瀬切れ区間における河川動物群集の時間的変動

中野 裕¹・土肥 唱吾²・峰松 勇二³・井上 幹生⁴・三宅 洋⁵

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: nakano.hiroshi.04@cee.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: s841024k@mails.cc.ehime-u.ac.jp

³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

⁴愛媛大学大学院 理工学研究科 准教授 (〒790-8577 愛媛県松山市文京町2番5号)

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

⁵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

瀬切れ河川では、流量変動は河川生態系の特性を決定する重要な要因であると考えられている。本研究は、洪水による瀬切れ解消前後に河川性魚類および底生動物とそれらの生息場所環境に関する調査を行い、瀬切れ区間における河川動物群集の時間的変動の特徴を明らかにすることを目的とした。瀬切れ区間では洪水に伴う表流水の回復後に魚類および底生動物の移入とこれに伴う個体数の増加が確認された。このうち魚類に関しては、下流の恒常的に存在する区間から移入したものと考えられた。しかし、流量減少に伴う表流水の消失により、最終的に魚類および底生動物は死滅した。本研究により、瀬切れ河川に生息する河川動物群集は流量変動に伴って大きく変動することが明らかになった。

Key Words : *flow fluctuation, drought, spate, stream fish, stream invertebrates*

1. はじめに

渇水時に表流水が枯渇する瀬切れ河川では、流量変動は河川生態系の特性を決定する重要な要因であることが知られている^{1), 2), 3)}。渇水に伴う流量の減少は、時間の経過とともに強度が増加する攪乱 (ramp disturbances) として生息場所環境の減少および改変を引き起こし、河川性動物の量や群集構造を変化させる⁴⁾。一方、洪水による流量の増加は、短時間の強い攪乱 (pulse disturbances) として、河川動物を物理的に排除することにより直接的に、あるいは生息場所環境の改変を介して間接的に河川性動物を減少させ、その群集構造に強い影響を及ぼす⁵⁾。瀬切れ河川では、流量減少に伴い瀬切れが発生し、その後、洪水により瀬切れは解消されるが、再び時間の経過に伴う流量減少により瀬切れが発生する。このような性質の違う二種類の攪乱の発生は瀬切れ河川における河川性動物の群集構造の時間的変動を引き起こす重要な要因であると考えられている⁶⁾。

河川性魚類の群集構造は、流量変動に伴う物理的攪乱の影響を強く受けることが知られている⁷⁾。流量の漸減に伴う瀬切れは、様々な経路を介して河川性魚類の群集構造を改変することが報告されている⁸⁾。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り、流量減少および瀬切れによる生息場所の減少や消失は、直接的に魚類の生息密度を変化させることが知られている⁹⁾。例えば、流量の減少は瀬の消失などの生息場所面積の減少を引き起こし、そこを生息場所として利用する魚類の死亡率を増加させ、個体数や多様性を低下させる¹⁰⁾。また、流量減少および瀬切れは魚類の生息場所環境を改変することが知られている¹¹⁾。例えば、流量の減少は溶存酸素量の減少や水温の上昇を介して間接的に魚類の生残に影響を及ぼす¹²⁾。一方、洪水攪乱による流量増加も、河川性魚類群集に様々な影響を及ぼすと考えられている¹³⁾。洪水攪乱は物理的排除により直接的に河川性魚類の個体数を減少させる¹⁴⁾。また、洪水攪乱は河床形態を改変し間接的に河川性魚類の群集構

造を変化させる¹⁵⁾。さらに、魚類は洪水攪乱に伴い流量が増加すると活発に移動する^{16), 17)}。以上より、瀬切れ河川における流量変動に伴う渇水および洪水は、河川性魚類群集に直接的に、または生息場所環境の改変を介して間接的に影響を及ぼすと考えられる。

河川性底生動物の群集構造も、流量変動に伴う物理的攪乱により大きく改変されることが知られている³⁾。流量減少および瀬切れは底生動物の生息場所の減少や消失を引き起こし¹⁸⁾、直接的に底生動物の個体数の著しい減少を引き起こす¹⁹⁾。さらに、流量減少は河床における有機物や無機物の沈殿を促進し、生息場所環境を改変することにより、間接的に底生動物の個体数や多様性を減少させる²⁰⁾。一方、洪水による急激な流量増加も底生動物群集に時間的な変化をもたらすことが知られている⁹⁾。既存の研究では、洪水攪乱は物理的排除によって直接的に底生動物の個体数を減少させることが知られている²¹⁾。さらに、洪水攪乱によって底生動物の餌資源である付着藻類量が減少することや²²⁾、生息場所環境の破壊を介して間接的に底生動物の群集構造が改変されることが報告されている²³⁾。このように、瀬切れ河川における流量変動は、渇水および洪水攪乱に伴う物理的排除により直接的に、または生息場所環境の改変を介して間接的に、河川性底生動物の群集構造に影響を及ぼすと考えられる。

これまでに瀬切れ河川で特徴的に見られる流量変動に伴う河川動物群集の動態に関する研究が行われている。例えば、Boulton et al. (1992) は、瀬切れ河川において長期間にわたって調査を行うことにより、瀬切れが河川性底生動物の動態に及ぼす影響を明らかにした²⁴⁾。また、表流水が見られる通水時から瀬切れ発生後までの期間に複数回調査を行い、河川性魚類群集の短期的な時間的変動を明らかにした研究も行われている¹⁰⁾。ただし、これらの研究では、洪水の発生に伴う瀬切れ解消を含めた短期的な河川動物群集の時間的変動は明らかにされていない。瀬切れ河川においては、河川動物は渇水と洪水の影響を繰り返し受けることを考慮すると、瀬切れが河川動物群集の動態に及ぼす影響を包括的に評価するためには、瀬切れ発生時から洪水による瀬切れ解消まで、さらには再び瀬切れが発生するまでの一連の期間において、短い間隔で河川動物群集の時間的変動を明らかにすることが不可欠であると考えられる。また、これまでの瀬切れが河川動物に及ぼす影響についての研究は、魚類と底生動物との間には流量変動に対する反応について差異があることが予想されるにも関わらず、いずれかのみを対象としている。さらに、魚類と底生動物とは捕食者-被捕食者関係にあるため両者の関係を考慮することは瀬切れ河川における河川動物群集の変遷を明らかにする際に重要であると考えられる。そこで本研究では、瀬切れ区間と恒常的に表流水が存在する区間で、洪水による瀬切れ解

