

特別経費（プロジェクト分）事業

# 源流から河口域までの河川生態系と流域環境との連環構造

—紀伊半島の河川群の比較より—

平成 23・24・25 年度

活動報告

平成 26 年 3 月

奈良女子大学共生科学研究センター

## はじめに

本報告書は、文部科学省特別経費（プロジェクト分）概算要求事項「大学の特性を生かした多様な学術研究機能の充実」として、共生科学研究センターが平成23年度から25年度まで取り組んできた事業「源流から河口域までの河川生態系と流域環境との連環構造—紀伊半島の河川群の比較より—」の成果報告書である。

共生科学研究センターは発足当時から、紀伊半島をベースにした研究、即ち、衛星観測による自然環境の把握、自然災害履歴の解明、河川と森林との相互関係の解明といったトピックを進めてきた。一方、センターの化学物質研究グループは、自然や人間生活に対する人工化学物質の影響把握といった内容の研究活動を進めていたが、自然環境解析と物質化学の両分野を取り込んだ分野横断的研究が囑望されていた。このような背景のもとで、本事業は、紀伊半島をフィールドとする生物圏地球圏研究グループと化学物質研究グループが連携した、センターを代表する大型研究プロジェクトとして発足した。それは、リモートセンシング、自然地理学、河川生態学、水質化学といった分野を横断した地域研究に他ならない。

本事業の起点になるものとしては、以上の研究活動に加え、センターが歴年実施してきた地域貢献事業「紀伊半島の生物資源保全事業」（前：水資源及び生物資源の保全を基礎とした農山村活性化事業）がある。これは、紀伊半島の河川や沿岸域の生物保全や森林の保全のための調査を通して、自治体の環境保全計画策定に寄与するというものである。紀伊半島を拠点とした本活動も、今回の本大型研究プロジェクトにつながるものであった。

折しも、陸域と水域との連環の重要性が、学問的にも社会的にも認められるようになり、河川に対する陸域環境の影響や河川から陸域環境に与える影響、さらには河川が沿岸域に与える影響や沿岸域が河川に果たす役割などに着目した研究が各地で進められてきた。例えば京都大学フィールド科学教育研究センターは、海—川—森の連環構造を標榜した研究活動を基軸としてその研究活動を展開しつつある。しかし河川と流域環境との関係は、特定の河川とその流域に限られて調べられているのが通例であり、紀伊半島のような広領域で、全域的に河川と陸域との関係をみようとした研究はまだなかった。

本研究プロジェクトは、紀伊半島の複数河川とその流域環境を広域的に踏査することで、河川と陸域との連環性を探ろうとするものである。その成果は、陸水生物学、流域科学、環境保全学といった学問分野への貢献とともに、流域環境保全の施策へも有効な提言ができるものである。

平成26年3月

共生科学研究センター長  
和田恵次

## 目 次

事業概要	1
報告書	
紀伊半島を流れる諸河川流域の自然環境基盤—南西部調査対象流域を中心として— 高田将志・山田誠	5
衛星データによる有田川・古座川流域の土地被覆調査 村松加奈子	19
紀伊半島における河川水質の地理的分布とその要因 山田誠・浜崎健児・熊木雅代・高村仁知・高田将志・和田恵次	27
紀伊半島西部・南部の河川における面源負荷の実態 熊木雅代・山田誠・浜崎健児・高村仁知・高田将志・和田恵次	36
紀伊半島西部・南部における河川水中の溶存金属類の分布 熊木雅代・山田誠・浜崎健児・高村仁知・高田将志・和田恵次	48
紀伊半島に生息するテナガエビ属 ( <i>Macrobrachium</i> ) 3種のPCR-RFLP法を用いた 同定手法の開発 青木美鈴・浜崎健児・山田誠	55
紀伊半島河川群におけるテナガエビ科エビ類の分布状況と遺伝的集団構造 川根昌子・山田誠・渡邊三津子・遊佐陽一・浜崎健児・和田恵次	63
紀伊半島河川群における十脚甲殻類・水生昆虫類・魚類の生息と流域環境との 関連性評価 浜崎健児・山田誠・青木美鈴・田中薫子・遊佐陽一・保智己・和田恵次	75
紀伊半島3河川における十脚甲殻類の分布—2011年台風12号による大洪水後の 経時変化— 田中薫子・浜崎健児・山田誠・青木美鈴・遊佐陽一・和田恵次	102
ヌマエビ類に共生するヒルミミズ類の紀伊半島における分布 田中薫子・浜崎健児・和田恵次	122
紀伊半島における外来種スクミリンゴガイの分布 遊佐陽一・山本翔・浜崎健児・和田恵次	129
紀伊半島5河川におけるスナヤツメ生息調査 保智己	136
総論	141

## 事業概要

事業名：源流から河口域までの河川生態系と流域環境との連環構造－紀伊半島の河川群の比較より－

期間：平成 23, 24, 25 年度

### 目的・目標

河川の源流域から河口域までを含む流域の自然環境と人為環境が、河川の水生生物の生息とどのように連関しているかを、紀伊半島の複数河川間で比較することにより見出す。即ち、流域の森林の自然度、農地・宅地のひろがり、ダムの有無といった環境特性が、河川の水質と水生生物生息量に与える影響を、流域環境特性が異なる河川間での比較によって明らかにする。これにより、流域環境が河川の生態系に果たす役割の重要性を提示し、河川生態学、保全生態学、土地管理学に貢献するのみならず、河川の実地管理における流域環境の保全管理のあり方の指針を示す。

### 必要性・緊急性

河川生態系は陸域生態系や沿岸生態系と連環して成り立っているが、その連環の内実は、いまだに明確にはされていない。これまで河川生態系は水域内の系として理解されてきたが、陸域や海域との結びつきからの理解の重要性が指摘されてきたのは最近のことである。しかし陸域の環境評価を自然環境と人為環境の両面を取り入れて、それらが水域の生態系にどのように関与しているかを流域全体（源流域から河口域まで）を通してみようとする研究はいまだに行われておらず、日本の河川管理面においても必要性が高い研究課題といえる。

### 独創性・新規性

河川の源流域から河口域までを包含した流域環境評価を行う点。

流域の陸域部の環境評価として自然環境と人為環境の両面を取り入れて検討する点。

対象とする水生生物が、放流等の人為的影響がなく、かつ河川上流域から下流域までの広範囲にわたって生息する特徴をもつものであること。つまり個々の河川のもつ上流から下流までの特徴の指標となりうるものであること。

紀伊半島という一定領域内の複数河川間で、流域環境の特徴と水生生物・水質の特徴を比較する点。

### 全体計画

#### 1. 河川流域の環境特性把握

紀伊半島の複数河川を取り上げ、各河川の流域環境を、上流域から下流域まで、衛星リモートセンシングにより把握する。流域環境の自然環境として、森林に占める自然林・植林のひろ

がりを、人為環境として、農地利用・宅地利用の規模を取り上げる。これを基に、それぞれの流域環境の特徴付けを行う。

## 2. 水質と水生生物の特徴把握

紀伊半島の複数河川において、水生生物の分布と水質の特徴を把握する。水生生物として、上流域から下流域までを生息圏とする十脚甲殻類、水生昆虫類、および魚類を取り上げる。水質には、栄養塩類の指標となる窒素とリンに加え、有機物と重金属類を取り上げる。水生生物、水質ともに、その調査定点を各河川の河口域付近から上流域までに設けて調査し、河川ごとに水質、水生生物の特徴付けを行う。

## 3. 流域環境と水域環境との関連性

各河川のもっている流域環境の特徴と、水質・水生生物の特徴とを対比させ、その関連性を導きだし、流域環境が果たす河川生態系への役割を示す。

## 波及効果

河川の上流域から下流域までの水質と生物分布が、流域の陸域環境がもつ特性とどのように関わっているかが見出されることで、河川生態学、森林生態学、保全生態学、河川管理学といった学問分野への貢献が期待される。さらに、得られた成果は、河川の管理や水生生物の保全に当たって、周辺の流域環境を考慮した施策の重要性を科学的に示すことになり、日本における河川管理行政にも貢献するものとなる。

## 取組内容の概要

### 1. 流域環境

- 1-1. 既存の地理情報と空中写真により、紀伊半島内 20 河川について、流域面積・平均傾斜、標高・本流河川長、植生と土地利用、河床礫サイズ、流量と水位のデータをまとめる。
- 1-2. ALOS/AVNIR-2 による衛星データを用いて有田川と古座川の流域の植生域・市街地の分類図作成を行う。分類項目としては、水域、市街域、水田、果樹、針葉樹、広葉樹である。

### 2. 河川の水質

紀伊半島内 18~19 河川について、上流から下流までの 3 地点で、以下の項目についてのデータを取り、各河川の水質の特徴付けを行う。

水温、濁度、pH、電気伝導度、全窒素、硝酸態窒素、亜硝酸態窒素、アンモニウム態窒素、ケイ素、アルミニウム、銅、カドミウム、鉛、ナトリウム、カリウム、カルシウム、マグネシウム、硫酸、炭酸、全炭素、全リン、リン酸。

### 3. 水生生物

#### 3-1. 水生生物の分布と流域環境との関係

紀伊半島内 19 河川について、上流から下流までの 3 地点で、トラップとタモ網によるすくい取りにより、十脚甲殻類、魚類、水生昆虫類の定量採集を行う。他に、エビ類に共生するヒルミミズ類と円口類のスナヤツメの分布調査と、流域の水田における外来種スクミリンゴガイの分布調査も実施する。十脚甲殻類、魚類、水生昆虫類の各河川における分

布データを、その河川の流域環境と水質の特徴と関連付けて、どのような要因がそれぞれの分類群の分布に強く影響するかを検討する。

### 3-2. 台風に伴う洪水攪乱とその回復過程

平成23年秋に紀伊半島を襲った台風12号により大洪水が発生した河川について、流域環境の被害とともに、水生生物生息状況がどのように攪乱を受けたか、またそれらがどのように回復するかをみる。特に台風直前のデータがある古座川では、台風直後とそれ以降の水生生物の分布の推移を追跡する。

### 3-3. 十脚甲殻類の遺伝的集団構造

河川に生息するスジエビ、ミナミテナガエビの遺伝的特性が、紀伊半島の河川間で、その流域環境の特徴と関連しながら、どのような変異を示すかを明らかにする。

## 実施体制

事業を構成する3項目に従って、流域環境担当グループ（リーダー：高田・村松）、河川水質担当グループ（リーダー：高村）、水生生物担当グループ（リーダー：遊佐）に分かれ、以下のメンバーにより実施。

氏名	職名（事業実施時）	現所属
和田 恵次	センター長	研究院自然科学系教授
村松 加奈子	兼任教員	研究院自然科学系准教授
高田 将志	担当教員	研究院人文科学系教授
遊佐 陽一	担当教員	研究院自然科学系教授
保 智己	担当教員	研究院自然科学系教授
高村 仁知	担当教員	研究院生活環境科学系准教授
青木 美鈴	非常勤研究員	特定非営利活動法人 日本国際湿地保全連合
川根 昌子	非常勤研究員	共生科学研究センター
山田 誠	非常勤研究員	大学共同利用機関法人 人間文化研究機構 総合地球環境学研究所
浜崎 健児	非常勤研究員	地方独立行政法人 大阪府立環境農林水産総合研究所
渡邊 三津子	非常勤研究支援推進員	共生科学研究センター
熊木 雅代	非常勤研究支援推進員	共生科学研究センター
田中 薫子	大学院生	奈良女子大学大学院人間文化研究科
山本 翔	大学院生	株式会社 エコニクス



紀伊半島を流れる諸河川流域の自然環境基盤  
— 南西部調査対象流域を中心として —

高田将志・山田誠

はじめに

小稿では、平成 23～25 年度に奈良女子大学共生科学研究センターが実施した特別研究「源流から河口域までの河川生態系と流域環境との連環構造—紀伊半島の河川群の比較より—」において、紀伊半島全体と、主な研究対象流域として設定した諸河川流域を取り上げ、水生生物の生育に影響を与える可能性のある流域環境について概観する。

紀伊半島の地形・地質

紀伊半島とは通常、中央構造線以南の紀伊山地を中心とする地域を示す名称として用いられる（図 1）。岡山（1988）によって示された接峰面図（図 2）で紀伊半島をみると、半島中央部

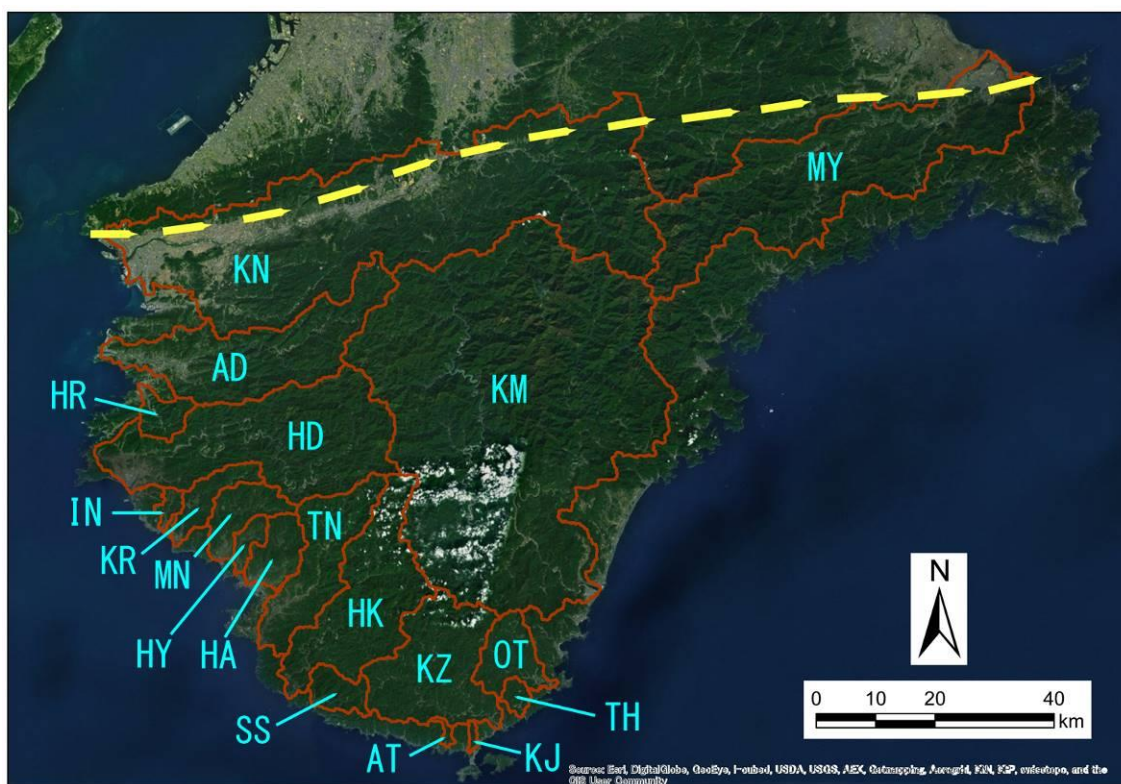


図 1. 紀伊半島の衛星画像と中央構造線（黄色破線）および主要流域界（赤線）。KN：紀ノ川流域，AD：有田川流域，HR：広川流域，HD：日高川流域，IN：印南川流域，KR：切目川流域，MN：南部川流域，HY：芳養川流域，HA：左会津川流域，TN：富田川流域，HK：日置川流域，SS：周参見川流域，KZ：古座川流域，AT：ありた川流域，KJ：くじの川流域，TH：田原川流域，OT：太田川流域，KM：新宮川（熊野川、十津川）流域，MY：宮川流域。



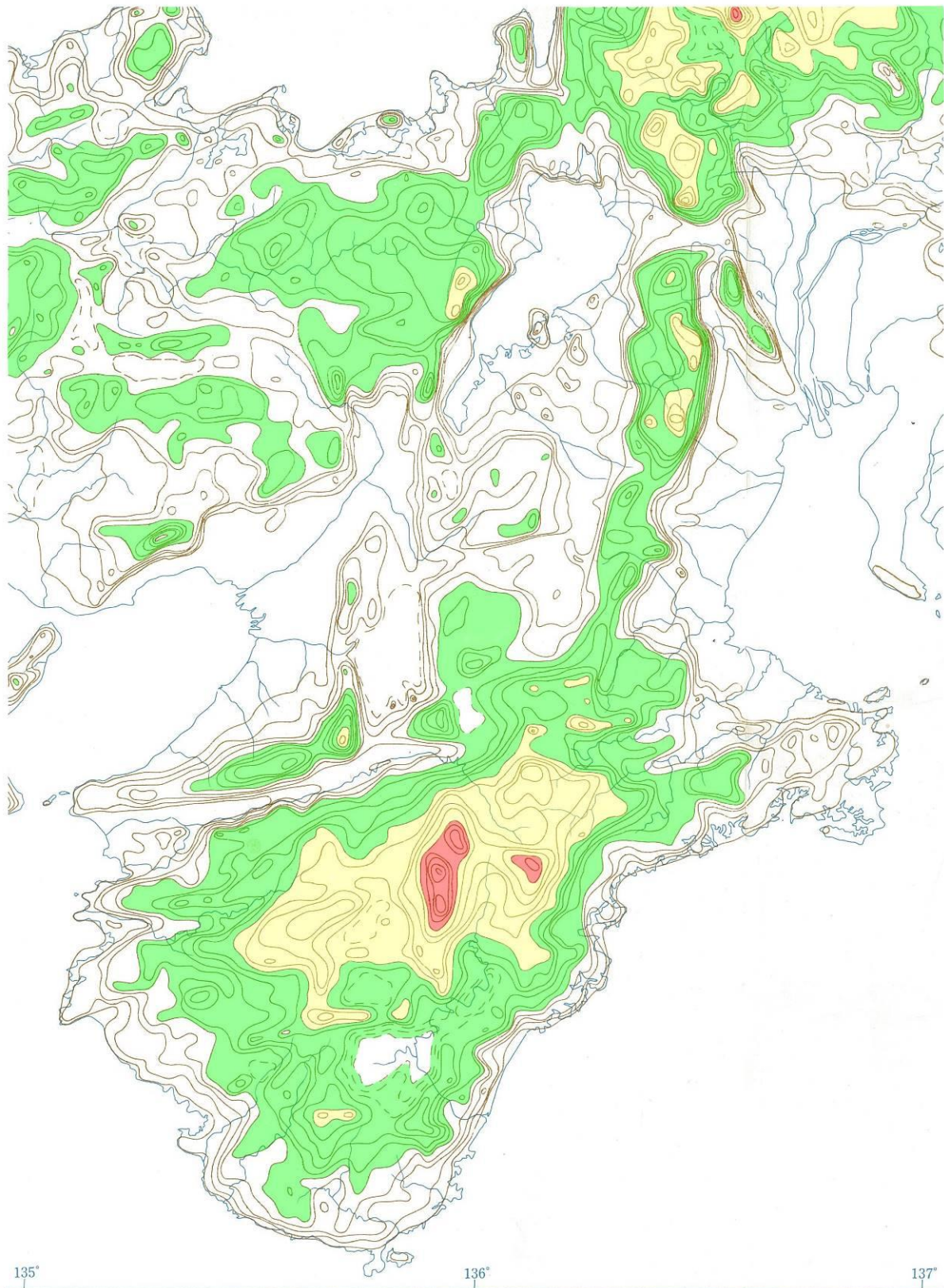


図2. 紀伊半島とその周辺地域の接峰面図 (岡山, 1988). 等高線間隔は100m.

からやや東に寄った個所に地形的高所が位置していることがわかる。一方で、半島北縁付近を流下する紀ノ川と宮川を除くと、紀伊半島を流れる諸河川の流域では、標高 100m 以下の領域が極めて少なく、河口まで山地が迫っていることがわかる。図 2 では、半島北縁を限る中央構造線沿いを流れる紀ノ川の谷が、直線的に伸びる等高線によって明瞭に表現されているが目立つ。また、半島中央部付近には、新宮川（十津川）沿いに盆地状の凹所が並んでいることが表現されている（図 2 の破線で示される凹所部）。

図 3 は紀伊半島を流れる河川の水系図、図 4 は中央構造線に平行する方向と、それに直行す

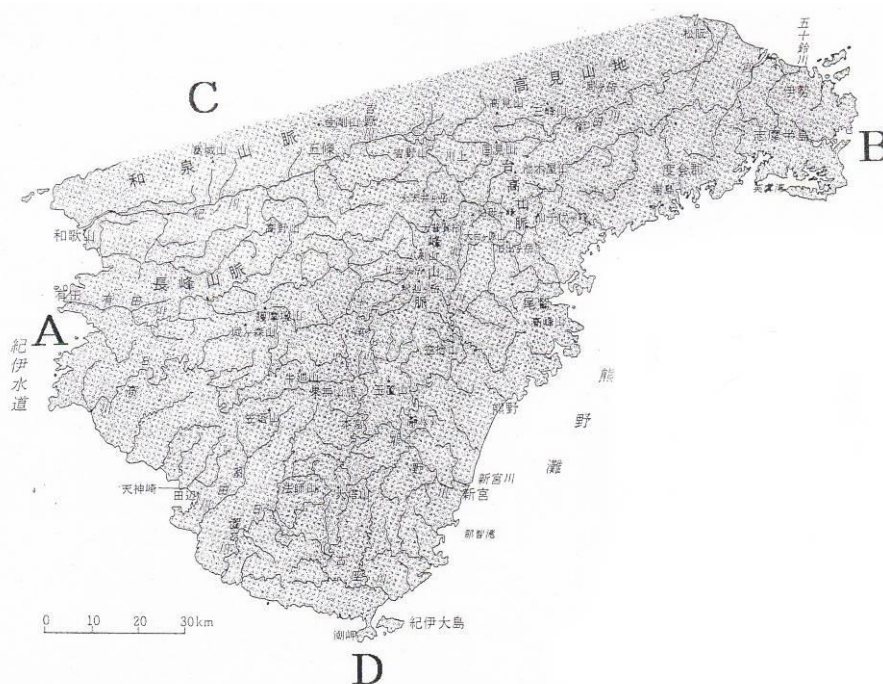


図 3. 紀伊半島の水系図（大場ほか，1995）.

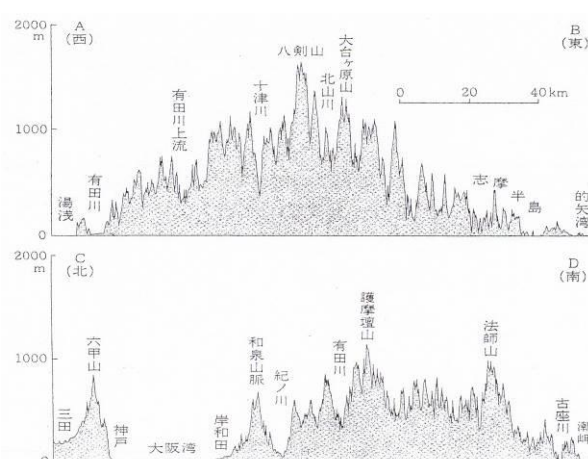


図 4. 紀伊半島の地形断面図（国土地理院国土数値情報から野上道男作成：大場ほか，1995）。断面の位置は図 3 に示した。A-B 断面は中央構造線にほぼ平行する方向，C-D 断面はそれに直行する方向。

る方向の地形断面図である。中央構造線は、図3の最北を流れる紀ノ川と櫛田川の谷に沿って伸びるが、これらの図から、紀伊半島は全体が膨らんで中央部が盛り上がった形をしており、その地塊を深い谷が刻んでいる様子がわかる。さらに水系パターンをよく見ると、山地内部で流路が屈曲している箇所が多いことに気づく。このような峡谷の屈曲パターンは穿入蛇行と呼ばれ、かつて海面に近い低標高域で形成されたなだらかな平原（準平原）上を蛇行しながら流れていた河川が、その後の山地の急速な隆起に伴い、その曲流を維持しつつ下刻したことを反映していると考えられている。

紀伊半島の地形・地質を考える場合、その鍵となるのはまず、冒頭に登場した中央構造線である。構造線とは、地殻深部までを切り、地質構造の大きな単元を画する大断層のことをいう。紀伊半島を構成する地層は、おおよそ、この中央構造線に平行する方向の境界によって、いくつかの地質構造体に区分されており、その堆積年代は、おおむね中央構造線に向かって北ほど古くなっている（図5）。そして、半島の南東岸沿いを中心に、中新世火成岩類が分布している。

中央構造線の断層活動は、中生代白亜紀頃から始まった（中屋ほか，1999）。かつては左横ずれの動きや、横ずれよりも垂直方向のずれが卓越する時代があったが、第四紀（現在を含む過去約260万年間）に入ってから活断層としての動きは、右横ずれ（北側が東方向にずれる動き）であると考えられている。紀伊半島における中央構造線の新しい時代の活動パターンについては、未解明の点もあるが、東部ではここ数十万年間は活動していないと考えられている（図6；寒川，1976，1977）。さらに、阪神淡路大震災以降、精力的に進められてきた活断層の掘削調査によって、西部では、少なくとも8,000～10,000 y.B.P.（y.B.P.は、1950年を0として、何年前かを表す）に1回、3,000～6,000 y.B.P.に1回、2,000 y.B.P.に1回の地震活動があったことが明らかになっている（佃ほか，1998；水野ほか，1988）。一方、紀伊半島の太平洋岸では、古文書などの史資料に津波の被害や地震動による被害が記録されており、そのうちのいくつかは半島沖の南海トラフ（帯状に連なる海底の窪みで、海溝よりも浅いもの）を震源とするプレート境界型巨大地震が原因とみられている。それによると、紀伊半島沖では、90～262年間隔でマグニチュード8クラスの巨大地震が発生しており、そのもっとも最近の活動が1944年と1946年の東南海、南海地震であったことが示されている（石橋，1994）。

上記のような南海トラフでの海洋プレートの沈みこみは、巨大地震を引き起こしつつ、一方で、紀伊半島の骨格を形作る働きも担っている。紀伊半島を構成する地層の配列や、地層を構成する物質の多くは、半島とその沖合海底に存在する南海トラフとのかの海底を構成する地層と同様の性格を有しており、付加体の地層と呼ばれる。これらの地層は、フィリピン海プレートが南海トラフから紀伊半島の下に沈み込んでゆくことに関係して形成されたことがわかっている。すなわち、海洋プレートの上に堆積した相対的に密度の小さな土砂や生物遺骸（深海底堆積物）が、プレートと一緒に沈みこめずに、トラフの半島側（陸側）に押しつけられて、付加されてゆくことで形成された（図7）。したがって紀伊半島では、このような付加体の地層が、大局的には南海トラフの伸びる方向と類似した、東西～北東—南西方向の走行を示すところが多い。付加体の地層は、層理面の発達した堆積岩を中心とするので、地層の走行と直交す



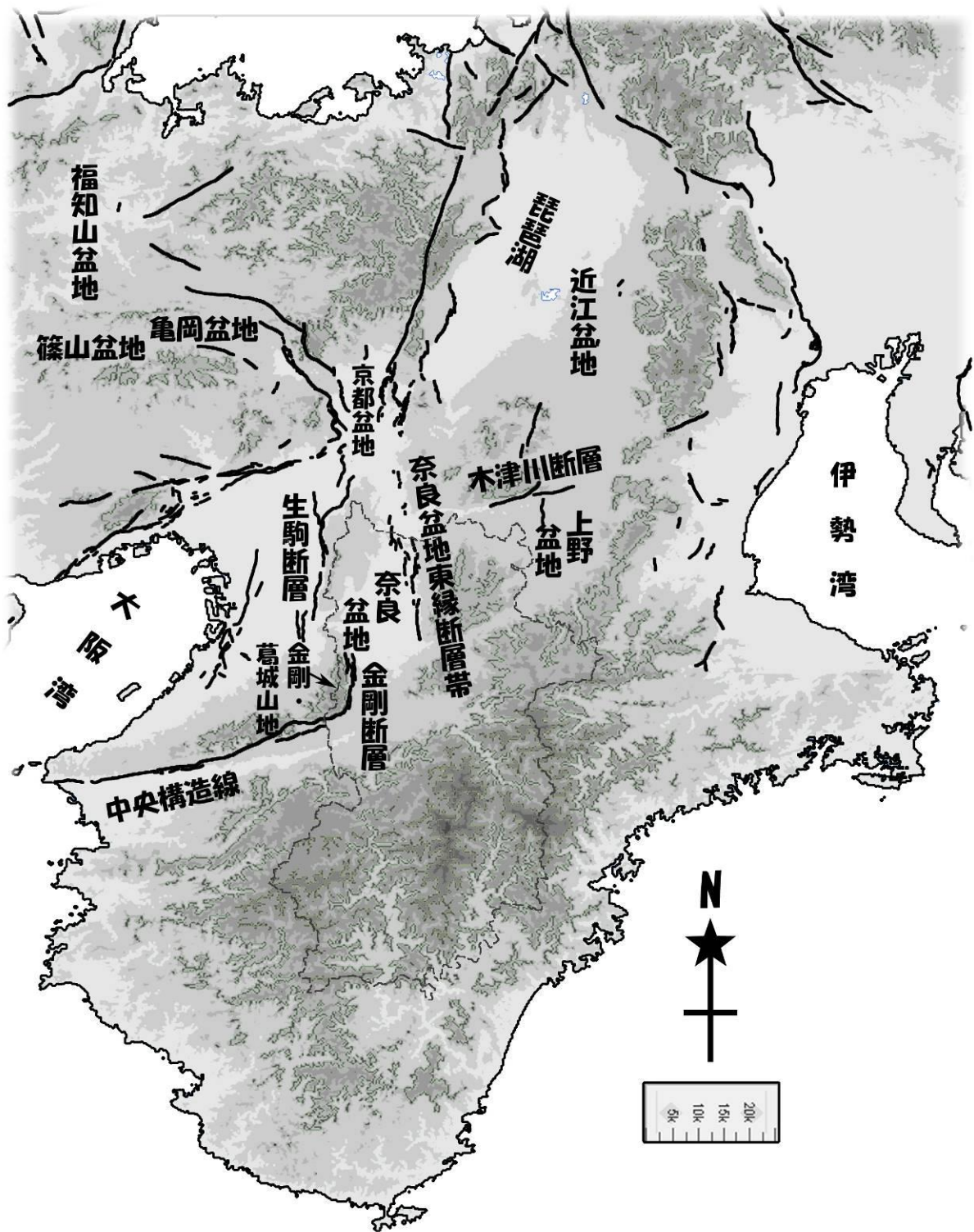


図6. 近畿圏の活断層分布. 黒太実線が主要な活断層. 陸域の標高を500m毎に濃淡で表示した. 黒細破線は奈良県の行政界. 図の作成にあたっては, 中田高・今泉俊文編(2002)『活断層詳細デジタルマップ』東京大学出版会の「活断層シェイプファイル」(製品シリアル番号:DAFM2126)および国土地理院(1997)『数値地図1kmメッシュ(標高)』を使用した.

る方向への地すべり・崩壊が発生しやすい素因を提供している。

詳しいプロセスやメカニズムの解明はまだ十分進んでいるとは言えないが、このような山地の急速な隆起に、南海トラフで沈み込むフィリピン海プレートや、太平洋プレートとユーラシアプレートの相対運動が関与していることは、想像に難くない。そしてこのような山地の急速な隆起は、前述した付加体の地層の存在以上に、山地における土砂移動（浸食）のスピードを速める。紀伊半島ではこれに加えて、後述する豪雨が、山地の浸食の速さに一層の拍車をかけている。

今回我々が水生生物の詳細調査を実施した紀伊半島西部～南部の河川流域について、その基盤地質をみると、秩父帯（主にジュラ～下部白亜系）や四万十帯（主に上部白亜系～下部中新統）の付加コンプレックスを構成する砂岩やメラングジュ基質の岩石、砂泥互層が中心を占めることがわかる（図 5）。紀伊半島南部の新宮川（KM）、古座川（KZ）、ありた川（AT）の流域では、このような付加体の堆積岩類に加え、田辺層群や熊野層群など、付加体以外の中新統堆積岩類も比較的広い面積を占め、くじの川（KJ）、田原川（TH）、太田川（OT）の流域では、後者が流域のほとんどを占める。紀伊半島北縁の宮川（MY）と紀ノ川（KN）の流域は、三波川変成岩類分布域を含み、流域面積が比較的広いことなども関係して、付加体の地層以外にもかなりバリエーションに富んだ基盤地質の性状を示している。

### 紀伊半島の気候・気象

紀伊半島は日本列島の中でも記録的な局地雨と短時間の降雨量の多さで知られている。たとえば、年降水量の平均値が 1700mm 前後の日本列島の中にあつて、紀伊半島南東部の尾鷲における年降水量の平均値は約 4000mm、最大値は 6000mm を超える値を示しており、日最大雨量として記録された 806mm は国内の最高記録となっている。50 年確率の年最大 2 日雨量（50 年に 1 回は、この値を超える雨が降る）で見ると、中南部が 1000mm を超えるなど、紀伊半島は国内有数の豪雨地帯となっている。

図 8 は、アメダスのデータから作成した、紀伊半島とその周辺域における 2010 年の年降水量と月別降水量の分布図である。年降水量で見ると、紀伊半島南端から北北西内陸側と東海岸沿いにかけて 3000mm を超える地域が広がっていることがわかる。また月別降水量で見ると、秋雨や菜種梅雨（早春）の降雨は、紀伊半島南端部から東海岸沿いにかけて多いのに対し、6～7

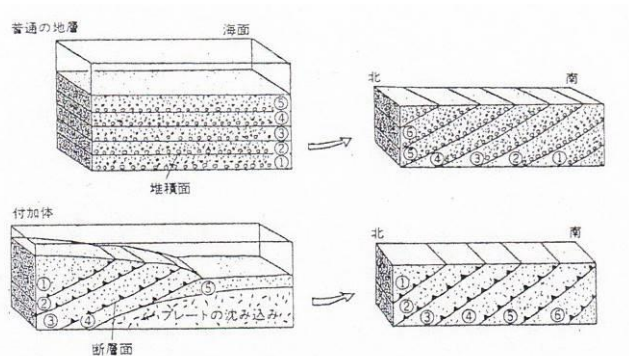


図 7. 付加体の地層の堆積様式（斎藤，1992）. 普通に積み重なった地層が傾斜した場合、傾斜の方向（図の北側）に向かって地層が新しくなる（上）. しかし、プレートの沈み込みで付加された地層は下側に押し込まれるので、全体としては傾斜の方向に向かって古くなっている. ただし、断層で切られたそれぞれの地層のなかでは、上と同様に北方が若い（下）.

