

瀬切れ上流一下流間における 河川生物群集の比較

土肥 唱吾¹・峰松 勇二²・井上 幹生³・三宅 洋⁴

¹学生会員 愛媛大学大学院 理工学研究科 (〒790-8577 愛媛県松山市文京町3番)

E-mail: s841024k@mails.cc.ehime-u.ac.jp

²学生会員 愛媛大学大学院 理工学研究科 (〒790-8577 愛媛県松山市文京町3番)

E-mail: s841034c@mails.cc.ehime-u.ac.jp

³愛媛大学大学院 理工学研究科 助教授 (〒790-8577 愛媛県松山市文京町2番5号)

E-mail: inom@sci.ehime-u.ac.jp

⁴正会員 愛媛大学大学院 理工学研究科 講師 (〒790-8577 愛媛県松山市文京町3番)

E-mail: miyake@dpc.ehime-u.ac.jp

瀬切れによる河川の連続性の遮断は、河川生物の流程に沿った移動を阻害し、それらの群集構造を改変すると予想される。そこで本研究は、人為的な要因により発生している瀬切れ区間の上流一下流間で、河川生物群集の比較を行い、瀬切れが河川生物の空間的分布に及ぼす影響を明らかにすることを目的とした。この結果、瀬切れが魚類の分布に及ぼす影響は明瞭ではなかった。一方、底生動物の分類群の一部は瀬切れによる影響を受けている可能性があることが示唆された。しかし、底生動物に関しては、瀬切れの発生に関わらず、生息場所環境が群集構造を決定している可能性が考えられた。

Key Words : drought, human impact, distribution, stream fish, stream invertebrates

1. はじめに

渇水に伴う河川流量の減少は、河川生物の生息場所の消失や改変を引き起こすとともに、瀬切れを発生させることにより河川の流れを不連続にする。生息場所の消失や減少は、利用可能な生息場所面積を減少させ、残存する河川生物密度や死亡率の増加を引き起こすことが報告されている¹⁾。また、流量の減少に伴う流速の低下は、堆積物の河床への沈殿を増加させ、河床の礫間を埋めることにより河川生物の生息場所環境を改変することが知られている²⁾。さらに、瀬切れの発生は河川生物の移動を阻害することにより、河川生物の時間的・空間的な分布に変化をもたらすと考えられている³⁾。近年、利水などの人間活動により河川の流量が減少することが報告されており、河川生態系に強い影響を及ぼすことが危惧されている。

瀬切れは様々な経路を介して河川性魚類に影響を及ぼすと考えられている。一般的に、利用可能な生息場所の量は魚類の生息密度を決定する重要な要因であることが

知られており⁴⁾、生息場所の減少や消失は、魚類の生息密度に影響を及ぼすと考えられる。例えば、流量の減少は、瀬の消失を引き起こし、瀬を生息場所として利用する魚類の密度や多様性を低下させると考えられる。また、瀬が消失した場合、魚類は淵に移動し、その生息密度は増加すると予想される⁵⁾。瀬切れに伴う生息場所環境の改変は、成長の阻害や耐病性の低下⁶⁾、河川内の光環境および底質の変化による餌資源環境の悪化⁷⁾、産卵場所の質の低下⁸⁾など様々な影響を河川性魚類に及ぼすことが報告されている。一方、瀬切れに伴う生息場所の連続性の損失も河川性魚類に強い影響を及ぼすと考えられる。河川性魚類は海と河川を行き来する回遊性の魚類と、一生を定住的に淡水域で過ごす純淡水魚という2つの生活史型に大分される。回遊魚はさらに、海と河川を移動する際の発育段階によって、遡河回遊魚(サケなど)、降河回遊魚(ウナギなど)、両側回遊魚(アユなど)に区別される。特に、これら通し回遊魚にとって、河川の連続性を遮断することは生活史を完結するために不可欠な移動を妨げることが知られている⁹⁾。このように、河

川流量の減少は、成長の阻害や餌資源環境の悪化を引き起こすだけでなく、魚類の流程に沿った移動を阻害することによっても、河川性魚類の群集構造を改変すると考えられる。

河川の洪水や渇水は、物理的攪乱として河川性底生動物の群集構造に強い影響を及ぼすと考えられている^{10, 11)}。洪水攪乱については多くの研究が行われてきたが¹²⁾、近年、渇水が底生動物の生息場所の消失や減少を引き起こすことに注目が集まっている。生息場所の消失や減少は、個体数の著しい減少を引き起こすと考えられている¹¹⁾。また、瀬切れは河床における有機物や無機物の沈殿を促進し、底生動物の個体数や多様性を減少させることが報告されている¹³⁾。一方、瀬切れによる連続性の遮断も底生動物に強い影響を及ぼすと考えられる。底生動物は流下により上流から下流へ¹⁴⁾、または、匍匐や遊泳により下流から上流へ移動することが知られており¹⁵⁾、河川の連続性の遮断はこのような底生動物の移動を阻害すると考えられる。よって、瀬切れは生息場所の減少や生息場所環境の改変のみならず、河川の連続性を遮断することを介しても、河川性底生動物の移動を阻害し、空間的分布を改変することが予想される。

これまでに、魚類や底生動物を対象として、渇水からの回復状況を検討した研究^{16, 17)}、渇水が及ぼす影響を複数の河川を対象として比較した研究^{18, 19)}、または洪水と渇水による影響を長期的に比較した研究²⁰⁾などが行われている。しかしながら、同一河川内の瀬切れが起こる区間の上流と下流で河川生物を比較した研究は少ない。河川の連続性を遮断する瀬切れが発生し長期間にわたって継続した場合、瀬切れが発生していない場合と比較して、瀬切れ区間の上流と下流での河川生物の群集構造は異なるということが考えられる。そこで本研究は、瀬切れが起こる河川区間の上流一下流間で、河川性魚類群集および河川性底生動物群集の比較を行い、瀬切れが河川生物群集の空間的分布に及ぼす影響を明らかにすることを目的とした。

2. 方法

(1) 調査地概要

本研究は、2005年5月、8月および11月に、愛媛県中予地方を流れる重信川の下流域で行った。重信川は東温市東三方ヶ森（標高 1,232 m）に源流をもち、山間部を下った後、道後平野の中心を西流しながら瀬戸内海に注ぐ幹流路延長 36 km、流域面積約 445 km²の一級河川である（図-1）。重信川流域は広く堆積岩で覆われている²¹⁾。山岳部には人工林や二次林が多く認められる