消前後に河川性魚類および底生動物とそれらの生息場所環境に関する調査を行い、瀬切れ区間における河川動物群集の時間的変動の特徴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、2007年9月から2007年10月にかけて、愛媛県中予地方を流れる重信川の中流域で調査を行った。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、幹川流路延長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²⁵⁾。山岳部には人工林や二次林が多く認められるが、中流の平野部は広く住居地および水田などの農地で占められており、流域人口は約60万人である。

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(約1,300 mm)。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、さらに土砂生産量が多く砂礫層が発達するために瀬切れが頻繁に発生する。重信川の瀬切れ区間は、河口からの距離が18-22 kmの区間、10-16 kmの区間および5-8 kmの区間の3区間である。このうち中流の瀬切れ区間では、最下流の出合水位観測所における流量が約5 m³ s⁻¹以下で瀬切れが発生することが知られている。水位-流量換算式に

図-1 重信川流域および調査地の地図。白丸は調査地を示す。

表-1 調査地概要 (平均値±標準誤差) . 黒丸は調査を実施したことを示す.

Site	Abbrev.	Distance from mouth (km)	Water temp. (°C)	EC (mS cm ⁻¹)	DO (mg l ⁻¹)	pH	NO ₃ -N (mg l ⁻¹)	PO ₄ -P (mg l ⁻¹)	Survey				
									6-Sep	12-Oct	14-Oct	18-Oct	29-Oct
Perennial upstream	PU	16.8	22.0 ± 1.4	0.212 ± 0.006	10.68 ± 0.44	6.0 ± 0.3	1.182 ± 0.093	0.072 ± 0.010	●	●	●	●	●
Intermittent upstream	IU	14.2	21.8 ± 2.3	0.200 ± 0.006	9.31 ± 0.55	7.1 ± 0.6	1.422 ± 0.111	0.050 ± 0.004		●	●		
Intermittent downstream	ID	11.8	22.4 ± 1.1	0.187 ± 0.005	10.05 ± 1.17	6.9 ± 0.3	1.855 ± 0.014	0.012 ± 0.006		●	●	●	
Perennial downstream	PD	9.4	20.2 ± 0.5	0.244 ± 0.005	8.24 ± 0.33	6.0 ± 0.3	1.698 ± 0.141	0.014 ± 0.002	●	●	●	●	●

図-2 調査期間におけるにおける重信川の流況. (a) 出合地点における水位変動. 図中の矢印は底生動物・魚類調査の調査日を, 直線は重信川中流域で瀬切れが発生する基準の水位を示す. (b) 調査区間における瀬切れ状況. 直線はその地点に表流水があることを示す.

よると, 流量が $5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ の際の水位は 1.28 m である (国土交通省四国地方整備局松山河川国道事務所, 未発表データ, 図-2). 中流の瀬切れ区間では自然状態でも瀬切れが発生していたことが知られているが, 1970 年代から瀬切れが徐々に拡大, 長期化している.

本研究では, 重信川中流域において, 魚類および底生動物調査を行った. 調査地は, 河口から 10-16 km に位置する瀬切れ区間内の上流 (IU: Intermittent upstream) および下流 (ID: Intermittent downstream) に計 2 地点と, 恒常的に表流水が存在する当該瀬切れ区間の上流端 (PU: Perennial upstream) および下流端 (PD: Perennial downstream) に計 2 地点の, 合計 4 地点を設け (表-1, 図-1), 各調査地に 15-30 m の調査区間を設定した. なお, 各調査区間の設定にあたって, それぞれの調査地において典型的に見られる瀬の部分を選択した. 調査は, 魚類採捕の際に用いる電撃の底生動物への影響を避ける

ため, 底生動物調査を先に, 魚類調査を後に行なった. また, 調査時の上流から下流への影響を避けるため, 調査区間内の下流側で底生動物調査を, 上流側で魚類調査を行った.

調査は, 2007 年 9 月 6 日, 10 月 12 日, 10 月 14 日, 10 月 18 日および 10 月 29 日の計 5 回行った. 重信川出合地点の水位データ (図-2), 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) および調査時における観察によると, 8 月 13 日から約 2 ヶ月間にわたって瀬切れが発生していた (図-2). その後, 10 月 10 日に, 前線に伴う豪雨により洪水が発生し瀬切れは解消したが, 再び 10 月 15 日に瀬切れが発生し調査が終了するまで長期間続いた. 長期にわたって瀬切れが発生していた 9 月 6 日における 1 回目の調査は, 表流水の存在した PU および PD のみで行った (表-1). その後, 10 月 10 日に洪水が起きて瀬切れが解消した. そして, 洪水発生から 2, 4, 8, 29 日後にあたる 10 月 12 日, 10 月 14 日, 10 月 18 日および 10 月 29 日にそれぞれ 2-5 回目の調査を行った. 2 回目および 3 回目の調査では瀬切れが解消していたため, 4 調査地全てにおいて調査を行った. 4 回目の調査では, 瀬切れ区間内の上流調査地 (IU) で表流水が消失したため, これを除く 3 調査地で調査を行った. 5 回目の調査は, 瀬切れ区間内の両調査地 (IU および ID) において表流水が消失したため, これらを除く 2 調査地 (PU および PD) で調査を行った. なお, IU における 9 月 6 日, 10 月 18 日および 10 月 29 日, ID における 9 月 6 日および 10 月 29 日は瀬切れが発生していたため調査は行わなかった. 調査時の計測では, 水温, 電気伝導度, 溶存酸素量, pH, 硝酸態窒素量およびリン酸態リン量について調査地間で大きな差異は見られなかった (表-1). また, 各調査地の底質にも大きな変化は見られず, 主に大礫 (cobble: 粒径 64-256 mm) および中礫 (pebble: 16-64 mm) で構成されていた.