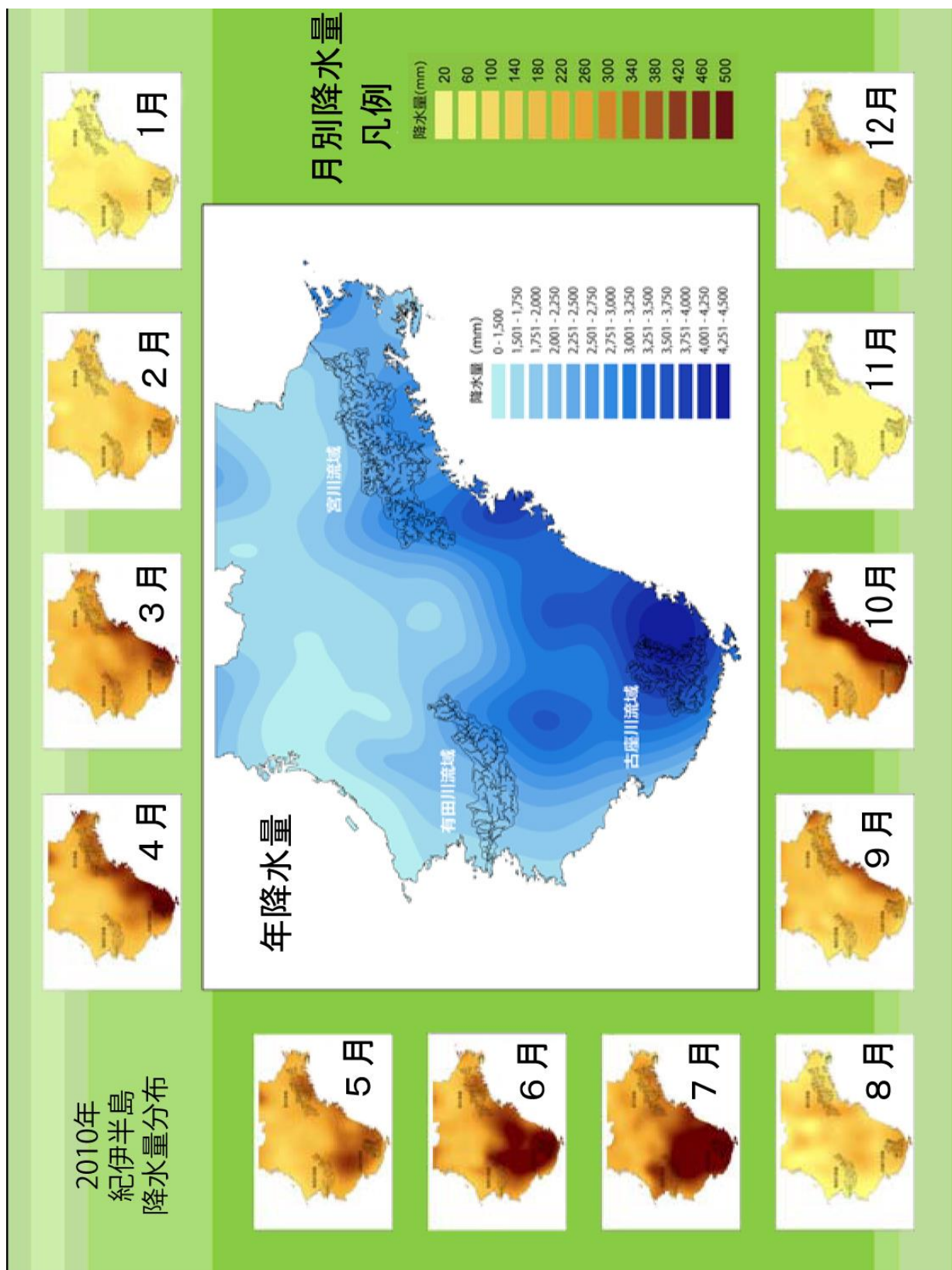


図8. 紀伊半島とその周辺域における降水量分布 (2010年). 気象庁アメダスデータより作成.

月の梅雨期の降雨は、紀伊半島南部～西海岸沿いと、この北側につづく内陸山地にかけての地域で多いことがわかる。したがって今回我々が詳細調査対象として設定した流域の中では、古座川をはじめとする紀伊半島最南部の流域ほど、年単位でみた単位面積当たりの淡水の付加量が多いことになる。

### 紀伊半島の植生と土地利用

これまでに述べた地形・地質や気候・気象、あるいはそれらの歴史の変遷（地史）は、植物の分布にも影響を及ぼしている。紀伊半島の植物相は、近畿地方の他の地域のそれとはかなり異なり、亜熱帯に分布の中心をもつ種が多く、九州・四国・紀伊半島にのみ分布が限定された種もかなり存在するという（大場ほか，1995）。また大山（標高 1729m）を除けば、近畿～中国地方のなかでは、唯一、標高が 2000m 近くにまで達する（最高峰は大峰山脈八剣山の標高 1915m）ので、冷温帯落葉広葉樹林よりも低温な気温条件下で出現するトウヒ林など、亜高山帯針葉樹林の植生も分布している（図 9）。潜在自然植生からみると、紀伊半島の多くの場所では、ブナなどの冷温帯落葉広葉樹や、シイ・カシ類などの暖温帯照葉樹が極相林として発達することが予想されるが、現存植生からみると、森林に占める植林地や二次林の割合が高いという特徴も有している（図 10, 11）。そしてこれらの特徴が、紀伊半島を、西日本の植生変遷史を探る上で鍵を握る地域として位置づけることになっている。

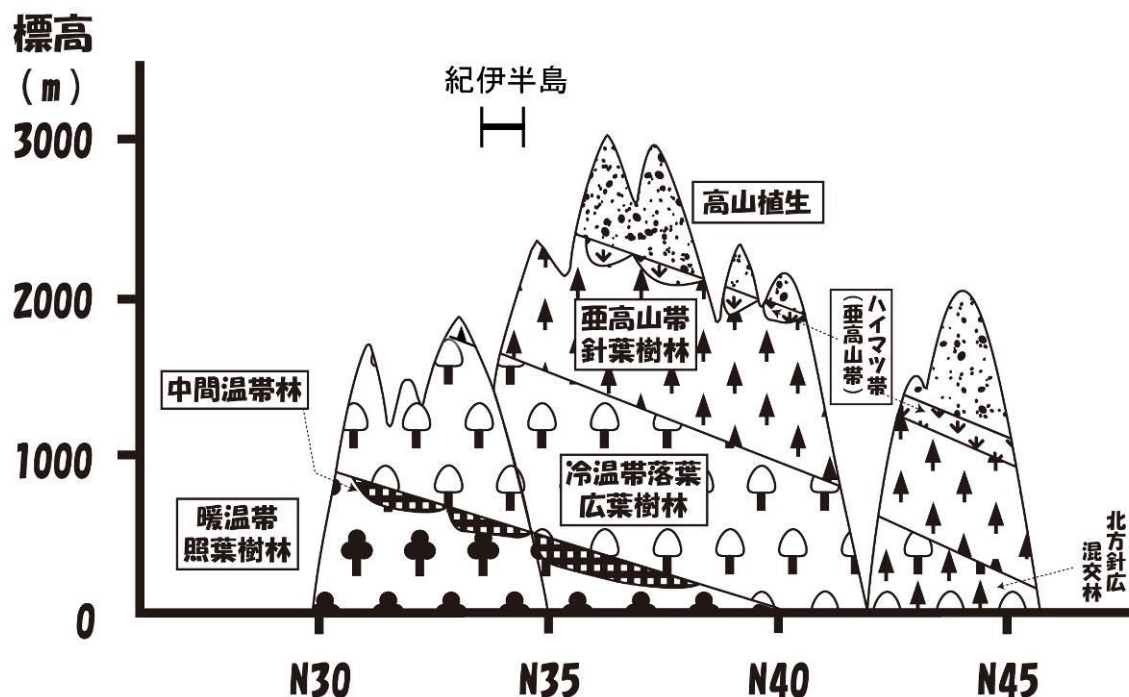


図 9. 日本列島主部における潜在自然植生の垂直分布と紀伊半島の位置. 紀伊半島はおおよそ北緯 33 度 30 分～34 度 30 分の緯度帯に位置している. このため、大峰山脈を構成する高山の山頂付近は、潜在自然植生からみて亜高山帯針葉樹林の分布領域にかかることになる。



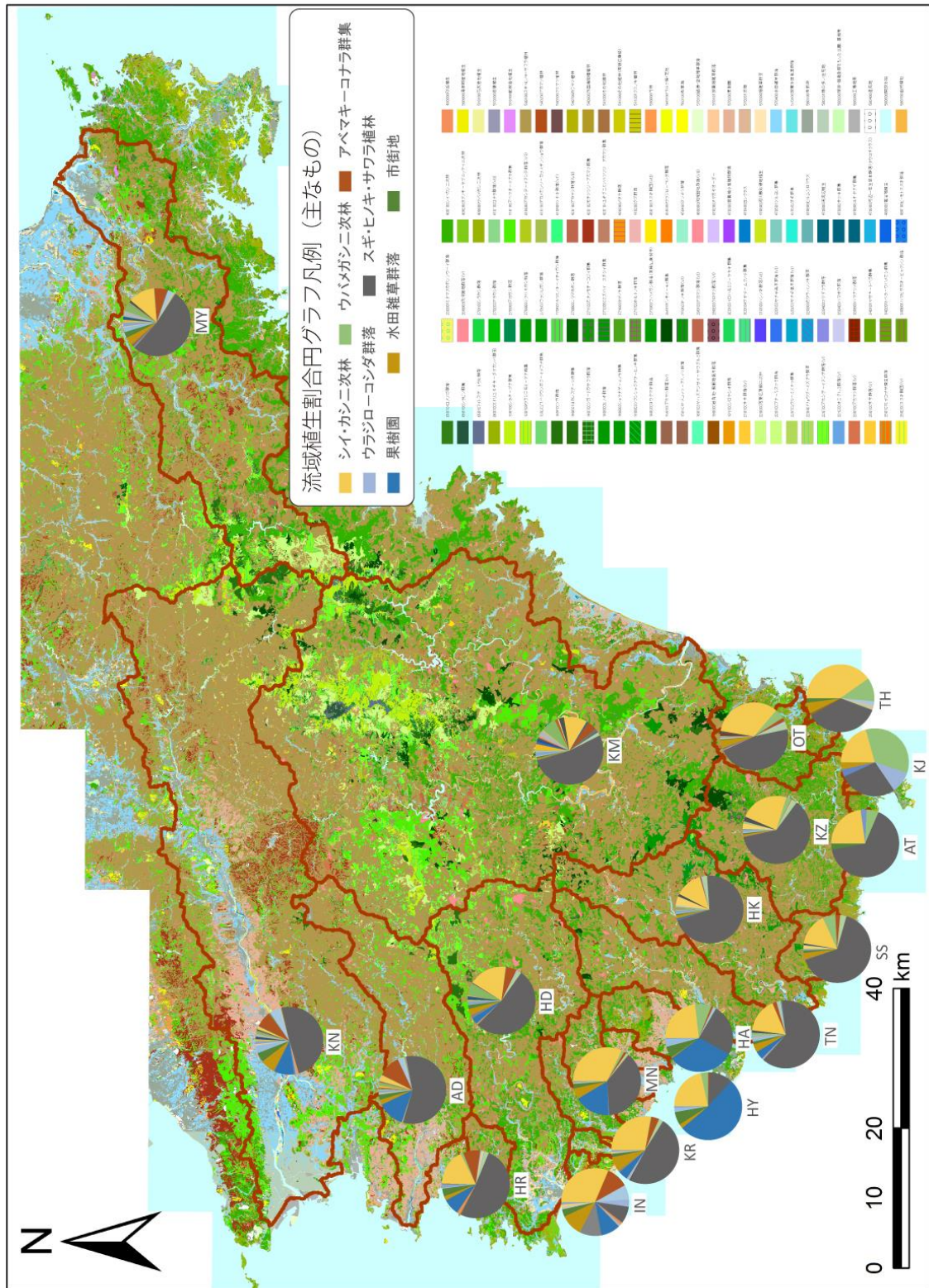


図 10. 紀伊半島の現存自然植生。環境省自然環境局生物多様性センター植生調査情報提供ホームページの第 4・5 回植生調査（平成元年～10 年度）1 kmメッシュ植生データを使用して作成。調査対象河川流域に占める主要植生の比率を円グラフで示した。

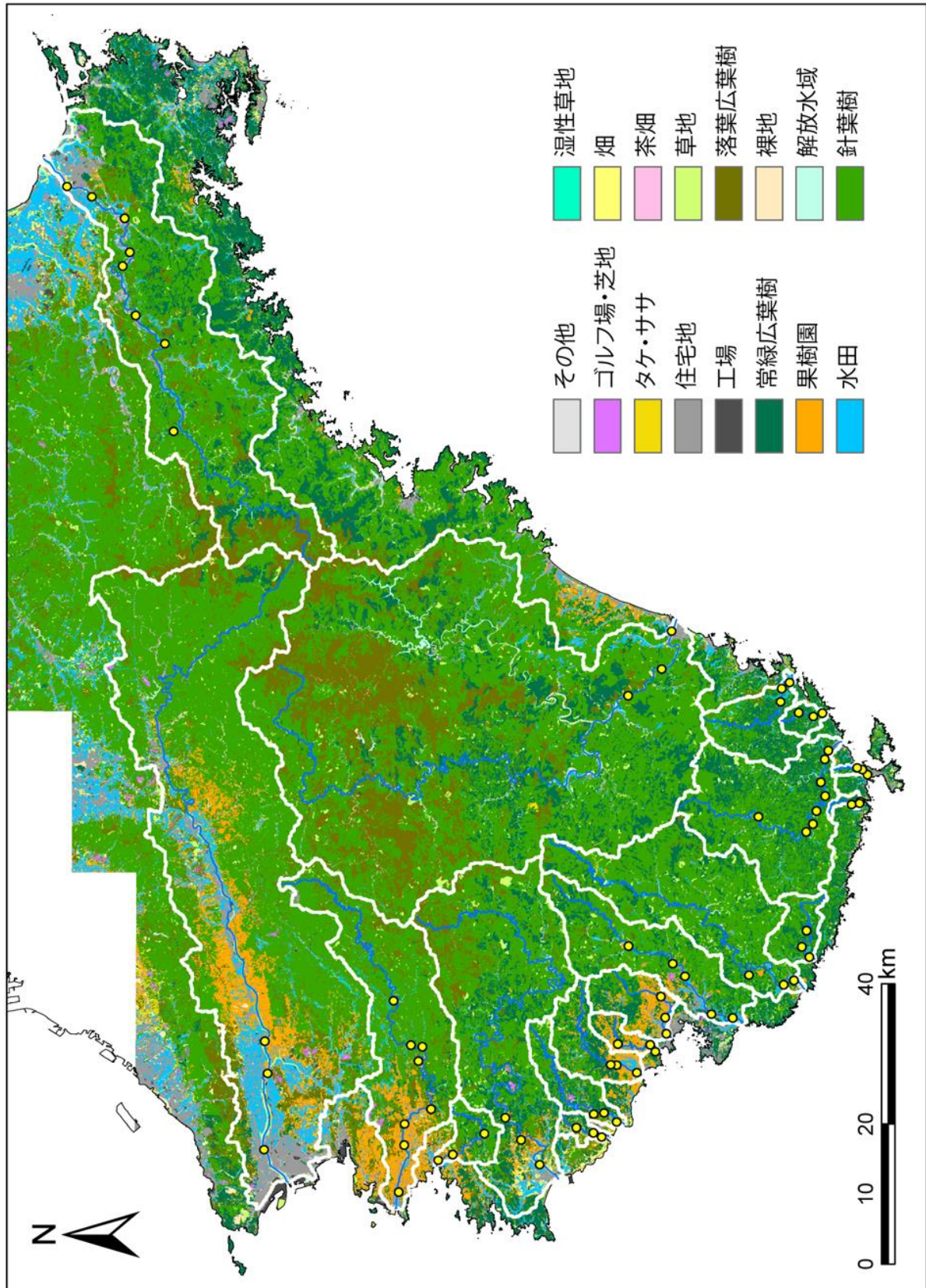


図 11. 紀伊半島の土地利用. 国土交通省の国土数値情報ダウンロードサービス土地利用細分メッシュ (100m メッシュ, 平成 21 年度) を使用して作成.

流域毎に現存植生や土地利用の特徴を眺めると以下の通りである。流域面積の大きな熊野川 (KM; 新宮川、十津川)、紀ノ川 (KN)、宮川(MY)をくらべると、紀ノ川中・下流域に住宅地、水田、果樹園が多いのに対し、熊野川と宮川では、河口部のごく一部を除き、流域のほとんどを森林が占めることがわかる (図 11)。果樹園については、紀ノ川以外にもかなりの面積を占める流域があり、有田川 (AD)、広川 (HR)、印南川 (IN)、南部川 (MN)、芳養川 (HY)、左会津川 (HA) など半島西部～西北部で目立つ (図 10、11)。図 10 を見ると、紀伊半島を流れる河川のほとんどの流域で森林植生が卓越することがわかるが、その半分あるいはそれ以上をスギ・ヒノキ・サワラの植林地が占める。植林地以外では、シイ・カシの二次林の分布が広い。

### 紀伊半島の豪雨と 1889 年十津川災害・2011 年台風 12 号災害

「紀伊半島の気候・気象」で触れた紀伊半島の豪雨は、「紀伊半島の地形・地質」で触れた地形・地質など各種の素因とも相まって、斜面崩壊や地すべり、土石流の発生や水害の発生を助長している。たとえばそれを象徴する典型例の一つとして、明治 22 年 (1889 年) 8 月の十津川災害を挙げることができる。

十津川 (新宮川) は紀伊半島中央部の険しい山岳地帯をおおよそ南流し、下流で熊野川と名を変え、熊野灘に注ぐ。流域には河口部を除き低地が少なく、特に中・上流域の集落や耕地は、わずかに分布する小規模な河岸段丘・沖積錐や、地すべりによって形成された緩斜面などに立地している。このため山地斜面の土砂移動現象の実態を把握することは、土砂災害の面から考えるとかなり切実な問題と言える。十津川災害では、奈良県吉野郡の十津川村と周辺の村々 (当時の行政区では 6 カ村に及んだ) が壊滅的な被害を被ったことが知られている。

十津川災害の大きな特徴は、十津川 (新宮川、熊野川) 本・支流のいたるところに形成された天然ダム湖の存在である。深層崩壊が多発し、谷底まで崩れ落ちた崩石土が河川を塞ぎ止め、上流側に湖を出現させたが、そのほとんどが短期間で決壊し、下流域に多大な被害をもたらした (宇智吉野郡役所, 1891; 千葉, 1975; 平野ほか, 1984; 井上ほか, 2013)。十津川災害時には、紀伊半島南西部の田辺で日雨量 901.7mm、2 日雨量 1269.0mm が記録されており、十津川中・上流部では、さらに多量の降雨があったことが推測されている。なお和歌山県の紀伊半島南西岸では、天然ダムの決壊によって十津川流域を上回る数の死者・行方不明者や家屋の全半壊・浸水の被害が生じている (森ほか, 2011)。したがって十津川災害というよりも、1889 年紀伊半島災害と呼ぶべきであるとの指摘もある (井上ほか, 2013)。

一方、2011 年には、台風 12 号に伴う降雨によって、紀伊半島南岸～内陸部に甚大な災害が発生した。死者・行方不明者数や天然ダムの発生数などの面からみると、前述の 1889 年紀伊半島災害を下回る規模ではあったが、この災害も、深層崩壊の多発と天然ダムの出現によって特徴づけられるものであった。公益社団法人地盤工学会関西支部 (2011) によると、2011 年災害時の概略は以下のようなものであった。

2011 年 8 月 30 日から 9 月 4 日にかけて台風 12 号の停滞に伴って激しい雨が続き、奈良県、和歌山県、三重県を中心とする紀伊半島全体に大きな被害が発生した。3 県で死者・行方不明

者は80名を超え、全・半壊家屋470棟以上、浸水家屋7600棟以上に及んだ。奈良県上北山村における降り始めからの総雨量(8月30日～9月4日)は1812.5mmに達し、9月2～4日にかけての72時間雨量は1652.5mmで国内観測史上最多を記録した。この豪雨によって発生した3県内の崩壊発生箇所は3077箇所、総面積は約950万平方メートル、国土交通省の発表によると崩壊土砂総量は推定約1億立方メートルに達するという。

表1には、この台風12号による最大出水時の河川流量・流速に関する実測値・推定値を示した。調査対象河川流域の中では、新宮川(熊野川、十津川)の流量が突出しているのが目立つ。流域面積の大小も考慮に入れると、他では、古座川と日置川など半島南部の河川や、印南川以南の小流域河川で比流量が大きくなっている点が目立つ。台風12号に伴う雨に関しては、1時間雨量が観測史上1位を更新した地点(アメダス)が和歌山・三重の2県で4地点、72時間雨量が観測史上1位を更新した地点が奈良・和歌山・三重の3県で22地点もあり、広範囲で大量の継続雨量があったことが指摘されている(公益社団法人地盤工学会関西支部, 2011)。したがって、我々が今回調査対象として設定した各河川流域でも記録的な出水があったことは想像に難くないが、今後、洪水流量の定量的な評価についても継続的な検討の余地が残されている。

表1. 調査対象流域における2011年台風12号による最大出水時の流量・比流量.

河川名	流量 (m <sup>3</sup> /s)	平均流速 (m/s)	観測所名	近接 調査地点	流量算出方法	20%				流域面積 (m <sup>2</sup> )	比流量 (m <sup>3</sup> /s/km <sup>2</sup> )
						最大流量 (m <sup>3</sup> /s)	最小流量 (m <sup>3</sup> /s)	最大平均流速 (m/s)	最小平均流速 (m/s)		
有田川	2,909	4.4	金屋	AD3	実測値	-	-	-	-	345,354,432	8.4
広川	452	3.0	新広橋	HR1	計算値①	565	377	3.8	2.5	52,774,547	8.6
日高川	3,035	3.6	川辺	HD2	実測値	-	-	-	-	544,096,071	5.6
印南川	218	4.2	山口	IN2	計算値①	272	181	5.2	3.5	16,184,888	13.5
切目川	388	3.7	古屋	KR3	計算値①	485	324	4.6	3.1	65,940,271	5.9
南部川	1,146	2.6	谷口	MN2	計算値①	1433	955	3.3	2.2	83,059,576	13.8
芳養川	642	5.2	はやざと大橋	HY1	計算値①	802	535	6.5	4.3	31,413,814	20.4
左会津川	298	3.1	中三栖	HA3	実測値	-	-	-	-	26,341,459	11.3
富田川	1,813	4.0	市ノ瀬	TN3	実測値	-	-	-	-	174,185,510	10.4
日置川	4,071	5.1	安居	HK3	実測値	-	-	-	-	380,195,248	10.7
周参見川	298	2.8	望児橋	SS1	計算値①	372	248	3.5	2.3	43,345,012	6.9
ありた川	112	4.2	ありた川	AT2	計算値①	139	93	5.3	3.5	5,892,806	18.9
くじの川	165	6.2	くじ野川	KJ3	計算値①	206	137	7.8	5.2	4,590,794	35.9
古座川	4,206	3.4	月野瀬	KZ2	実測値	-	-	-	-	338,167,855	12.4
田原川	359	3.2	出合橋	TH2	計算値①	449	299	4.0	2.7	18,002,692	19.9
太田川	1,680	3.6	南大居	OT3	実測値	-	-	-	-	91,840,227	18.3
紀ノ川	4,829	-	布施屋	KN2	計算値②	-	-	-	-	1,587,908,080	3.0
新宮川	23,000	-	相賀	MY2	文献値	-	-	-	-	2,252,638,421	10.2
宮川	7,016	-	岩出	KM2	計算値②	-	-	-	-	781,716,760	9.0

- ・ 計算値①は、最大水位の観測値と、観測地点上下流0.5km区間の河床勾配、現地での簡易測量による径深の推定値などを用いてManningの式から推定した。
- ・ 実測値の存在する河川についても上記と同様の方法で計算値①を求め比較したところ、径深に最大で±20%程度の推定誤差が含まれていると考えられるため、これを見込んだ流量・流速推定値の最大値・最小値も示した。
- ・ 計算値②は、水位—流量曲線の得られている観測所で、最大水位から計算した。

## 引用文献

- 千葉徳爾 (1975) 明治22年十津川災害における崩壊の特性について (I). 水利科学, 19 : 38-54.
- 平野昌繁・諏訪浩・石井孝行・藤田崇・後町幸雄 (1984) 1889年8月豪雨による十津川災害の再検討. 京大防災研年報, 27 (B-1) : 369-386.
- 井上公夫・土志田正二・井上誠 (2013) 1889年紀伊半島災害によって十津川流域で形成・決壊した天然ダム. 歴史地震, 28 : 113-120.
- 石橋克彦 (1994) 大地動乱の時代. 234pp, 岩波新書.
- 公益社団法人地盤工学会関西支部 平成23年台風12号による地盤災害調査団 (2011) 平成23年台風12号による紀伊半島における地盤災害調査報告書. 公益社団法人地盤工学会関西支部.
- 水野清秀ほか (1988) 和歌山平野伏在活断層のボーリング調査 (補備調査). 地質調査所速報, no.EQ/98/1 : 179-186.
- 森俊勇・坂口哲夫・井上公夫編著 (水山高久監修) (2011) 日本の天然ダムと対応策. 186pp, 古今書院.
- 中田高・今泉俊文編 (2002) 活断層詳細デジタルマップ. 68pp, 東京大学出版会.
- 中屋志津男・吉松敏隆・寺井一夫・児玉敏孝・原田哲朗 (1999) 特集 紀伊半島の地質と温泉. アーバンクボタ 38 : 64pp, クボタ.
- 岡山俊雄 (1988) 日本列島の接峰面. 71pp, 古今書院.
- 大場秀章・藤田和夫・鎮西清高 (1995) 日本の自然 地域編 近畿. 216pp, 岩波書店.
- 斎藤靖二 (1992) 日本列島の生い立ちを読む. 168pp, 岩波書店.
- 寒川旭 (1976) 紀ノ川流域の地形形成と地殻変動. MTL, 1 : 49-60.
- 寒川旭 (1977) 紀ノ川中流域の地形発達と地殻変動. 地理評, 52, : 578-595.
- 産業技術総合研究所地質調査総合センター (編) (2012) 20万分の1日本シームレス地質図データベース (2012年7月3日版). 産業技術総合研究所研究情報公開データベース DB084, 産業技術総合研究所地質調査総合センター.
- 佃栄吉・水野清秀・宮地良典・寒川旭 (1998) 中央構造線活断層系・根来断層のトレンチ調査. 地質調査所速報, no.EQ/98/1 : 161-177.
- 宇智吉野郡役所 (1891) 十津川村 1977-81 復刻 吉野郡水災誌. 卷之壱～卷之十一.

## 衛星データによる有田川・古座川流域の土地被覆調査

村松加奈子

### はじめに

奈良女子大学共生科学研究センターが実施してきたプロジェクト研究では、河川流域での土地利用や土地被覆情報が必要である。利用可能なものとしては、環境省の自然環境保全基礎調査による植生図があげられる。しかし、研究対象領域の研究対象時期のデータが必ずしも入手できるとは限らない。一方、近年では地域環境を観測する比較的高空間分解能の人工衛星が打ち上げられ、そのデータも安価に提供されるようになった。2006年に日本の宇宙航空研究開発機構（JAXA）が打ち上げたALOS衛星（通称名“だいち”）に搭載されたAVNIR-2センサでは、可視域の青、緑、赤色と近赤外域の波長帯で空間分解能10～15mで観測を行う。観測頻度は同じ対象領域に対して46日毎に行われる。

本研究では、AVNIR-2センサのデータを用いて、有田川・古座川の流域における土地被覆調査を行なった。その結果を環境省の自然環境保全基礎調査結果と比較し、地域研究における衛星データの利用方法について考察を行った。

### 方法

#### 分類項目

解析対象領域は、和歌山県有田川と古座川流域である。土地被覆調査の項目は、水域、市街域（裸地も含む）、水田、果樹園、常緑樹、落葉樹、草地（ゴルフ場、伐採地を含む）とした。

#### 使用データ

衛星データよりこれらの項目に分類を行うためには、植生であればその季節変化、市街域であればその特徴が季節を通じて変わらない特性を用いるため、夏と冬のデータを用いた。また、水田に水が張られている状態の検出により、水田と果樹園の分類を行うため、春のデータも用いた。有田川流域では、2006年10月9日（図1(a)）、2008年12月16日（図1(b)）、2006年5月25日（図1(c)）、古座川流域では、2006年10月9日（図2(a)）、2008年12月28日（図2(b)）、2006年5月25日（図2(c)）に観測されたデータを用いた。

衛星データとの比較には、環境省の自然環境保全調査による第6・7回の植生調査データを使用した。有田川流域のデータの調査年は2001年から2003年、古座川流域の調査データの調査年は2003年から2007年である。

#### 解析方法

図1に示した画像は、衛星による取得画像であり、撮影された領域がそれぞれ異なっている。そこで、有田川流域では夏の画像を基準画像とし、夏と冬の画像、夏と春の画像に対してそれぞれ、画像内で対応する点（例えば、橋の真ん中、海岸線上の構造物など）の座標値を数点取得した。それらの座標値からアフィン変換の係数値を最小二乗法で求め、両者の画像の位置あわせの変換式を決定した。その変換式を用いて、夏の画像の有田川流域の解析領域を決め、

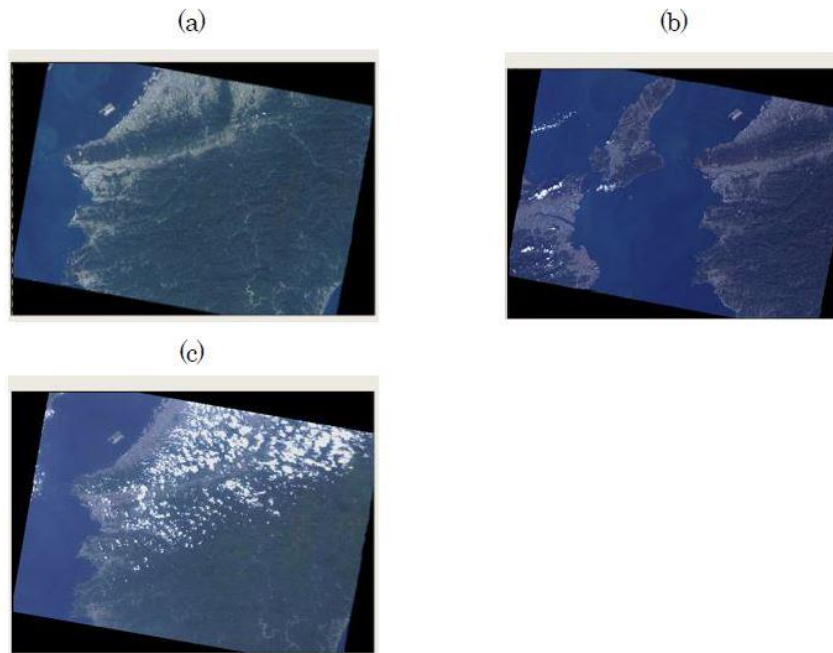


図1. 有田川解析用 ALOS/AVNIR-2 データ. (a) 2006年10月9日, (b) 2008年12月16日, (c) 2006年5月25日.