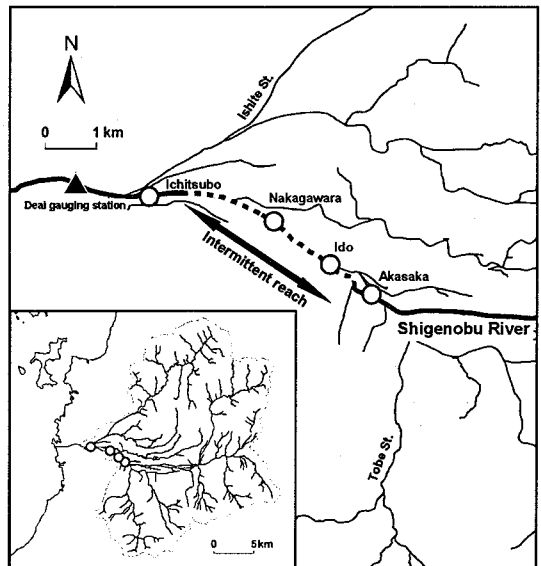


図-1 重信川流域および調査地の地図。点線は瀬切れ区間、白丸は調査地、黒三角は出水水位観測所、灰色は出水地点に対応する集水域を示す。

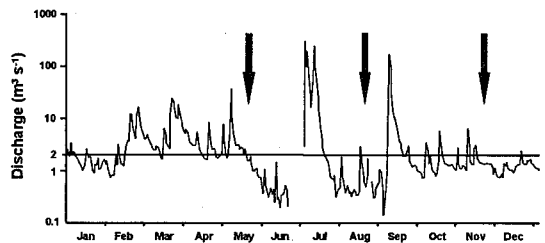


図-2 出水水位観測所における流量変動。矢印は調査日を、直線は重信川下流域で瀬切れが発生する基準の値を示す。途切れている部分は欠損値。

が、平野部は広く居住地および農地として利用されている。重信川下流域には、愛媛県の人口の約 3 割に当たる約 50 万人が集中する松山市が位置し、流域の開発に伴い水質の悪化が進んでいる。

重信川流域は瀬戸内海式気候のため、台風や梅雨前線に伴う豪雨はあるものの、年間を通して降水量は少ない。重信川は源流から河口までの距離が短く、かつ急流であるため、降水は短時間に海へ流出し、慢性的に渇水が起こる。重信川では、支流である表川との合流点から上流へ約 4 km の区間（河口から 18-22 km）および中流域（河口から 10-16 km）では頻繁に瀬切れが発生しており、台風等の豪雨時しか表流水が見られない（国土交通省四国地方整備局松山河川国道事務所、未発表）。1980 年代頃から、飲用水・農業用水等の取水による人間活動のため、

下流域（河口から 6.4-7.4 km）でも新たに瀬切れが発生し、拡大・長期化の傾向にある（国土交通省四国地方整備局松山河川国道事務所、未発表）。

調査地は、下流域の瀬切れ区間に 2 地点（上流から、井門、中川原）と、恒常的に表流水が存在する当該瀬切れ区間の上流端（赤坂）および下流端（市坪）の 2 地点の、合計 4 地点に設けた（図-1）。さらに、各調査地において、瀬および淵に調査区間を設けた（表-1）。基本的に魚類および底生動物調査は同一の場所で行ったが、調査を行うために十分な表流水が見られなかった場合は、調査区間付近の異なる区間で行った（表-1, 2）。

重信川出合地点の流量および国土交通省四国地方整備局松山河川国道事務所の河川監視データ（未発表）より、5 月は瀬切れの発生前後、8 月および 11 月は長期間の瀬切れ発生中であった（図-2）。5 月の調査日以前の 4 ヶ月間は、長期間の瀬切れは発生していなかったが、調査前後に発生した。その後、瀬切れ区間は出合水位観測所まで拡大し（図-1, 2）、梅雨前線に伴う豪雨がかった 7 月 3 日まで解消されなかった。8 月の調査日前後については、8 月 2 日より瀬切れが発生し、9 月 6 日の台風まで続いた。11 月の調査日前後については、10 月 1 日に瀬切れが発生し、途中に一時的な表流水が見られることは

表-1 魚類調査地概要.

Site	Abbrev.	Location	Elevation (m)	Catchment area (km ²)	Water Temp. (°C)	Slope of water surface (%)	Width (m)	Area (m ²)	Velocity (m/s)	Depth (cm)	Discharge (m ³ /s)	EC (mS/cm)	DO (mg/l)	pH	NO ₃ -N (mg/l)	NO ₂ -N (mg/l)	NH ₄ -N (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)
May																		
Akasaka Rifle Pool	AK	N33°47'08" E132°46'23"	29	271.7	19.0	0.84 0.01	6.1 13.3	146.4 533.6	22.1 3.2	20.3 38.0	0.547	0.281	9.93	7.0	2.556	<0.001	0.004	0.092
Ichitsubo Rifle Pool	IC	N33°48'20" E132°44'11"	8	305.0	23.1	1.30 0.00	5.3 10.0	106.4 239.5	17.4 0.0	10.1 83.8	0.127	0.220	8.98	7.1	1.384	0.044	0.001	0.049
August																		
Akasaka Rifle Pool	AK	N33°47'08" E132°46'23"	29	271.7	25.8	2.30 -0.08	5.8 16.2	115.2 324.8	37.6 0.0	18.5 43.0	0.693	0.282	9.40	7.1	1.576	0.018	0.009	0.075
Ichitsubo Rifle Pool	IC	N33°48'20" E132°44'11"	8	305.0	27.0	0.89 0.98	3.9 15.6	67.0 311.6	29.6 0.0	8.4 78.6	0.135	0.238	8.08	7.2	1.810	<0.001	0.001	0.051
November																		
Akasaka Rifle Pool	AK	N33°47'05" E132°46'23"	29	271.7	12.2	0.65 -0.21	7.0 10.0	140.4 239.0	31.1 3.8	19.7 55.6	0.574	0.291	9.78	6.9	2.096	0.033	0.001	0.058
Ichitsubo Rifle Pool	IC	N33°48'17" E132°44'15"	8	305.0	15.7	1.18 -0.10	3.4 11.2	55.0 223.6	35.3 0.0	11.0 44.8	0.162	0.242	10.79	7.4	1.941	<0.001	0.007	0.049

表-2 底生動物調査地概要. 表中の NA は不明を表す.