(2) 野外調査

底生動物調査では, 各調査地に設けた 10-15 m の調査区間において, 等間隔に 6 本の横断測線を設定した. 最上流および最下流の 2 本を除いた 4 本の横断測線上の流心部で, 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1サンプルずつ底生動物サンプルを採取した²⁰⁾。採取したサンプル(計60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。河川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、ワイヤーブラシを用いて礫付着物を擦り落とし、礫付着物サンプルを採取した。採取したサンプルは1%ホルマリン溶液で保存した。底生動物サンプルの採取後、各調査区間に設けた横断測線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})をプロベラ式流速計(モデル CR-11, コスモ理研,²⁰⁾)を用いて計測し、同時に水深(cm)を計測した。また各調査地で流量($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)を計測した。

底生動物調査に続いて魚類調査を行った。各調査地に設けた10-16 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3パス除去法に基づき魚類の採捕を行った。調査は下流から上流に向かって3回繰り返して行い、電撃により一時的に麻痺した魚類をタモ網で採捕した。魚類個体の下流および上流への移出を防止するため、調査地の upstream および downstream に、流水を十分に遮断できる大きさのブロックネット(目合い5 mm)を採捕開始前に設置した。採捕した魚類は現場で同定、計数した後に放流した。なお、これらの調査においては、採捕効率を等しくするため、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同じくした。魚類の採捕後、各調査区間に等間隔に6本の横断測線を設けた。これら横断測線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})をプロベラ式流速計を用いて計測し、同時に水深(cm)を計測した。

(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。底生動物調査で採取された各底生動物サンプルに含まれる堆積粒状有機物量を強熱減量(Ash free dry mass, 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(AFDM g m^{-2})。付着藻類の現存量の指標として礫付着物サンプルから付着藻類量を強熱減量により求めた。ろ紙(GFC, Whatman)を用いてサンプルをろ過後、65°Cで24時間以上乾燥させ、乾燥重量を秤量した。堆積粒状有機物量と同様に550°Cで2時間灼熱した後、再び秤量し、乾燥重量と灼熱後の重量の差から礫当たり付着藻類量(AFDM g)を算出した。また、単位面積当たりの重量が既知のアルミホイルで礫付着物サンプルを採取した礫で礫を包み、このアルミホイル片を秤量することにより礫表面積(m^2)を求めた。礫当たりの付着藻類

量をこの礫表面積で除することにより、付着藻類量(AFDM g m^{-2})を算出した。

(4) データ処理

魚類調査では、各調査地における魚類の推定生息密度($N \text{ m}^{-2}$)および種数を算出した。各調査地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個体数から個体数を推定した後²⁰⁾、調査した面積で除し、推定生息密度とした($N \text{ m}^{-2}$)。

底生動物調査では、各調査地に生息する底生動物の群集構造を表すために、生息密度($N \text{ m}^{-2}$)および分類群数(各サンプルごとの分類群数)を算出した。各調査地の物理環境を表すために流速(cm s^{-1})および水深(cm)の、河川動物の餌資源環境を表すために付着藻類量(g m^{-2})および堆積粒状有機物量(g m^{-2})の平均値をそれぞれ算出した。なお、水深および流速は、魚類および底生動物についての各調査区間で計測された値を合わせて平均値を算出した。

(5) 統計解析

調査日および調査地の違いが底生動物の生息場所環境および底生動物群集に及ぼす影響を明らかにするために、調査日および調査地を固定要因、流速、水深、礫付着有機物量、堆積粒状有機物量、底生動物の生息密度および分類群数を従属変数とする二元配置分散分析を行った。

調査地間および調査日間での底生動物の群集構造の差を検定するためにAnalysis of Similarities (ANOSIM)を行った²⁹⁾。この際、各分類群の生息密度から求めたBray-Curtisの距離を各サンプル間の類似度を表す指標として用いた。調査地または調査日において有意な差が見られた変数については多重比較を行った。各調査地における底生動物群集の時間的な変化を明らかにするために、各サンプルにおける底生動物の群集構造を非計量的多次元尺度法(Non-metric multi-dimensional scaling, MDS)により解析した²⁹⁾。各分類群から求めたBray-Curtisの距離を各サンプル間の類似度を表す指標として用い、座標付けを行った。非計量的多次元尺度法によって得られた座標軸がいずれの分類群の生息密度の変化を反映しているのかを明らかにするために、得られた軸の値と各分類群の生息密度との関係を相関分析(ケンドールの順位相関タウ τ)により解析した。この際、第一種の過誤を回避するためにボンフェローニの有意水準補正を行った²⁹⁾。同様に、非計量的多次元尺度法によって得られた軸の値と底生動物の生息場所環境との関係を相関分析(ケンドールの順位相関タウ τ)により解析した。

非計量的多次元尺度法による解析およびANOSIMはPRIMER v5³⁰⁾を、その他の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) 生息場所環境

各調査地の流量は、時間の経過に伴い大きく変化していた(図-3)。PUおよびPDでは、洪水前の9月6日に比べ、洪水2日後の10月12日に大きく増加し、その後徐々に減少した。IUでは洪水2日後の10月12日に表流水が確認されたが、その後大きく減少し、洪水8日後の10月18日には表流水が消失した。IDでは洪水2日後の10月12日に表流水が確認され、その後大きな変化は見られなかったが、洪水19日後の10月29日に表流水が消失した。物理的環境には調査日および調査地により変異が見られた。二元配置分散分析の結果、流速は調査日および調査地について有意な差が見られ(調査日: $F_{4,520} = 9.65$, $P < 0.001$, 調査地: $F_{3,520} = 38.64$, $P < 0.001$)、さらに調査日と調査地との間に有意な交互作用が見られた($F_{12,520} = 10.20$, $P < 0.001$)。同様に、水深も調査日およ

図-3 各調査時期および各調査地における流量、水深および流速の時間的変化。水深および流速については平均値および標準誤差を示す。

び調査地について有意な差が見られ(調査日: $F_{4,520} = 13.43$, $P < 0.001$, 調査地: $F_{3,520} = 132.13$, $P < 0.001$)、調査日と調査地との間に有意な交互作用が見られた($F_{12,520} = 4.01$, $P < 0.001$)。流速および水深は、恒常的に表流水が存在するPUおよびPDでは9月6日と比べ洪水2日後の10月12日に増加したが、その後10月29日にかけて減少した。瀬切れ区間内のIUでは洪水2日後の10月12日と比べて洪水4日後の10月14日に流速および水深が大きく減少していた。一方、IDにおける流速および水深は洪水2日後の10月12日と比べて洪水4日後の10月14日に増加したが、洪水8日後の10月18日には減少した(図-3)。

