍超える値である。本研究では未測定であるが、このような低pH下では水生生物の生息に影響を与える無機態のAlの溶出が推定される。いくつかの水域ではpH 5.5以下で無機態Alの溶出が指数関数的に増加することが報告されている(Koshikawa et al., 2007)。Baldigo et al. (2009)はpH 5.5(又

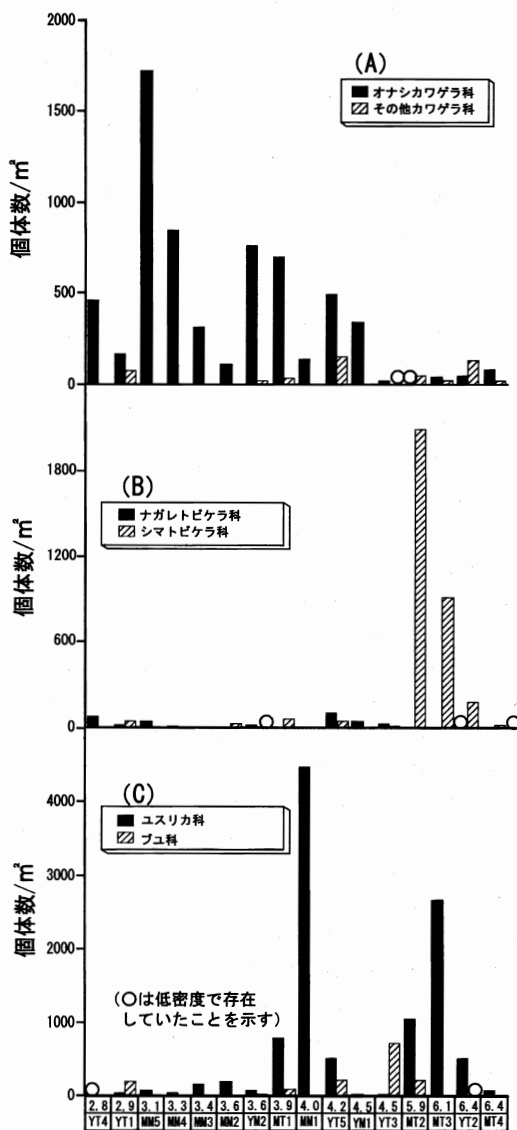


図4 松川及び米子川の各調査地点に出現した水生昆虫の優占分類群の個体数密度。A: オナシカワゲラ科及びその他のカワゲラ科, B: ナガレトビケラ科及びシマトビケラ科, C: ユスリカ科及びブユ科。横軸の上段はpH, 下段は調査地点を示す。

はpH 6.0)と無機態Al濃度2.0  $\mu\text{mol/l}$ が水生生物に影響する閾値としている。本水系における無機態Alを含めた各態Al濃度の調査が課題である。

本研究では、出来るだけ水生生物相や現存量に影響する環境要因を類似させるために狭隘な地域での本流・支流の比較により、酸性化の影響の解析を試みた。その結果、酸性域での総現存量の低下とカワゲラ目の優占が明らかになった。相沢（2000）は岩手県の上流部に旧松尾鉱山を有する酸性河川赤川の排水処理に伴う下流のpHの変化と底生動物の個体数の関係を調査し、酸性側で少なく、約pH 5から増加し約pH 6.5程度で3倍になるなど同様な現象を報告している。酸性化が水生生物に与える影響を現場で解析するにあたって、一つの水系におけるある程度狭い範囲でのpHの異なる様々な本流や支流を対象とすることは有用であろう。

本研究には、詳細な水生昆虫の同定の結果は含まれていないが、酸性域での主な出現種として *Protonemura* sp., *Rhyacophila* sp., Orthcladinae sp. が挙げられた。松川・米子川水系では井出（1971）がpH 3.6以下に出現した種としてトビケラ目では *Rhyacophila articulata*, カゲロウ目では *Baetis thermicus*, カワゲラ目では *Protonemura* sp., ハエ目では *Spaniotoma* sp., *Tendipes dorsalis*, *Simulium* sp., *Atherix* sp., *Tipula* sp. を挙げ、落合ら（2004）は松川水系でpH 4.1以下に出現した種としてトビケラ目では *Rhyacophila* sp., *Rhyacophila towadensis*, *Parapsyche* sp. PB, *Parapsyche maculata*, *Eubasilissa regina*, *Pseudostenophylax ondakensis*, カゲロウ目では出現種は無く、カワゲラ目では *Protonemura* spp., *Alloperla* sp. *Scopura montana*, ハエ目では *Antocha* sp., *Simulium japonicum*, *Tipula* sp. を挙げている。本研究で得られた種の精査と上記の種の対応は今後の課題として残るが、本河川における優占的な好酸性種として *Protonemura* sp., *Rhyacophila* sp., Orthcladinae sp. が挙げられよう。