Site	Abbrev.	Location	Elevation (m)	Catchment area (km ²)	Water Temp. (°C)	Slope of water surface (%)	Discharge (m ³ /s)	EC (mS/cm)	DO (mg/l)	pH	NO ₃ -N (mg/l)	NO ₂ -N (mg/l)	NH ₄ -N (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)
May														
Akasaka Rifle Pool	AK	N33°47'20" E132°46'57" N33°47'20" E132°46'59"	29	271.7	17.3 21.8	0.39 -0.02	0.944 0.324	0.237 0.257	9.11 13.39	7.1 8.2	2.062 1.998	<0.001 0.098	0.003 0.003	0.075 0.085
Ido Rifle Pool	ID	N33°47'40" E132°46'21" NA	23	271.9	21.2	0.40 NA	0.593 0.000	0.223 NA	14.67 NA	8.4 NA	1.727 NA	0.116 NA	0.001 NA	0.095 NA
Nakagawar Rifle Pool	NK	N33°48'04" E132°45'45" NA	17	276.0	18.7	1.88 NA	0.125 0.000	0.222 NA	14.58 NA	8.4 NA	1.728 NA	0.090 NA	0.001 NA	0.064 NA
Ichitsubo Rifle Pool	IC	N33°48'21" E132°44'11" N33°48'20" E132°44'11"	8	305.0	18.6 21.7	1.32 -0.07	0.474 0.179	0.215 0.188	9.53 7.50	7.3 7.0	1.673 1.404	0.205 0.023	0.001 0.001	0.056 0.043
August														
Akasaka Rifle Pool	AK	NA NA	29	271.7	26.7	0.26 0.17	0.670	0.268	12.33	8.0	1.619	0.011	0.002	0.067
Ido Rifle Pool	ID	NA NA	23	271.9	NA	NA	0.000	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Nakagawar Rifle Pool	NK	NA NA	17	276.0	NA	NA	0.000	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Ichitsubo Rifle Pool	IC	NA NA	8	305.0	29.2	-0.85 0.12	0.288	0.241	9.51	7.9	1.823	<0.001	0.016	0.051
November														
Akasaka Rifle Pool	AK	N33°47'20" E132°46'58" N33°47'19" E132°47'00"	29	271.7	16.2 14.4	0.13 0.08	0.935	0.263 0.259	11.19 8.60	7.5 6.9	1.946	0.016	0.001	0.039
Ido Rifle Pool	ID	N33°47'41" E132°46'16" N33°47'41" E132°46'13"	23	271.9	16.5 15.7	0.22 0.11	0.304	0.246 0.246	15.76 14.94	9.2 9.0	1.680	0.030	0.008	0.07
Nakagawar Rifle Pool	NK	N33°48'04" E132°45'46" N33°48'05" E132°45'45"	17	276.0	19.5 20.3	0.80 0.11	0.053	0.232 0.230	8.42 8.48	6.9 7.2	1.977	0.391	0.011	0.028
Ichitsubo Rifle Pool	IC	N33°48'17" E132°44'07" N33°48'17" E132°44'12"	8	305.0	15.3 19.6	0.13 -0.24	0.453	0.246 0.240	9.16 7.01	7.4 7.3	2.032	0.006	0.003	0.053

あったが、12月に入り市坪地点まで拡大し、1月13日まで続いた（国土交通省四国地方整備局松山河川国道事務所、未発表）。このため、5月は瀬切れの影響がなく、8月および11月は瀬切れの影響がある時期と考えることが出来る。

調査地はいずれも下流域に位置するため、瀬の調査地においても水面勾配（＜2.30%）および河床勾配（＜2.49%）は小さくなく、底質は主に中礫および小礫で構成されていた。水際には、目立った植生は見られなかったが、すべての淵の調査区間では一方の岸際にテトラポットが見られた。また、調査地は市街地に位置するため人間活動の影響が強く見られ、調査を行った際の計測では、電気伝導度および栄養塩濃度はいずれも高い数値を示した（表-1, 2）。

(2) 野外調査

魚類調査は5月28日、8月27日および11月26日に行った。瀬切れ区間内に設けた2つの調査地は、いずれの調査時期も瀬切れが発生しており、十分な表流水が見られなかったため調査を行わなかった。各調査地の瀬および淵に設けた20-40 mの河川区間で、エレクトロフィッシャー（LR-24, Smith-Root, Inc.）を用いて魚類の採捕を行った。ただし、淵では遊泳性の魚類を採捕するために投網（目合い15 mm）も使用した。エレクトロフィッシャーによる調査は、下流から上流に向かって行い、一時的に麻痺した魚類をタモ網で採捕した。採捕は3回繰り返した。瀬では、タモ網で採捕できなかった個体の下流への流下を防止するため、調査地の下流端に、流水を十分に遮断できる大きさのブロックネット（面積6 m²、目合い5 mm）を設置した。淵については全域で調査することが困難だったため、調査地内の一部で採捕を行った（表-1）。投網による採捕は淵の調査地全域でランダムに10回行った。採捕した魚類は現場で同定、計数し、体長（cm）を記録した後に放流した。なお、これらの調査においては採捕努力量（単位面積あたりの採捕時間）および採捕担当者を等しくした。

底生動物調査は5月23、29日、8月19日および11月18、19日に行った。瀬切れ区間内に設けた2地点の調査地では、5月は淵で、8月は瀬および淵ともに表流水が見られなかったため調査を行わなかった。各調査地の瀬および淵に20-40 mの調査区間を設け、等間隔に5本の横断測線を設定した。その内側3本の測線上の流心部でサーバーネットサンプラー（コドラート25 cm×25 cm、ネット長1 m、目合い0.5 mm）を用いて底生動物を採取した²³。採取したサンプル（計54サンプル）は分析を行うまで5%ホルマリン溶液で保存した。底生動物の餌資源量である付着藻類量を測定するために、各底生動物サンプルに含まれる礫を無作為に1つ選び、直径24 mm

の円孔を開けたゴム板を押し当て、円孔内の付着藻類を特殊アクリル繊維（ミクロクロス、興洋）で擦り取り²³、分析を行うまで冷暗所で保管した。底生動物サンプル採取後、調査区間に設けた5本の横断測線上に沿って等間隔に設けた3地点で、河床直上における流速（cm s⁻¹）をプロペラ式流速計（モデル CR-11, コスモ理研）を用いて計測し²⁴、同時に水深（cm）および底質粗度を計測した。底質粗度は、各計測地点直下の河床の底質を構成する砂礫のサイズを、目視により岩盤（bedrock）、砂（sand：粒径＜2 mm）、小礫（gravel：2-16 mm）、中礫（pebble：16-64 mm）、大礫（cobble：64-256 mm）、もしくは巨礫（boulder：＞256 mm）に分類して記録した。

(3) 室内作業

底生動物は実体顕微鏡下で可能な限り下位の分類群まで同定を行い、計数した。各底生動物サンプルに含まれる堆積粒状有機物量（POM, g m⁻²）を強熱減量（AFDM）により求めた。底生動物を除去後、残ったサンプルを65°Cで24時間以上乾燥させ、乾燥重量を秤量した。さらに550°Cで2時間灼熱し、再び秤量した。これらの差から堆積粒状有機物量を算出した。

付着藻類サンプルから付着藻類の現存量の指標としてクロロフィルa量（chl. a mg m⁻²）を求めた。付着藻類を採取した特殊アクリル繊維を99.5%エタノールに浸し（4°C, 24時間）、色素の抽出を行った。抽出液の吸光度を分光光度計（U 1800 形レシオビーム分光光度計、HITACHI）を用いて計測し、クロロフィルa量をSCOR/UNESCO²⁵の方法に準じて算出した。