河川動物の餌資源環境は、時間の経過に伴い大きく変化していた(図-4)。二元配置分散分析の結果、付着藻類量は調査日について有意な差が見られたが($F_{4,40} = 13.86$, $P < 0.001$)、調査地については有意な差は見られず($F_{3,40} = 1.84$, $P = 0.154$)、交互作用も有意ではなかった($F_{12,40} = 1.26$, $P = 0.291$)。PUおよびPDにおいて、付着藻類量は洪水前の9月6日に比べ、洪水2日後の10月12日に大きく減少し、その後10月29日まで増加した。IUおよびIDにおける付着藻類量は、洪水2日後の10月12日および洪水4日後の10月14日は少なかったが、IDでは洪水8日後の10月18日に増加した。堆積粒状有機物量は調査日および調査地について有意な差が見られ(調査日: $F_{4,40} = 18.19$, $P < 0.001$, 調査地: $F_{3,40} = 17.31$, $P < 0.001$)、調査日と調査地との間の交互作用も有意であった($F_{12,40} = 4.57$, $P = 0.001$)。PUでは、堆積粒状有機

図-4 各調査時期および各調査地における付着藻類量および堆積粒状有機物量の時間的変化。平均値および標準誤差を示す。

物量は洪水前の9月6日に比べ洪水2日後の10月12日に大きく減少したが、その後10月29日まで増加した。PDではPUと同様の変動パターンが見られたが、PUに比べて全体的に堆積粒状有機物量は少なかった。また、IUにおける堆積粒状有機物量は洪水2日後の10月12日は少なかったが、洪水4日後の10月14日に増加した。ID

図-5 各調査時期および各調査地における魚類の推定生息密度および分類群数の時間的変化。

では、堆積粒状有機物量は洪水2日後の10月12日および洪水4日後の10月14日と比較して洪水8日後の10月18日に増加した(図-4)。

(2) 魚類調査

魚類調査では、合計して13,300個体、15種の魚類が採捕された。優占的に見られた種はシマヨシノボリ(*Rhinogobius* sp. CB, 相対密度 63.8%) およびオイカワ(*Zacco platypus*, 21.2%)であった。

魚類の推定生息密度は、瀬切れ区間内の調査地では流量変動に伴い大きく変化していた(図-5)。魚類の生息密度はいずれの調査日においてもPDで高かった。IUでは洪水2日後の10月12日に魚類の生息密度は0.93 N m⁻²であったが、洪水4日後の10月14日は0.14 N m⁻²に減少した。一方、IDでは洪水2日後の10月12日に魚類の生息は確認されなかったが、洪水4日後の10月14日には1.82 N m⁻²に増加し、洪水8日後の10月18日は1.84 N m⁻²であった。瀬切れ区間内の両調査地ともに、最終的には魚類が生息可能な表流水は消失した。魚類の種数も、瀬切れ区間内の調査地で流量変動に伴う変化が見られた。種数は全ての調査日において、瀬切れ区間内の調査地より恒常的に表流水が存在する区間の調査地で多かった。IUでは、洪水2日後の10月12日は4種が採捕されたが、洪水4日後の10月14日は2種に減少した。IDでは洪水2日後の10月12日には魚類の生息は確認されなかったが、洪水4日後の10月14日は6種が、洪水8日後の10

表-2 本研究により採捕された魚類の種と推定生息密度 (N 100 m⁻²)。

Species	PU					IU		ID			PD				
	Sep		Oct			Oct		Oct			Sep		Oct		
	6	12	14	18	29	12	14	12	14	18	6	12	14	18	29
Anguillidae ウナギ科															
<i>Anguilla japonica</i> * ウナギ											3.4	2.3	2.9	2.1	3.4
Plecoglossidae アユ科															
<i>Plecoglossus altivelis</i> * アユ				1.0							1.1	1.0	1.0		
Cyprinidae コイ科															
<i>Zacco temminckii</i> カワムツ	25.5		12.3	14.0	15.0										
<i>Zacco platypus</i> オイカワ	45.9	47.0	126.3	152.0	295.0	33.9		116.5	67.3		444.0	1059.7	100.1	160.4	865.6
<i>Phoxinus oxycephalus</i> タカハヤ	11.3	104.2	4.2	7.0	6.0						80.1	1.0	1.0	3.4	1.1
<i>Pseudogobio esocinus</i> カマツカ	22.9	1.5	4.3	3.1	3.9										
Cobitidae ドジョウ科															
<i>Misgurnus anguillicaudatus</i> ドジョウ					1.0									1.0	
<i>Cobitis biwaensis</i> シマドジョウ				1.0				4.6			54.5	13.4	15.5	24.2	30.3
<i>Cobitis takatsuenensis</i> イシドジョウ		0.8	1.6		1.0			21.9	6.5		57.1	26.5	36.4	22.0	21.2
Odontobutidae ドンコ科															
<i>Odontobutis obscura</i> ドンコ	5.6		5.0	2.9	2.0										
Gobiidae ハゼ科															
<i>Rhinogobius</i> sp. CB シマヨシノボリ	178.8	138.3	307.9	175.6	215.2	54.6	12.8	33.4	106.8	1543.3	1243.7	1608.7	2089.7	1640.3	
<i>Rhinogobius</i> sp. LD オオヨシノボリ			4.2	1.0	1.0	2.4		2.8	1.6	1.1			10.2	8.2	
<i>Rhinogobius flumineus</i> カワヨシノボリ	87.9	151.7	136.3	152.5	173.5								1.0	1.1	
<i>Tridentiger brevispinis</i> スマチチブ						1.7	0.9	2.8	1.6	36.5	74.7	133.4	188.7	387.6	
<i>Sicyopterus japonicus</i> ボウズハゼ													1.0		