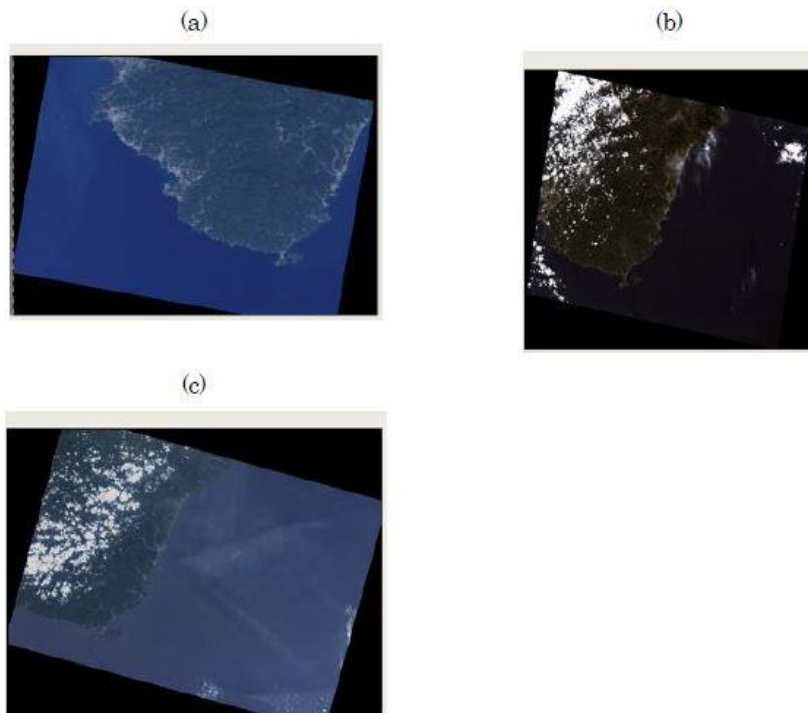


図2. 古座川流域解析用 ALOS/AVNIR-2 データ. (a) 2006年10月9日, (b) 2008年12月28日, (c) 2006年5月25日.

冬、春それぞれの画像について、基準画像の各画素の位置に対応する最も近い画素の輝度値を使用した。古座川については、基準画像は冬の画像を用いた。以上のように場所あわせを行い、

有田川、古座川流域のデータを切り出した。これらのデータを用いて各河川流域の分類を行なった。

それぞれの分類項目の代表サンプルに対して、植生らしさをあらわす指標値や、次の節で述べる係数値の特徴を調べた。その結果より、分類二分木の閾値を決定した。次の節で分類に用いた係数値の概要を述べる。

#### ユニバーサルパターン展開法 UPDM と植生指標 MVIUPM

分類条件で使用する値は、各画素の4波長帯のスペクトルデータを入力データとし、ユニバーサルパターン展開法 (UPDM: Universal Pattern Decomposition Method) (Zhang et al., 2003) を使って変換した展開係数とこれらの係数を使って求めた植生指標 MVIUPD (Xiong, 2006) である。

UPDM は、n本の波長帯で観測された分光反射率を3つの展開係数(水の展開係数  $C_w$ 、植生の展開係数  $C_v$ 、土壌の展開係数  $C_s$ )に変換する解析手法である。アラカシの葉10枚重ねと、タクラマカン砂漠の土、海の水の測定値を350nm~2500nmの波長帯で規格化し基本パターンとしている。350nm~2500nmの波長帯で規格化することにより、得られた展開係数は観測センサーに依存しない値となる。改良植生指標 (MVIUPD) は、UPDMにより得た3つの展開係数を使って下記の通り計算した値である。

$$MVIUPD = (C_v + C_w - C_s) / (C_v + C_w + C_s) \quad (1)$$

UPDMの水、植生、土壌の係数は、対象画素の土地被覆物がそれぞれ水、植生、土壌のみの被覆物に近い場合、顕著にその係数値が高くなり、植生指標 (MVIUPD) は、植生の被覆率や活性度が高いほど高い値を示す。

#### クロロフィルインデックス

前述の3つの展開係数と植生指標 MVIUPD に加えて、下記のクロロフィルインデックス (Gitelson et al., 2006) を使用した。

$$CI = R_{green} / R_{nir} - 1 \quad (2)$$

クロロフィルインデックスは、葉内のクロロフィル量との線形性 (Thanyapaneeedkul, et. al, 2012) が報告されているものである。

## 結果

### 係数値の土地被覆毎の特徴

ユニバーサルパターン展開係数の水の展開係数  $C_w$  に青色、植生の係数  $C_v$  に緑色、土壌の展開係数  $C_s$  に赤色を割り当て画像表示したものを図3(a)に示す。水域は青色、植生域は緑色、市街域は赤色に近い色で表示され、土地被覆の状況が把握できる。また、植生指標 MVIUPD の夏の値を緑色、冬の値を赤色、春の値を青色に割りあてた場合、全季節に変化が少ない場所は白っぽくなり冬と春に変化が少ない場所は黄色っぽくなり、夏のみ植生がある場合は緑色っぽくなる。図3(b)に古座川流域での例を示す。全体的に白っぽい画像となり、夏、冬、春での植生の変化が少ない傾向にあることがわかる。画像の左上部の黄色の部分は、冬と春の画像に雲がかかっている部分に該当していると考えられる。冬の画像の雲部分は明るい水色となって



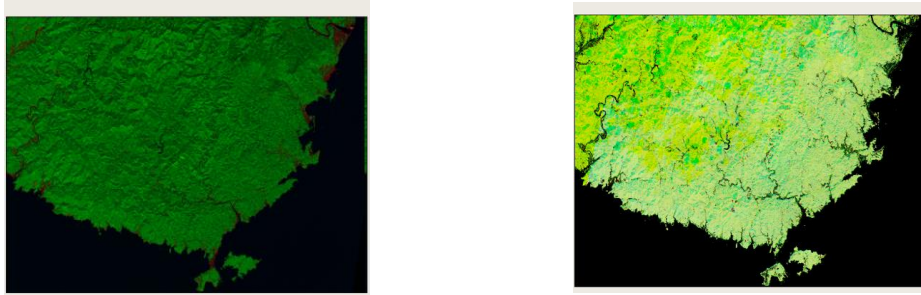


図3. 古座川流域の画像表示. (a) ユニバーサルパターン展開係数  $C_w$  に青色,  $C_v$  に緑色,  $C_s$  に赤色を割り当てた画像, (b) 植生指標 MVIUPD の夏の値に緑色, 冬の値に赤色, 春の値に青色を割り当てた画像.

いる。

#### 各土地被覆のユニバーサルパターン展開係数と植生指標値の特徴

分類条件を決定するために、各土地被覆項目毎のユニバーサルパターン展開係数値と植生指標値や季節変化の特徴を調べた。そのいくつかの代表例を示す。水域とその他の領域を分類するために、水の反射率は低い特徴を利用した。夏の植生指標値と3つの展開係数の和の散布図(図4(a))をとると、水域は展開係数の和が0.06以下かつ植生指標値が負の領域に分布する。市街域・グラウンドなどの裸地と植生域を分類するためには、夏の画像の水( $C_w$ )と土壌( $C_s$ )の係数の散布図で、市街域・グラウンドは $C_s$ 値と $C_w$ 値がともに高い部分に分布するため、この特徴を利用し、市街域・グラウンドと植生域を分離した。市街域やグラウンドは土壌のパターンと似た分光反射パターンを示す。また、市街域で家や建物がある場合、その影成分が水の係数に展開されるためである。常緑性と落葉性の植物の分離は、冬の植生と土壌と係数の分布(図4(c))より行った。常緑性の植生は、冬の植生の展開係数は正の値を土壌の展開係数は負の値を持つ傾向にあるが、落葉性の植生は、冬の植生の展開係数の値は夏に比べて低くなり、正の土壌の展開係数を持つ。これは落葉性の植生が冬に葉を落とし、土壌や枝が土壌の係数に展開されるためである。水田と果樹園の分離は、春のデータを用いた(図4(d))。春には水田に水が張られるため植生指標 MVIUPD の値が水田は低くなること、また、10月の MVIUPD 値も果樹園より水田の方が低いことを利用した。以上の特徴より分類条件を決定した。

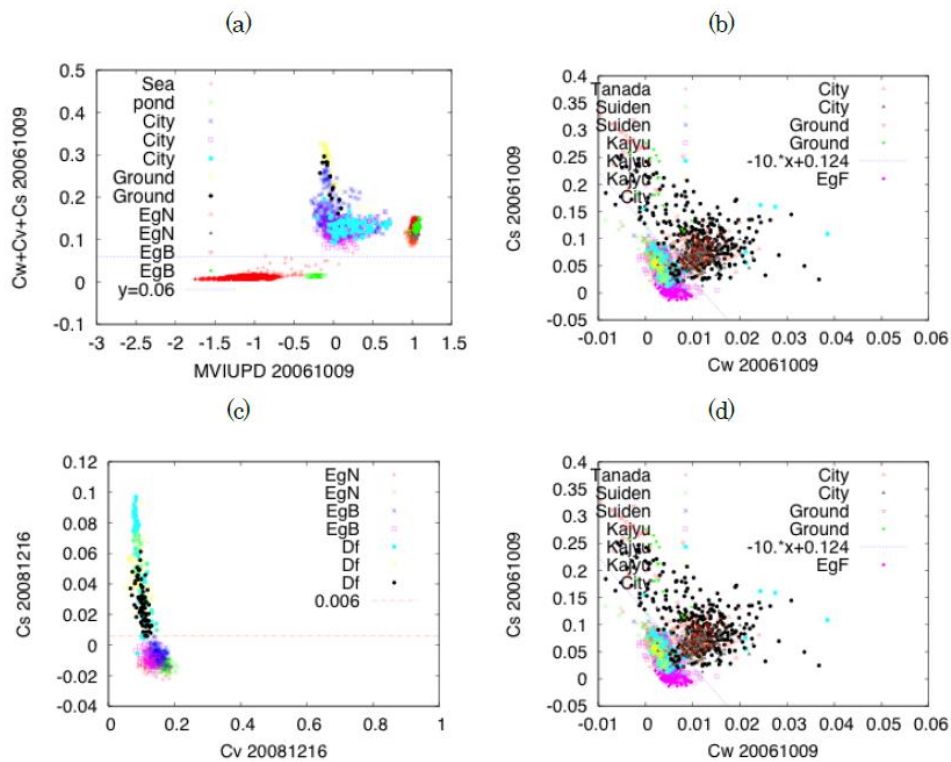


図4. 各土地被覆毎のユニバーサルパターン展開係数と植生指標の特徴。(a) 海、池、市街域、グラウンド、常緑樹における夏の植生指標 MVIUPD と展開係数の和の散布図、(b) 水田、果樹、市街地、グラウンドにおける夏の水の展開係数と夏の土壌の展開係数の散布図、(c) 常緑樹と落葉樹における冬の植生の展開係数と冬の土壌の展開係数の散布図、(d) 水田と果樹園における春と10月のMVIUPDの散布図。

### 分類結果

有田川流域、古座川流域における分類結果を図5に示す。青色は水域、赤色は市街域、オレンジ果樹園、水色は水田、肌色は草地、緑色は常緑樹、ピンク色は落葉樹、白は雲を示す。図中の線は河川流域の境界線である。

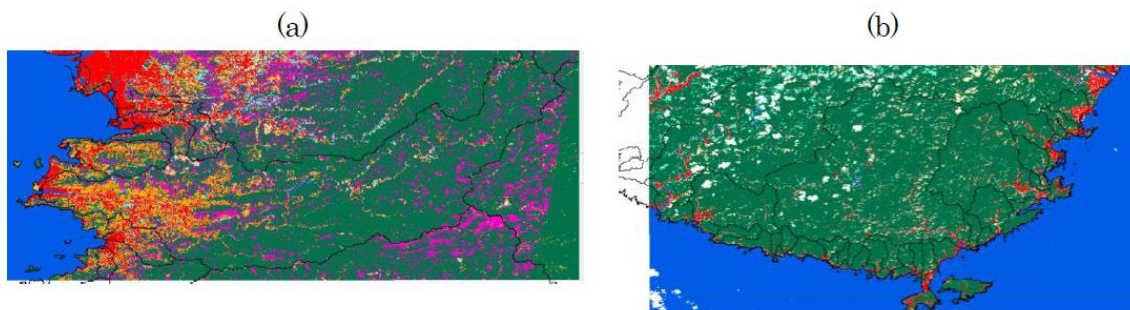


図5. 分類結果. 青：水域，赤：市街域，オレンジ：果樹園，水色：水田，肌色：草地，緑色：常緑樹，ピンク：落葉樹，白：雲。(a) 有田川流域周辺地域，(b) 古座川流域周辺地域。

## 考察

分類結果について、植物図との比較を行った。植生図では、ポリゴン毎に大区分、中区分、小区分などのカテゴリーがあり、そのポリゴン内の植生情報が詳細に記載されている。本研究では優占樹種のデータを用いて衛星データと対応ができるよう水域、市街域、水田、果樹園、草地（伐採跡地群落を含む）、常緑樹、落葉樹の項目に分けた。その結果を図6に示す。

有田川と古座川の集水域における各項目毎の面積率を比較した。有田川（表1）においては、分類項目毎の割合の傾向は一致している。図6の(a)と(b)を比較すると、特に下流域において、衛星データの解析結果の方が植生図より市街域が多く分布している。google earth において下流域が宅地化していることが確認できた。これは、植生図の調査年が衛星データの解析結果に比

表1. 有田川集水域における衛星データによる分類結果と植生図での面積比率.

	衛星データ (%)	植生図 (%)
水域	5.8	2.8
市街域	2.9	3.8
果樹	11.9	9.0
水田	2.6	2.0
草地他	2.1	0.9
常緑樹	66.7	71.2
落葉樹	12.9	12.8

表2. 古座川集水域における衛星データによる分類結果と植生図での面積比率.

	衛星データ (%)	植生図 (%)
水域	0.4	0.6
市街域	1.8	0.6
果樹	0.0	0.0
水田	1.3	1.2
草地他	6.0	2.1
常緑樹	88.5	95.1
落葉樹	0.0	0.4

べて数年前であるため、土地被覆の変化を捉えたと考えられる。また、落葉樹の分布については、植生図の方がかたまって分布しているが、衛星データは点在している。衛星データでは、上空からの植生の反射をみているため、落葉樹の細かい分布を観測しているが、植生図ではその領域において落葉樹が優占樹種である場合、落葉樹としてポリゴンが定義される傾向にあるためであると考えられる。

古座川（表2）において各項目毎の面積比率はほぼ同様の傾向にあった。図7において、植生図と衛星データとの分類結果を比較すると、衛星データの方が植生図に比べて草地在る傾向にある。小さな伐採地に関しては、衛星データが植生図より検出していること、および、疎な森林の草地への誤分類が考えられる。その他はほぼ似た傾向にある。古座川では植生図の調査年が衛星データと近いこと、また、もともと水田や畑が少なく森林が多く土地被覆の変化が有田川に比べて頻繁には起こりにくい河川流域の特徴にもよると考えられる。

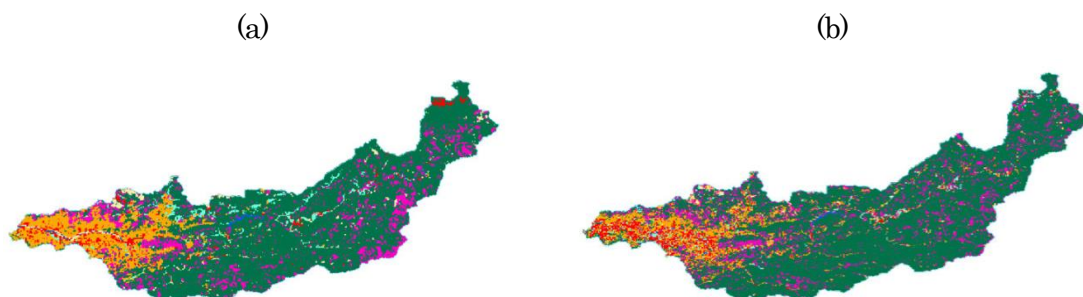


図6. 有田川集水域の植生図(a)と衛星データの分類結果(b). (青：水域, 赤：市街域, オレンジ：果樹園, 水色：水田, 肌色：草地, 緑色：常緑樹, ピンク：落葉樹).

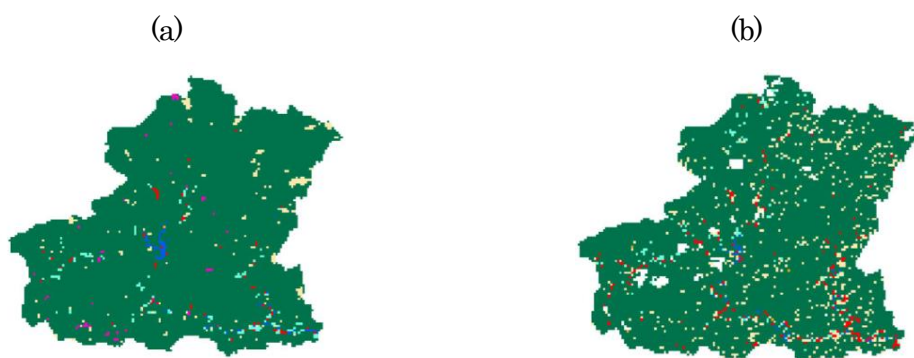


図7. 古座川集水域の植生図(a)と衛星データの分類結果(b). (青：水域, 赤：市街域, オレンジ：果樹園, 水色：水田, 肌色：草地, 緑色：常緑樹, ピンク：落葉樹, 白：雲).

#### まとめ

有田川流域、古座川流域において衛星データを用いて土地被覆分類を行った。その結果を植生図と比較したところ、古座川ではほぼ植生図と同様で、有田川では下流域において植生図との違いがみられた。古座川では植生図での調査年と衛星データの観測年が近いが、有田川では植生図の調査年が数年衛星データより早いため、衛星データではその間の土地被覆の変化を捉えることができたと考えられる。また、植生図では、落葉樹や草地などをかたまりとして記述されているが、衛星データでは植生図より点在する傾向があった。植生図では各領域の優占種が記述されているが、衛星では、植生からの光の反射特徴で分類を行うため、細かい被覆の状況を把握しているためと考えられる。また、土地被覆の状況の把握には有力であるが、土地利用の項目の把握はむずかしい傾向にある。以上より、衛星を用いた調査では、ある時期からの変化箇所の抽出や、植生図ではひとつの項目として登録されている箇所の内部構造（例えば植林地内の伐採地や植林地内の崩落箇所など）の把握には適していると考えられる。

#### 謝辞

本研究で使用した河川の集水域の境界線データは山田誠博士（現総合地球環境学研究所）に

よって作成されたものです。本研究は、奈良女子大学情報科学科2012年度4回生南祇京子さん、2013年度4回生宮内みなみさんの卒業研究をさらに発展させたものです。

ALOS/AVNIR-2 データは JAXA より研究用として提供されました。環境省第6・7回自然環境保全基礎調査植生調査のデータを使用しました。本研究は奈良女子大学プロジェクト経費のサポートを受けて行われたものです。

#### 引用文献

Gitelson, A. A., Viña, A., Verma, S. B., Rundquist, D. C., Arkebauer, T. J. & Keydan, G. (2006)

Relationship between gross primary production and chlorophyll content in crops: Implications for the synoptic monitoring of vegetation productivity. *Geophysical Research Letters*, 111: D08S11, doi:10.1029/2005JD006017.

Thanyapraneedkul, J., Muramatsu, K., Daigo, M., Furumi, S., Soyama, N., Nasahara, N. K., Muraoka, H., Noda, M. H., Nagai, S., Maeda, T., Mano, M. & Mizoguchi, Y. (2012) A Vegetation Index to Estimate Terrestrial Gross Primary Production Capacity for the Global Change Observation Mission-Climate (GCOM-C)/Second-Generation Global Imager (SGLI) Satellite Sensor. *Remote Sensing*, 4: 3689-3720.

Xiong, Y. (2005) A study on algorithm for estimation of global terrestrial net primary production using satellite sensor data. Doctoral Thesis, The Division of Integrated Sciences, Nara Women's University.

Zhang, L. F., Furumi, S., Muramatsu, K., Fujiwara, N., Daigo, M. & Zhang, L. P. (2006)

Sensor-independent analysis method for hyperspectral data based on the pattern decomposition method. *International Journal of Remote Sensing*, 27: 4899-4910.

## 紀伊半島における河川水質の地理的分布とその要因

山田誠・浜崎健児・熊木雅代・高村仁知・高田将志・和田恵次

### はじめに

紀伊半島は、2011年の台風12号による甚大な豪雨災害に見られるように、数年に一度は台風が通過し被害をもたらすような地域である。また、日本でも有数の多雨地域である大台ヶ原を含む紀伊半島中部と南部は、年間を通して非常に多くの雨が降り、その量は4000mm以上にも達する。このような、非常に多くの水が供給され、それらが河川を通じて海に排出されている地域にもかかわらず、紀伊半島の水に関する研究、特に河川水の水質に関する学術的な研究例はあまり見られない。紀伊半島全域を調査した学術研究としては、小林(1961)の水質データが知られているが、1956年～1957年に採取されたデータと若干古く、また論文中ではデータのみが記されており、その特徴や成因などには言及していない。また、石塚ほか(2004)は紀ノ川を対象に溶存ケイ素について研究を行っているが、紀ノ川を対象としているのみで、紀伊半島全域を対象に議論は行っていない。このように、紀伊半島全域を研究対象として河川水の水質分布やその分布要因について議論をしている研究はほとんどみあたらず、本地域の河川水質の形成要因や水質の分布理由はわかっていない。

一方で、紀伊半島は、みかんなどの柑橘類が多く栽培されている有田川周辺、梅が多く栽培されている南部川周辺、近畿地方最後の清流ともいわれる古座川など、多種多様な陸域の環境を有している。また、地質環境についても、紀伊半島は三波川帯・秩父帯・四万十帯の付加体で構成されており地域によって異なる。当然ながら、これらの多種多様な陸域の環境も河川水質に影響していると予想されるが、このような環境の違いが河川水質に及ぼす影響について議論された研究もほとんど行われていない。

そこで本研究では、紀伊半島の河川水質の地理的分布特性を把握し、陸域環境との関連性を明らかにすることを目的に、河川水の溶存化学成分と陸域環境データとの比較解析を行った。

### 方法

紀伊半島の19河川(図1)において、2012年4月から12月にかけて、各河川、春夏(4～8月)・秋冬(11～12月)の2回(宮川については春夏のみ採水)試料の採取を行った。採水は各河川、上流側と下流側の2箇所で行ったが、流下に伴う水質の変化がいずれの河川でも顕著には見られなかったため、下流側のデータを以降の解析に用いた。陸域環境の抽出にはArcGIS10(ESRI社)を用いた。解析には土地利用細分メッシュ(100mメッシュ)(「国土数値情報土地利用細分メッシュデータ 国土交通省」を使用)・数値標高モデル10mメッシュ(標高)(「国土地理院 基盤地図情報 数値標高モデルデータ」を使用)・降水量データ(気象庁 気象統計情報 気象データ)を用いた。また流出量解析には、和歌山県県土整備部河川・下水道局河川課が所有する流量データを用いた。

水試料は、ポリプロピレン製ボトルに採取し、NO<sub>3</sub>、PO<sub>4</sub>、SO<sub>4</sub>、Cl用については、孔径0.45μm

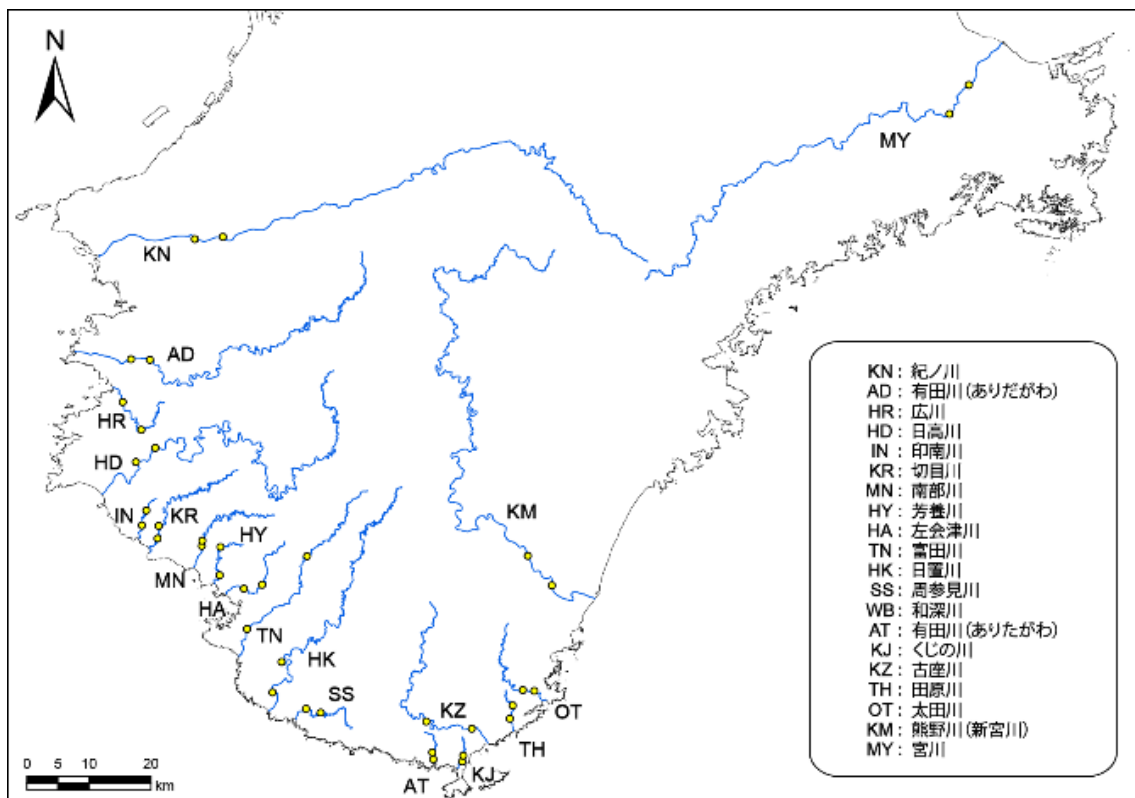


図1. 調査対象河川と採水地点.

のメンブレンフィルターでろ過し、 $\text{HCO}_3^-$ についてはろ過せず保管した。Na、K、Mg、Ca用は、孔径  $0.45\mu\text{m}$  のシリンジフィルターでろ過しながら PP チューブに採水し、超微量金属測定用硝酸を添加した。試料の分析について、 $\text{NO}_3^-$  は、還元—ナフチルエチレンジアミン法、 $\text{PO}_4^{3-}$  は、モリブデン青法、 $\text{HCO}_3^-$  は pH4.8 アルカリ度法、 $\text{SO}_4^{2-}$  は硫酸バリウムによる比濁法、Cl はチオアシン酸第二水銀法、Na、K、Mg、Ca は、AgilentICP-MS7500i を使用し、誘導プラズマ発光分析法でそれぞれ測定した。なお、分光高度計は HACH 社 DR - 2010 を使用した。

## 結果

### 河川水質の分布と季節変動

河川水の溶存化学成分の分析結果をヘキサダイアグラムとして図2に示した。上は春夏の結果を、下は秋冬の結果をそれぞれ示している。両季節ともに、北部は  $\text{Ca-HCO}_3^-$  型、南部では  $\text{Na-Cl} \cdot \text{SO}_4$  型を示し、特に南部では溶存成分濃度そのものが非常に低く、かつ  $\text{HCO}_3^-$  濃度が他地域に比べ非常に低い傾向が見られた。中部では季節による違いが北部・南部より顕著に見られ、溶存成分濃度が全体的に高く、陰イオンでは  $\text{SO}_4^{2-}$  濃度が高い傾向が見られた。

図3に春夏と秋冬の各溶存成分ごとの濃度差（季節変化）を示した。陽イオンでは、Na 以外の成分ではどの地域においても顕著な変化は見られなかった。一方、陰イオンでは、印南川から富田川にかけての中部域において、 $\text{Cl} \cdot \text{SO}_4 \cdot \text{HCO}_3^-$  に  $10\text{mg/l}$  以上の大きな変化が見られた。また、南部川と左会津川においては、Na と Cl に数十  $\text{mg/l}$  以上の非常に大きな変化が見られた。

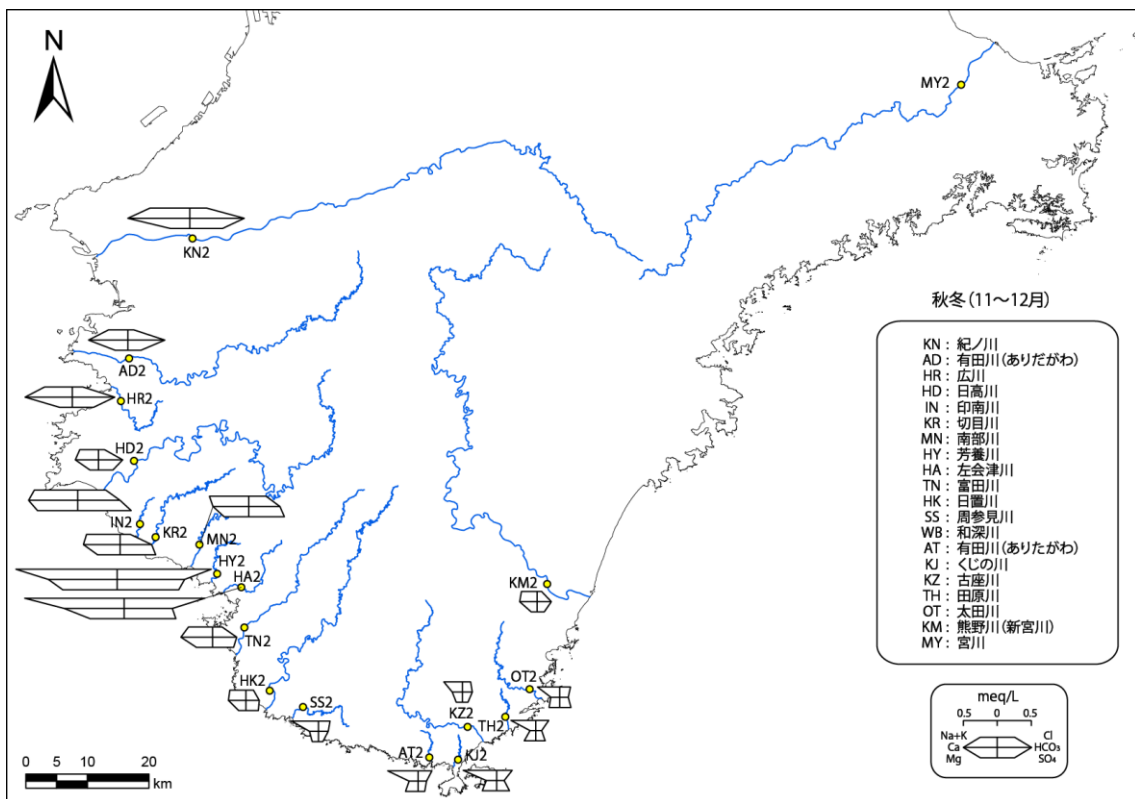
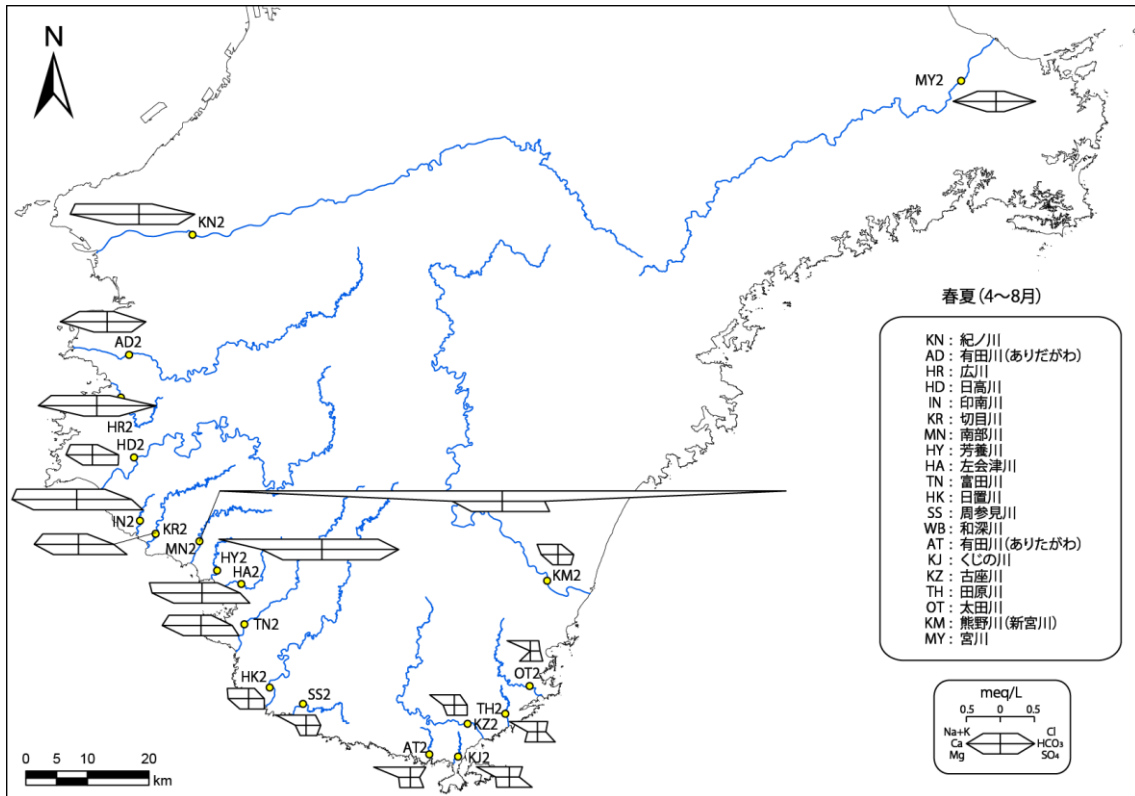


図2. 河川水質へキサダイアグラム分布図.