(4) データ処理

各調査地に生息する魚類の量を明らかにするために、生息密度（Number m⁻²）を算出した。各調査地の瀬および淵でエレクトロフィッシャーを用いて3回にわたって採捕した魚類の総個体数を調査した面積で除し、生息密度とした。なお、投網で採捕した魚類は、調査面積が定かではないため生息密度に加えなかった。ただし、各調査地の種構成と総採捕個体数を比較する際には、エレクトロフィッシャーおよび投網で採捕した双方の個体数の合計を使用した。

各調査地の瀬および淵に生息する群集構造を表すために、底生動物の生息密度（Number m⁻²）と多様性の二要素である分類群数および均等度（分類群間の個体数の偏り）を算出した。均等度（J）はシャノンの均等指数に基づき、 $J = -(\sum p_i \ln p_i) / \ln S$ の式により算出した。ここで、 p_i はi番目の分類群の相対個体数であり、Sは分類群数である。各調査地の環境特性を表すために流速（cm s⁻¹）、水深（cm）、底質粗度、堆積粒状有機物量

(POM, g m^{-2}) および付着藻類量 (chl a mg m^{-2}) の平均値を算出した。なお、6 つに分類された底質タイプについては、数値 (1=砂, 2=小礫, 3=中礫, 4=大礫, 5=巨礫, 6=岩盤) を割り当てた後に平均値を算出し、各調査地における底質粗度とした^{20), 27)}。

(5) 統計解析

調査時期、調査地および生息場所タイプ (瀬または淵) の違いが底生動物群集に及ぼす影響を明らかにするために、調査時期、調査地および生息場所タイプ (瀬または淵) を要因、底生動物の生息密度、分類群数および均等度を従属変数とする三元配置分散分析を行った。また、優占的に見られた分類群の生息密度についても同様の三元配置分散分析を行った。8月および11月の瀬切れにより上下流の底生動物の連続性が損失し、群集構造に変化が生じた可能性が考えられるのは、調査時期と調査地を含む交互作用が有意になり、かつ瀬切れが見られない5月の上流調査地 (赤坂) または下流調査地 (市坪) の値が、他の調査時期または調査地と比較して大きく変動している場合である。

生息場所環境が底生動物に及ぼす影響を明らかにするために、生息場所環境変数を独立変数、底生動物に関する変数を従属変数とする単回帰分析を行った。

変数の正規性および分散の一様性の仮定により整合させるため、必要に応じて解析前に対数変換を行った。同様に、全ての割合データについては逆正弦変換を行った。すべての統計解析は統計解析ソフト SPSS 11.5J (SPSS Japan Inc.) を用いて行った。

3. 結果

(1) 魚類

合計して 7,431 個体、23 種の魚類が採捕された。優占的に見られた種はオイカワ (*Zacco platypus*, 相対密度 46.4%) およびシマヨシノボリ (*Rhinogobius* sp. CB, 41.7%) であった。

上流調査地 (赤坂) と下流調査地 (市坪) との間で比較した結果、魚類の生息密度はいずれの調査時期についても上流調査地の方が高かった (図-3)。瀬切れが見られなかった5月の上流調査地は 7.13 Number m^{-2} 、下流調査地は 6.37 Number m^{-2} で上流調査地の方が魚類の生息密度が高かった。瀬切れが見られた8月の上流調査地は 14.25 Number m^{-2} 、下流調査地は 9.78 Number m^{-2} で上流調査地の方が魚類の生息密度が高かった。同様に、瀬切れが見られた11月の上流調査地は 5.86 Number m^{-2} 、下流調査地は 4.24 Number m^{-2} で上流調査地の方が魚類の生息密度が高かった (図-3)。

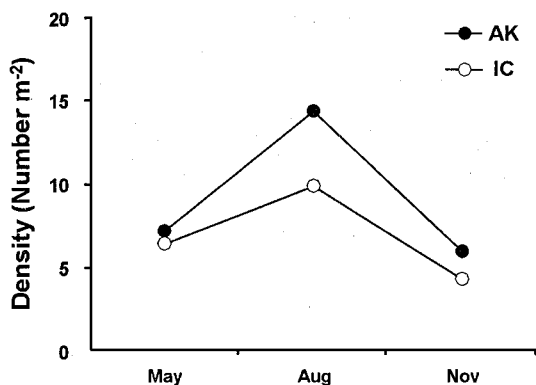


図-3 瀬切れ区間の上流調査地 (赤坂, AK) および下流調査地 (市坪, IC) における魚類生息密度の変化。

表-3 採捕した魚類の種と個体数。調査面積は以下の通り。5月, AK: 226.4 m^2 , IC: 154.4 m^2 ; 8月, AK: 155.2 m^2 , IC: 107.0 m^2 ; 11月, AK: 188.4 m^2 , IC: 95.0 m^2 。*は通し回遊魚を示す。

Species	May		Aug		Nov	
	AK	IC	AK	IC	AK	IC
Anguillidae ウナギ科						
<i>Anguilla japonica</i> * ウナギ	16	9	35	1	7	1
Plecoglossidae アユ科						
<i>Plecoglossus altivelis</i> * アユ	31	26	11			3
Cyprinidae コイ科						
<i>Zacco temminckii</i> カワムツ	74	14	48	2	3	2
<i>Zacco platypus</i> オイカワ	530	420	1225	384	640	249
<i>Phoxinus oxycephalus</i> タカハヤ	1	1		5		
<i>Pseudorasbora parva</i> モツゴ			1	6		
<i>Pseudogobio esocinus</i> カマツカ	18	2	45	9	49	14
<i>Cyprinus carpio</i> コイ	4	1	6	2	9	3
<i>Carassius buergeri</i> オオキンブナ				1		
<i>Carassius cuvieri</i> ゲンゴロウブナ	2		1			
<i>Carassius</i> sp. ギンブナ	14	13	14	35		9
<i>Tanaka lanceolata</i> ヤリタナゴ	2					
Cobitidae ドジョウ科						
<i>Cobitis biwae</i> シマドジョウ	9		20		33	1
<i>Cobitis takatsuensis</i> イシドジョウ	5	17	1	4		1
Siluridae ナマズ科						
<i>Silurus asotus</i> ナマズ		2	2			4
Centrarchidae サンフィッシュ科						
<i>Lepomis macrochirus</i> ブルーギル	10	2	40	18		
Eleotridae カワアナゴ科						
<i>Eleotris oxycephala</i> カワアナゴ				1		
Odontobutidae ドンコ科						
<i>Odontobutis obscura</i> ドンコ	1		7		1	
Gobiidae ハゼ科						
<i>Rhinogobius</i> sp. CB* シマヨシノボリ	852	482	756	535	344	130
<i>Rhinogobius</i> sp. LD* オオヨシノボリ		1		11		
<i>Rhinogobius</i> sp. OR* トウヨシノボリ					1	
<i>Rhinogobius flumineus</i> カワヨシノボリ	3		2	1		
<i>Tridentiger brevispinis</i> * ヌマチチブ	57	13	12	32	18	4