月 18 日には 5 種が確認された (図-5)。

洪水後に瀬切れ区間で見られた魚類群集は、恒常的に表流水が存在する下流調査地で確認された魚類群集に類似していた。瀬切れ区間内の IU および ID において、洪水後に優占的にみられた種はオイカワおよびシマヨシノボリであり、これら 2 種は恒常的に表流水が存在する PU および PD でも多く採捕された (表-2)。また、オオヨシノボリ (*Rhinogobius* sp. LD) も同様に洪水後に IU および ID において採捕され、PU および PD でも生息が確認された。一方、シマドジョウ (*Cobitis biwaensis*)、ヒナシンドジョウ (*Cobitis takatsuensis*) およびヌマチチブ (*Tridentiger brevispinis*) は IU および ID で洪水後に採捕されたが、これら 3 種は恒常的に表流水が存在する区間では PD で多く確認された。カワヨシノボリ (*Rhinogobius fluminis*) は PU で多く採捕されたが、IU および ID では確認されなかった (表-2)。

(3) 底生動物調査

全サンプルを合計して 8,278 個体、55 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 5.0%以上) はエリユスリカ亜科 (*Orthocladinae* spp., 相対密度 31.7%), ユスリカ亜科 (*Chironominae* spp., 12.9%), ミツオミジカオフトバコカゲロウ (*Acentrella gnom*, 11.0%) ミミズ綱 (*Oligochaeta* spp., 9.8%), アカマダラカゲロウ (*Uraconihella punctisetae*, 5.4%), サホコカゲロウ (*Baetis sahoensis*, 5.2%) であった。これら 6 分類群で総個体数の 76% を占めていた。

底生動物群集は時間とともに大きく変化していた。二元配置分散分析の結果、生息密度は調査日および調査地について有意な差が見られたが (調査日: $F_{4,39} = 20.06$, $P < 0.001$, 調査地: $F_{3,39} = 54.62$, $P < 0.001$), 交互作用は有意ではなかった ($F_{7,39} = 1.03$, $P = 0.421$, 図-6)。PU および PD では、底生動物の生息密度は洪水前の 9 月 6 日に比べ、洪水 2 日後の 10 月 12 日に大きく減少し、その後徐々に増加した。IU および ID では、生息密度は全体的に低かったが (平均 $28-156 \text{ N m}^{-2}$), 洪水 2 日後の 10 月 12 日以降時間の経過に伴い徐々に増加した。しかし、最終的には IU および ID ともに表流水が消失した。分類群数についても、調査日および調査地について有意な差が見られたが (調査日: $F_{4,39} = 9.57$, $P < 0.001$, 調査地: $F_{3,39} = 68.56$, $P < 0.001$), 交互作用は有意ではなかった ($F_{7,39} = 1.18$, $P = 0.332$, 図-6)。PU および PD における底生動物の分類群数は、洪水前の 9 月 6 日と比較して洪水 2 日後の 10 月 12 日に大きく減少し、その後徐々に増加した。IU および ID では、分類群数は全体的に低かったが (平均 1.75-3.50 分類群), 洪水 2 日後の 10 月 12 日以降時間の経過に伴い徐々に増加した (図-6)。

ANOSIM により底生動物の群集構造は調査日間および

調査日間で有意な差が見られた ($P = 0.001$)。多重比較により、全ての調査日間および全ての調査日間に有意な差が見られた (全て $P < 0.041$)。また、非計量的多次元尺度法 (MDS) により 2 つの軸が得られた。最終的なストレス (適合性の乏しさ) は 0.15 であった。相関分析により、2 つの軸のスコアと計 18 分類群の生息密度との間に有意な関係が見られた (表-3)。MDS 第 1 軸の値と多くの優占分類群の生息密度との間に負の相関関係が見られ、最優占分類群であるエリユスリカ亜科 (*Orthocladinae* spp.) およびユスリカ亜科 (*Chironominae* spp.) との間には特に強い負の相関関係が見られた。また、MDS 第 2 軸の値とサホコカゲロウの生息密度との間に負の相関関係が見られた (表-3)。MDS の各軸の値と生息場所環境との間の相関分析の結果、MDS 第 1 軸の値と付着藻類量との間に負の相関関係が見られた ($r = -0.714$, $P < 0.001$)。これら 2 軸を用いて 2 次元プロットを行った結果、PU および PD の洪水前 (9 月 6 日) のサンプルは MDS 第 1 軸の値が小さい領域に配置された (図-7)。洪水 2 日後の 10 月 12 日のサンプルでは、洪水前のサンプルよりも MDS 第 1 軸の値が大きい領域に配置された。その後、10 月 14 日、18 日、29 日のサンプルは時間の経過に伴い値が小さい領域に移動した。IU および ID のプロットは、全体的に MDS 第 1 軸の値が大きい領域で変化していた (図-7)。

図-6 各調査時期および各調査地における底生動物の生息密度および分類群数の時間的変化。平均値および標準誤差を示す。

4. 考察

本研究により、瀬切れ河川に生息する河川動物群集は流量変動に伴って大きく変動することが明らかになった。瀬切れ区間内では洪水後に表流水が確認されたが、その後、流量減少に伴い最終的には表流水が消失した。この流量変動に伴い、河川動物の生息場所環境も変化していた。また、洪水後の表流水の出現により魚類および底生動物の生息も確認されたが、その後の流量の減少に伴う表流水の消失により最終的には移出または死滅した。こ

表-3 非計量的多次元尺度法によって得られた 2 軸の各サンプルにおける値と各分類群の生息密度との間の相関関係 (ケンダールの τ)。ボンフェローニの有意水準補正を行った後に有意な関係がみられたもののみを示した。採取された全底生動物中に占める各分類群の相対密度および順位を示す。

Taxon	axis1	axis2	Dominance (%)	Rank
<i>Orthocladinae</i> spp.	-0.700		31.7	1
<i>Chironominae</i> spp.	-0.739		12.9	2
<i>Acentrella</i> <i>gnom</i>	-0.519		11.0	3
<i>Uracanthella punctisetae</i>	-0.555		5.4	5
<i>Baetis sahoensis</i>	-0.436	-0.368	5.2	6
<i>Baetis</i> sp. I	-0.570		4.7	7
<i>Cheumatopsyche</i> spp.	-0.606		4.0	8
<i>Tanypodinae</i> spp.	-0.647		2.5	9
<i>Baetis</i> sp. H	-0.517		2.3	10
<i>Caenis</i> spp.	-0.628		2.2	11
<i>Choroterpes altioculus</i>	-0.589		1.7	12
<i>Asellus hilgendorffii</i>	-0.383		1.1	13
<i>Epeorus latiflorum</i>	-0.539		0.7	14
<i>Ecdyonurus yoshidae</i>	-0.488		0.5	16
<i>Erpobdella lineata</i>	-0.411		0.4	17
<i>Hydropsyche orientalis</i>	-0.454		0.4	18
<i>Helochaers</i> spp.	-0.372		0.2	23
<i>Hydroptila</i> spp.	-0.437		0.2	24