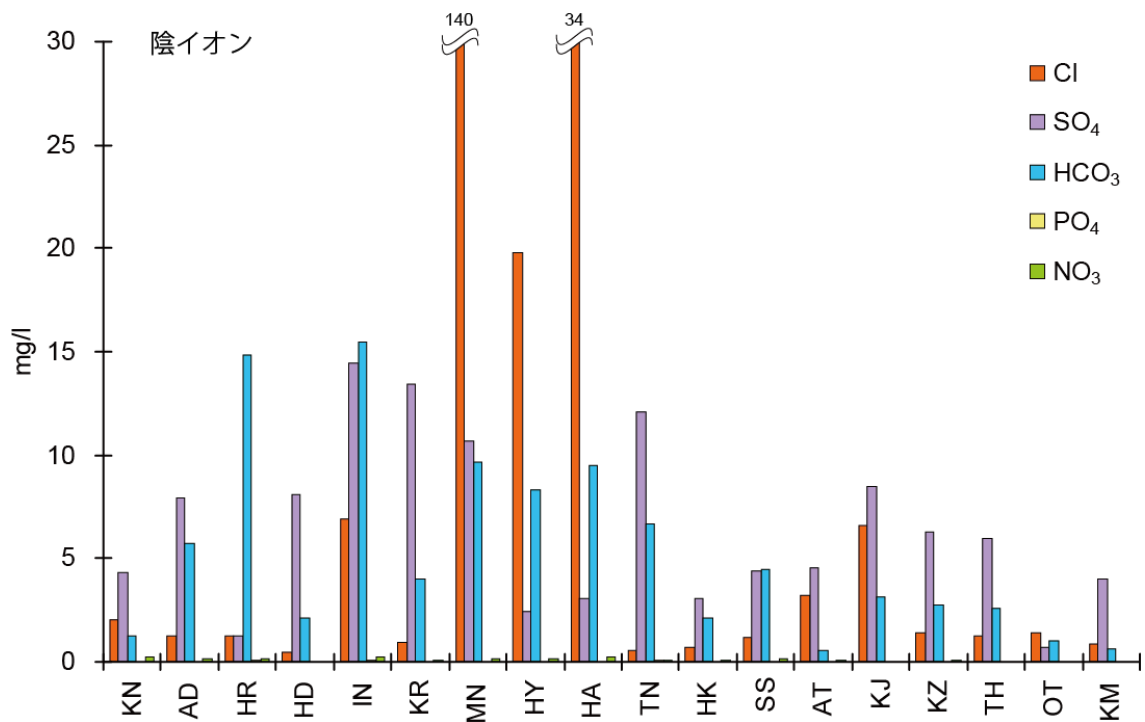
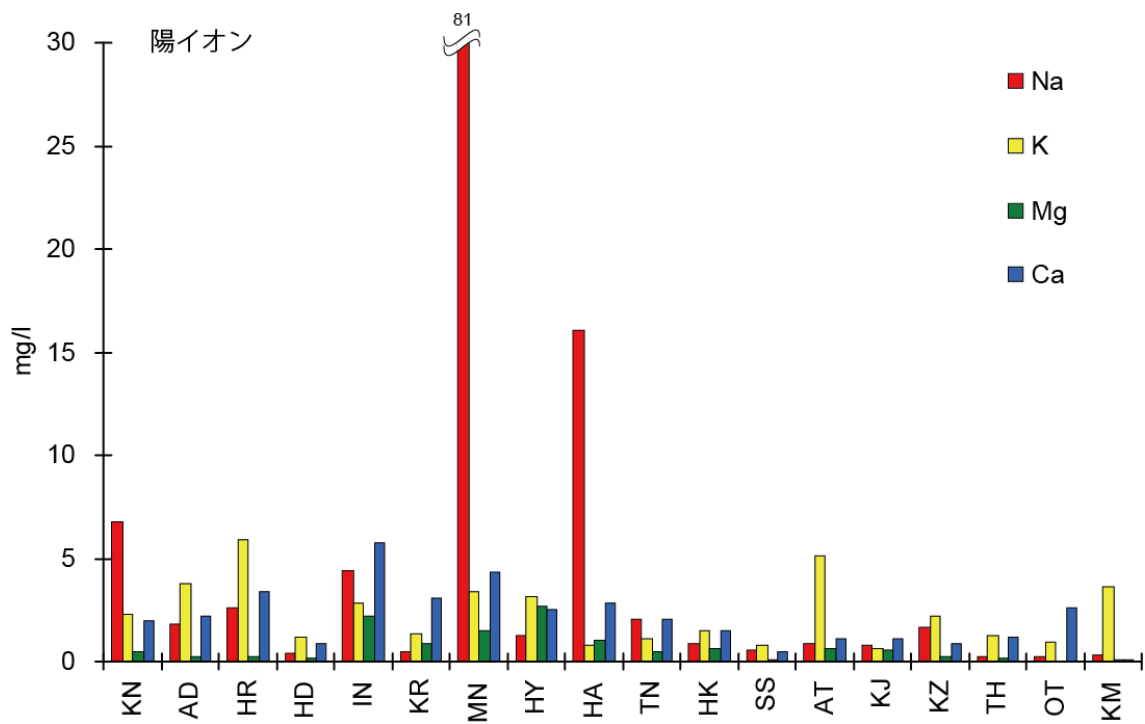


図3. 各溶存成分の季節間の濃度差.

### 溶存成分濃度間の相関関係

各溶存成分間の関係を見てみると (図4)、Na-Cl・Mg-SO<sub>4</sub>・Ca-HCO<sub>3</sub>間で非常に強い相関を示している。また、Ca-SO<sub>4</sub>・Mg-HCO<sub>3</sub>・SO<sub>4</sub>-HCO<sub>3</sub>、次いでNO<sub>3</sub>とMg・Ca・SO<sub>4</sub>・HCO<sub>3</sub>およ

びCa-Mgもまた強い相関を示した。相関関係の強かった溶存成分に着目してそれらのつながりを見たものが図4右側である。NaとClは非常に強いつながりが見られたが、他成分とのつながりは見られなかった。一方で、NO<sub>3</sub>・SO<sub>4</sub>・Mg・Ca・HCO<sub>3</sub>はNa・Clを除き、相関の強さに違いはあるものの互いにつながっている関係性が見られた。

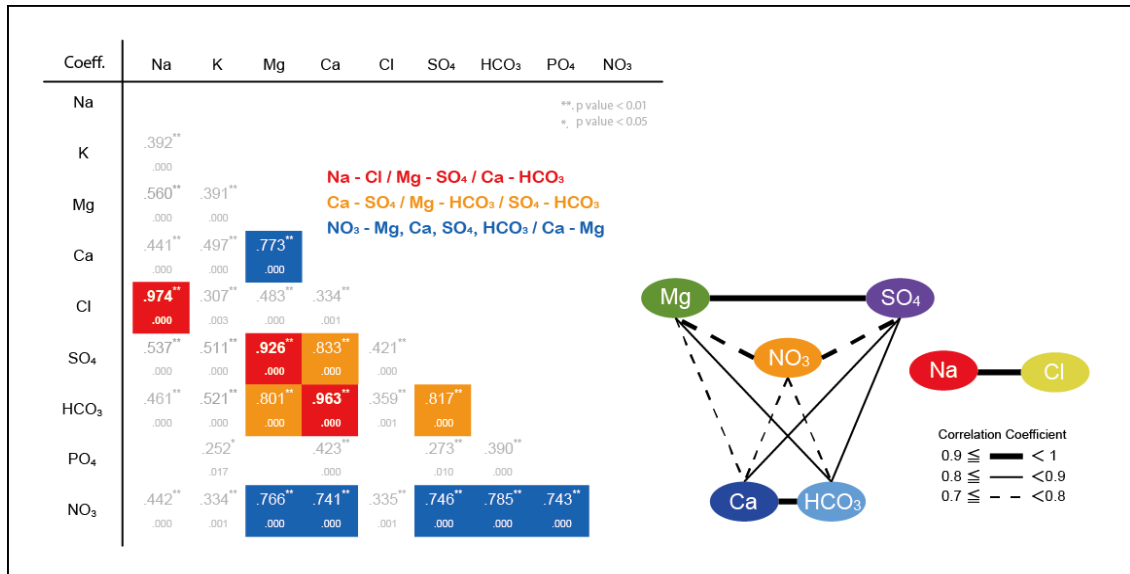


図4. 溶存化学成分間の相関関係。右図は関係の強い成分同士のつながり方を示している。

#### 各流域の地質帯分布

図5に各河川の流域界と地質帯区分を示した(中屋ほか(1999)・産業技術総合研究所地質調査総合センター(2012)を用いて作成)。北部の紀ノ川・有田川・宮川流域には三波川帯・秩父

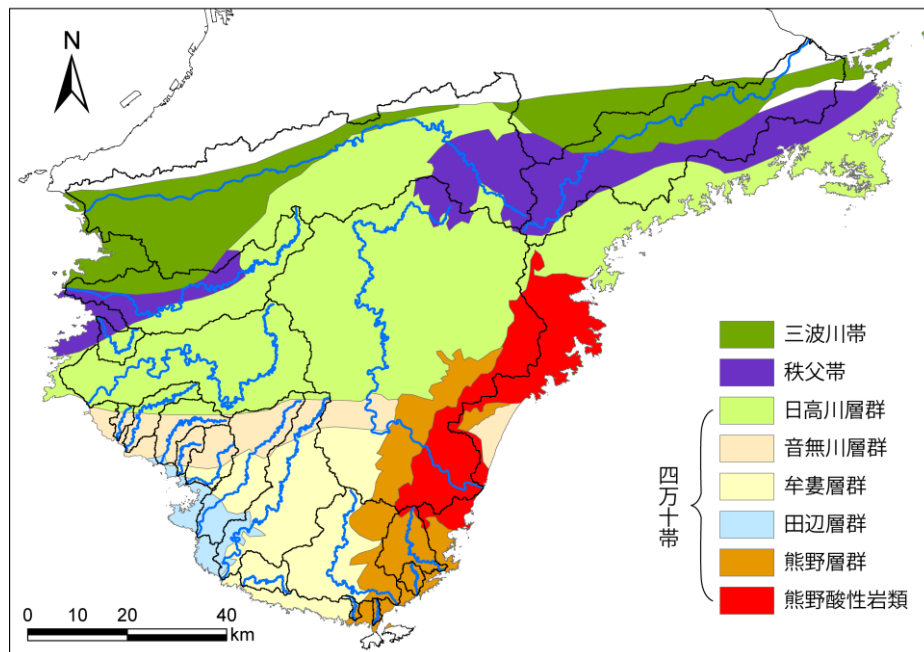


図5. 各河川の流域界と地質帯区分。

帯・四万十帯が含まれ、広川流域は秩父帯・四万十帯が含まれる。中部と南部の河川はほぼ四万十帯を流れるが、流域ごとに含まれる層群がそれぞれ異なっている。

### 考察

結果で示したように、北部域の河川水は主に  $\text{Ca-HCO}_3$  型を示している。また、これらの河川は表層に石灰岩の見られる秩父帯を流域に有する。一般的に、石灰岩体を含む地域の河川水はその影響により  $\text{Ca-HCO}_3$  型を示すことから（日本地下水学会，2000）、紀伊半島北部でみられる  $\text{Ca-HCO}_3$  型の河川水は、表層地質の影響を強く受けていると考えられる。一方、中部域と南部域では、地質帯や層群との対応は顕著には見られず、河川水質を特徴付けるような強い地質の影響は見られない。中部域の  $\text{Na}$  や  $\text{Cl}$  については、 $\text{Na}$  と  $\text{Cl}$  の相関関係が非常に強く、季節（時期）による差が顕著なことから、 $\text{NaCl}$  の直接的かつ一時的な混入が考えられる。特に、最も大きな差と濃度を示した南部川流域には、ウメ工場が多数存在し、その影響が疑われるが、本調査では原因の特定にはいたらなかった。

中部域および南部域ではそれぞれ、 $\text{SO}_4$  濃度が高い、 $\text{HCO}_3$  濃度が低いという特徴が見られた。これらの原因を明らかにするため、それぞれの流出量と陸域環境との関係性について検討を行った。なお、流出量は、有田川・日高川・切目川・左会津川・富田川・日置川・古座川・太田川については県土整備部河川・下水道局河川課にご提供いただいた流量データを、紀ノ川・新宮川については国土交通省の水文水質データベースのデータを使用し、データの存在する最新から過去5年（2000年代）の平均値を各河川の流量として算出した。流用データが得られたのは前述の10河川のみであったので、以降の解析はこの10河川について行った。流出量と流域面積から求めた各河川の  $\text{SO}_4$  および  $\text{HCO}_3$  の単位面積当たりの流出量を図6に示した。流出量についても、濃度と同様、 $\text{SO}_4$  では中部域の河川の流出量が多く、 $\text{HCO}_3$  では南部域の河川の流出量が少なくなっている。

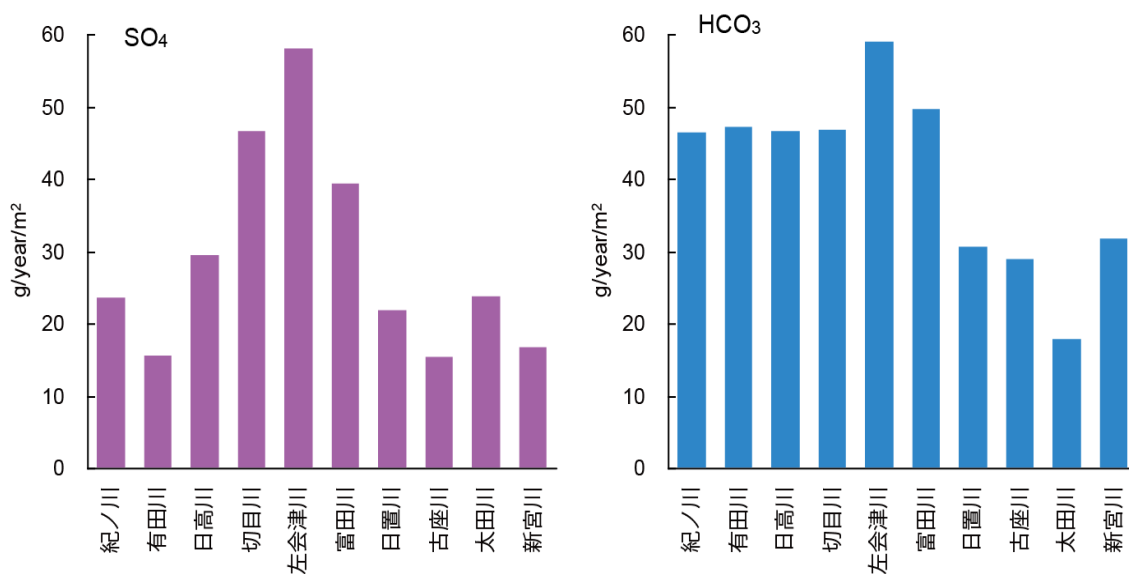


図6.  $\text{SO}_4$  および  $\text{HCO}_3$  の単位面積当たりの流出量。

SO<sub>4</sub> および HCO<sub>3</sub> の単位面積当たりの流出量と陸域環境との関係性をみるために、各種陸域環境（森林・市街地・果樹園の面積割合、年間降水量（最大・最小・平均値）および傾斜（最大・平均値））との相関関係を調べた。その結果を表 1 に示した。陸域環境要素との間には、SO<sub>4</sub> では果樹園面積割合との間に正の相関が、HCO<sub>3</sub> では降水量（流域平均値および最大値）との間に負の相関がそれぞれ見られた。つまり、紀伊半島では、流域内の果樹園が占める割合が大きな流域ほど河川から流出する SO<sub>4</sub> の量は多く、降水量が多い流域ほど河川から流出する HCO<sub>3</sub> の量は少ない。

農耕地においては、一般的に、硫酸（硫酸アンモニウム）、過リン酸石灰、硫酸カリウム、稲わら堆肥、牛糞、豚糞などが肥料として利用されており（瀧・沖野，1991）、土地利用の農用地

比が高い河川で SO<sub>4</sub> 濃度が高いという報告もある（石川ほか，2002）。これらのことから、本地域で見られた果樹園面積割合と河川からの SO<sub>4</sub> 流出量の正の相関関係は、果樹園で用いられている肥料による影響を示していると考えられる。結果で示したように、SO<sub>4</sub> 濃度と NO<sub>3</sub> 濃度には相関関係が見られることも、肥料による影響を裏付けている。また、SO<sub>4</sub> 濃度と相関が強かった Mg や Ca については、土壌改良によく使用される苦土石灰などの石灰質資材による影響であると考えられる。これらのことから、中部域で見られた河川水中の SO<sub>4</sub> 濃度が高くなる要因は、農業活動によるものと考えられ、それが中部域の河川水質を特徴付けていると考えられる。

降水量が多い流域ほど、HCO<sub>3</sub> の流出量が少なくなることについては、はっきりとしたメカニズムはまだ明らかではない。表層の天然水中の溶存炭素の起源としては、大気や土壌中の二酸化炭素、石灰岩由来、人為由来のものなどが考えられるが、降水量の多い紀伊半島南部では顕著に石灰岩が見られる地域はなく、人為的影響が想定される市街地面積割合との相関関係もほとんど見られないことから、河川の溶存炭酸は大気もしくは土壌を起源としていると想定される。河川水を形成する地下水は、大気と平衡にある雨水が、降雨後の流動過程において土壌 CO<sub>2</sub> を溶解することで溶存炭酸を獲得していく。紀伊半島南部では溶存炭酸そのものが非常に低いことから、降水量が多いことが要因となってこの溶存炭酸獲得プロセスを経ることができ

表 1. SO<sub>4</sub>・HCO<sub>3</sub> 流出量と陸域環境要素との相関.

	単位面積当たり SO <sub>4</sub> 流出量	単位面積当たり HCO <sub>3</sub> 流出量
森林等面積割合	-.411 .209	-.405 .217
市街地等面積割合	.093 .785	.377 .253
果樹園面積割合	<b>.618*</b> .043	.345 .298
年降水量 流域最小値	.084 .807	-.543 .084
年降水量 流域最大値	-.471 .143	<b>-.743**</b> .009
年降水量 流域平均値	-.155 .649	<b>-.667*</b> .025
傾斜 流域最大値	-.489 .127	.067 .844
傾斜 流域平均値	-.358 .279	-.572 .066

\*. 相関係数は 5% 水準で有意 (両側)

\*\* . 相関係数は 1% 水準で有意 (両側)

上段：相関係数  
下段：p 値

ないことが  $\text{HCO}_3^-$  濃度の低下を招いていると考えられるが、具体的なプロセスまでは明らかにできていない。紀伊半島南部でみられた、河川水の溶存物質濃度が他地域よりも顕著に低い現象は、岩石を溶解する駆動力である二酸化炭素の供給不足が一因であると考えられ、本地域の河川水質を特徴付けているのは、降水量の多さによる溶存炭酸不足であるということと言える。

#### まとめ

紀伊半島の河川を対象として、河川水の化学分析と陸域環境データとの比較解析を行った結果、次のことが明らかとなった。紀伊半島河川水質は、北部・中部・南部で異なり、水質パターンの地域差が顕著に見られた。それらの特徴は、北部域では地質による影響、中部域では農業活動による影響、南部域では降水量による影響が反映された結果であると考えられる。

#### 謝辞

本研究を実施するにあたり、奈良女子大学共生科学研究センターの方々には現地調査などで多大なご協力をいただいた。また、和歌山県県土整備部河川・下水道局河川課河川企画班の方々には河川流量データをご提供いただいた。ここに記して感謝の意を表す。

#### 引用文献

- 石川靖・斎藤修・金子正美・小林正幸・木内康之（2002）常呂川・網走川流域の土地利用差に伴う一次支川水質の変動. 北海道環境科学研究センター所報, 29 : 46-52.
- 石塚正秀・紺野雅代・井伊博行・平田健正（2004）溶存ケイ素に着目した紀ノ川流域における水質特性. 水工学論文集, 48 : 1483-1488.
- 小林純（1961）日本の河川の平均水質とその特徴に関する研究. 48 : 63-106.
- 中屋志津男・吉松敏隆・寺井一夫・児玉敏孝・原田哲朗（1999）特集 紀伊半島の地質と温泉. アーバンクボタ, 38 : 64pp, クボタ.
- 日本地下水学会（編）（2000）地下水水質の基礎. 189pp, 理工図書株式会社.
- 産業技術総合研究所地質調査総合センター（編）（2012）20万分の1日本シームレス地質図データベース（2012年7月3日版）. 産業技術総合研究所研究情報公開データベース DB084, 産業技術総合研究所地質調査総合センター.
- 瀧勝俊・沖野英男（1991）施設土壌における硫酸塩蓄積の原因（1）東三河地域トマト施設土壌について. 愛知県農業総合試験場研究報告, 23 : 271-280.

#### GIS データ取得先一覧（URL は2014年1月時点）

土地利用細分メッシュ

国土数値情報ダウンロードサービス : <http://nlftp.mlit.go.jp/ksj/>

数値標高モデル 10m メッシュ (標高)

国土地理院 基盤地図情報サイト : <http://www.gsi.go.jp/kiban/>

降水量データ

気象庁 気象統計情報： <http://www.jma.go.jp/jma/menu/report.html>

地質データ

産業技術総合研究所 地質調査総合センター

20万分の1日本シームレス地質図： <https://gbank.gsj.jp/seamless/>

流量データ（紀ノ川・新宮川）

国土交通省水文水質データベース： <http://www1.river.go.jp/>

## 紀伊半島西部・南部の河川における面源負荷の実態

熊木雅代・山田誠・浜崎健児・高村仁知・高田将志・和田恵次

### はじめに

河川水に流入する物質負荷のうち、森林、農地、市街地など広域で不特定な場所から流出する発生源の特定が難しいものを「面源負荷」と呼ぶ。面源負荷は、実態の把握が困難であるため、対策が難しく、一部の地域でしか適切な措置が講じられていないのが現状である。面源負荷の研究には、数値データ GIS やランドサット TM を用いて土地利用の割合と地下水や河川水質の関係を検討することで、環境への人為的影響を定量的に評価しているものがあり（高田ほか，2009；金子ほか，2004；八槇，2012）、農地から流出する窒素が河川水質に影響する事例が多く、その原因は窒素肥料であり（田淵・黒田，1991）、施肥窒素量の増加に伴い窒素の溶脱量も増加することが報告されている（神野，2000）。しかし、それらの研究では、窒素やリンなどの栄養塩類を対象にしたものは多いが、その他の肥料成分について議論されている例はあまりなく、農地との関連性について、より多くのデータを蓄積しなければならない状態である。また、一般河川の溶存物質の9割以上を占める主要無機イオンについても、十分な議論がなされていない（田林・山室，2008）。さらに、これらの研究は、一河川を対象としたものが多く、複数河川を対象として面源負荷について広域的に評価した例は少ない。河川は市町村をまたがっていることが多いので、県単位の広域的な視点に立つことは、環境整備などの政策に反映していくうえで非常に意義深いといえる。

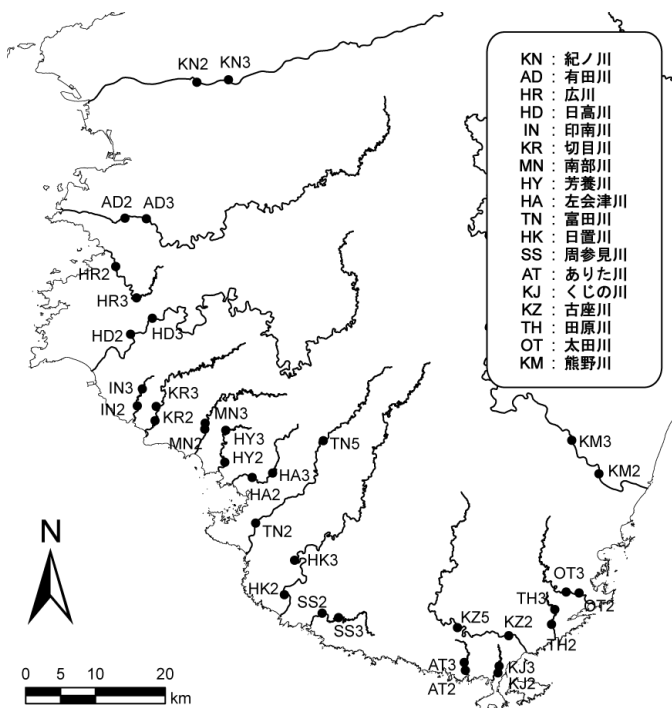
和歌山県では、1950年代からの50年間で河川水中の硝酸性窒素濃度が増加し（吉岡，2012）、地下水についても、硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素の基準値超過地点が発生している（環境省，2012）。農業、特に、温州ミカンやウメをはじめとする、和歌山県における果樹栽培は、産出額全国二位（環境省，2012）と盛んなことから、農地からの面源負荷が多いと予想される地域である。果樹栽培は第二次世界大戦後に化学肥料が中心となり、しかも多肥傾向が強まったと言われており（黒田，1999）、齋藤ほか（2002）は、瀬戸内海沿岸の小河川を対象とした研究で、果樹園面積が大きい流域ほど硝酸性窒素による河川水汚染が進行していると報告している。一方で、窒素の流出負荷量が少なく水質保全機能の高い森林（田淵・黒田，1991）が県土の76.9%もの広範囲を占めており（環境省，2012）、土地利用の割合が河川水質にどのような影響を与えるのか、非常に興味深い。しかしながら、和歌山県で土地利用と河川水質の関連性について、数値データを用いて定量的に評価した実績はなく、面源負荷に関する実態の把握は充分とはいえない。

本研究では、GIS データを用いて、流域における土地利用と河川水質の関連性について定量的に評価し、紀伊半島西部・南部における面源負荷の実態を把握することを目的とした。

### 方法

#### 対象河川

採水ポイントを図1に示した。紀ノ川 (KN)、有田川 (AD)、広川 (HR)、日高川 (HD)、印南川 (IN)、切目川 (KR)、南部川 (MN)、芳養川 (HY)、左会津川 (HA)、富田川 (TN)、日置川 (HK)、周参見川 (SS)、ありた川 (AT)、くじの川 (KJ)、古座川 (KZ)、田原川 (TH)、



太田川 (OT)、熊野川 (KM) の各2地点で、2012年4月から2012年12月にかけて、異なる季節の試料を採取した。

2地点のうち、上流側は3もしくは5、下流側は2と表記している。紀ノ川、日高川、左会津川、周参見川、田原川、太田川、熊野川では、梅雨前(4~6月)と秋冬(11~12月)の2回採取した。広川、芳養川では、夏(6~9月)と秋冬(11~12月)の2回採取した。有田川、印南川、切目川、南部川、富田川、日置川、ありた川、くじの川、古座川では、梅雨前(4~6月)、夏(6~9月)、秋冬(11~12月)の3回採取した。

図1. 採水地点.

### 測定項目と試料採取方法

測定項目は、硝酸イオン ( $\text{NO}_3^-$ )、リン酸イオン ( $\text{PO}_4^{3-}$ )、無機態炭素 (IC)、重炭酸イオン ( $\text{HCO}_3^-$ )、硫酸イオン ( $\text{SO}_4^{2-}$ )、塩化物イオン ( $\text{Cl}^-$ )、ナトリウムイオン ( $\text{Na}^+$ )、カリウムイオン ( $\text{K}^+$ )、マグネシウムイオン ( $\text{Mg}^{2+}$ )、カルシウムイオン ( $\text{Ca}^{2+}$ )、鉄イオン (全Fe)、電気伝導度 (EC) の12項目とした。

試料は、ポリプロピレン製ボトルに採取し、 $\text{NO}_3^-$ 、 $\text{PO}_4^{3-}$ 、 $\text{SO}_4^{2-}$ 、 $\text{Cl}^-$ 用については、孔径  $0.45\mu\text{m}$  のメンブレンフィルターでろ過した。IC、 $\text{HCO}_3^-$ 用は、ろ過せず保管した。 $\text{Na}^+$ 、 $\text{K}^+$ 、 $\text{Mg}^{2+}$ 、 $\text{Ca}^{2+}$ 、全Fe用は、孔径  $0.45\mu\text{m}$  のシリンジフィルターでろ過しながらPPチューブに採水し、超微量金属測定用硝酸を添加した。

### 分析方法

$\text{NO}_3^-$ は、還元—ナフチルエチレンジアミン法で測定した。 $\text{PO}_4^{3-}$ は、モリブデン青法で測定した。ICは、島津製作所 TOC-5000A を使用し、燃焼-非分散形赤外線ガス分析法で測定した。 $\text{HCO}_3^-$ の測定は、pH4.8 アルカリ度法を用いた。 $\text{SO}_4^{2-}$ は硫酸バリウムによる比濁法で、 $\text{Cl}^-$ はチオアシン酸第二水銀法で測定した。 $\text{Na}^+$ 、 $\text{K}^+$ 、 $\text{Mg}^{2+}$ 、 $\text{Ca}^{2+}$ 、全Feについては、Agilent ICP-MS7500i を使用し、誘導プラズマ発光分析法で測定した。ECは、採水時に水質チェッカー東亜ディケーターWQC-22A で測定した。なお、分光高度計はHACH社DR-2010を使



用した。

### 土地利用面積割合の算出方法

流域内の土地利用データ（植生および土地利用）は、環境省による自然環境保全基礎調査（第6回～第7回）に基づいて作成された1/25000の現存植生図をもとに、ArcGIS10を用いて作成した。土地利用区分は、16項目に再分類し、河川ごとに集水域の面積に占める各土地利用区分の面積割合を算出した。山村（2002）は、分散分析について、データが下限値や上限値を持つ場合には、その境界値の付近では一般に分散が小さくなりやすいため、変数変換の必要性を論じている。そして、比率データでは、30～70%の範囲に存在しない場合、変数変換を必要としているため、今回の面積割合についても逆正弦変数変換を行ったのち、解析に用いた。土地利用区分の16項目は、果樹園、水田、畑、茶畑、住宅地、工場、針葉樹、常緑広葉樹、落葉広葉樹、タケ・ササ、草地、湿性草地、開放水域、ゴルフ場・芝地、裸地、その他とした。各地点における集水域は図2のとおりである。

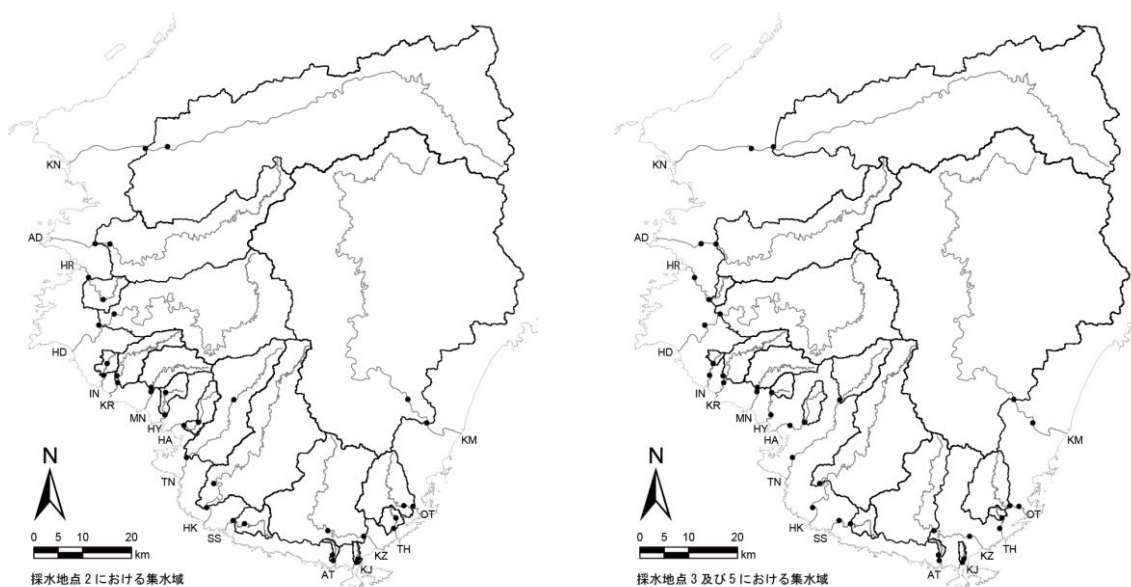


図2. 集水域.