上流調査地 (赤坂) と下流調査地 (市坪) で採捕した魚類の種構成と個体数を比較すると、瀬切れが見られなかった5月と瀬切れが見られた8月および11月との間で大きな違いは見られなかった (表-3)。通し回遊魚であるウナギ (*Anguilla japonica*)、アユ (*Plecoglossus altivelis*)、シマヨシノボリおよびヌマチチブ (*Tridentiger brevispinis*) は、いずれの調査時期についても採捕された²⁸⁾。しかし、アユについては、瀬切れが見られた8月で

表-4 調査時期、調査地および生息場所タイプ（瀬または淵）が底生動物の生息密度、分類群数および均等度に及ぼす影響。三元配置分散分析の結果を示した。

Taxon	Month		Site		Type		Month × Site		Month × Type		Site × Type		Month × Site × Type	
	$F_{2,53}$	P	$F_{3,53}$	P	$F_{1,53}$	P	$F_{4,53}$	P	$F_{2,53}$	P	$F_{3,53}$	P	$F_{2,53}$	P
Density (Number m^{-2})	0.03	0.972	2.05	0.124	1.76	0.194	0.79	0.542	5.30	0.010*	0.21	0.892	1.07	0.355
Richness	10.67	0.001***	6.38	0.001**	0.02	0.890	1.35	0.272	2.85	0.071	1.50	0.231	1.76	0.187
Evenness	2.29	0.115	0.75	0.532	2.95	0.095	1.65	0.184	5.78	0.007**	1.10	0.363	3.46	0.042*

(* $P < 0.05$, ** $P < 0.01$, *** $P < 0.001$)

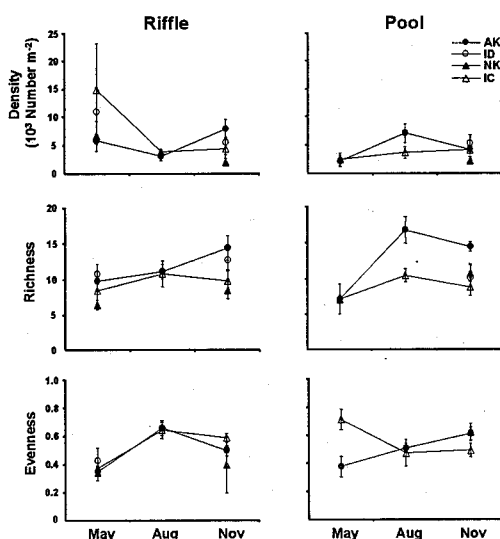


図-4 調査時期、調査地および生息場所タイプ（瀬または淵）による各調査地の底生動物の生息密度、分類群数および均等度の変化。平均値および標準誤差を示す。

は上流調査地（赤坂）でのみ、同じく瀬切れが見られた11月は下流調査地（市坪）でのみ採捕された。また、トウヨシノボリ (*Rhinogobius* sp. OR) は上流調査地（赤坂）で、オオヨシノボリ (*Rhinogobius* sp. LD) は下流調査地（市坪）でしか確認されなかったが、両魚種とも採捕された個体数は少なかった（表-3）。

(2) 底生動物

全サンプルを合計して18,011個体、54分類群の底生動物が採取された。優占的に見られた分類群（相対密度1%以上）はエリユスリカ亜科 (*Orthocladinae* spp., 相対密度60%) で、以下、ユスリカ亜科 (*Chironominae* spp., 18%)、ミミズ綱 (*Oligochaeta* spp., 10%)、ミズムシ (*Asellus hilgendorffii*, 2.3%)、コガタシマトビケラ属 (*Cheumatopsyche* spp., 2.2%)、サホコカゲロウ (*Boetis schoensis*, 1.9%) の順で多くみられた。これら6分類群で総個体数の95%を占めていた。

底生動物群集は、調査時期、調査地および生息場所タイプ（瀬または淵）により変異が見られた。三元配置分散分析の結果、生息密度は調査時期、調査地または生息

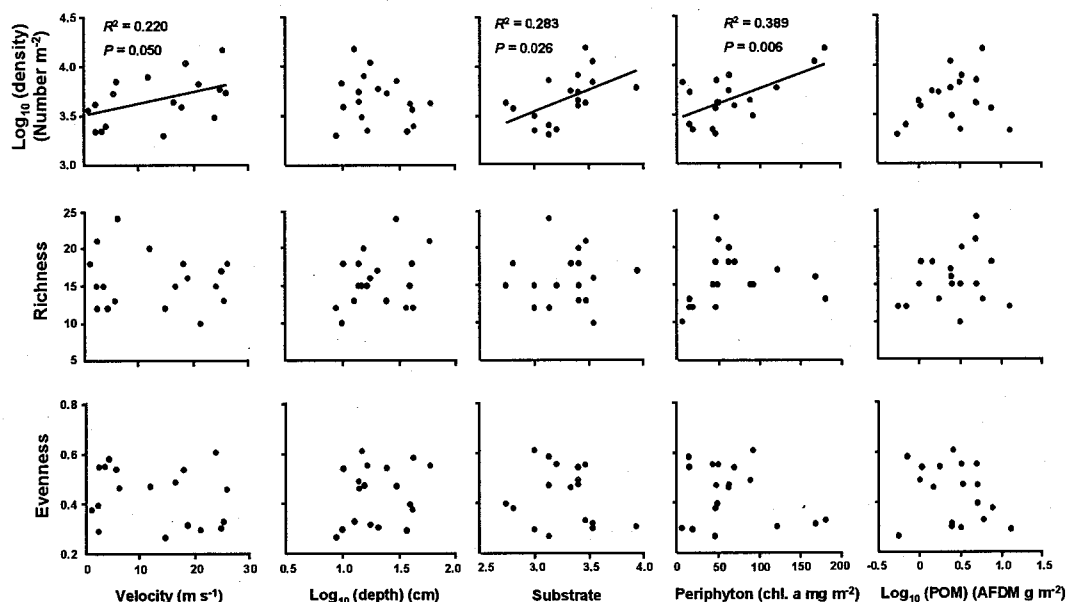


図-5 生息場所環境変数と底生動物の生息密度、分類群数および均等度との関係。有意な関係が見られた場合、図中に回帰直線、決定係数 (R^2) および P 値を示す。

場所タイプについて有意な差は見られなかったが、調査時期と生息場所タイプとの間に有意な交互作用が見られた(表4, 図4)。分類群数は、調査時期および調査地について有意な差が見られた。調査時期については、瀬切れが見られた8月および11月は、瀬切れが見られなかった5月より分類群数が多かった。また、調査地については、瀬では、上流調査地(赤坂)で分類群数が多く、瀬切れ区間の調査地である中川原で少なかった。淵では、上流調査地(赤坂)で分類群数が多く、下流調査地(市坪)で少なかった。均等度は、調査時期と生息場所タイプとの間および調査時期、調査地および生息場所タイプとの間に有意な交互作用が見られ、瀬切れが見られなかった5月の下流調査地(市坪)の淵で均等度が高かった(表4, 図4)。