図-7 非計量的多次元尺度法 (MDS) の結果に基づく MDS 第 1 軸と MDS 第 2 軸に関する各調査地の 2 次元プロット。調査日順に番号を記す。

れまでに、瀬切れ河川において瀬切れの発生が河川動物群集に及ぼす影響についての研究は多く行われてきたが^{2), 10)}、これらの研究では、洪水前後における短期的な河川動物群集の動態については明らかになっていない。これに対し本研究では、瀬切れ河川において瀬切れ発生時から洪水による瀬切れ解消まで、さらには再び瀬切れが発生するまでの一連の期間において短い間隔で複数回調査を行うことにより、瀬切れ区間における洪水による瀬切れ解消前後の河川動物群集の詳細な変動が明らかになった。

流量変動が河川動物の生息場所環境に強い影響を及ぼすことが示された。流速および水深は、恒常的に表流水が存在する調査地 (PUおよびPD) において洪水 2 日後に増加したが、時間の経過に伴い減少した。これに対し、瀬切れ区間内の調査地 (IUおよびID) はそれぞれ流速および水深の変動パターンが異なっていたが、両調査地ともに流量の変動パターンと類似していたため、これらは流量の変動に同調するものと考えられる。付着藻類量は、恒常的に表流水が存在する調査地 (PUおよびPD) において、洪水前に比べ、洪水 2 日後に大きく減少し、その後、時間の経過とともに増加した。洪水 2 日後は、流量の増加に伴う物理的攪乱が原因で付着藻類量が減少したと考えられる²¹⁾。また、付着藻類量が洪水後に増加したのは、時間の経過により藻類が移入および増殖したことによるものと考えられる。一方、瀬切れ区間内の調査地では、洪水による表流水の回復後も付着藻類量は一貫して少なかったが、IDでは洪水 4 日後と比べて洪水 8 日後にわずかに増加した。洪水 2 日後および洪水 4 日後は付着藻類の増加に十分な時間が無かったため、付着藻類量は少なかったと考えられる。また、IDにおいて洪水 8 日後は時間の経過に伴う藻類の移入および増殖により付着藻類量が増加したと考えられる。堆積粒状有機物量は、恒常的に表流水が存在するPUにおいては、洪水前と比べて洪水 2 日後に大きく減少し、その後、時間の経過とともに増加した。既存の研究より、堆積粒状有機物は洪水攪乱によって物理的に排除されることが報告されている³¹⁾。従って、本研究において、洪水 2 日後および 4 日後は、洪水攪乱に伴う排除によりPUにおける堆積粒状有機物量が少なかったと思われる。また、洪水発生から 8 日後および 19 日後には時間の経過に伴い粒状有機物が堆積したため、堆積粒状有機物量が増加したものと考えられる。恒常的に表流水が存在するPDにおいてはPUと同様に洪水後に減少しその後時間の経過とともに堆積粒状有機物量は増加したが、PUに比べて、洪水前および洪水 19 日後における堆積粒状有機物量は少なかった。この理由としては、洪水前および洪水 19 日後には、PDの上流側に位置するIUおよびIDで表流水が消失しており、上流からの有機物の流下が阻害されたことが考えられる。

また、瀬切れ区間内調査地における堆積粒状有機物量は再び瀬切れ発生する前に最大の値を示した。これについても時間の経過に伴い有機物が堆積したためと考えられる。以上より、瀬切れ河川では、洪水攪乱、攪乱からの経過時間および瀬切れ発生による連続性の遮断が河川動物の餌資源量を決定する主要な要因であることが示唆された。

流量変動が瀬切れ区間における魚類の生息密度および種数に影響を及ぼすことが示された。魚類の生息密度および種数は、恒常的に表流水が存在する調査地では、流量変動に伴う明瞭な変化は見られなかったが、瀬切れ区間内調査地では大きな変化がみられた。瀬切れ区間内のIUにおける生息密度は、洪水2日後と比較すると洪水4日後に大きく減少した。流量の増加は、魚類の移動を活性にすると報告されており¹⁰⁾、表流水が存在しなかった瀬切れ区間における表流水の出現は、瀬切れ区間への魚類の移入を可能にすることが知られている³²⁾。本研究においても、IUでは洪水2日後に洪水により表流水が出現し魚類の移入が可能となることにより、魚類の生息密度が増加したと考えられる。一方、流量の減少は、生息場所の減少を引き起こし、そこを生息場所として利用する魚類の生息密度や多様性を低下させることが知られている¹⁰⁾。本研究でも、IUにおいて洪水4日後は表流水が消失過程にあったために生息密度は低下したと考えられる。その後、洪水8日後には表流水が消失したためにIUに生息していた全ての魚類は移出または死滅したと推測される。瀬切れ区間内のIDにおいては、同じ瀬切れ区間内のIUとは異なる変動パターンが見られた。IDでは、洪水2日後に魚類の生息は確認されなかったが、その後、時間の経過とともに生息密度が増加した。流量の増加により魚類の移動率が高まることが報告されているが¹⁷⁾、洪水2日後におけるIDの流量は同じ瀬切れ区間内のIUに比べて少なく、魚類の移入が難しかったと考えられる。洪水4日後および洪水8日後は流量が安定しており移入が起こったが、洪水19日後は表流水が消失したため魚類は移出または死滅したと考えられる。種数は、瀬切れ区間内の調査地において、生息密度と同様の変動パターンを示した。これは、魚類の生息密度が高いと多くの種が含まれる確率が高まることによるものと考えられる³³⁾。以上より、瀬切れ区間内では、流量の増加により魚類の移入が促進され個体数の増加が見られたものの、その後の流量減少が生息場所の減少を介して個体数を減少させ、最終的には表流水の消失により魚類は死滅したと考えられる。

表流水が出現した瀬切れ区間には、主に下流から魚類が移入することが示唆された。瀬切れ区間内のIUおよびIDでは、洪水後、オイカワ、シマドジョウ、ヒナインドジョウ、シマヨシノボリ、オオヨシノボリおよびヌマチ