### 果樹園における施肥量の算出方法

『2005年農林業センサス』（農林水産省，2005）をもとに、市町村ごとに、果樹の種類別栽培面積を算出し、果樹栽培面積の約87%を占める、主要果樹5品目（温州ミカン、かんきつ類、ウメ、モモ、カキ）について、「和歌山県土壌肥料対策指針」（和歌山県農林水産部，2000）の施肥基準（表1）をもとに、単

表1. 和歌山県の施肥基準. 農林水産省『和歌山県土壌肥料対策指針』より作成.

果樹の種類	目標収量 堆肥		成分量 (kg/10a)		
	t/10a	t/10a	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O
温州ミカン	3~4	2	21	10	13
かんきつ類	3	2	28	14	18
ウメ	2	2	30	16	26
モモ	3	2	13	10	13
カキ	3	2	18	13	16

栽培法や品種により基準値が異なる場合は平均値を表記

位面積当たりの施肥量を算出した。但し、栽培法や品種により、施肥基準が異なる場合は、平均値を使用した。かんきつ類については、アマナツ、ハッサク、イヨカン、清見、ネーブル、ポンカンの施肥基準の平均値を使用した。そして、主要果樹5品目における、各市町村の施肥総量を、三大栄養（窒素、リン酸、カリウム）について推定した。

## 結果

### 河川水の溶存成分

河川ごとの各溶存成分濃度の平均値を図3に示し、採水時期の異なる値のうち、最大値と最小値をエラーバーで示した。Na<sup>+</sup>とCl<sup>-</sup>は、印南川、南部川下流、芳養川、左会津川下流の濃度が高かった。K<sup>+</sup>とPO<sub>4</sub><sup>3-</sup>でははっきりとした特徴は確認できなかった。それ以外の項目においては、南部の河川に比べて、概ね富田川以北の北中部の河川の溶存成分が高く、また北中部の

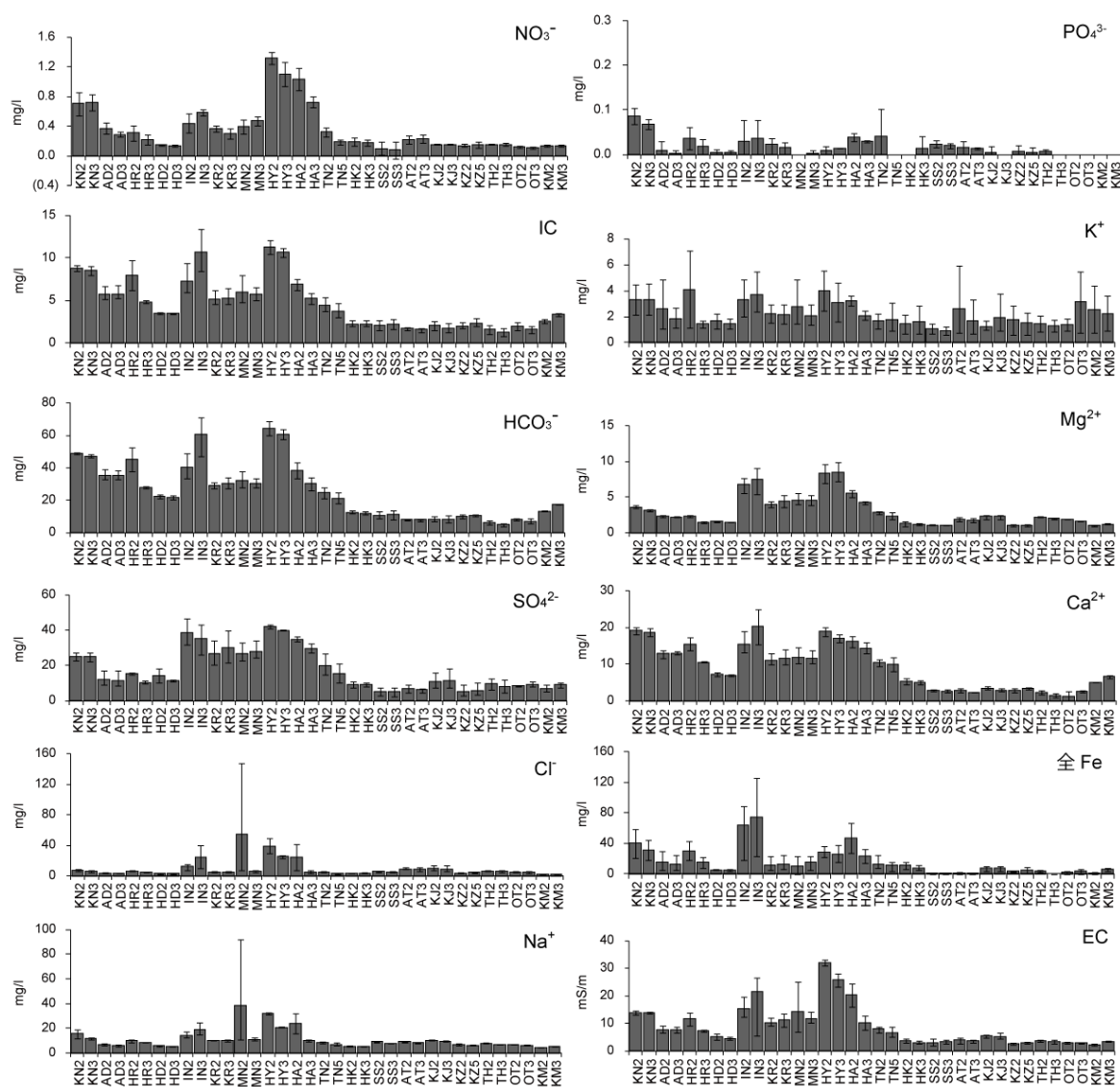


図3. 河川水の溶存成分濃度。

エラーバーは最大値と最小値の差を表す

中でも、日高川の濃度は低く、印南川から富田川までの中部の濃度は高い傾向が見られた。

異なる時期の溶存成分濃度の差は、溶存成分濃度の平均値と同様、南部に比べて日高川を除く北中部の河川で大きく、特に印南川から富田川までの中部の方が大きかった。特に南部川下流では、 $\text{Na}^+$ と $\text{Cl}^-$ の変動幅が大きく、 $\text{Na}^+$ で80mg/l程度、 $\text{Cl}^-$ で140mg/l程度の濃度差が見られた。ECでは、印南川上流、南部川下流で20mS/m程度の大きな変動が見られた。

各河川上流、下流2地点の濃度差を流程差としたが、すべての河川において顕著な差は見られなかった。

### 流域の土地利用特性

集水域の面積に占める各土地利用面積区分の面積割合を図4に示した。日高川流域を除く、紀ノ川流域から富田川流域までの北中部地域は、農地や住宅地が多く、農地の中でも果樹園の割合が大きく、果樹園の面積割合は、北部よりも中部地域の方が大きい傾向があった。『2005年農林業センサス』（農林水産省,2005）を使って作成した果樹の種類別栽培面積割合（図5）を見てみると、北部沿岸地域（和歌山市～日高川町）は温州ミカン、北部山麓地域（かつらぎ町～高野町）はカキ、中部地域（龍神村～すさみ町）はウメの栽培が盛んであった。一方、日置川流域から熊野川流域までの南部地域と日高川流域では、樹林地が面積のほとんどを占めていた。なお、樹林地は、印南川、芳養川以外はほとんどが針葉樹で構成されていた。

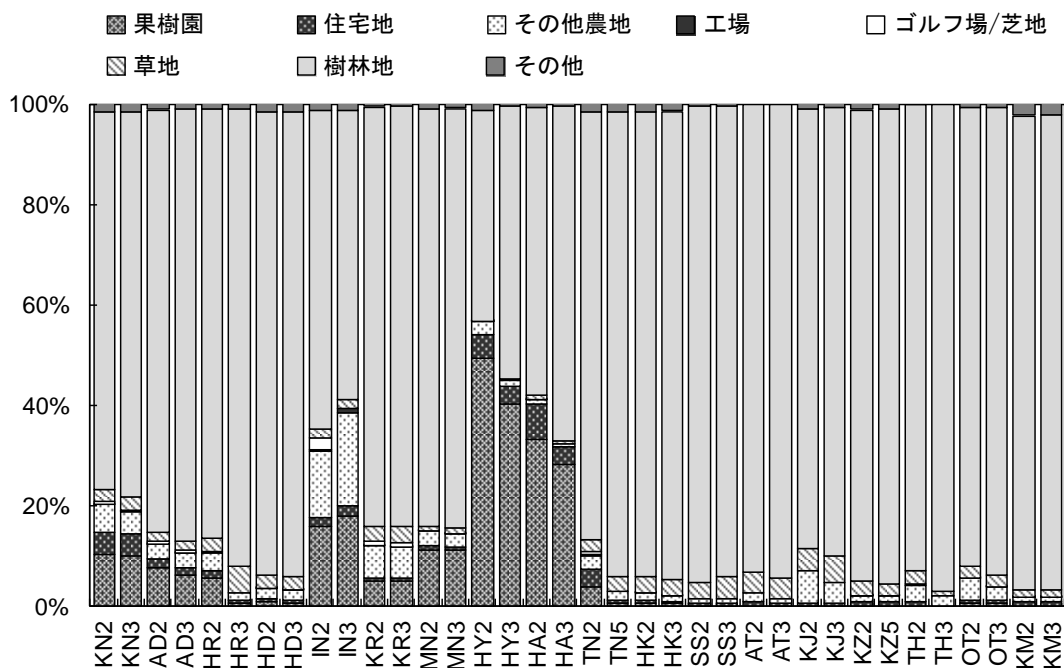


図4. 集水域における土地利用面積割合. 但し、水田、畑、茶畑は「その他農地」、針葉樹、常緑広葉樹、落葉広葉樹、タケ・ササは「樹林地」、草地、湿性草地は「草地」、開放水域、裸地、その他は「その他」にまとめた。

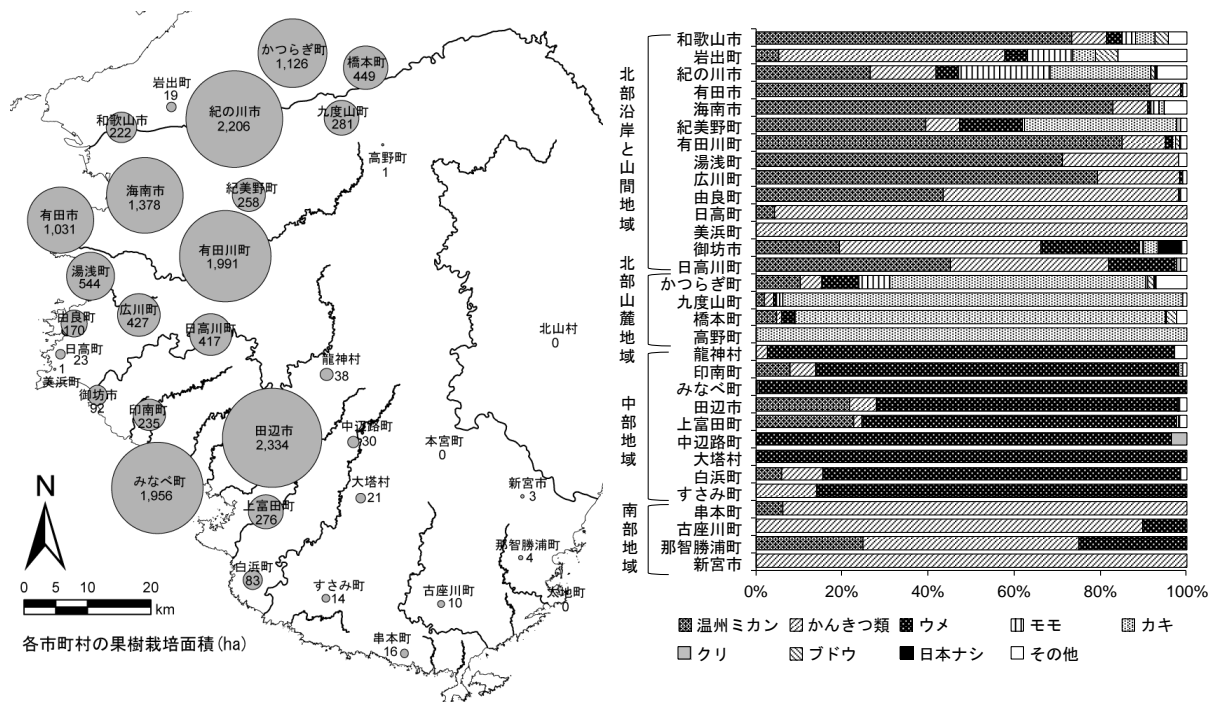
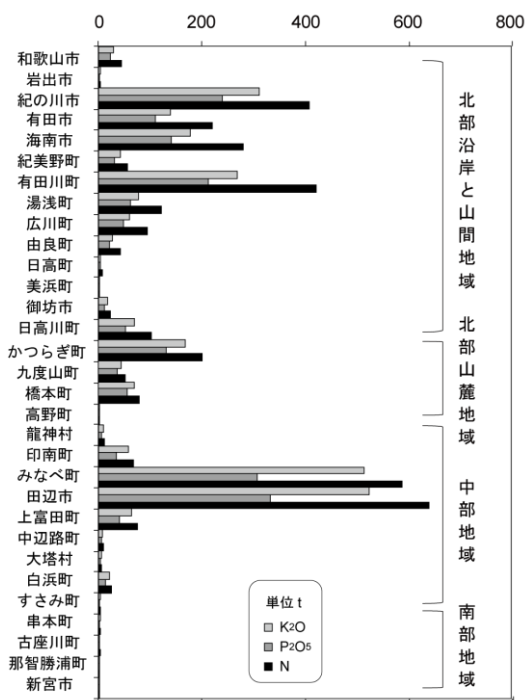


図 5. 各市町村の果樹栽培面積と果樹の種類別栽培面積割合。農林水産省『2005年農林業センサス』より作成，市町村区分は2013年現在のものを使用（但し、田辺市は合併前区分を使用）。

各市町村の主要果樹5品目の耕作地における施肥状況

施肥推奨量は、N、P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>、K<sub>2</sub>Oともに、中部のみなべ町、田辺市、次いで、北部の紀の川市、有田川町が多かった（図6）。



各市町村における施肥量=品目別栽培面積×品目別単位面積当たりの施肥量  
 図 6. 主要果樹5品目の耕作地における施肥状況。農林水産省『2005年農林業センサス』、『和歌山県土壌肥料対策指針』より作成。

### 土地利用と河川水質の相関

表2に土地利用面積割合と河川水の溶存成分濃度の相関係数を示した。河川水のECと果樹園面積、住宅地面積が正の相関を、針葉樹面積、草地面積が負の相関を示した。果樹園面積は、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>、IC、HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>、SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>、Cl<sup>-</sup>、Na<sup>+</sup>、K<sup>+</sup>、Mg<sup>2+</sup>、Ca<sup>2+</sup>、全Feと正の相関を示し、特にNO<sub>3</sub><sup>-</sup>、SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>との相関が高かった。一方、果樹園以外の農地（水田、畑、茶畑）の面積と、これらの溶存成分との相関は見られなかった。住宅地面積は、果樹園面積との相関ほど高くはないものの、

表2. 土地利用面積割合と河川水の溶存成分濃度の相関.

	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	IC	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cl <sup>-</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	全Fe	EC
果樹園	<b>0.95</b> ***	0.39 *	<b>0.88</b> ***	<b>0.88</b> ***	<b>0.92</b> ***	<b>0.62</b> ***	<b>0.72</b> ***	<b>0.69</b> ***	<b>0.90</b> ***	<b>0.85</b> ***	<b>0.71</b> ***	<b>0.93</b> ***
水田	0.15	0.34 *	0.44 **	0.42 *	0.44 **	0.08	0.08	0.40 *	0.46 **	0.42 *	0.57 ***	0.37 *
畑	0.02	0.20	0.28	0.27	0.33	0.19	0.25	0.26	0.37 *	0.28	<b>0.64</b> ***	0.23
茶畑	0.04	0.30	0.02	0.02	-0.06	-0.14	-0.11	0.00	-0.15	0.08	0.08	-0.07
住宅地	<b>0.86</b> ***	<b>0.66</b> ***	<b>0.78</b> ***	<b>0.78</b> ***	<b>0.73</b> ***	0.39 *	0.52 **	<b>0.67</b> ***	<b>0.64</b> ***	<b>0.82</b> ***	<b>0.68</b> ***	<b>0.75</b> ***
工場	0.36 *	<b>0.60</b> ***	<b>0.64</b> ***	<b>0.63</b> ***	0.54 ***	0.21	0.28	<b>0.61</b> ***	0.52 **	<b>0.65</b> ***	<b>0.87</b> ***	0.52 **
針葉樹	<b>-0.61</b> ***	-0.06	-0.53 ***	-0.49 **	<b>-0.70</b> ***	<b>-0.60</b> ***	<b>-0.60</b> ***	-0.53 ***	<b>-0.83</b> ***	-0.40 *	-0.58 ***	<b>-0.71</b> ***
常緑広葉樹	-0.15	-0.45 **	-0.32	-0.36 *	-0.03	0.23	0.13	-0.18	0.15	-0.45 **	-0.17	-0.05
落葉広葉樹	-0.01	0.22	0.29	0.33	0.04	-0.22	-0.18	0.27	-0.08	0.39	0.24	0.01
タケ・ササ	0.13	0.50 **	0.44 **	0.43 **	0.22	-0.02	0.03	0.54 ***	0.25	0.38 *	0.59 ***	0.26
草地	<b>-0.72</b> ***	-0.07	<b>-0.61</b> ***	<b>-0.60</b> ***	<b>-0.64</b> ***	-0.50 **	-0.54 ***	-0.52 **	<b>-0.64</b> ***	-0.57 ***	-0.39 *	<b>-0.66</b> ***
湿性草地	0.17	0.36 *	0.13	0.15	0.02	-0.08	-0.02	0.08	-0.11	0.27	0.09	-0.01
開放水域	-0.03	0.04	0.15	0.17	-0.03	-0.11	-0.07	0.11	-0.15	0.19	0.09	0.01
ゴルフ場・芝地	0.04	0.34 *	0.25	0.27	0.33 *	-0.15	-0.05	0.14	0.21	0.34 *	0.29	0.12
裸地	0.25	0.27	0.50	0.52	0.42	0.07	0.13	0.41	0.28	0.59	0.51	0.32
その他	0.17	0.48 **	0.29	0.29	0.00	-0.18	-0.08	0.29	-0.09	0.36 *	0.15	0.04

\* 5%水準で有意  
 \*\* 1%水準で有意  
 \*\*\* 0.1%水準で有意

表3. 溶存成分同士の相関.

	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	IC	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cl <sup>-</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	全Fe	EC
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>												
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0.46 **											
IC	<b>0.84</b> ***	0.55 ***										
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	<b>0.83</b> ***	0.53 ***	<b>1.00</b> ***									
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	<b>0.85</b> ***	0.41 *	<b>0.85</b> ***	<b>0.84</b> ***								
Cl <sup>-</sup>	0.60 ***	0.03	0.54 ***	0.51 **	0.61 ***							
Na <sup>+</sup>	0.71 ***	0.20	0.65 ***	0.62 ***	0.72 ***	<b>0.97</b> ***						
K <sup>+</sup>	0.68 ***	0.46 **	0.79 ***	0.77 ***	0.67 ***	0.50 **	0.58 ***					
Mg <sup>2+</sup>	<b>0.85</b> ***	0.29	<b>0.83</b> ***	<b>0.82</b> ***	<b>0.95</b> ***	0.68 ***	0.76 ***	0.66 ***				
Ca <sup>2+</sup>	<b>0.80</b> ***	0.62 ***	<b>0.96</b> ***	<b>0.97</b> ***	<b>0.84</b> ***	0.43 **	0.57 ***	0.75 ***	0.76 ***			
全Fe	0.64 ***	0.61 ***	<b>0.80</b> ***	0.79 ***	0.77 ***	0.38 *	0.48 **	0.71 ***	0.75 ***	<b>0.82</b> ***		
EC	<b>0.93</b> ***	0.39 *	<b>0.92</b> ***	<b>0.91</b> ***	<b>0.92</b> ***	0.72 ***	<b>0.80</b> ***	0.74 ***	<b>0.94</b> ***	<b>0.85</b> ***	0.74 ***	

\* 5%水準で有意  
 \*\* 1%水準で有意  
 \*\*\* 0.1%水準で有意

NO<sub>3</sub><sup>-</sup>、IC、HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>、SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>、K<sup>+</sup>、Mg<sup>2+</sup>、Ca<sup>2+</sup>、全Fe との間に正の相関が見られた。また、果樹園面積と相関を示さなかった PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>は、住宅地面積との間には正の相関を示した。針葉樹面積は、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>、SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>、Cl<sup>-</sup>、Na<sup>+</sup>、Mg<sup>2+</sup>と、草地面積は、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>、IC、HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>、SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>、Mg<sup>2+</sup>とそれぞれ負の相関を示した。

表3に溶存成分間の相関係数を示した。Cl<sup>-</sup>とNa<sup>+</sup>、SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>とMg<sup>2+</sup>、ICとHCO<sub>3</sub><sup>-</sup>とCa<sup>2+</sup>の間にそれぞれ強い相関が見られた。

## 考察

EC は一般に汚染の進んだ河川において値が高く、無機イオン当量濃度の総和との相関が高いと言われている（田林・山室, 2008）が、EC と正の相関を示した果樹園や住宅地面積の多い地域は、肥料や農業排水、生活排水など人為的な物質負荷が多いため、河川水の無機イオン濃度が高く、反対に、EC と負の相関を示した針葉樹林や草地の多い地域は、土地利用による人為的な物質負荷が少ないため、河川水の無機イオン濃度が低いと考えられる。

果樹園における施肥推定量を比較したとき、中部地域の方が多かったのは、北部地域で栽培が盛んな温州ミカンやカキに比べて、中部地域で栽培の盛んなウメの方が多肥傾向にあるためと考えられる。和歌山県における施肥基準は、それぞれ10a当たり、温州ミカン（普通種標準出荷型の場合）でN20kg、P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>10kg、K<sub>2</sub>O12.5kg、カキでN18kg、P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>13kg、K<sub>2</sub>O 16kgであるのに対して、ウメでは平坦園の場合でもN25kg、P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>14kg、K<sub>2</sub>O 22kgと比較的多く、急斜面地の場合では肥料が流亡しやすいため、N35kg、P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>17kg、K<sub>2</sub>O 30kg とさらに多く設定されている（和歌山県農林水産部, 2000）。10a当たりの収量を全国平均と比較すると、温州ミカンは全国平均1,900kg、和歌山県2,180kgで大差ないが、ウメは全国平均549kg、和歌山県1,070kgで約二倍多い（農林水産省, 2012）ことから、収量確保のために多肥傾向になっていると考えられる。また、農耕地における地力を階級評価した土壌生産性等級分布によると、北部地域に比べて、中南部地域では階級の低い土壌割合が多く（図7；和歌山県農業試験場, 1978）、それ

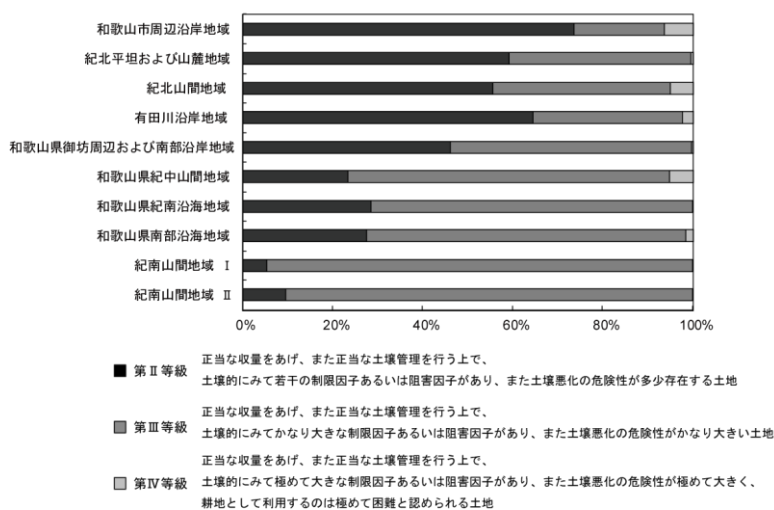


図7. 土壌生産性等級分布. 和歌山県農業試験場『土壌生産性分級図集』より作成.

らの農地では土壌改良のための有機物や石灰質資材の投入量が多いと考えられる。さらに、中南部は北部に比べて降水量が多いが、降水量が多いと塩基の流亡による土壌の酸性化が起こりやすく、pH 矯正のために石灰質資材の投入量が多くなると言われている（和歌山県農林水産部, 2000）。このように、中部地域では、

三大栄養の窒素、リン酸、カリウムの他に、有機質由来の炭素、石灰質資材由来のカルシウム、マグネシウムなどの物質負荷も多い地域であると考えられる。

吸収されない養分の一部は浸透水に溶脱する（梅宮，2004）が、三大栄養のうち、窒素は硝酸化成作用により大部分が硝酸イオンとなり（福島，2006）、土壌に吸着されにくい性質のため、その多くが土壌溶液中に分布しており、容易に溶脱されている（加藤，2002）。そのため、 $\text{NO}_3^-$ 濃度と果樹園面積の間に非常に強い正の相関が見られたと考えられる。農耕地においては、硫酸、過リン酸石灰、硫酸カリウム、稲わら堆肥、牛糞、豚糞などの肥料が供給源であると言われており（瀧・沖野，1991）、これまでも土地利用の農用地比が高い河川で $\text{SO}_4^{2-}$ が高いという報告がある（石川ほか，2002）が、本研究でも $\text{SO}_4^{2-}$ は $\text{NO}_3^-$ と同じく果樹園面積と非常に強い正の相関が見られ、河川水中の $\text{SO}_4^{2-}$ が農業活動の影響を強く受けた結果であることを示唆している。

ウメ園土壌からの浸透水と養分の関係については、これまでに、カルシウムやマグネシウムの浸透水への溶脱量は硝酸イオンとの関係が強い（渡邊ほか，1990）、主要な浸透水中陰イオンである硝酸イオンおよび硫酸イオンの濃度に応じて陽イオン（ $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{Mg}^{2+}$ 、 $\text{K}^+$ ）が溶脱している（岡室ほか，2010）などの報告がされている。今回測定した河川水質の結果においても、 $\text{NO}_3^-$ 、 $\text{SO}_4^{2-}$ と $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{Mg}^{2+}$ 、 $\text{K}^+$ の間に正の相関関係が見られ（表3）、これまでに報告されている浸透水の性質と同様の傾向が現れたことから、土壌浸透水からの肥料の流亡が河川水に影響を与えていると考えられる。また、土壌タイプによって溶脱の程度が違い、灰色低地土>褐色森林土>黄色土>岩屑土の順に $\text{NO}_3^-$ の溶脱量が多く、保水力の低い岩屑土では浸透水量が多いため $\text{SO}_4^{2-}$ の溶脱量が多いと報告されている（岡室ほか，2010）。ウメ園は、栽培面積拡大のため、水田転換園や新規造成園が多くなっている（和歌山県農林水産部，2000）が、灰色低地土は水田転換園に、岩屑土は新規造成園に多い土壌タイプなので、それらの土壌では、 $\text{NO}_3^-$ 、 $\text{SO}_4^{2-}$ が溶脱しやすいだけでなく、陽イオンの溶脱も引き起こされていると考えられる。このように、ウメは肥料が溶脱しやすい土壌を使用し、自然条件も不利であるにも関わらず、土壌改良のための有機物や石灰質資材の投入や、収量確保のための多肥が行われているため、環境への物質負荷が多く、同じく果樹栽培の盛んな北部と比較しても、ウメの栽培面積が大きい中部の河川水の各溶存成分濃度の方が高かったと考えられる。

$\text{PO}_4^{3-}$ は三大栄養にも関わらず、他成分と比べて溶存濃度が低く、果樹園面積とも唯一相関が見られなかった成分だが、土壌中のアルミニウム、鉄、カルシウムなどと結合して難溶性の物質となり土壌に蓄積されるというリンの化学的性質が影響している（福島，2006）と考えられる。ウメの栽培土壌からの浸透水中のリン濃度を調べた研究結果でも、土壌から浸透水へのリンの溶脱はなかったという報告がある（岡室ほか，2013）。その一方で、住宅地面積と正の相関を示したのは、生活排水等が土壌を介さないため直接的に河川水に影響したためと考えられる。同じく $\text{K}^+$ 濃度と果樹園面積との相関がそれほど高くなかったのは、プラスの電荷をもつカリウムイオンがマイナスの電荷をもつ土壌粒子に保持されやすいこと（福島，2006）、過剰施肥された場合でも植物が生育するための限度に達してもなお吸収し続ける“ぜいたく吸収”すること（高橋，2002）などが原因で溶脱しにくいと考えられる。

生活排水に関して、住宅地面積と  $\text{NO}_3^-$ 、 $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{SO}_4^{2-}$  の間に正の相関がみられたが、 $\text{NO}_3^-$  については、人口密集地帯は地下水や河川などの硝酸性窒素を上昇させる（田淵，1999）、下水道施設が整っていない地域で多く用いられる単独浄化槽で処理しきれない窒素が環境中へ多く放出される（藪崎，2010）ことが分かっている。 $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{SO}_4^{2-}$  についても、道路やコンクリート建造物からのカルシウム成分の溶出や生活排水に含まれる硫酸塩の成分の地下水への溶出が原因で、下水道未整備地域の河川水中  $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{SO}_4^{2-}$  濃度が増加する例が報告されており（半谷・小倉，1995）、本研究と同様の傾向を示した。和歌山県の下水道普及率は 21.8% で、全国平均 75.8% に比べて遅れている（環境省，2012）ことから、生活排水による環境負荷も大きいと考えられる。

その他、表 3 において強い正の相関が見られた  $\text{Na}^+$  と  $\text{Cl}^-$  については、南部川下流の溶存濃度が高かったが、海域から距離があること、異なる時期の溶存濃度の変動幅も大きいことなどから、 $\text{NaCl}$  を含む排水の混入による可能性が考えられる。

## まとめ

紀伊半島西部・南部における土地利用と河川水質の関連性から、日高川地域を除く、紀ノ川流域から富田川流域までの北中部地域、特に中部地域の河川では果樹園や住宅地による面源汚染が進んでいることが明らかとなった。北中部地域の中でも、少肥傾向の温州ミカンやカキの栽培が盛んな北部地域に比べて、多肥傾向のウメ栽培が盛んな中部地域では、施肥による面源負荷が多いことに加えて、元々の土壌生産性が低いため土壌改良剤の投入量が多いこと、降水量が多く塩基の流亡が起りやすいため石灰質資材の投入が必要なことなどが原因で環境負荷が多くなっていると考えられる。さらに、栽培面積拡大のため、水田転換園や新規造成園など、 $\text{NO}_3^-$  や  $\text{SO}_4^{2-}$  が溶脱しやすい土壌も使用するという最近のウメ園の傾向により、 $\text{NO}_3^-$  や  $\text{SO}_4^{2-}$  だけでなく、それらに起因する塩基類の溶脱をも引き起こし、面源負荷が多くなっているものと考えられる。また、北中部地域では住宅地も多く、和歌山県は下水道普及率が低いこともあり、道路やコンクリート建造物から溶出する  $\text{Ca}^{2+}$  や生活排水に含まれる  $\text{SO}_4^{2-}$  などによる面源汚染が進んでいる可能性が示唆された。一方、日置川流域から熊野川流域までの南部地域の河川と日高川流域では大部分が樹林地に覆われており、人為的な環境負荷が少ないため、面源汚染の影響は見られなかった。

## 謝辞

本研究は、奈良女子大学共生科学研究センターのプロジェクト「源流から河口域までの河川生態系と流域環境との連環構造—紀伊半島の河川群の比較より—」の一貫として行ったものであり、関係機関及び関係者の方々に心より感謝いたします。

## 引用文献

- 福島宏和（2006）過剰な窒素肥料が及ぼす環境負荷の低減に向けて - 地下水汚染と農作物中の硝酸塩の低減 - . 科学技術動向 12月号, 11-21.
- 半谷高久・小倉紀雄（1995）第3版水質調査法. 335pp, 丸善, 東京.