底生動物の生息密度は生息場所環境と関係していることが明らかになった。生息密度は、各調査地の流速、底

質粗度および付着藻類量との間に有意な関係が見られ、流速、底質粗度および付着藻類量の値が大きい調査地で生息密度が高かった(図5)。生息場所環境変数と底生動物の分類群数および均等度との間には有意な関係は見られなかった(全て $P>0.249$, 図5)。

優占的に見られた底生動物分類群の生息密度は、調査時期、調査地および生息場所タイプ(瀬または淵)の違いにより、大きく変化していた。三元配置分散分析の結果、エリユスリカ亜科の生息密度は、生息場所について有意な差が見られ、瀬の方が淵より有意に高かった(表5, 図6)。ユスリカ亜科の生息密度は、調査地について有意な差が、調査時期と調査地との間および調査時期と生息場所タイプとの間に有意な交互作用が見られた。瀬では、瀬切れが見られなかった5月に下流調査地(市坪)で生息密度が高かった。淵では、上流調査地(赤坂)および下流調査地(市坪)ともに、瀬切れが見

表-5 調査時期、調査地および生息場所タイプ(瀬または淵)が底生動物分類群の生息密度に及ぼす影響。三元配置分散分析の結果を示した。

Taxon	Month		Site		Type		Month × Site		Month × Type		Site × Type		Month × Site × Type	
	$F_{2,55}$	P	$F_{3,55}$	P	$F_{1,55}$	P	$F_{4,55}$	P	$F_{2,55}$	P	$F_{3,55}$	P	$F_{2,55}$	P
Orthocladinae spp.	2.29	0.116	2.10	0.117	7.35	0.010*	0.73	0.577	3.21	0.052	0.96	0.423	2.15	0.132
Chironominae spp.	0.69	0.510	10.47	<0.001***	2.40	0.130	3.38	0.019*	6.44	0.004**	0.23	0.874	1.17	0.321
Oligochaeta spp.	3.75	0.033*	10.94	<0.001***	0.63	0.433	2.03	0.111	1.71	0.195	1.32	0.282	1.14	0.331
Asellus hilgendorffii	0.70	0.502	12.49	<0.001***	0.67	0.418	10.66	<0.001***	4.19	0.023*	3.50	0.025*	0.74	0.483
Cheumatopsyche spp.	4.74	0.015*	2.29	0.095	24.63	<0.001***	8.35	<0.001***	1.22	0.308	4.62	0.008**	0.70	0.502
Baetis sahoensis	9.01	0.001**	12.97	<0.001***	19.22	<0.001***	2.82	0.039*	9.64	<0.001***	1.32	0.282	0.48	0.622

(* $P<0.05$, ** $P<0.01$, *** $P<0.001$)

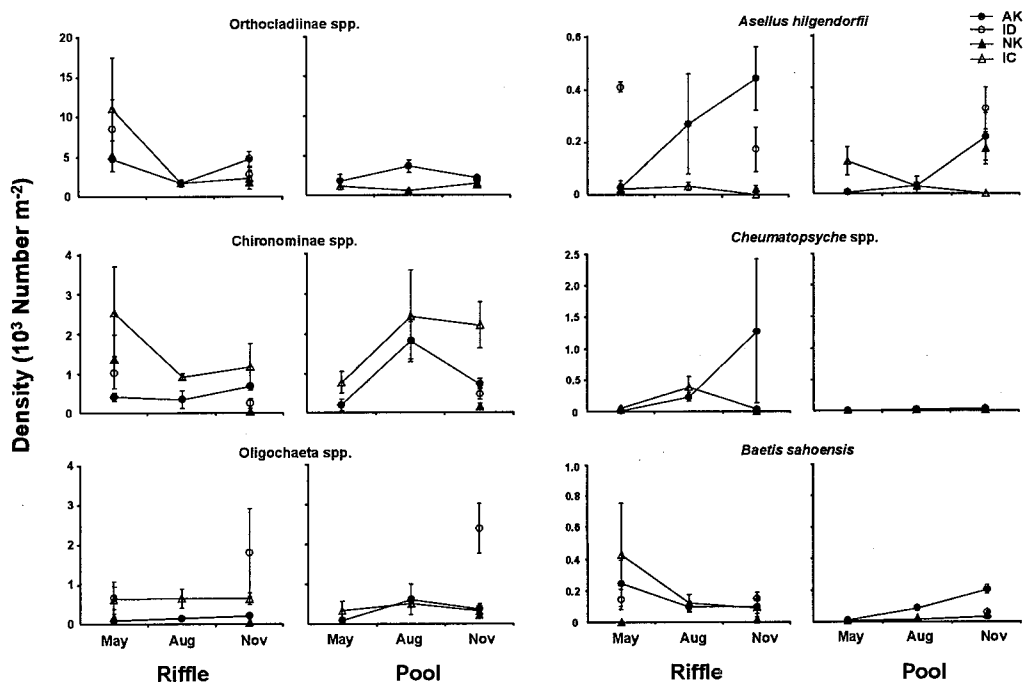


図-6 調査時期、調査地および生息場所タイプ(瀬または淵)による、各調査地における底生動物の優占分類群の生息密度変化。平均値および標準誤差を示す。

られなかった5月と比較して、瀬切れが見られた8月および11月に生息密度が高かった。ミズシロの生息密度は、調査時期および調査地について有意な差が見られた。瀬切れが見られた11月に瀬切れ区間の調査地である井門で生息密度が高かった。ミズシロの生息密度は、調査地について有意な差が、調査時期と調査地との間、調査時期と生息場所タイプ（瀬または淵）との間および調査地と生息場所タイプとの間に有意な交互作用が見られた。瀬では、瀬切れが見られた8月および11月に上流調査地（赤坂）で、瀬切れが見られなかった5月より生息密度が高かった。淵では、瀬切れが見られなかった5月に下流調査地（市坪）で、瀬切れが見られた11月に上流調査地（赤坂）で生息密度が高かった。コガタシマトビケラ属の生息密度は、調査時期および生息場所タイプ（瀬または淵）について有意な差が、調査時期と調査地との間および調査地と生息場所タイプとの間に有意な交互作用が見られた。瀬では、瀬切れが見られた11月に上流調査地（赤坂）で生息密度が高かった。淵では、いずれも低い値を示した。サホコカゲロウの生息密度は、調査時期、調査地および生息場所タイプ（瀬または淵）について有意な差が見られ、調査時期と調査地との間および調査時期と生息場所タイプ（瀬または淵）との間に有意な交互作用が見られた。瀬では、瀬切れが見られなかった5月に下流調査地（市坪）で生息密度が高かった。淵では、瀬切れが見られた8月および11月に上流調査地（赤坂）で生息密度が高かった（表-5、図-6）。