欧米における研究結果では、ほとんどのカゲロウ目、多くのカワゲラ目とトビケラ目が酸性化によって消え去るとしており、感受性の高い属としてカゲロウ目の *Ephemera*, *Ephemerella*, *Heptagenia*, *Baetis*, *Caenis*, カワゲラ目では *Isoperla*, *Diura*, トビケラ目では *Hydropsyche*, *Apatania*などが挙げられている（Raddum and Fjellheim, 1984）。わが国においては酸性に対する耐性の面からの整理はなされていないが、本結果やこれまでの酸性域での研究結果から好酸性属として *Protonemura*・*Nemoura*・*Capnia*（カワゲラ目）, *Rhyacophila*（トビケラ目）, *Chironomus*・Orthocladinae（ユスリカ科）に属する属などが挙げられ、今後種の検討とともに感受性

種のリストを整理・作成していく必要があるであろう。

水域の酸性化の進行、あるいは逆にヨーロッパやアメリカで最近知られてきている酸性化からの回復に伴う水生動物の変化の目安となるpHの閾値を知ることは重要である。水生生物に与えるpHの影響はH<sup>+</sup>や無機態Alの毒性、Ca<sup>2+</sup>など他のイオン濃度、DOC濃度、生物相互関係の変化による影響など複雑であり、毒性についても種特異性があり、統一の境界を設けることは、厳密な意味では困難であるが、目安としての閾値の設定は必要であろう。スエーデンではpH 6.5（Ministry of Agriculture Environment '82 Committee, 1982）を境界とし、英国と欧州ではpH 5.7（Haworth, 1990）, カナダとアメリカではpH 6.0（Nearvet al., 1990; Howells, 1990）, 中国では魚類に対してpH 6.5（Li and Tang, 1998）という報告がある。Holt and Yan（2003）はカナダのオンタリオ州の46湖沼の30年間の変化から甲殻類プランクトンの種の回復にはpH 6を目指すべきであることを述べている。

本研究においては、連続するpHの範囲で水生昆虫の現存量の変化が示されていない。特にpH 5前後におけるデータの補充が必要であるが、本結果及びこれまでの報告からpH 6前後において現存量が大きく変化することが予想される。本結果やこれまでの閾値に関する報告、毒性を持つ無機態Alの溶出がpH 5.5以下から始まること等を考慮して、今後の研究の目安とするため、酸性化による水生動物への影響が現われる化学的な閾値（chemical threshold）としてpH 6を提唱したい。今後多くの水域による調査データの収集や室内実験により確認していく必要がある。

## 5 謝辞

本研究の過程で様々な助言をいただいた当時新潟大学教育人間科学部森田龍義博士、同故上野秀樹博士、新潟大学教育学部佐藤雄二技官に感謝申し上げます。水生昆虫の同定には上西 実氏の協力を得ました。記して感謝申し上げます。

## 6 引用文献

- 相澤治朗. 2000. 底生生物による酸性河川の環境評価. 岩手大学工学部技術部報告, 3: 57-64.  
Baldigo, B. P., G. P. Lawrence, R. W. Bode