- 石川靖・斎藤修・金子正美・小林正幸・木内康之（2002）常呂川・網走川流域の土地利用差に伴う一次支川水質の変動. 北海道環境科学研究センター所報, 29 : 46-52.
- 神野雄一（2000）畑地における窒素溶脱に関する研究 - ライシメーター試験による施肥窒素の溶脱過程と窒素収支の解析 -. 鳥取園試特別, 6 : 1-75.
- 金子是久・大野啓一・森内栄一・西岡孝雄（2004）千葉県船橋市近郊における谷津の土地利用と河川水質の関係. 応用生態工学, 7(1) : 81-92.
- 環境省（2012）平成24年和歌山県環境白書. 和歌山県.
- 加藤哲史（2002）黒ボク土施設土壌における陰イオンと陰イオン交換容量の関係. 群馬農試研報, 7 : 7-10.
- 黒田治之（1999）わが国果樹栽培技術の課題と展望. 日本調理科学会誌, 32(2) : 151-160.
- 農林水産省（2005）2005年農林業センサス第1巻都道府県別統計書.
- 農林水産省（2012）平成24年産作況調査(果樹).
- 岡室美恵子・桑原あき・土田靖久（2010）和歌山県のウメ園土壌における肥料成分の溶脱特性. 園芸学研究, 9(3) : 299-304.
- 岡室美恵子・土田靖久・城村徳明・中西慶（2013）ウメ‘南高’樹の土壌タイプ別年間養分吸収量の推定. 和歌山県果樹試験場うめ研究所, 和歌山農林水研報, 1 : 85-101.
- 齋藤光代・小野寺真一・竹井務・西宗直之（2002）瀬戸内海沿岸小河川における硝酸性窒素負荷量 - 果樹園面積・溜池・扇状地の効果 -. 広島大学総合科学部紀要IV理系編, 28 : 77-84.
- 田林雄・山室真澄（2008）都市化地域における土地利用と河川水質の関係 - 下総台地の坂川流域における事例 -. 水工学論文集, 52.
- 田淵俊雄・黒田久雄（1991）台地と谷津田の農業集水域の窒素流出構造 - 面源主体の農業集水域からの流出負荷に関する研究（Ⅲ） -. 農土論集, 154 : 65-72.
- 田淵俊雄（1999）水・土壌圏における窒素の挙動と循環. 用水と排水, 1(10) : 86-890.
- 高田雅之・三島啓雄・北川理恵・三上英敏（2009）GISを用いた地下水汚染ポテンシャルの広域的評価. 北海道環境科学研究センター所報, 35 : 21-26.
- 高橋英一（2002）3元素の生理機能, 植物栄養・肥料の事典編集委員会編, 植物栄養・肥料の事典, 朝倉書店, 東京.
- 瀧勝俊・沖野英男（1991）施設土壌における硫酸塩蓄積の原因（1）東三河地域トマト施設土壌について. 愛知県農業総合試験場研究報告, 23 : 271-280.
- 梅宮善章（2004）果樹園の施肥に由来する窒素負荷の現状. 園学研, 3(2) : 127-132.
- 和歌山県農業試験場（1978）土壌生産性分級図集, 地力保全基本調査総合成績書.
- 和歌山県農林水産部（2000）和歌山県土壌肥料対策指針.
- 渡邊毅・田辺賢治・荻野幸治（1990）ウメ植栽土壌における肥料成分の動向と溶脱について. 福井園試報, 7 : 31-41.
- 藪崎志穂（2010）日本の地下水、湧水等の硝酸性窒素濃度とその特徴. 地球環境, 15(2) : 121-131.
- 八槇敦（2012）印旛沼に対する集水域内土地利用別の窒素及びリンの負荷. 千葉農林総研研報, 4 : 93-99.

山村光司（2002）正しい分散分析結果を導くための変数変換法. 植物防疫, 56(10).

吉岡崇仁（2012）森林の管理と沿岸域管理, 京大フィールド科学教育研究センター編, 森と海をむすぶ川, 100-103, 京都大学学術出版会, 京都.

## 紀伊半島西部・南部における河川水中の溶存金属類の分布

熊木雅代・山田誠・浜崎健児・高村仁知・高田将志・和田恵次

はじめに

水質汚濁が社会的な問題になったのは、明治時代の初めに足尾銅山の坑内排水が渡良瀬川に流れ込み、鉍毒によって多大な被害が生じたことに始まる。その後、産業の近代化に伴い、各地で工場排水などによる水質被害が発生した。これらの水質汚濁の原因は特定の場所から発生したものであり、いわゆる点源汚染であったが、休止廃鉍山が増え、工場、事業所の排水処理が普及した今では、汚濁の中心は面源負荷に移行しつつある（通商産業省環境立地局，1995）。しかしながら、休止廃鉍山からの重金属を含んだ鉍山廃水が流入している河川や、鉍脈を横切って流れる河川では、河床に重金属を含む鉍石が堆積していたり、また、都市河川の下流域では過去に工場から排出された重金属が河床部に沈澱している場合があり、現在でも環境基準値を超える河川は少なくない。このように重金属による汚染は、鉍山など地質学上の特性による自然起源のものと、工場や農業等の産業活動や都市からの排出物が原因の人為起源のものに分かれており、今井（2010）は、地表における元素の濃度分布は、その地域にどのような岩石や堆積物が分布しているかという自然のバックグラウンドと人間活動による人為的な影響を合計したものであるとしている。和歌山県では、主要なものだけでも34か所の休止廃鉍山が存在し、紀ノ川下流域の平野部ではかつて工場排水による水質汚濁が発生したことから、重金属汚染が予想される地域である。県では、公共用水域の水質汚濁状況を監視するために定期的に水質調査を実施しており、大規模鉍山周辺や都市河川では重点的に実施されているものの、それ以外の地域の河川については測定項目や回数が少なかったり、調査自体が行われていなかったりと、すべての河川で重金属分布が明らかになっているとは言えない。本報では、紀伊半島西部・南部の18河川を対象に、河川水中の溶存金属類元素の分布状況について報告する。

方法

### 対象河川

採水ポイントを図1に示した。紀ノ川(KN)、有田川(AD)、広川(HR)、日高川(HD)、印南川(IN)、切目川(KR)、南部川(MN)、芳養川(HY)、左会津川(HA)、富田川(TN)、日置川(HK)、周参見川(SS)、ありた川(AT)、くじの川(KJ)、古座川(KZ)、田原川(TH)、太田川(OT)、熊野川(KM)の各2地点で、2012年4月から2012年12月にかけて、異なる季節の試料を採取した。

2地点のうち、上流側は3もしくは5、下

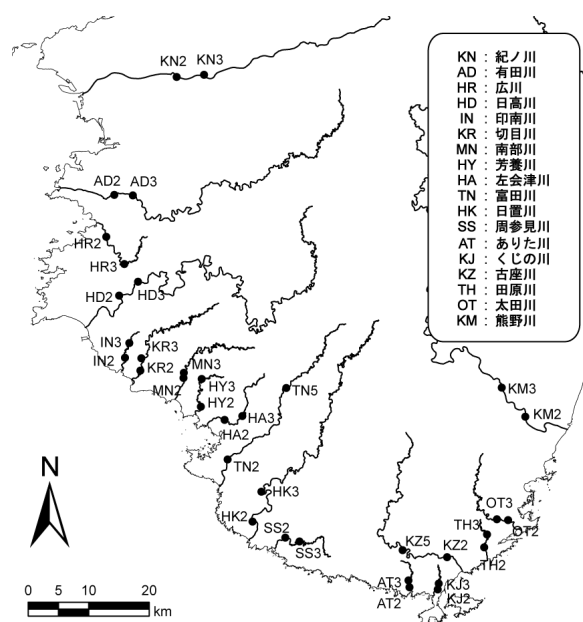


図1. 採水地点.

流側は2と表記している。紀ノ川、日高川、左会津川、周参見川、田原川、太田川、熊野川では、梅雨前（4～6月）と秋冬（11～12月）の2回採取した。広川、芳養川では、夏（6～9月）と秋冬（11～12月）の2回採取した。有田川、印南川、切目川、南部川、富田川、日置川、ありた川、くじの川、古座川では、梅雨前（4～6月）、夏（6～9月）、秋冬（11～12月）の3回採取した。

### 試料採取・分析方法

試料は、孔径0.45 $\mu\text{m}$ のシリンジフィルターでろ過しながらPPチューブに採水し、超微量金属測定用硝酸を添加した。測定項目は、Al、Zn、Cu、Cd、Pb、Sn、Hg、Feの8項目とし、AgilentICP-MS7500iを使用し、誘導プラズマ発光分析法で測定した。

### 結果

各河川における、異なる時期の測定値のうち、最大値を図2～8に示した。

Alはすべての河川で検出されたが、左会津川上流のAl濃度は、梅雨前に378.7 $\mu\text{g/l}$ 、秋冬に31.4 $\mu\text{g/l}$ で、他の河川に比べて高濃度であった。

Znは梅雨前と梅雨後にはほとんどの河川で検出されたが、くじの川では他の河川に比べて高濃度だった。梅雨後に富田川下流で50.8 $\mu\text{g/l}$ の高い濃度のZnが検出された。秋冬はくじの川以外の河川でZnは検出されず、唯一くじの川だけがすべての調査でZnが検出された。

Feはほとんどの河川で検出されたが、紀ノ川から富田川までの北中部地域の河川で比較的濃度が高かった。

Cuは、梅雨後に有田川、広川、印南川、芳養川で、秋冬に紀ノ川下流、有田川下流、太田川で検出された。Cdは、梅雨前にくじの川下流で、梅雨後に芳養川上流、くじの川で、秋冬にありた川下流、くじの川下流で検出された。Pbは、梅雨後に広川で、秋冬にありた川下流で検出された。Hgは、秋冬にありた川下流で検出された。Snは検出された地点はなかった。

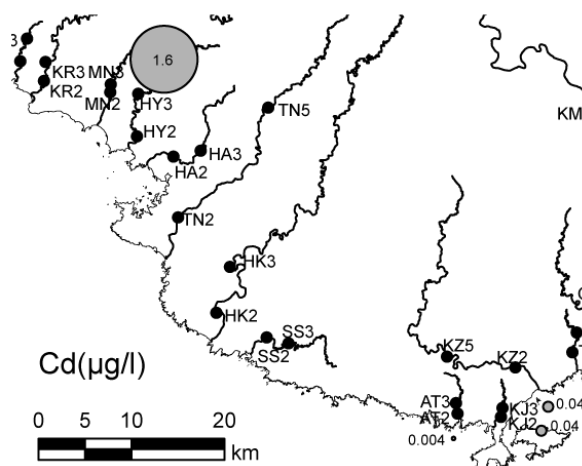


図2. 河川水中のカドミウム溶存濃度.

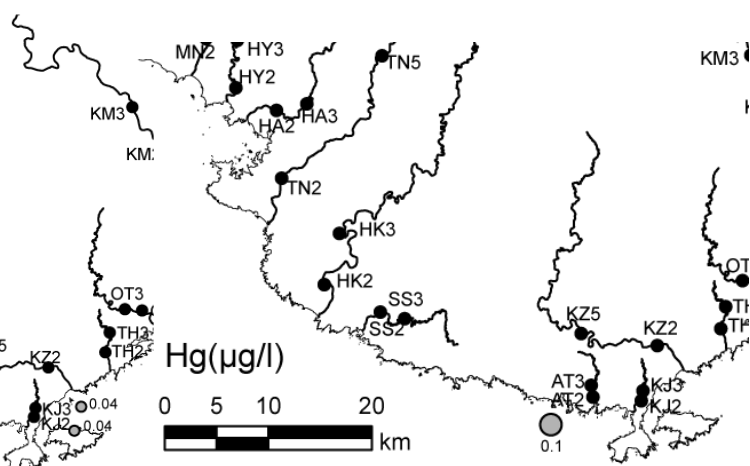


図3. 河川水中の水銀溶存濃度.

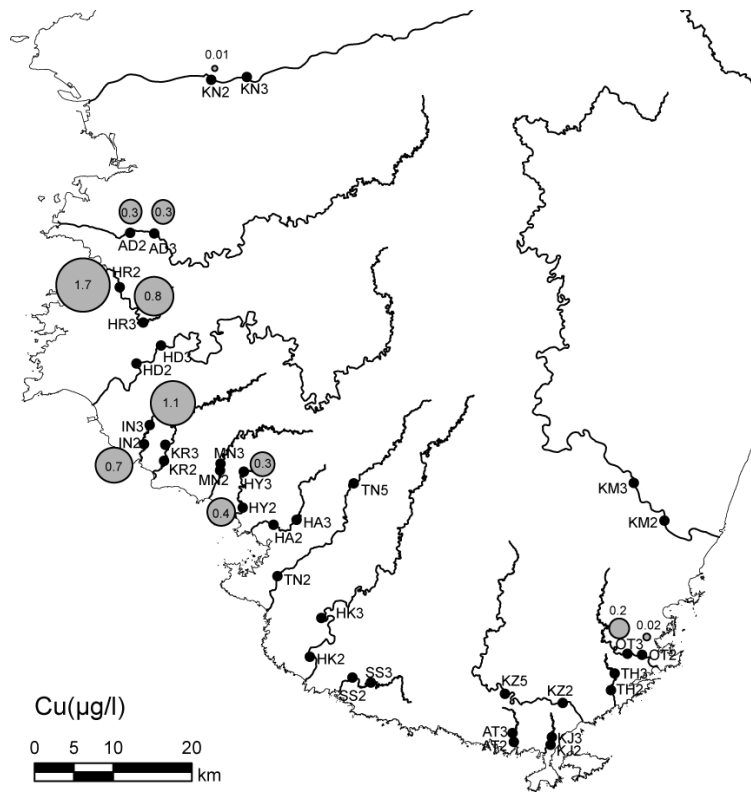


図4. 河川水中の銅溶存濃度.

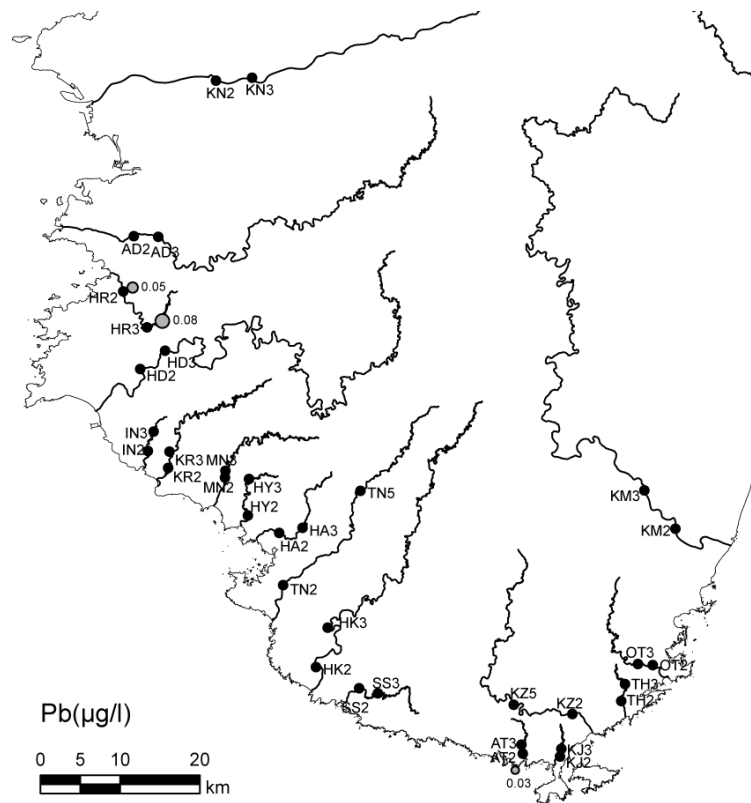


図5. 河川水中の鉛溶存濃度.

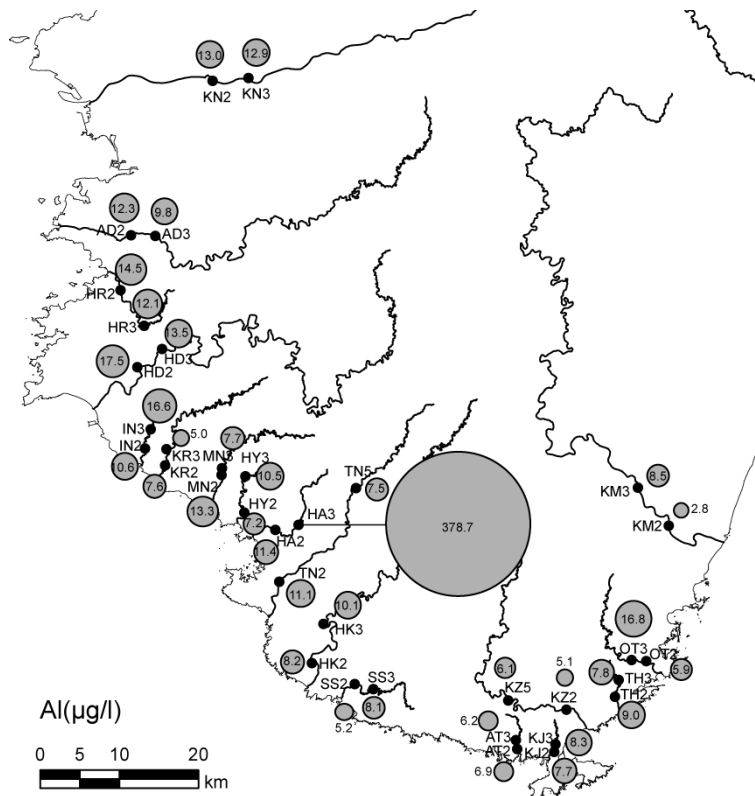


図6. 河川水中のアルミニウム溶存濃度.

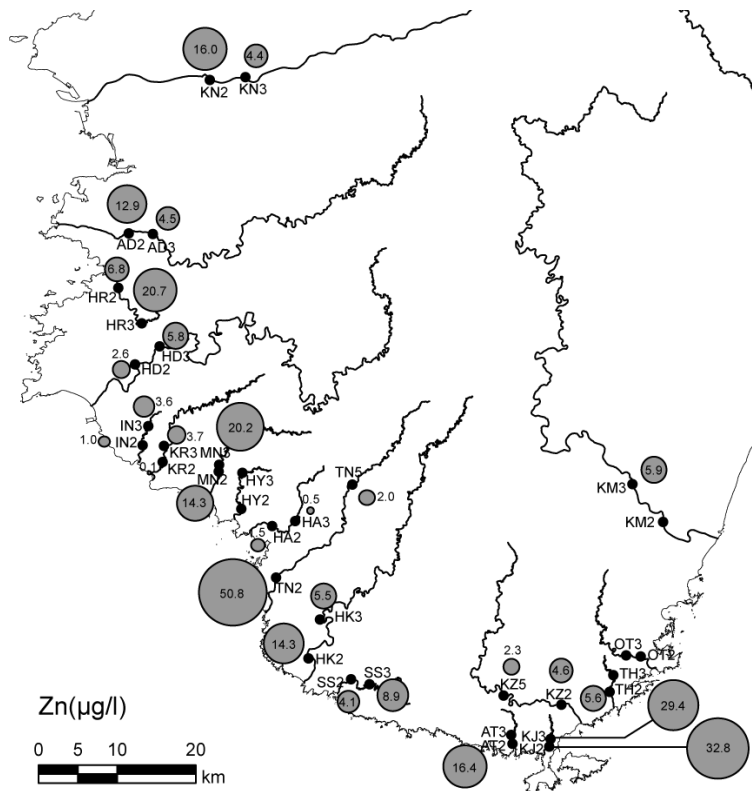


図7. 河川水中の亜鉛溶存濃度.

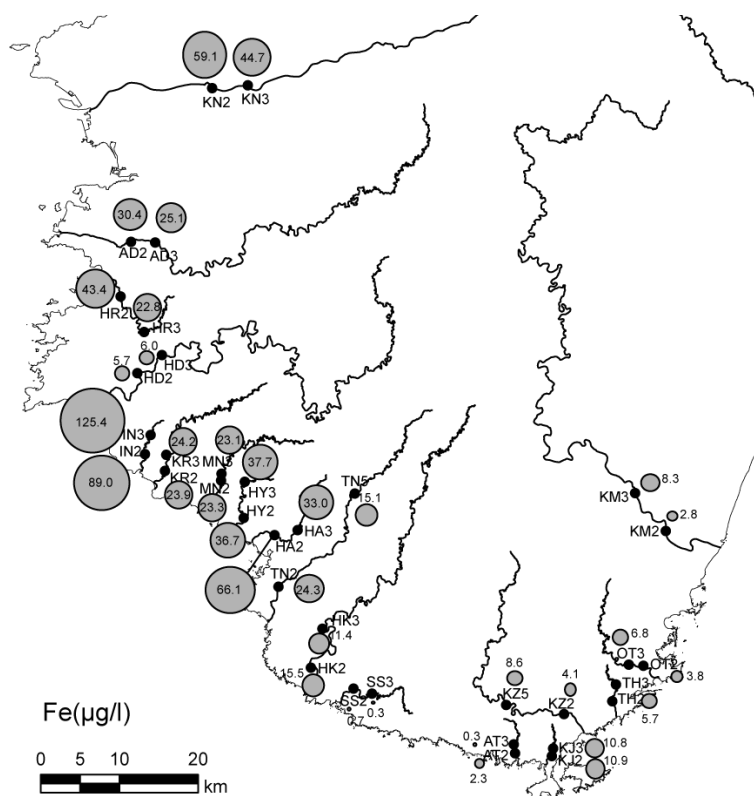


図 8. 河川水中の鉄溶存濃度.

### 考察

河床堆積物をもとに作成された『海と陸の地球化学図』(今井ら, 2010)によると、Cu、Cd、Pb、Zn は鉱床のある地域で濃度が高い傾向があると報告されている。和歌山県の主な鉱山を図 9 に示す。Zn 濃度が高かったくじの川周辺には、Zn を産出する姫川鉱山がある。また、亜鉛鉱石にはカドミウムが 1/400 (Cd/Zn) 程度含まれている(通商産業省環境局地局, 1995) ことがあり、今回の調査でも、くじの川から Cd が梅雨前、梅雨後、秋冬の 3 回とも検出されている。以上のことから、くじの川で検出された Zn は、おそらく鉱山由来のものと考えられる。梅雨後に高濃度の Zn が検出された富田川流域には南海鉱山があるが、採水地点と距離が離れていること、梅雨後のデータのみが高濃度であったことなどから、鉱山の影響とは言い切れず、今のところ原因は不明である。

梅雨後に有田川、広川、印南川、芳養川で検出された Cu は付近に鉱山がないため、鉱山由来の可能性は低い。この地域は果樹栽培が盛んだが、果樹は一般的に水稻や野菜に比べて農薬の散布量が多く(農林水産省, 2000)、ボルドー液など殺菌効果のある Cu を有効成分とする農薬の使用量が多い(図 10) ことから、果樹園への農薬散布が一つの原因と考えられる。

Cu は太田川でも検出されたが、住民の話によると、太田川ではかつて鉱山由来の水による生物相への影響があり、太田川の近く的那智川では、今でも鉱床が生物相に影響を与えている。同じく Cu が検出された紀ノ川にも流域に複数の鉱山があり、紀ノ川支流の桂谷川河口部では年平均 0.32mg/l (環境省, 2012) の Cu が検出されている。以上のことから、太田川、紀ノ川で

検出された Cu は鉱山由来の可能性が高い。

左会津川上流の Al、芳養川上流の Cd、ありた川の Cd、Pb、Hg は地質分布や鉱山分布とは顕著な関連性は見られなかった。これらの河川の各溶存成分については、地質以外の要因による影響の可能性が高いと考えられる。

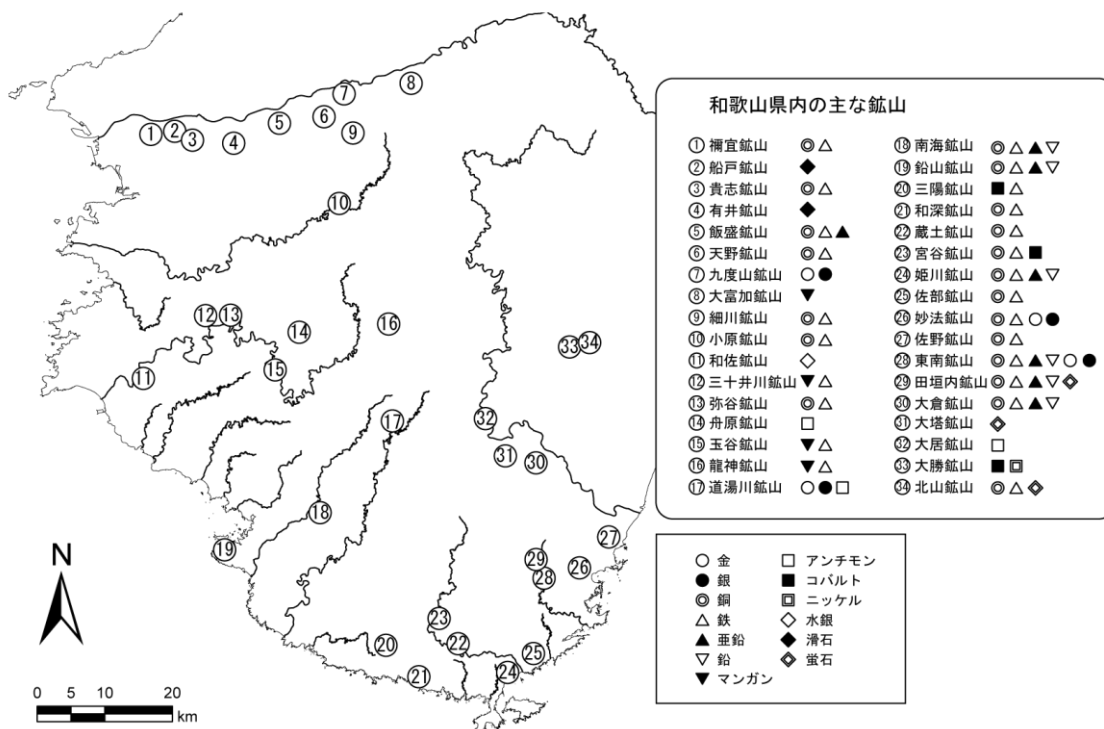


図9. 和歌山県の主な鉱山. 和歌山県立自然博物館資料に一部加筆.

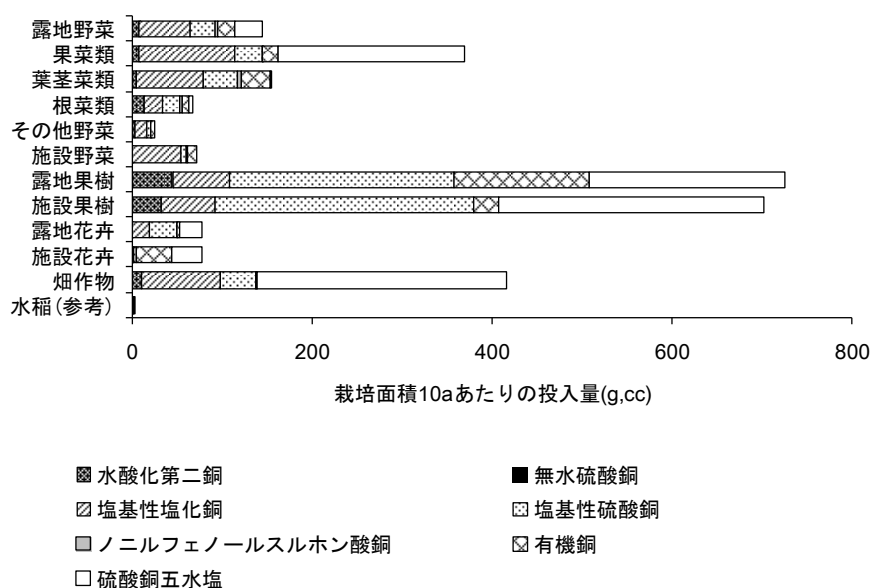


図10. 銅を有効成分とする農薬の種類別投入量. 農林水産省『農林生産環境調査報告書』より作成.



## まとめ

紀伊半島西部・南部の河川水における溶存金属類元素の分布状況を調査した。Cu、Cd、Pb、Zn は鉱床のある地域で濃度が高いといわれているが、紀ノ川、くじの川、太田川などで鉱山の影響をうかがわせる結果が見られた。果樹園が多く分布する流域で検出された Cu は、Cu を有効成分とする農薬の散布による影響の可能性が考えられる。左会津川上流、ありた川は付近に鉱山もなく、地質との顕著な関連性がないため、検出された元素は地質以外の要因が考えられる。

## 謝辞

本研究は、奈良女子大学共生科学研究センターのプロジェクト「源流から河口域までの河川生態系と流域環境との連環構造 - 紀伊半島の河川群の比較より -」の一貫として行ったものであり、関係機関及び関係者の方々に心より感謝いたします。

## 引用文献

- 今井登（2010）日本全土の元素分布の調査とその活用-陸と海を統合した地球化学図の作成-. シンセシオロジー, 3(4) : 281-291.
- 今井登・寺島滋・太田充恒（2010）海と陸の地球化学図. 産業技術総合研究所地質調査総合センター.
- 環境省（2012）平成 24 年和歌山県環境白書, 153pp, 和歌山県.
- 農林水産省（2000）農林生産環境調査報告書, 190-193, 農林水産省統計情報部企画調整課地域環境情報室環境班.
- 通商産業省環境立地局（1995）五訂・公害防止の技術と法規[水質編], 14-21, 53-89, 236-248, 産業環境管理協会, 東京.