4. 考察

魚類の生息密度は、すべての調査時期において瀬切れ区間の上流調査地（赤坂）で高いことが示された。しかし、瀬切れ区間の上流と下流とでは、魚類群集に明瞭な差は見られなかった。アユは、瀬切れが見られなかった5月に上流調査地（赤坂）および下流調査地（市坪）で確認されたが、瀬切れが見られた8月に上流調査地（赤坂）でのみ、同じく瀬切れが見られた11月に下流調査地（市坪）でのみ確認された。一般的にアユは、3月から5月にかけて遡上し、産卵のため10月下旬から12月にかけて降河することが知られている²⁹。そのため、遡上の時期に当たる5月は瀬切れが見られなかったため遡上が可能であったと考えられる。また、8月においては瀬切れが見られたがそれ以前に遡上していたと思われる、11月には瀬切れが発生していない時期に産卵のため降河していたものと考えられる。実際に、11月に採捕したアユは産卵後の個体であった（土肥、個人的観察）。また、通し回遊魚であるトウヨシノボリは瀬切れが見られた11月に上流調査地（赤坂）で、オオヨシノボリは瀬切れ

が見られなかった5月および瀬切れが見られた8月に下流調査地（市坪）でしか確認されなかったが、両魚種とも採捕された個体数は少なかった。その他の通し回遊魚であるウナギ、シマヨシノボリおよびヌマチチブについては、いずれの調査時期においても上流調査地および下流調査地で多く確認されたため、調査時期を通じて移動が可能であったものと考えられる。瀬切れにより魚類の移動が阻害されている場合、瀬切れが見られなかった5月と瀬切れが見られた8月および11月との間で、通し回遊魚の分布に差が生じると考えられるが、本研究ではそのような結果は見られなかった。これは、降雨により一時的に瀬切れが解消された時に、移動していたためと思われる。以上のことより、瀬切れによる河川性魚類への影響は明瞭ではないと考えられる。

底生動物群集については、調査時期、調査地および生息場所タイプ（瀬または淵）の違いにより明瞭な差が見られなかった。調査時期と調査地との間に有意な交互作用は見られる場合、瀬切れにより底生動物の移動が阻害されている可能性があるとして解釈できる。例えば、瀬切れの見られない時期と見られた時期で、上流調査地と下流調査地との生物の個体数が一定の値を示した場合、移動は阻害されてないと考えられる。一方、上流調査地または下流調査地の値が大きく変動している場合、交互作用が検出され、移動の阻害により瀬切れの影響を受けている可能性があるとして予想される。しかしながら、生息密度、分類群数および均等度について、いずれの場合もこの交互作用は見られなかった。ただし、分類群数については調査時期および調査地について有意な差が見られた。一方、底生動物の生息密度は生息場所環境により変化しており、流速、底質粗度および付着藻類量の値が大きいと底生動物の生息密度が高いことが示された。既存の研究でも、餌資源である付着藻類量が多い場所で底生動物の個体数が増加することが知られている²⁹。このように、本研究では底生動物の生息密度は生息場所環境により特徴付けられているものと考えられ、瀬切れによる影響があるとは認められなかった。

優占的に見られた底生動物の優占分類群の生息密度は、調査時期、調査地および生息場所タイプ（瀬または淵）により大きく変異していた。ユスリカ亜科、ミズシロ、コガタシマトビケラ属およびサホコカゲロウについて、調査時期と調査地との間に有意な交互作用が見られ、瀬切れにより移動が阻害されている可能性があることが示唆された。ただし、各分類群の生息密度の変異と生活史等の生態から、瀬切れが影響を及ぼすメカニズムを特定することは難しかった。一方、底生動物群集の生息密度は生息場所環境により決定されていたことを考えると、これらの分類群についても生息場所環境と関係しているものと考えられる。以上のことより、ユスリカ亜科、ミ

ズムシ、コガタシマトビケラ属およびサホコカゲロウについては瀬切れの影響を受けている可能性があるが、生息場所環境など他の要因の影響を受けていることも否定できなかった。

本研究では、瀬切れが河川生物の空間的分布に及ぼす影響は明瞭ではなかった。瀬切れに伴う生息場所の連続性の損失は、河川性魚類の流程に沿った移動を阻害すると考えられるが、本研究では瀬切れ上流一下流間で河川性魚類の群集構造に明瞭な差は見られなかった。特に影響があると考えられる通し回遊魚についても、瀬切れの有無に関わらず多く確認された。しかし、瀬切れは発生時期や継続期間が予測困難な事象であるため、本研究を行った2005年とは異なる瀬切れ状況を示す年についても調査を実施し、比較を行うことが必要であると考えられる。また、瀬切れ発生・解消時に魚類の行動を追跡することにより、瀬切れによる移動阻害のメカニズムを明確にすることが出来ると予想される。瀬切れにより底生動物群集の空間的分布に影響は見られなかったが、底生動物の優占分類群の一部には瀬切れによる影響を受けている可能性があるとし唆された。しかし、底生動物の生息密度は生息場所環境により変化していたので、底生動物に関しては、瀬切れの発生に関わらず、生息場所環境が群集構造を支配的に決定している可能性がある。ただし、瀬切れは生息場所環境の改変や、生息場所面積の減少を引き起こすため、今後は、瀬切れが生息場所環境の改変を介して間接的に河川生物に及ぼす影響や、利用可能な生息場所の量の変化が河川生物に及ぼす影響についても解明することが必要であると思われる。また、本研究のような瀬切れが発生する河川では、瀬切れに適応した生物群集が成立している可能性が考えられるので、瀬切れが発生しない河川や年においても調査を行い、比較することも必要であると考えられる。近年、気候変動や水資源の枯渇による河川水利用の強化が河川生態系に及ぼす影響が危惧されている³⁰⁾。本研究のような瀬切れ上流一下流間での生物群集の比較に、さらに生息場所環境の影響を考慮に入れるようなアプローチは、渇水により引き起こされる問題を解決する際に不可欠な基礎的データを提供するものと考えられる。

謝辞：魚類調査に協力していただいた沿岸環境科学センターの國本昌宏氏と松本有紀氏、水質測定でご協力をいただいた大西秀次郎氏と濱岡秀樹氏に深くお礼を申し上げます。また、重信川の瀬切れ状況のデータをご提供下さり、調査の便宜を図って下さった国土交通省四国地方整備局松山河川国道事務所に感謝したい。末筆になったが、本研究の野外調査で手伝っていただいた保全生態学研究室の渡辺智紀氏、金澤康史氏、横内薫氏、底生動物の同定を手伝っていただいた鈴木直哉氏に心よりお礼