チブが採捕された。このうちオイカワ、シマヨシノボリおよびオオヨシノボリは、PUおよびPDの両調査地で採捕されているため、上・下流の両方から移入してきた可能性が考えられる。一方、シマドジョウ、ヒナインドジョウおよびヌマチチブはPDで多く採捕されているため、瀬切れ区間内で確認された魚類は下流から移入してきた可能性が高い。ただし、ヒナインドジョウについては河床や礫間に潜り込むことが知られているため³⁴⁾、瀬切れ発生時には各調査地の河床間隙水域に避難し、瀬切れ解消後に表流水へ再移入した可能性もある。ここでカワヨシノボリに注目すると、PUで多く採捕されたが瀬切れ区間内の調査地では採捕されなかった。以上より、瀬切れ区間への上流からの魚類の移入は少なかったと考えられる。既存の研究でも流量の増加は一時的に魚類の上流への移動を促進することが知られている¹⁰⁾。本研究の結果は、瀬切れ区間内でも同様の移動が起こることを示しており、瀬切れ区間では流量の増加に伴う瀬切れ解消により魚類が下流から移入してくることを示唆するものである。

流量変動が底生動物の生息密度および分類群数に強い影響を及ぼすことが示された。恒常的に表流水が存在する調査地では、底生動物の生息密度は、付着藻類量の増減と同様に、洪水前に比べ洪水後に大きく減少し、その後、時間の経過とともに増加した。非計量的多次元尺度法(MDS)による解析結果からも、同様の変化パターンが示された。多くの分類群の生息密度との間に負の相関関係がみられた第1軸について、洪水前に比べて洪水2日後のサンプルで値が大きい領域にプロットされ、その後時間の経過とともに値が小さい領域にプロットされた。従って、洪水2日後は増水に伴う物理的排除によって底生動物の生息密度が低く、第1軸の値も大きい領域にプロットされたと考えられる²¹⁾。それ以降は、流量減少に伴う利用可能生息場所の縮小により、底生動物が残存する生息場所へ集中し、さらに、餌資源である付着藻類量が増加したため³⁵⁾、底生動物の生息密度も増加し、徐々に第1軸の値が低い領域にプロットされたと考えられる。一方、瀬切れ区間内の調査地において、底生動物の生息密度は洪水に伴う表流水の出現から時間が経過するにつれて徐々に増加した。ただし、生息密度は全体的に低く、最終的には表流水の消失とともに死滅したと推測される。MDSの結果からも、IUおよびIDのプロットは第1軸の値が大きい領域で変化しており、底生動物の生息密度は全体的に低いことが示されている。この理由として、洪水による表流水の回復により底生動物の移入が起こり、時間の経過に伴って生息密度が増加したことが挙げられる。ただし、底生動物の移入に十分な時間が無かったために生息密度は全体的に低かったと考えられる³⁷⁾。また、MDSにより得られた第1軸の値と付着藻類量との間に負

の相関関係が見られたため、底生動物の餌資源である付着藻類量が底生動物の生息密度に影響を及ぼした可能性が考えられる。そして最終的に、瀬切れ区間内の調査地では表流水が消失したため底生動物は移出または死滅したと考えられる。分類群数は、全ての調査地において底生動物の生息密度の変動パターンと類似していた。この理由として、魚類と同様に、底生動物の生息密度が高いと多くの種が含まれる確率が高まることが原因だと考えられる³⁰。なお、MDSの結果より、瀬切れ区間内の調査地では第2軸の値が大きく変化していたが、流量変動との対応は不明瞭であった。以上より、瀬切れ区間において、流量の増加に伴う表流水の出現により底生動物の瀬切れ区間への移入が確認され時間の経過とともに生息密度も上昇したが、表流水の存在していた期間が底生動物の移入に十分な時間では無かったため全体的に生息密度は低く、最終的には表流水の消失により底生動物は死滅したものと考えられた。

本研究により、瀬切れ河川において濁水および洪水の2種類の攪乱が物理的排除により直接的に河川動物の個体数を変化させることが示された。また、これらの攪乱は生息場所環境を改変することにより間接的に河川動物に影響を及ぼす可能性が示唆された。ただし、本研究は一回の洪水のみを対象として河川動物群集の変動に関する調査を行ったが、河川には様々な規模の洪水があるため、今後は規模の異なる複数の洪水を対象として調査を行う必要があると思われる。瀬切れ河川は世界中に広く存在しており、近年では気候変動や人間活動に伴う河川水の過度の利用が、流量の減少を介して河川生態系に強い影響を及ぼすことが危惧されている³¹。このため、瀬切れ河川における河川動物群集の時間的変動を明らかにした本研究の結果は、濁水が拡大・長期化する河川における生態系保全および再生を考慮した河川管理法を考える際に参考となり得る基礎的知見を提供するものと考えられる。

謝辞：水質測定でご協力をいただいた沿岸環境科学センターの大西秀次郎氏に深くお礼を申し上げる。また、重信川の瀬切れの状態のデータを提供して下さい、調査の便宜を図って頂い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。さらに、魚類調査で魚類の一部を同定して下さい愛媛大学理学部の角崎嘉史氏に厚くお礼を申し上げる。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愛媛大学工学部の秋田裕氏および竹本祐樹氏、保全生態学研究室の金澤康史氏、荻原啓司氏、中島健吾氏および野村直道氏に心よりお礼を申し上げます。