## 紀伊半島に生息するテナガエビ属 (*Macrobrachium*) 3種の PCR-RFLP法を用いた同定手法の開発

青木美鈴・浜崎健児・山田誠

はじめに

テナガエビ属 *Macrobrachium* は、熱帯から温帯の陸水に生息し、200種以上が報告されている (Jayachandran, 2001)。国内には15種が生息しており (林, 2000a; 沖縄県, 2005; 林, 2011)、その多くは、河川で孵化した幼生が汽水域あるいは海域に流下して浮遊幼生期をおくり、稚エビに成長して河川を遡上するという、両側回遊型の生活史を持つ (益子, 2011)。また、河川での生息範囲は種によって異なり、河口域から中流域まで広範囲に及ぶ (大野ほか, 1977; 原田, 2004, 2005; 渡邊・狩野, 2009)。このように、テナガエビ属は、河川を広く利用するという点で河川環境の変化を反映する指標生物として利用できる可能性がある。特に、テナガエビ (*M. nipponense*)、ミナミテナガエビ (*M. formosense*)、ヒラテテナガエビ (*M. japonicum*) の3種は、国内での分布域が他の種よりも広く、多くの河川に生息している。また、食用にする地域もあるため、一般的にもよく知られていることから、指標生物として利用する価値が高いと考えられる。

これまで、テナガエビ属の種は、雄成体の第2歩脚の形態や頭胸甲側面の斑紋により識別されてきた (林, 2000a; 林, 2000b; 林, 2000c; 浜野ほか, 2000; 吉郷, 2002)。しかし、雌や第2歩脚が未発達の若齢個体、または雄成体であってもアルコール固定などにより退色した個体や第2歩脚が欠落した個体は、形態形質に基づく種の判別が困難となる (林, 2000a)。特に、形態が類似しているテナガエビとミナミテナガエビは、第3歩脚の指節の太さや雄成体の第2歩脚指節の毛の密度が分類形質であるため (Suzuki & Kusamura, 1997; 林, 2000a)、雌や若齢個体を同定することは困難である。また、テナガエビとミナミテナガエビは、テナガエビの方がより汽水域に生息しているとされているものの、同一河川において同所的に生息している場合もあり (浜野ほか, 2000)、生息場所の違いによる種の判別も難しい。

形態形質による種の判別が困難である場合、DNAを用いた種の判別が有効である。DNAの塩基配列は、種が持つ固有の形質を含んでおり、成長に伴う変化がないことから、多くの生物の種の判別に利用されている。そこで、本研究では、紀伊半島の河川群で生息が確認されているテナガエビ、ミナミテナガエビ、ヒラテテナガエビの3種 (野元ほか, 2002; 原田, 2004) を対象として、mtDNA CO I領域の塩基配列を利用したPCR-RFLP法による種の判別の可能性を検証し、形態形質による区別が難しい雌や若齢個体への応用を検討した。

方法

サンプル採集

2011年9月から2012年5月にかけて、和歌山県の有田川、日置川、古座川、太田川、三重県の宮川においてテナガエビ類を採集した (図1)。採集には、幅36cm、目幅2mmのタモ網と、

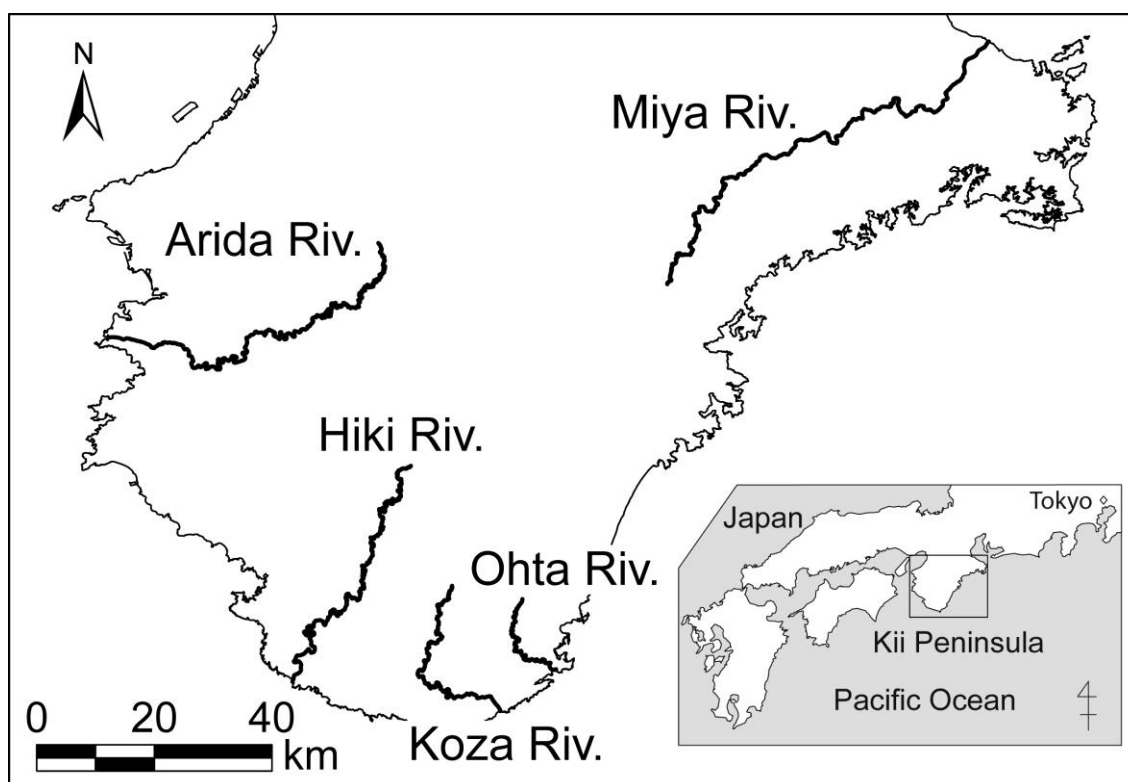


図1. テナガエビ属3種を採集した紀伊半島の河川.

ウナギ用配合飼料を餌としたエビかご (中田ほか, 2005) を用いた。

サンプルは99%のエタノールで固定して実験室へ持ち帰り、林(2000a)および浜野ほか(2000)の検索表にある形態形質に基づいて同定した。また、サンプルの大きさの指標とするため、ノギスを用いて頭胸甲長 (眼窩後縁から頭胸甲正中線上の最後部までの長さ (Suzuki & Kusamura, 1997)) を測定した。雌雄は、第2腹肢の雄性突起の有無により判別した (浜野ほか, 2000)。

#### DNA の抽出

形態形質により種を同定できた個体 (主に雄成体) とできなかった個体 (主に雌と若齢個体) からそれぞれ筋肉組織を採取し、フェノール・クロロホルム法により各個体のDNAを抽出した。

#### プライマーの作成

形態形質により同定した各種2個体ずつのDNAからmtDNA CO I領域の部分配列を得るため、無脊椎動物で汎用されているHCO (5'-TAA ACT TCA GGG TGA CCA AAA AAT CA-3') とLCO (5'-GGT CAA CAA ATC ATA AAG ATA TTG G-3') のプライマー (Folmer et al., 1994) および Ex-Taq (TaKaRa) を使用してPCRを行った。PCRは、TaKaRa PCR Thermal Cycler Dice Version 3 Model TP600 (TaKaRa) を使用して、94°C 5分の熱変性後、94°C 30秒の熱変性、50°C 30秒のアニーリング、72°C 60秒の伸長反応を30サイクル行い、最後に72°Cで10分間の伸長反応を行っ

た。得られたPCR産物はFolmer et al. (1994) のプライマーを使用してシーケンス反応させた後、Applied Biosystems 3730xl DNA Analyzer (ABI) を使用して電気泳動し、塩基配列分析を行った。これにより得られた種ごとの塩基配列は、ClustalW (Thompson et al., 1994) を用いてアライメントを行い、LCOおよびHCOがターゲットとする塩基配列より内側に位置する3種に共通な塩基配列部位を検索した。これらの結果をもとに、CO I領域の部分塩基配列を増幅させるためのプライマー (M\_COF: 5'-CCR GCY GGG TCR AAG AAT GAT G-3', M\_COR: 5'-TTT RAT CTT CGG KGC TTG YGC AGG-3') を作成した。

### 3種の判別に利用可能な制限酵素の選択

3種から得たmtDNA CO I領域の部分塩基配列をもとに、制限酵素認識配列検索ツールであるTaKaRa Cut-Site Navigator (TaKaRa) を使用して、塩基配列内の制限酵素認識部位を検索した。これにより、種間で変異が認められる部位を抽出し、それに対応する制限酵素を選択した。

### PCR-RFLP法による種の判別の検討

形態形質で同定できた個体を対象に、新たに作成したプライマー (M\_COF, M\_COR) とEx-Taq (TaKaRa) を使用して、mtDNA CO I領域の部分配列のPCRを行った。PCRは、94°C 5分の熱変性後、94°C 30秒の熱変性、54°C 30秒のアニーリング、72°C 45秒の伸長反応を30サイクル行い、最後に72°Cで10分間の伸長反応を行った。得られたPCR産物は、選択した制限酵素を使用して、30°C 2時間の条件で反応させた。反応生成物は1.5%から2%アガロースゲルを用いて電気泳動し、臭化エチジウム溶液で15分間染色した。ゲルを染色後、UV照射によりDNA切断片を視覚化することで各個体の切断片パターンを得た。これらを個体ごとに整理し、切断片パターンが形態による種の同定結果と一致するか、また、切断片パターンに種内変異がないかを確認した。さらに、形態形質により種が確定できなかった個体についても同様の処理を行い、PCR-RFLP法による種の判別を試みた。

## 結果

### 形態による種の判別

5河川から採集し、実験に使用したテナガエビ類は全部で157個体であった(表1)。このうち形態形質により同定できた個体は、テナガエビ18個体(太田川8個体、宮川10個体)、ミナミテナガエビ26個体(有田川16個体、古座川10個体)、ヒラテテナガエビ18個体(日置川10個体、古座川8個体)の合計62個体であった。残りの95個体(有田川20個体、古座川39個体、宮川36個体)は、分類する上で特徴となる第2歩脚が未発達の若齢個体、アルコール固定して持ち帰る際に第2歩脚が欠落してしまった雄成体、胸部側面や腹部背面の斑紋以外に3種を識別する分類形質を持たない雌個体であり、いずれもアルコール固定によって退色していることから、形態形質に基づいて種を確定することができなかった(図2)。

表1. PCR-RFLPによる種同定に用いたテナガエビ属3種および形態同定不能個体の標本数. 括弧内の数字は、頭胸甲長の最小値と最大値を示す.

	<i>M. nipponense</i>	<i>M. formosense</i>	<i>M. japonicum</i>	Unidentified individuals
Arida Riv.	-	16 (7.6 – 22.8)	-	20 (2.3 – 4.3)
Hiki Riv.	-	-	10 (15.6 – 25.5)	-
Koza Riv.	-	10 (16.0 – 27.0)	8 (17.1 – 29.0)	39 (2.8 – 12.1)
Ohta Riv.	8 (13.6 – 23.9)	-	-	-
Miya Riv.	10 (13.0 – 18.3)	-	-	36 (1.9 – 16.1)
TOTAL	18	26	18	95

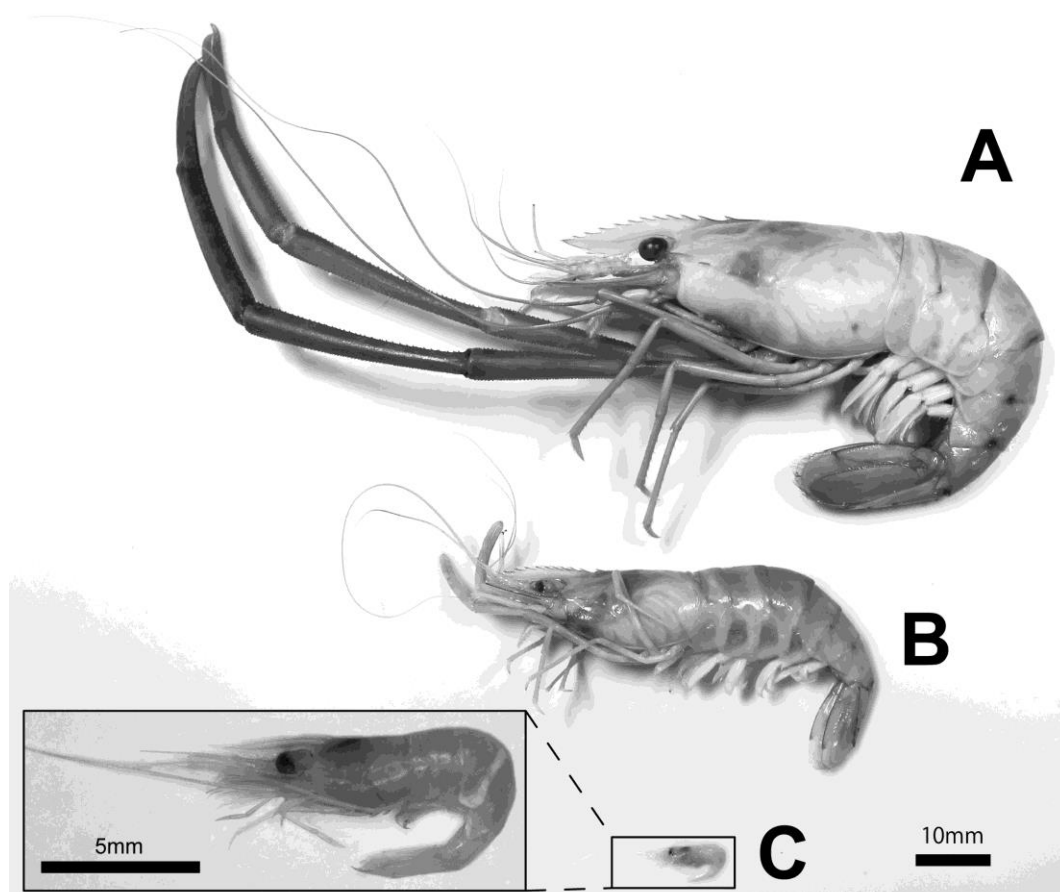


図2. ミナミテナガエビの写真 (アルコール固定したもの). A: オス成体 (頭胸甲長 27.70 mm), B: メス成体 (頭胸甲長 15.98 mm), C: 未成熟個体 (頭胸甲長 2.78 mm).

### PCR-RFLP 法による種の判別

ダイレクトシーケンス法により得た3種（各種それぞれ2個体）の mtDNA COI 領域の部分配列長は 644 bp（DDBJ Accession No. AB762310-AB762315）であった。3種の塩基配列をもとに制限酵素認識部位を検索した結果、Bsp1286I による制限サイトは、ミナミテナガエビで2カ所、ヒラテテナガエビで1カ所存在したが、テナガエビには存在しなかった。この結果から、Bsp1286I が3種の判別に利用可能であると判断し、形態形質により種が同定できた62個体（テナガエビ18個体、ミナミテナガエビ26個体、ヒラテテナガエビ18個体）のDNAを使用してPCR-RFLP法を行った。その結果、ミナミテナガエビとヒラテテナガエビのPCR産物は、それぞれ3つと2つの断片に切断されたのに対し、テナガエビのPCR産物は切断されなかった（図3A）。また、それぞれの種の切断片パターンには、種内変異は認められなかった。

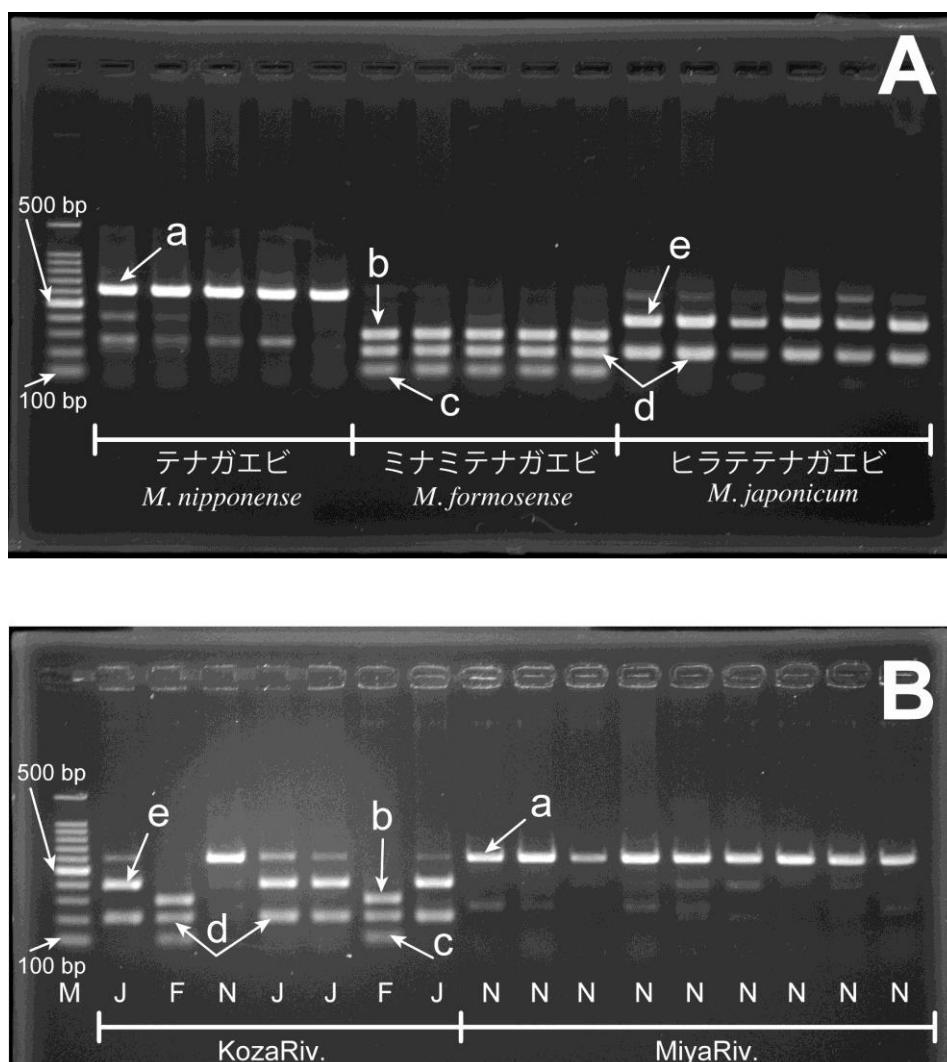


図3. Bsp1286I による mtDNA COI 部分領域の切断パターン (a-e: 切断片). A: 形態により同定できた個体の切断パターン (M: 100bp ladder marker), B: 形態により同定できなかった個体 (古座川, 宮川) の切断パターンと種の判定結果 (M: 100bp ladder marker, N: *M. nipponense*, F: *M. formosense*, J: *M. japonicum*).

次に、形態形質により種が確定できなかった 95 個体について、制限酵素 **Bsp1286I** を使用した PCR-RFLP 法を試みたところ、PCR 産物が切断されないサンプルが 38 個体、3 つに断片化されたサンプルが 53 個体、2 つに断片化されたサンプルが 4 個体検出された。これらの切断片パターンは全て、形態形質に基づいて同定した個体の切断片パターンのいずれかと一致した(図 3B)。したがって、種が確定できなかった 95 個体のサンプルは、38 個体がテナガエビ、53 個体がミナミテナガエビ、4 個体がヒラテテナガエビであると同定することができた。これらを河川ごとに整理すると、有田川の未同定サンプルは 20 個体すべてがミナミテナガエビであり、宮川は 36 個体全てがテナガエビであると同定された。一方、古座川は、未同定サンプル 39 個体のうち、2 個体がテナガエビ、33 個体がミナミテナガエビ、4 個体がヒラテテナガエビと同定された。

#### 考察

テナガエビ類の形態形質に基づく種の判別法は、雄成体の形質に関して報告されているものが多く、雌や若齢個体の形態形質に基づく同定は困難である場合が少なくない。特に、テナガエビとミナミテナガエビは形態的・生態的に類似した特徴を有しているため、第 2 歩脚が欠落したり、アルコール等による固定で斑紋が消失したサンプルは、雄成体でも区別が難しい(林, 2000a)。本研究で検討した mtDNA COI の部分配列を利用した PCR-RFLP 法は、紀伊半島の複数河川のサンプルにおいて、形態形質に基づく種の判別結果と切断片パターンによる結果が一致していること、そのパターンに種内変異は認められないことを考慮すると、テナガエビ、ミナミテナガエビ、ヒラテテナガエビの 3 種の判別に有効な方法であると考えられる。これまでのところ紀伊半島の河川群において、上記 3 種以外の生息は報告されていないことから、少なくとも、紀伊半島におけるテナガエビ類の分類には、本研究の手法は利用可能であると言える。ただし、本手法は、1 種類の制限酵素の認識部位を利用して種の判別を行うため、PCR において一定の確率で起こる塩基の取り込みエラーが制限酵素の認識部位で生じた場合、誤同定してしまう危険がある。この問題は、正確性の高い DNA ポリメラーゼを使用することで回避できると考えられる。

本研究において、古座川から採集されたテナガエビ属の中には、形態形質によってテナガエビと同定された個体は含まれていなかった(表 1)。しかし、新たに開発した PCR-RFLP 法を用いたことで、若齢個体の中にテナガエビが 2 個体(頭胸甲長 2.80 mm, 3.15 mm)含まれていることが明らかとなった。DNA を利用した種の判別法は、PCR における塩基の取り込みエラーが生じる可能性はあるものの、そのリスクを回避できる対処法を講じれば、少量の組織サンプルから分析が可能であるため、サイズが小さく形態形質が未発達な若齢個体への応用価値は高い。特に、本研究に利用した PCR-RFLP による種の判別は、DNA バーコーディングのような塩基配列を直接利用する方法と比較すると、専門的な技術や機器を用いることなく、低コストで多くのサンプルを処理できるという利点がある。本研究で使用したテナガエビ属 3 種は、形態形質に基づく若齢個体の同定が困難であったため、稚エビとなって新規に加入する若齢個体の動態は、ほとんど知られていない(浜野ほか, 2005)。したがって、本手法を用いて、河口域

や河川内における若齢個体の生息場所やその利用特性を、種ごとに明らかにすることができれば、テナガエビ属3種の生活史の解明に繋がるだけでなく、生物の生息に配慮した河川環境の保全策を講じるうえで、重要な知見の一つになると考える。

#### 謝辞

河川でのサンプル採集にご同意いただいた有田川漁協組合長前川正氏、有田箕島漁協北箕島支所長中村育生氏、日置川漁協組合長西司夫氏、古座川漁協組合長谷口友弘氏、太田川漁協組合長引地稔治氏、宮川漁協組合長大澤恭治氏、および、河川でのサンプル採集にご協力いただいた奈良女子大学の秋元彩渚氏（現在、いであ株式会社）に心より感謝いたします。

#### 引用文献

- Folmer, O. M., Black, M., Hoeh, R., Lutz, R. & Vrijehk, R. (1994) DNA primers for amplification of mitochondrial cytochrome c oxidase subunit I from diverse metazoan invertebrates. *Molecular marine biology and biotechnology*, 5: 304-313.
- 浜野龍夫・鎌田正幸・田辺力（2000）徳島県における淡水産十脚甲殻類の分布と保全. 徳島県立博物館研究報告, 10 : 1-47.
- 浜野龍夫・井出口佳子・中田和義（2005）山口県西田川における両側回遊性エビ類の幼生の流下と稚エビの加入. 水産増殖, 53 : 439-446.
- 原田英司（2004）紀伊半島西・南部（和歌山県）の河川の下・中流域で採集されたテナガエビ類. 南紀生物, 46 : 1-6.
- 原田英司（2005）富田川と日置川（和歌山県）でのエビ類の流程分布. 南紀生物, 47 : 1-8.
- 林健一（2000a）日本産エビ類の分類と生態（112）：テナガエビ科・テナガエビ亜科－テナガエビ属①. 海洋と生物, 128 : 240-245.
- 林健一（2000b）日本産エビ類の分類と生態（113）：テナガエビ科・テナガエビ亜科－テナガエビ属②. 海洋と生物, 129 : 360-363.
- 林健一（2000c）日本産エビ類の分類と生態（114）：テナガエビ科・テナガエビ亜科－テナガエビ属③. 海洋と生物, 130 : 468-472.
- 林健一（2011）エビ・カニ・ザリガニ：淡水甲殻類の保全と生物学, 川井唯史・中田和義（編著）, 世界の淡水甲殻十脚類, pp8-38, 生物研究社, 東京.
- Jayachandran, K. V. (2001) Palaemonid Prawns: Biodiversity, Taxonomy, Biology and Management. vii + 624pp. Science Publishers, Inc., U.S.A.
- 益子計夫（2011）テナガエビ類はいかに進化してきたか, 川井唯史・中田和義（編著）, エビ・カニ・ザリガニ：淡水甲殻類の保全と生物学, pp273-289, 生物研究社, 東京.
- 中田和義・和田信大・荒木晶・浜野龍夫（2005）テナガエビ類の採集に用いるエビ籠の構造と使用人工飼料. 水産増殖, 53 : 263-274.
- 野元彰人・木邑聡美・唐沢恒夫・杉野伸義（2002）有田川河口汽水域の大型底生動物相. 南紀生物, 44 : 115-121.



- 大野淳・小笠原義光・安田富士郎 (1977) 四万十川におけるテナガエビ類の分布域と生息場所. 日本生態学会誌, 27 : 23-32.
- 沖縄県文化環境部自然保護課 (2005) 改訂・沖縄県の絶滅のおそれのある野生動物 (動物編) : レッドデータおきなわ, 82pp. 沖縄県文化環境部自然保護課, 那覇.
- Suzuki, H. & Kusamura, T. (1997) Reexamination of the diagnostic characters of two freshwater palaemonid prawns, *Macrobrachium nipponense* (De Haan, 1849) and *M. formosense* Bate, 1968 (Decapoda, Caridea) from Japan. *Crustaceana*, 70: 831-839.
- Thompson, J. D., Higgins, D. G. & Gibson, T. J. (1994) CLUSTAL W: improving the sensitivity of progressive multiple sequence alignment through sequence weighting, position-specific gap penalties and weight matrix choice. *Nucleic Acids Research*, 22: 4673-4680.
- 渡邊純平・狩野泰則 (2009) 宮崎県南部の2河川におけるエビ類の分布. 宮崎大学農学部研究報告, 55 : 25-35.
- 吉郷英範 (2002) 日本のテナガエビ属 (甲殻類:十脚類:テナガエビ科). 比婆科学, 206 : 1-17.

## 紀伊半島河川群におけるテナガエビ科エビ類の分布状況と遺伝的集団構造

川根昌子・山田誠・渡邊三津子・遊佐陽一・浜崎健児・和田恵次

はじめに

スジエビ *Palaemon paucidens* は、北海道から鹿児島県大隅諸島、ロシア極東、韓国の淡水から汽水域の湖沼や河川に生息する十脚目テナガエビ科のエビ類である。本種ではアイソザイム分析により2型（本報告書内では回遊型、陸封型とする）が存在することが知られており、両型は同所的に生息しているが生殖隔離があること、幼生時の海水要求性に違いがあることなどが知られている（Chow & Fujio, 1985; Chow et al., 1988; Fidhiany et al., 1988, 1991）。しかし、両型の明確な形態的差異は報告されておらず、両型を識別するためには遺伝的解析が必要となる。また、これまでのスジエビ2型に関する研究は関東から東北地方で行われたものがほとんどであり、関西における両型の分布状況は明らかになっていない。よって本研究ではまず、ユニバーサルプライマーが存在し、近年遺伝的集団構造解析によく用いられるミトコンドリア DNA (mtDNA) シトクロム c 酸化酵素サブユニット I (COI) 領域の塩基配列を決定することにより2型の判別を行い、両型の遺伝的差異を明らかにする。また、この判別法を用い、紀伊半島河川群における両型の地理的分布の状況を示すとともに、各型における地域集団間の遺伝的な集団構造を明らかにすることを目的とする。また、スジエビと同じくテナガエビ科に属し、紀伊半島において普通種かつ有用種であるミナミテナガエビ *Macrobrachium formosense* を同様に解析することにより、紀伊半島河川群におけるテナガエビ科エビ類の遺伝的多様性の現状を明らかにすることを目的とする。

方法

調査地域は紀伊半島に設定し、それぞれの河川において複数地点で調査を行った（図 1）。1地点毎に、タモ網によるすくい取り（幅 30cm×1m を 20 回）と、もんどり（5 個を 1 晩設置、餌としてウナギ用飼料）を用いて、定量的に採集した。得られたエビ類は 99%エタノールで固定し、解析に使用した。また、スジエビは琵琶湖磯田（北湖）と柳川河口（南湖）、奈良県鷺池から採集された個体も解析に使用した。

スジエビ計 274 個体、ミナミテナガエビ計 566 個体を遺伝的解析に使用した。粗全 DNA は、筋組織から Sigma GenElute Mammalian Genomic DNA Miniprep Kits を用いて抽出した。スジエビにおいてターゲットとした mtDNACOI 領域の 581 塩基は、プライマー LCO1490 5'-GGTCAACAAATCATAAAGATATTGG-3'（Folmer et al., 1994）と HCO2198 5'-TAAACTTCAGGGTGACCAAAAAATCA-3'（Folmer et al., 1994）を用い、ミナミテナガエビにおいてターゲットとした mtDNACOI 領域の 577 塩基は、プライマー mtd10 5'-TTGATTTTTTGGTCATCCAGAAGT-3'（Roehrdantz, 1993）と C/N2769 5'-TTAAGTCCTAGAAAATGTTGRGGGA-3'（Gopurenko et al., 1999）を用いて、Polymerase chain reaction (PCR) 法により増幅した。PCR 反応液の組成は、Takara Ex Taq™ (5 units/μl) 0.1 μl、10× Ex

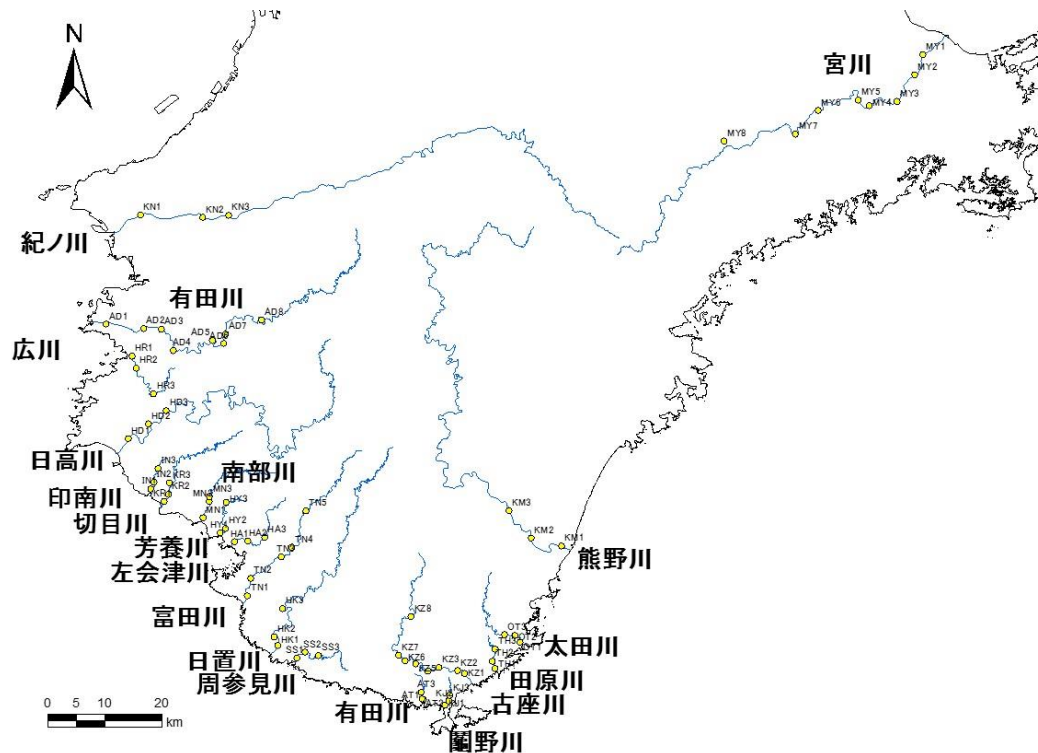


図1. 紀伊半島における標本採集地点.