を申し上げます。本研究は、一部（財）河川環境管理財団の河川整備基金の助成を受けて行った。

参考文献

- 1) Morrison B. R. S. : Recolonisation of four small streams in central Scotland following drought conditions in 1984, *Hydrobiologia*, Vol. 208, pp. 261-267, 1990.
- 2) Wood P. J. & Armitage P. D. : Biological effects of fine sediment in the lotic environment, *Environmental Management*, Vol. 21, pp. 203-217, 1997.
- 3) Boulton A. J. : Parallels and contrasts in the effects of drought on stream macroinvertebrate assemblages, *Freshwater Biology*, Vol. 48, pp. 1173-1185, 2003.
- 4) Fausch K. D. & Northcote T. G. : Large woody debris and salmonid habitat in a small coastal British Columbia stream, *Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences*, Vol. 49, pp. 682-693, 1992.
- 5) Matthews W. J. & Marsh-Matthews E. : Effects of drought on fish across axes of space, time and ecological complexity, *Freshwater Biology*, Vol. 48, pp. 1232-1253, 2003.
- 6) Bruton M. N. : The effects of suspensoids on fish, *Hydrobiologia*, Vol. 125, pp. 221-224, 1985.
- 7) Berkman H. E. & Rabeni C. F. : Effect of siltation on stream fish communities, *Environmental Biology of Fishes*, Vol. 18, pp. 285-294, 1987.
- 8) Crisp D. T. : Some impacts of human activities on trout, *Salmo trutta*, populations, *Freshwater Biology*, Vol. 21, pp. 21-33, 1989.
- 9) Beamish R. J. & Northcote T. G. : Extinction of a population of anadromous parasitic lamprey, *Lampetra tridentata*, upstream of an impassable dam, *Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences*, Vol. 46, pp. 420-425, 1989.
- 10) Power M. E., Stout R. J., Cushing C. E., Harper P. P., Hauer F. R., Matthews W. J., Moyle P. B., Statzner B. & Wais De Bagden I. R. : Biotic and abiotic controls in river and stream communities, *Journal of the North American Benthological Society*, Vol. 7, pp. 456-479, 1988.
- 11) Lake P. S. : Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters, *Freshwater Biology*, Vol. 48, pp. 1161-1172, 2003.
- 12) Resh V. H., Brown A. V., Covich A. P., Gurtz M. E., Hiram W. L., Minshall G. W., Reice S. R., Sheldon A. L., Wallace J. B. & Wissmar R. C. : The role of disturbance in stream ecology, *The Journal of North American Benthological Society*, Vol. 7, pp. 433-455, 1988.
- 13) Wright J. F. & Bernie A. D. : Ecological effects of groundwater pumping and a natural drought on the upper reaches of a chalk stream, *Regulated Rivers: Research and Management*, Vol. 1, pp. 145-160, 1987.
- 14) Brittain J. E. & Eklund T. J. : Invertebrate drift - A review, *Hydrobiologia*, Vol. 166, pp. 77-93, 1988.
- 15) Elliott J. M. : Upstream movements of benthic invertebrates in a lake district stream, *The Journal of Animal Ecology*, Vol. 40, pp. 235-252, 1971.

- 16) Fowler R. T. : The recovery of benthic invertebrate communities following dewatering in two braided rivers, *Hydrobiologia*, Vol. 523, pp. 17-28, 2004.
- 17) Acuña V., Muñoz I., Giorgi A., Omella M., Sabater F. & Sabater S. : Drought and postdrought recovery cycles in an intermittent Mediterranean stream: structural and functional aspects, *Journal of the North American Benthological Society*, Vol. 24, pp. 919-933, 2005.
- 18) Pires A. M., Cowx I. G. & Coelho M. M. : Seasonal changes in fish community structure of intermittent streams in the middle reaches of the Guadiana basin, Portugal, *Journal of Fish Biology*, Vol. 54, pp. 235-249, 1999.
- 19) Pires A. M., Cowx I. G. & Coelho M. M. : Benthic macroinvertebrate communities of intermittent streams in the middle reaches of the Guadiana basin (Portugal), *Hydrobiologia*, Vol. 435, pp. 167-175, 2000.
- 20) Wood P. J. & Petts G. E. : The influence of drought on chalk stream macroinvertebrates, *Hydrological Processes*, Vol. 13, pp. 387-399, 1999.
- 21) 四国地方土木地質図編纂委員会編：四国地方土木地質図解説書，国土開発技術研究センター，1998.
- 22) Miyake Y. & Nakano S. : Effects of substratum stability on diversity of stream invertebrates during baseflow at two spatial scales, *Freshwater Biology*, Vol. 47, pp. 219-230, 2002.
- 23) 谷田一三，三橋弘宗，藤谷俊二：特殊アクリル繊維による付着藻類定量法，*陸水学雑誌*，Vol. 60, pp. 619-624, 1999.
- 24) Tanida K. Yamashita K. & Rossiter A. : A portable current meter for field use, *Japanese Journal of Limnology*, Vol. 46, pp. 219-221, 1985.
- 25) SCOR/UNESCO : Determination of photosynthetic pigments in seawater, Report of SCOR/UNESCO Working Group 17, In: *Monograph on oceanographic Methodology*, pp. 69, UNESCO, Paris, 1966.
- 26) Bain M. B., Finn J. T. & Booke H. E. : Quantifying stream substrate for habitat analysis studies, *North American Journal of Fisheries Management*, Vol. 5, pp. 499-506, 1985.
- 27) Inoue M., Nakano S. & Nakamura F. : Juvenile masu salmon (*Oncorhynchus masou*) abundance and stream habitat relationship in northern Japan, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Vol. 54, pp. 1331-1341, 1997.
- 28) 川那部浩哉，水野信彦，細谷和海：日本の淡水魚，山と溪谷社，2001.
- 29) Cushing C. E. & Allan J. D. : *Streams*, Academic Press, USA, 2001.
- 30) Sheldon F. & Thoms M. C. : Relationships between flow variability and macroinvertebrate assemblage composition: Data from four Australian dryland rivers, *River Research and Applications*, Vol. 22, pp. 219-238, 2006.

COMPARISON OF STREAM FAUNA BETWEEN UPSTREAM AND DOWNSTREAM OF INTERMITTENT REACH

Shogo DOHI, Yuji MINEMATSU, Mikio INOUE and Yo MIYAKE

Fragmentation of lotic habitat by a drought is assumed to intercept the longitudinal movement of organisms and alter the community structure of them. In this study, we compared the community structure of freshwater animals between upstream and downstream of intermittent reach caused by human activities, in order to reveal the impacts of drought on spatial distribution of stream fish and invertebrates. Obvious influence of droughts was not observed for the community structure of fish and invertebrates. In contrast, spatial distribution of some dominant invertebrate taxa was seemed to be altered by droughts. However, there remains a possibility that strong effects of physicochemical habitat condition on invertebrates were more important than influence of a drought.