参考文献

- 1) Poff N. L., Allan J. D., Bain M. B., Karr J. R., Prestegard K. L., Richter B. D., Sparks R. E. & Stromberg J. C. : The natural flow regime: paradigm for river conservation and restoration, *BioScience*, Vol. 47, pp. 769-784, 1997.
- 2) Boulton A. J. : Parallels and contrasts in the effects of drought on stream macroinvertebrate assemblages, *Freshwater Biology*, Vol. 48, pp. 1173-1185, 2003.
- 3) Lake P. S. : Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters, *Freshwater Biology*, Vol. 48, pp. 1161-1172, 2003.
- 4) Lake P. S. : Disturbance, patchiness, and diversity in streams, *Journal of the North American Benthological Society*, Vol. 19, pp. 573-592, 2000.
- 5) 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.
- 6) Suren A. M. & Jowett A. G. : Effects of floods versus low flows on invertebrates in a New Zealand gravel-bed river, *Freshwater Biology* Vol. 51, pp. 2207-2227, 2006.
- 7) 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.
- 8) 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.
- 9) 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.
- 10) Closs G. P. & Lake P. S. : Drought, differential mortality and the coexistence of a native and an introduced fish species in a south east Australian intermittent stream, *Environmental Biology of Fishes*, Vol. 47, pp. 17-26, 1996.
- 11) Brasher A. M. D. : Impacts of human disturbances on biotic communities in Hawaiian streams, *BioScience*, Vol. 53, pp. 1052-1060, 2003.
- 12) Labbe T. R. & Fausch K. D. : Dynamics of intermittent stream habitat regulate persistence of threatened fish at multiple scales, *Ecological Applications*, Vol. 10, pp. 1774-1791, 2000.
- 13) Matthews W. J. : Fish faunal structure in an Ozark stream: stability, persistence and a catastrophic flood, *Copeia*, Vol. 2, pp. 388-397, 1986.
- 14) Bravo R., Soriguer M. C., Villar N. & Hemando J. A. : The dynamics of fish populations in the Palancar stream, a small tributary of the River Guadalquivir, Spain, *Acta Oecologica*, Vol. 22, pp. 9-20, 2001.
- 15) Edwards P. A. & Cunjak R. A. : Influence of water temperature and streambed stability on the abundance and distribution of slimy sculpin (*Cottus cognatus*), *Environmental Biology of Fishes*, Vol. 80, pp. 9-22, 2007.
- 16) Fischer S. & Kummer H. : Effects of residual flow and habitat

- fragmentation on distribution and movement of bullhead (*Cottus gobio* L.) in an alpine stream, *Hydrobiologia*, Vol. 422/423, pp. 305-317, 2000.
- 17) Albanese B., Angermeier P.L. & Dorai-Raj S. : Ecological correlates of fish movement in a network of Virginia streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Vol. 61, pp. 857-869, 2004.
 - 18) Matthews W.J. : *Patterns in Freshwater Fish Ecology*, Chapman & Hall, New York, 1998.
 - 19) Ladle M. & Bass J.A.B. : The ecology of a small chalk stream and its responses to drying during drought conditions, *Archiv für Hydrobiologie*, Vol. 90, pp. 448-466, 1981.
 - 20) 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.
 - 21) Miyake Y., Hiura T. & Nakano S. : Effects of frequent streambed disturbance on the diversity of stream invertebrates, *Archiv für Hydrobiologie*, Vol. 162, pp. 465-480, 2005.
 - 22) Biggs B.J.F. : The contribution of flood disturbance, catchment geology and land use to the habitat template of periphyton in stream ecosystems, *Freshwater Biology*, Vol. 33, pp. 419-438, 1995.
 - 23) Fritz K.M. & Dodds W.K. : Resistance and resilience of macroinvertebrate assemblages to drying and flood in a tallgrass prairie stream system, *Hydrobiologia*, Vol. 527, pp. 99-112, 2004.
 - 24) Boulton A.J., Peterson C.G., Grimm N.B. & Fisher S.T. : Stability of an aquatic macroinvertebrate community in a multiyear hydrologic disturbance regime, *Ecology*, Vol. 73, pp. 2192-2207, 1992.
 - 25) 四国地方土木地質図編集委員会編 : 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.
 - 26) 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.
 - 27) Tanida K., Yamashita K. & Rossister A. : A portable current meter for field use, *Japanese Journal of Limnology*, Vol. 46, pp. 219-221, 1985.
 - 28) 久野英二 : 動物の個体群動態研究法 I - 個体数推定法 -, 共立出版, 1986.
 - 29) Collier K. J., Haigh A. & Kelly J. : Coupling GIS multivariate approaches to reference site selection for wadeable stream monitoring, *Environ Monit. Assess*, Vol. 127, pp. 29-45, 2007.
 - 30) Clarke K. R. & Warwick R. M. : *PRIMER v5 : User Manual / Tutorial* 2001.
 - 31) Grimm N. B. & Fisher S. G. : Stability of periphyton and macroinvertebrates to disturbance by flash floods in a desert stream, *Journal of the North American Benthological Society*, Vol. 8, pp. 293-307, 1989.
 - 32) Fritz K. M., Tripe J. A. & Guy C.S. : Recovery of three fish species to flood and seasonal drying in a tallgrass prairie stream, *Transactions of the Kansas Academy of Sciences*, Vol. 105, pp. 209-218, 2002.
 - 33) McCabe D. J. & Gotelli N. J. : Effects of disturbance frequency, intensity, and area on assemblages of stream macroinvertebrates, *Oecologia*, Vol. 124, pp. 270-279, 2000.
 - 34) 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.
 - 35) Feminella J. W. & Hawkins C. P. : Interactions between stream herbivores and periphyton: a quantitative analysis of past experiments, *Journal of the North American Benthological Society*, Vol. 14, pp. 465-509, 1995.
 - 36) Mackay R. J. : Colonization by lotic macroinvertebrates: a review of processes and patterns, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, Vol. 49, pp. 617-628, 1992.
 - 37) Palmer M. J., Liemann C. A. R., Nilsson C., Flörke M., Alcamo J., Lake P. S. & Bond N. : Climate change and the world's river basins: anticipating management options, *Frontiers in Ecology and the Environment*, Vol. 6, pp. 81-89, 2008.

DYNAMICS OF ANIMAL COMMUNITY IN AN INTERMITTENT RIVER REACH

Hiroshi NAKANO, Shogo DOHI, Yuji MINEMATSU, Mikio INOUE and Yo MIYAKE

Flow fluctuation is an important factor determining the characteristic of the stream ecosystem. In this study, we investigated stream fish, invertebrates and their habitat characteristics before and after a spate, in order to reveal the dynamics of lotic animal community in intermittent reach. Fish and invertebrates were observed after rewetting by the spate in the intermittent reach. Fish community established within the intermittent reach were suggested to have colonized from the downstream perennial reach. However, both fish and invertebrates are finally killed by drying up with the decreasing flow in the intermittent reach. We concluded that flow fluctuation induced drastic temporal change in stream animal assemblages.