- and 3 others. 2009. Impacts of acidification on macroinvertebrate communities in streams of the western Adirondack Mountains, New York, USA. *Ecological Indicators*, 9: 226-239.
- Gorham, E. 1998. Acid deposition and its ecological effects: A brief history of research. *Environmental Science & Policy*, 1: 153-166.
- 半谷高久・小倉紀雄. 1985. *水質調査法*. 丸善, 東京.
- 福島 博・小林艶子. 1968. 長野県松川(無機酸性河川)のケイ藻植生. *横浜市立大学論叢自然科学系*, 19: 1-8.
- Haworth, E. Y. 1990. Trophic relationships in acid waters. In Mason B. J. ed., [*The surface waters acidification programme*], 421-425. Cambridge University Press.
- Howells, G. (ed.). 1990. *Acid rain and acid waters*. Elis Horwood.
- ICP-Waters. 2010. Manual - ICP-Waters. <http://www.icp-waters.no/Portals/0/ICP-Waters/ICP%20Waters%20programme%20manual.pdf>, 2010年6月28日.
- 井出嘉雄. 1951. 長野県米子川(強酸性河川)の水棲昆虫相について. *信州大学教育学部研究論集(自然)* 1: 26-37.
- 井出嘉雄. 1971. 無機酸性汚濁河川松川及び米子川水系の水生昆虫相について. *信州大学志賀自然研究施設研究業績*, 10: 11-24.
- 環境省地球環境局(編). 2009. *酸性雨長期モニタリング報告書(平成15年度~平成19年度)*. 環境省.
- 河西芳一. 1942a. 日本に於ける無機酸性河川の動物相(1). *陸水学雑誌*, 12: 14-21.
- 河西芳一. 1942b. 日本に於ける無機酸性河川の動物相(2). *陸水学雑誌*, 12: 56-62.
- 鹿角孝男・山浦源太郎. 1984. 須高地方酸性河川の重金属調査. *長野県衛生公害研究所研究報告*, 7: 28-32.
- 河野行雄・原田 勉・村松紘一・樋口澄男. 1991. 樋沢川水系の水質特性. *長野県衛生公害研究所研究報告*, 14: 07-12.
- 河野行雄・原田 勉・村松紘一・樋口澄男・近藤君夫. 1990. 米子川水系の水質特性. *長野県衛生公害研究所研究報告*, 13: 07-12.
- 河野行雄・関 久人・宮島 勲. 1986. 須高地方酸性河川の水質特性. *長野県衛生公害研究所研究報告*, 9: 11-17.
- 気象庁. 2010. 過去の気象データ. <http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php>, 2010年6月28日.
- Komai, Y., S. Umemoto and T. Inoue. 2003. Application of an automatic sampling and measurement system to a mountainous stream investigation during rain events. *Water Science and Technology*, 45: 213-218.
- Koshikawa, M. K., T. Takamatsu and 6 others. 2007. Speciation of aluminum in circumneutral Japanese stream waters. *Applied Geochemistry*, 22: 1209-1216.
- 栗田秀實・植田洋匡. 2006. 中部山岳地域上流域における陸水pHの長期的低下-過去30年間のpH低下と酸性雨の状況-. *大気環境学会誌*, 41: 45-64.
- 栗田秀實・堀 順一・浜田安雄・植田洋匡. 1993. 中部山岳地域河川上流域における河川・湖沼pHの経年的低下と酸性雨の関係について. *大気汚染学会誌*, 28: 308-315.
- Li, J. H. and H. X. Tang. 1998. A theoretical calculation model for the acidification capacity of natural waters. *Science of the Total Environment*, 212: 163-172.
- Likens, G. E., C. T. Driscoll and D. C. Buso. 1996. Long-term effects of acid rain: Response and recovery of a forest ecosystem. *Science*, 272: 244-246.
- Matsubara, H., S. Morimoto, H. Sase, T. Ohizumi, H. Sumida, M. Nakata and H. Ueda. 2009. Long-term declining trends in river water pH in Central Japan. *Water Air and Soil Pollution*, 200: 253-265.
- Mason, B. J. (ed.). 1990. *The surface waters acidification programme*. Cambridge University Press.
- Ministry of Agriculture Environment '82 Committee. 1982. Lakes and water courses. In Ministry of Agriculture Environment '82 Committee (ed.) [*Acidification Today and Tomorrow*], 50-70. translated by S. Happer.
- Nakahara, O., M. Takahashi, H. Sase, T. Yamada, K. Matsuda, T. Ohizumi, H. Fukuhara, T. Inoue, A. Takahashi, H. Kobayashi, R. Hatano and T. Hakamata. 2009. Soil and stream water acidification in a

- forested catchment in central Japan. *Biogeochemistry*, 97: 141-158.
- Nearby, B. P., P. J. Dillon, J. R. Munro and B. J. Clark. 1990. The acidification of Ontario lakes: An assessment of their sensitivity and current status with respect to biological damage (Tech. Rep., p. 171). Dorset, Ontario, Canada: Ontario Ministry of Environment.  
<http://www.archive.org/details/acidificationof00nearuoft>, 2010年6月29日.
- 野口 泉・加藤拓紀・酒井茂克, 他5名. 1999. 酸性雪による陸水への影響. 佐竹研一(編) [酸性環境の生態学]. 223-233. 愛智出版.
- 落合照雄・関口信男・島田春生・片桐茂和. 2004. 赤い酢川と清流—陸水. 高山村誌刊行会(編), [高山村誌・自然編], 259-330. 高山村.
- Raddum, G. G. and A. Fjellheim. 1984. Acidification and early warning organisms in freshwater in western Norway. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 22: 1973-1980.
- Renberg, L. and T. Hellberg. 1982. The pH history of lakes in South Sweden, as calculated from the subfossil diatom flora of the sediments. *Ambio*, 11: 30-33.
- 酸性雨対策検討会(編). 2004. [酸性雨対策調査総合とりまとめ報告書]. 酸性雨対策検討会. 環境省.
- 佐竹研一. 1999. 日本の自然酸性湖沼と酸性河川. 佐竹研一(編), [酸性環境の生態学]. 1-14. 愛智出版.
- Shindler, D. W. 1988. Effects of acid rain on freshwater ecosystems. *Science*, 239: 149-157.
- Suzuki, K. 2003. Chemistry of stream water in a snowy temperate catchment. *Hydrological processes*, 17: 2795-2810.
- 渡辺仁治. 1999. 珪藻を環境指標としてみた酸性環境. 佐竹研一(編), [酸性環境の生態学]. 189-222. 愛智出版.
- Yamamoto, M. 1986. Study of the Japanese *Chironomus* inhabiting high acidic water (Diptera, Chironomidae) I. *Kontyu*, 54: 324-332.
- Yoshikawa, S., S. Yamaguchi and A. Hata. 2000. Paleolimnological investigation of recent acidity changes in Sawanoike Pond, Kyoto, Japan. *Journal of Paleolimnology*, 23: 285-304.