Taq™ Buffer 2.0  $\mu$ l, dNTP Mixture (各 2.5 mM) 1.6  $\mu$ l, 各プライマー (0.5–1.0  $\mu$ M)、鋳型 DNA 1.0  $\mu$ l を含む 20  $\mu$ l であり、温度条件は、94°C 変性 1 分を 1 回、94°C 変性 30 秒、45–50°C アニール 30 秒、72°C 伸長 30 秒を 35 回、72°C 伸長 5 分を 1 回とした。増幅産物中 5  $\mu$ l を、0.5  $\mu$ g/ml ethidium bromide を含んだ 1% アガロースゲル (Lo3, Takara) を用いて電気泳動することにより、増幅を確認した。増幅産物は ExoSAP-IT (usb) を用いて精製後、ABI PRISM BigDye Terminator Cycle Sequencing Ready Reaction Kit ver. 3.1 (Applied Biosystems) を用いて、Cycle sequencing 反応をおこなった。エタノール沈殿により精製された Cycle sequencing 産物を、Genetic Analyzer 3500 (Applied Biosystems) により電気泳動をおこなった。Cycle sequencing 反応は PCR に用いたプライマーのそれぞれについて行い、両鎖から得たデータを比較することによって、塩基配列決定の正確を期した。

得られた mtDNA COI 領域の塩基配列のアライメントは CLUSTAL X2 (Larkin et al., 2007) によりおこなった。各地域集団の遺伝的多様性の指標として、ハプロタイプ多様度、塩基多様度を Arlequin Ver. 3.11 (Excoffier et al., 2005) を用いて求めた。スジエビ 2 型間の遺伝的差異を示すため、最大節約法を用いた系統樹を MEGA ver. 5.05 (Tamura et al., 2011) により求めた。スジエビ、ミナミテナガエビともに地域集団間の遺伝的分化の程度を推定するために、Arlequin を用いてペアワイズ  $F_{ST}$  値 (Wright, 1951; Excoffier et al., 1992) の算出をおこなった。同時に permutation test を、10,000 回再抽出を繰り返して行い、その有意性を検討した。多重比較後の有意性については、FDR 法を用いて検討した (Benjamini & Hochberg, 1995)。また、ハプロタイプ間の系統関係を検討するため、TCS ver. 1.21 (Clement et al., 2000) を用いて最節約ネットワーク樹を作成した。

## 結果

### スジエビ

紀伊半島沿岸域の19河川を調査した結果、14河川から採集された(図2)。しかし、14河川中6河川からは全ポイント併せて5個体以下しか採集されなかったため、遺伝的解析には8河川の標本を使用した。また、琵琶湖の北湖、南湖では解析できた個体数がそれぞれ7個体、2個体と少数であったため、併せて琵琶湖集団として解析に使用した。

mtDNA COI 領域の581塩基について塩基配列を決定した結果、見出されたハプロタイプは25であった(表1)。変異サイト数は121であり、転移型置換は103サイト、転換型置換は35サイトでみられ、挿入、欠失はみられなかった。変異サイト中で、系統解析を行う際に有用な情報を有するサイトは19か所みられた。

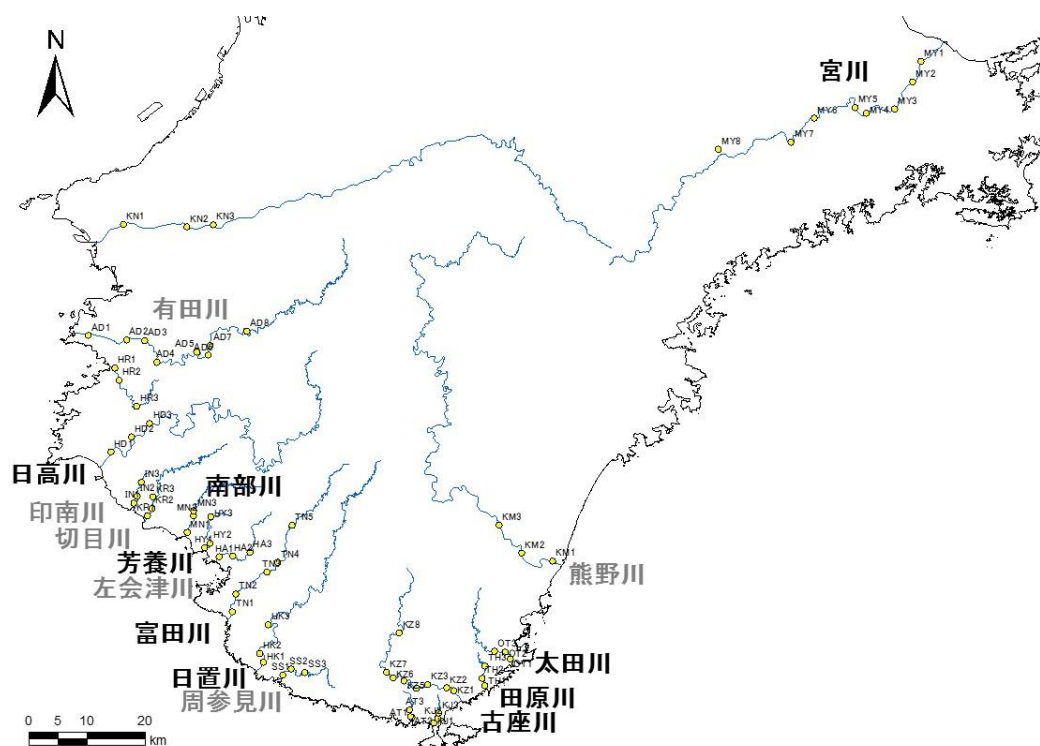


図2. スジエビ採集河川。黒字の河川から得られた標本を遺伝的解析に使用。

表1. スジエビ mtDNA COI 領域の塩基配列から得られたハプロタイプと各地点集団におけるハプロタイプ頻度。

地点	ハプロタイプ																									n			
	Pp01	Pp02	Pp03	Pp04	Pp05	Pp06	Pp07	Pp08	Pp09	Pp10	Pp11	Pp12	Pp13	Pp14	Pp15	Pp16	Pp17	Pp18	Pp19	Pp20	Pp21	Pp22	Pp23	Pp24	Pp25				
日高川	1		1																							19	21		
南部川						1																					40	41	
芳養川	2	1		1																							31	35	
富田川							7	1				3		2				6			1			1			21	21	
日置川							2					1						6				1	1				11	11	
古座川							5						1		1	1		41	1								50	50	
田原川																		22		1					2	4	4	33	33
太田川																		29	1	1							31	31	
宮川	1					1																					14	16	
琵琶湖					6								1	1	1												9	9	
蘆池																											6	6	

これらのハプロタイプを用いて最大節約法を用いた系統解析を行った結果、系統樹は大きく2クレードに分かれることが示された(図3)。Pp01-11を含むクレードに、古代湖であり長期間淡水環境にあった琵琶湖の個体が含まれていることから、こちらを陸封型の遺伝子型、Pp12-25を回遊型の遺伝子型と結論付けた。これを元に各地点がもつ陸封型、回遊型ハプロタイプの割合を見ると(図4)、紀伊半島西部の日高川、南部川、芳養川では陸封型ハプロタイプのみ分布し、紀伊半島南部に位置する富田川、日置川、古座川には両型が分布しており、河川が東部に位置するほど回遊型の割合が増加した。紀伊半島南東部の田原川、太田川からは回遊型しか検出されず、紀伊半島北東部に位置する宮川と、琵琶湖、奈良県鷺池からは陸封型のみが検出された。

陸封型、回遊型の遺伝的多様性の指標を表2に示す。陸封型では、紀伊半島沿岸域の集団におけるハプロタイプ多様度は0.000-0.250、塩基多様度は0.000-0.0186であった。中でも、日置川、古座川、奈良県鷺池集団ではハプロタイプ多様度、塩基多様度ともに0であり、単一の遺伝子型のみで構成されていることが示された。一方、琵琶湖集団ではハプロタイプ多様度0.583、塩基多様度0.0450であり、紀伊半島河川集団と比較すると高い値を維持していた。回

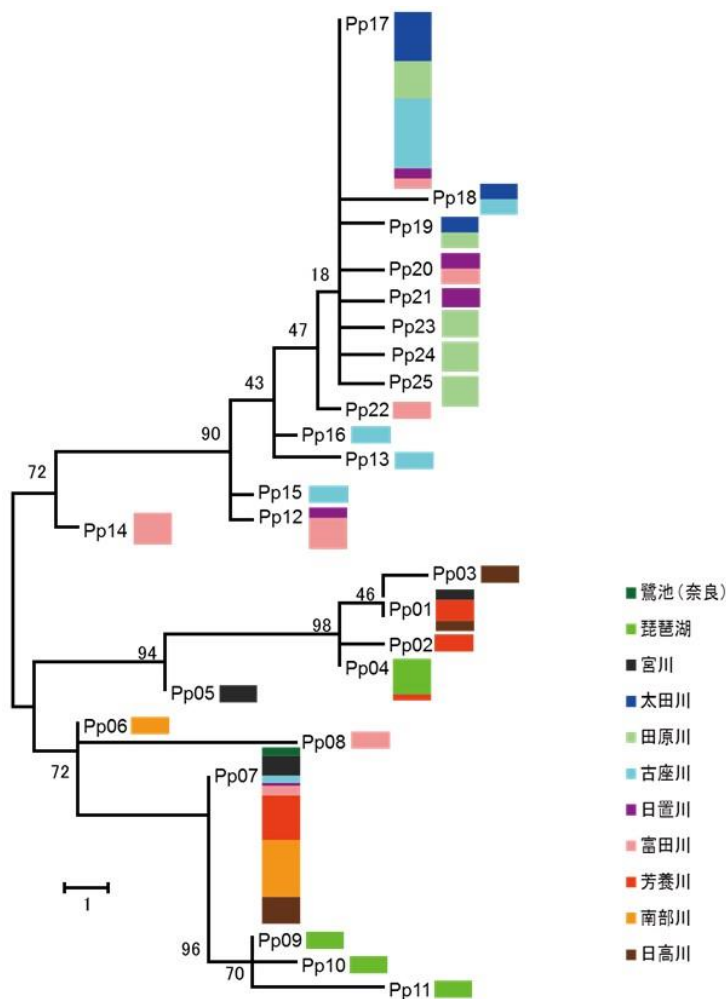


図3. スジエビの mtDNA COI 領域の塩基配列を基にした最大節約樹。ハプロタイプ番号 (Pp01-25) は表1と対応。樹上の数値はブートストラップ値を示す。

遊型では、ハプロタイプ多様度 0.172 – 0.583、塩基多様度 0.0007 – 0.0272 であり、両多様度ともに陸封型より高い値を示した。

また、地域集団間の遺伝的分化を見たところ、陸封型では琵琶湖集団のみ他地域から有意に遺伝的に分化していた (表 3)。一方、回遊型では多くの地域集団間で有意な遺伝的分化が見られ、地域集団間での遺伝的交流はないことが示された (表 4)。

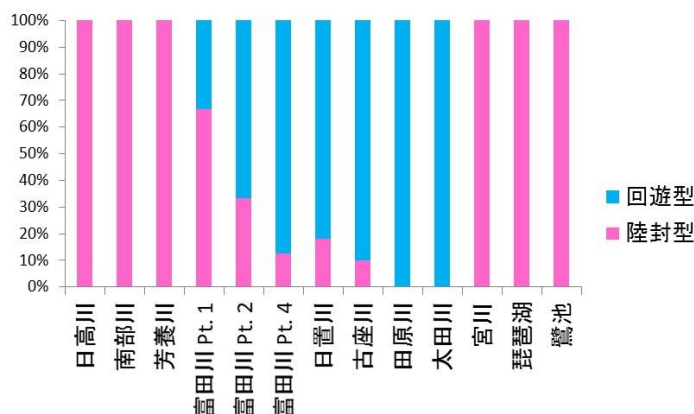


図 4. 各地点におけるスジエビ陸封型と回遊型の割合.

表 2. スジエビ陸封型、回遊型それぞれにおけるハプロタイプ多様度と塩基多様度. SD は標準偏差を示す.

地点	陸封型				n	回遊型				n
	ハプロタイプ多様度	SD	塩基多様度	SD		ハプロタイプ多様度	SD	塩基多様度	SD	
日高川	0.186 ± 0.110		0.0164 ± 0.0087		21					0
南部川	0.049 ± 0.046		0.0007 ± 0.0007		41					0
芳養川	0.217 ± 0.091		0.0186 ± 0.0096		35					0
富田川	0.250 ± 0.180		0.0043 ± 0.0029		8	0.756 ± 0.097		0.0272 ± 0.0146		13
日置川	0.000 ± 0.000		0.0000 ± 0.0000		2	0.583 ± 0.183		0.0071 ± 0.0044		9
古座川	0.000 ± 0.000		0.0000 ± 0.0000		5	0.172 ± 0.076		0.0024 ± 0.0017		45
田原川					0	0.538 ± 0.094		0.0031 ± 0.0020		33
太田川					0	0.127 ± 0.080		0.0007 ± 0.0007		31
宮川	0.242 ± 0.135		0.0169 ± 0.0092		16					0
琵琶湖	0.583 ± 0.183		0.0450 ± 0.0248		9					0
鷺池	0.000 ± 0.000		0.0000 ± 0.0000		6					0

表 3. 陸封型スジエビにおける地域集団間の遺伝的分化の有無. + は Pairwise  $F_{ST}$  の値が多重比較後有意であること, - は有意でないことを示す.

地点	日高川	南部川	芳養川	富田川	日置川	古座川	宮川	琵琶湖
南部川	-							
芳養川	-	-						
富田川	-	-	-					
日置川	-	-	-	-				
古座川	-	-	-	-	-			
宮川	-	-	-	-	-	-		
琵琶湖	+	+	+	+	+	+	+	
鷺池	-	-	-	-	-	-	-	+

表 4. 回遊型スジエビにおける地域集団間の遺伝的分化の有無. + は Pairwise  $F_{ST}$  の値が多重比較後有意であること, - は有意でないことを示す.

地点	富田川	日置川	古座川	田原川
日置川	-			
古座川	+	+		
田原川	+	+	+	
太田川	+	+	-	+

得られた 11 の陸封型ハプロタイプから作成した最節約ネットワーク樹を図 5-A に、14 の回遊型ハプロタイプから作成した最節約ネットワーク樹を図 5-B に示す。陸封型のネットワーク樹 (図 5-A) では、それぞれのハプロタイプ間に消失ハプロタイプが多いことが示された。それぞれのハプロタイプは多くの消失ハプロタイプを挟んで存在していた。また、琵琶湖集団に含まれるハプロタイプ Pp04, 09 - 11 は、ほぼ琵琶湖特有のハプロタイプだが、それぞれが遺伝的に近い関係にあるということとはなかった。

回遊型のネットワーク樹 (図 5-B) において、消失ハプロタイプは陸封型より少ないことがわかる。また、例えば富田川と日置川のみから得られるハプロタイプ Pp12, 20 - 22 や、古座川、田原川、太田川から得られる Pp18, 19, 23 - 25 のように、地理的に近い集団に属するハプロタイプは遺伝的に近縁な傾向があることが示された。

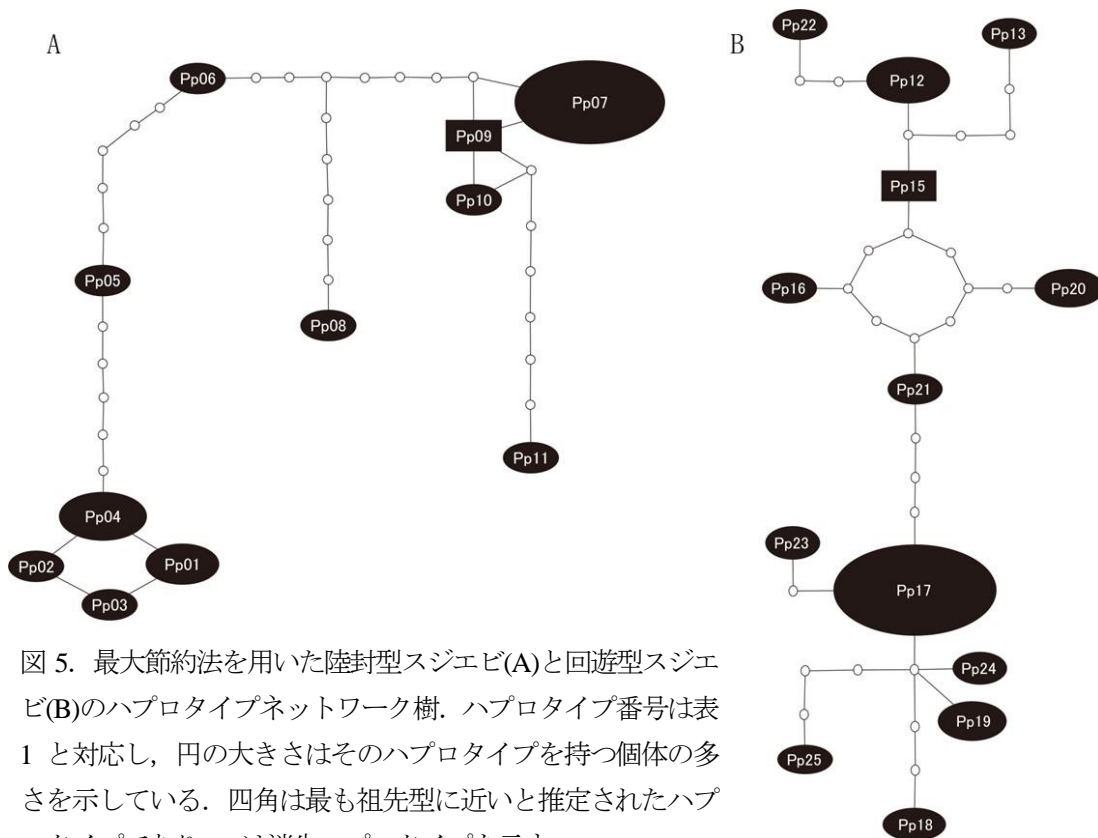


図 5. 最大節約法を用いた陸封型スジエビ(A)と回遊型スジエビ(B)のハプロタイプネットワーク樹. ハプロタイプ番号は表 1 と対応し、円の大きさはそのハプロタイプを持つ個体の多さを示している. 四角は最も祖先型に近いと推定されたハプロタイプであり、○は消失ハプロタイプを示す.

ミナミテナガエビ

紀伊半島沿岸域の19河川を調査した結果、全河川から採集された。これらのmtDNA COI領域の577塩基について塩基配列を決定した結果、見出されたハプロタイプは66であった(表5)。変異サイト数は61であり、転移型置換は52サイト、転換型置換は13サイトでみられ、挿入、欠失はみられなかった。変異サイト中で、系統解析を行う際に有用な情報を有するサイトは20か所みられた。各地点の個体をもつハプロタイプ組成を見ると(表5)、全66ハプロタイプ中、16ハプロタイプが複数地点から観察され、中でもハプロタイプMf01、Mf41は宮川を除くすべての地点から観察された。宮川集団は、全て宮川独自のハプロタイプMf58-62で構成されていた。

表5. ミナミテナガエビ mtDNA COI 領域の塩基配列から得られたハプロタイプと各地点集団におけるハプロタイプ頻度.

地点	ハプロタイプ																						
	Mf01	Mf02	Mf03	Mf04	Mf05	Mf06	Mf07	Mf08	Mf09	Mf10	Mf11	Mf12	Mf13	Mf14	Mf15	Mf16	Mf17	Mf18	Mf19	Mf20	Mf21	Mf22	Mf23
紀ノ川	11															1							
有田川	15																						
広川	17																	1		1			
日高川	14				1													1			1		
印南川	8							1															
切目川	27			1												1							
南部川	26							2		1		1	1		1								
芳養川	19										1								1				
左金津川	12			1									1					1			1		
富田川	16																					1	
日置川	26									1							1				1		
周参見川	15			1				1						1				1			1		1
有田川	14	1		1														1					
關野川	11												1	1				1					1
古座川	13		1				1																
田原川	15																					1	
太田川	15																					1	
熊野川	13							1															1
宮川																							

地点	ハプロタイプ																						
	Mf24	Mf25	Mf26	Mf27	Mf28	Mf29	Mf30	Mf31	Mf32	Mf33	Mf34	Mf35	Mf36	Mf37	Mf38	Mf39	Mf40	Mf41	Mf42	Mf43	Mf44	Mf45	Mf46
紀ノ川																			4				
有田川																			4	3	1	1	
広川																			7	3		1	
日高川										1									6	1	1		
印南川																			9	1		2	
切目川				2	1														5	2			
南部川				1	1				1		1	1							6	4			
芳養川								1			1								8	2		1	
左金津川		1			1											1			9				1
富田川					2														7	1	1	1	1
日置川	1				2	1						1				1		2	7	1	1	1	1
周参見川									1										5	2	1		
有田川				1	1				1		1								6				
關野川		1					1							1					6	2			
古座川				2								1							7	1			
田原川									1			1							5	1		1	
太田川						1		1				1							9		1	2	
熊野川								1				1							1	1			
宮川																							

地点	ハプロタイプ																n						
	Mf47	Mf48	Mf49	Mf50	Mf51	Mf52	Mf53	Mf54	Mf55	Mf56	Mf57	Mf58	Mf59	Mf60	Mf61	Mf62		Mf63	Mf64	Mf65	Mf66		
紀ノ川																							16
有田川								2									1	1	1	1			30
広川																							30
日高川				1																			27
印南川								1															22
切目川								1	1	1	1	1											44
南部川									2														49
芳養川			1						1														36
左金津川									1														30
富田川									1														34
日置川									1														46
周参見川																							30
有田川					1																		28
關野川							2																28
古座川																							26
田原川									2														27
太田川		1							3														35
熊野川				1																			19
宮川												3	3	1	1	1							9



ミナミテナガエビにおける遺伝的多様性の指標を表6に示す。各地点のハプロタイプ多様度は0.4917–0.8338、塩基多様度は0.0016–0.0039であった。

また、地域集団間の遺伝的分化を見たところ、宮川集団のみ他地域と有意に遺伝的分化しはみられなかった。

得られた66のハプロタイプから作成した最節約ネットワーク樹を図6に示す。ミナミテナガエビでは、Mf01、Mf41 それぞれを中心とした星形になっており、消失ハプロタイプはあまり見られなかった。また、他地域との顕著な遺伝的分化がみられた宮川集団から得られたハプロタイプMf58–62はハプロタイプネットワーク上に散在していた。また、これら宮川独自のハプロタイプは互いに遺伝的に近縁であるということはない。

表6. ミナミテナガエビにおけるハプロタイプ多様度と塩基多様度. SDは標準偏差を示す.

地点	ハプロタイプ多様度		塩基多様度	
	多様度	SD	多様度	SD
紀ノ川	0.4917	± 0.1174	0.0016	± 0.0013
有田川	0.7192	± 0.0839	0.0031	± 0.0021
広川	0.6322	± 0.0793	0.0023	± 0.0017
日高川	0.6738	± 0.0855	0.0027	± 0.0019
印南川	0.7186	± 0.0649	0.0027	± 0.0019
切目川	0.6163	± 0.0829	0.0022	± 0.0016
南部川	0.7151	± 0.0661	0.0029	± 0.0019
芳養川	0.6825	± 0.0723	0.0026	± 0.0018
左会津川	0.7655	± 0.0591	0.0030	± 0.0020
富田川	0.7692	± 0.0715	0.0034	± 0.0022
日置川	0.6628	± 0.0734	0.0025	± 0.0017
周参見川	0.7333	± 0.0796	0.0026	± 0.0018
有田川	0.7196	± 0.0792	0.0025	± 0.0017
國野川	0.8095	± 0.0606	0.0030	± 0.0020
古座川	0.6923	± 0.0750	0.0027	± 0.0019
田原川	0.6695	± 0.0900	0.0025	± 0.0017
太田川	0.7563	± 0.0570	0.0034	± 0.0022
熊野川	0.5439	± 0.1364	0.0023	± 0.0016
宮川	0.8333	± 0.0980	0.0039	± 0.0027

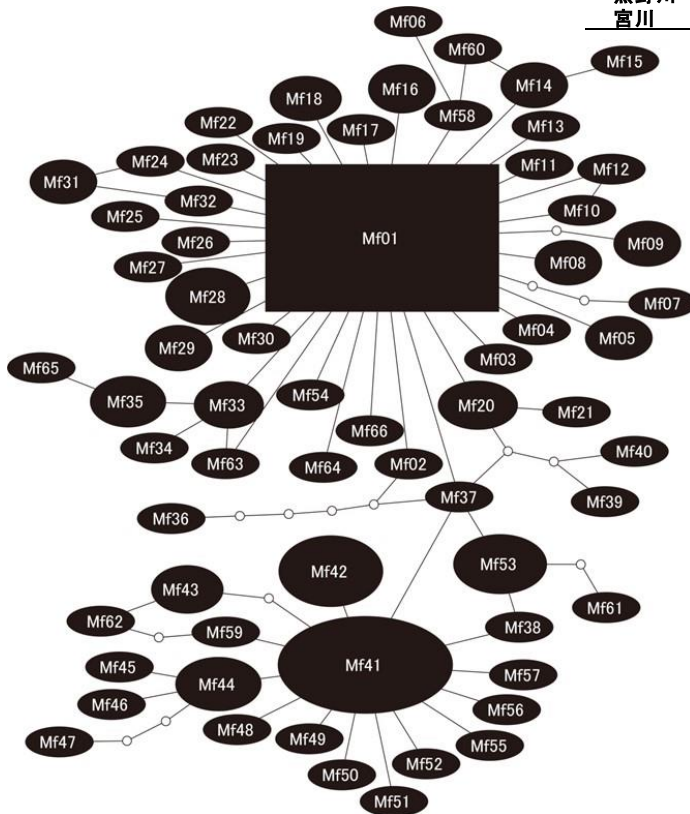


図6. 最大節約法を用いたミナミテナガエビのハプロタイプネットワーク樹。ハプロタイプ番号は表5と対応し、円の大きさはそのハプロタイプを持つ個体の多さを示している。四角は最も祖先型に近いと推定されたハプロタイプであり、○は消失ハプロタイプを示す。

## 考察

### スジエビ両型の分布

スジエビにおける遺的解析の結果、一般的に使用される mtDNA COI 領域において陸封型と回遊型が判別できることが示され、紀伊半島内の両型の分布には違いがあることが示された。陸封型スジエビは紀伊半島の西部、北東部および内陸の閉じた淡水域に分布しているのに対し、回遊型スジエビは主に紀伊半島南部に分布していた。陸封型スジエビが出現する河川は遠浅な海に面しているのに対し、回遊型が出現する河川が面する海は急激に水深が大きくなる。また、紀伊半島北中部と南部では気候区が異なり、年間降水量にも違いがみられる。このような生息場所をとりまく環境の違いが、両型の分布に影響しているかもしれない。また、紀伊半島西部において、紀ノ川から富田川までの北中部では果樹園や住宅地による土地利用が進んでいるのに対し、南部はほとんどが樹林地である。これにより、北中部では南部にくらべて河川水質が悪化していることがわかっている(熊木報告書)。両型間で生息可能な水質に差がみられる場合、河川をとりまく土地利用により、両型の分布が異なる可能性もあるだろう。清浄な河川の汽水域上端にのみ生息する希少種カワスナガニは、紀伊半島沿岸域において回遊型スジエビと同様の分布を示すことがわかっている (Kawane et al., 2005, 2008)。このようなことから、回遊型スジエビは陸封型スジエビより清浄な河川水質を好む傾向があり、そのことが地理的分布にも影響しているかもしれない。

### 遺伝的多様性と遺伝的集団構造

遺伝的多様性、集団構造の結果から、陸封型スジエビは回遊型スジエビやミナミテナガエビと比較して、顕著に多様性が低いことが示された。琵琶湖以外の河川、湖沼において、出現するハプロタイプのほとんどを Pp07 が占めており、Pp07 しか出現しない河川、湖沼もみられた。陸封型スジエビが近年一斉に紀伊半島に分布を拡大した場合、このような低い遺伝的多様性が得られる可能性があるが、ハプロタイプネットワークの形状が優占ハプロタイプを中心とする星状ではないことから、近年の一斉放散の可能性は低いと考えられる。また、河川に生息する生物において、本来陸封型や淡水性の生物はたとえ浮遊幼生期をもっているとしても、地域集団間で遺伝的に交流をもつためには一度海域に出ねばならないため、両側回遊性や汽水性の生物に比べて地域集団間の遺伝的分化が顕著になると考えられる。実際、淡水性のヌマエビでは小さなスケール内で顕著な地域集団間の遺伝的分化を示している (Ikeda et al., 1993)。しかし本研究において、陸封型スジエビでは他地域から遺伝的に分化していたのは琵琶湖集団のみであった一方、回遊型スジエビは多くの地域集団間で遺伝的分化がみられた。陸封型スジエビは釣り餌として周年流通していることが知られており (齊藤ら, 2011)、韓国産は 1969 年頃から、中国産は 1990 年より輸入されている (丹羽, 2010)。解析には使用していないが、韓国産スジエビを数個体、同様に解析すると、すべての個体がハプロタイプ Pp07 であったことから、陸封型スジエビの紀伊半島内での遺伝的多様性の低さや地域集団間で遺伝的分化がみられない現象には、陸封型スジエビの人為的移動が大きく影響している可能性がある。今後、紀伊半島沿岸域に流通している釣り餌としてのスジエビを解析に加えることで、より詳細を考察できるようになる

だろう。

回遊型スジエビは浮遊幼生期を持ち、幼生は塩分要求性を有する (Fidhiany et al., 1991)。ゆえに、地域集団間の遺伝的交流は陸封型より容易であると考えられる。しかし、回遊型スジエビでは多くの地域集団間で遺伝的分化がみられ、同じ地域集団に属しているハプロタイプは遺伝的に近縁な傾向があることが示された。このことは、長期間にわたり、紀伊半島内における回遊型スジエビでは地域集団間で遺伝的な交流がほぼなく、それぞれの地域集団は孤立して存在してきたことを示している。回遊型スジエビの生息が確認できた5河川のうち、古座川と太田川では、特に遺伝的多様性が低くなっている。回遊型スジエビにおいては、地域集団毎に種を保全する必要がある。

紀伊半島内では有用種であり普通種であるミナミテナガエビは、紀伊半島内のどの河川からも一定量採集され、それぞれの地域集団における遺伝的多様度は高かった。宮川集団以外の地域集団間に遺伝的分化はみられなかったことから、地域集団間では遺伝的交流が存在すると考えられる。また、ハプロタイプネットワークの形状を見ても、ハプロタイプが多く、複数の優占ハプロタイプを持ち、ハプロタイプが網状に繋がっていることから、紀伊半島内におけるミナミテナガエビ集団は長期間安定して存在しているとみなされる。これらのことから、宮川を除く紀伊半島沿岸域のミナミテナガエビは、現状を維持している限り絶滅等の危険性は低いものと思われる。一方宮川集団は採集された個体数が少なく、解析された個体はすべて宮川独自のハプロタイプを持っていた。このことから、宮川のミナミテナガエビは他の紀伊半島集団とは遺伝的交流を持たず、一集団のみで生活史を回している可能性がある。宮川におけるミナミテナガエビの利用には注意が必要であろう。

以上の結果から、同じテナガエビ科に属するエビ類でも、種毎の特性によって遺伝的多様性が大きく異なることが示された。また、同一種内でも一部の地域集団が孤立して存在している事実が明らかとなった。これらのことから、紀伊半島において豊かな河川生物の遺伝的多様性を維持するためには、各種、各地域の現状の把握と、状況に応じた保全対策等が必要であるだろう。

#### 謝辞

日本国際湿地保全連合の青木美鈴博士、奈良女子大学人間文化研究科の田中薫子さんには、調査や種の分類において大変お世話になりました。また、京都大学大学院理学研究科の三品達平さんには、琵琶湖のスジエビをご提供いただきました。記して御礼申し上げます。

#### 引用文献

- Benjamini, Y. & Hochberg, Y. (1995) Controlling the false discovery rate: a practical and powerful approach to multiple testing. *Journal of the Royal Statistical Society. Series B (Methodological)*, 57: 289-300.
- Chow, S. & Fujio, Y. (1985) Biochemical Evidence of two types in the fresh water shrimp *Palaemon paucidens* inhabiting the same water system. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries*, 51:

1451-1460.

- Chow, S., Fujio, Y. & Nomura, T. (1988) Reproductive isolation and distinct population structures in two types of the freshwater shrimp *Palaemon paucidens*. *Evolution*, 42: 804-813.
- Clement, M.D., Posada, D. & Crandall, K. A. (2000) TCS: a computer program to estimate gene genealogies. *Molecular Ecology*, 9: 1657-1660.
- Excoffier, L., Smouse, P. & Quattro, J. (1992) Analysis of molecular variance inferred from metric distances among DNA haplotypes: Application to human mitochondrial DNA restriction data. *Genetics*, 131: 479-491.
- Excoffier, L., Laval, G. & Schneider, S. (2005) Arlequin ver. 3.0: An integrated software package for population genetics data analysis. *Evolutionary Bioinformatics Online*, 1: 47-50.
- Fidhiany, L., Kijima, A. & Fujio, Y. (1988) Genetic divergence between two types in *Palaemon paucidens*. *Tohoku Journal of Agricultural Research*, 39: 39-45.
- Fidhiany, L., Kijima, A. & Fujio, Y. (1991) Adult salinity tolerance and larval salinity requirement of the freshwater shrimp *palaemon paucidens* in Japan. *Tohoku Journal of Agricultural Research*, 42: 17-24.
- Folmer, O., Black, M., Hoeh, W., Lutz, R. & Vrijenhoek, R. (1994) DNA primers for amplification of mitochondrial cytochrome *c* oxidase subunit I from diverse metazoan invertebrates. *Molecular Marine Biology and Biotechnology*, 3: 294-299.
- Gopurenko, D., Hughes, J. M. & Keenan, C. P. (1999) Mitochondrial DNA evidence for rapid colonization of the Indo-West Pacific by the mud crab *Scylla serrata*. *Marine Biology*, 134: 227-233.
- Ikeda, M., Kijima, A. & Fujio, Y. (1993) Genetic differentiation among local populations of common freshwater shrimp *Paratya compressa improvisa*. *Japanese Journal of Genetics*, 68: 293-302.
- Kawane, M., Wada, K., Kitaura, J. & Watanabe, K. (2005) Taxonomic re-examination of the two camptandriid crab species *Deiratonotus japonicus* (Sakai, 1934) and *D. tondensis* Sakai, 1983, and genetic differentiation among their local populations. *Journal of Natural History*, 39: 3903-3918.
- Kawane, M., Wada, K. & Watanabe, K. (2008) Comparison of genetic population structures in four intertidal brachyuran species of contrasting habitat characteristics. *Marine Biology*, 156: 193-203.
- Larkin, M. A., Blackshields, G., Brown, N. P., Chenna, R., McGettigan, P. A., McWilliam, H., Valentin, F., Wallace, I. M., Wilm, A., Lopez, R., Thompson, J. D., Gibson, T. J. & Higgins, D. G. (2007) Clustal W and Clustal X version 2.0. *Bioinformatics*, 23: 2947-2948.
- 丹羽信彰 (2011) 尖閣列島漁船衝突事件以後の中国からの釣り餌用エビ類及びその他の水生生物の輸入動向. 平成 23 年度日本水産学会秋季大会講演要旨集. 163.
- Roehrdantz, R. L. (1993) An improved primer for PCR amplification of mitochondrial DNA in a variety of insect species. *Insect Molecular Biology*, 2: 89-91.
- 齊藤英俊・丹羽信彰・河合幸一郎・今林博道 (2011) 西日本における釣り餌として流通される水生生物の現状. 広島大学総合博物館研究報告, 3: 45-57.
- Tamura, K., Peterson, D., Peterson, N., Stecher, G. & Kumar, S. (2011) MEGA5: Molecular evolutionary genetics analysis using maximum likelihood, evolutionary distance, and maximum parsimony methods.

Molecular Biology and Evolution, 28: 2731-2739.

Wrights, S. (1951) The genetical structure of populations. *Annals of Eugenetics*, 15: 323-354.

## はじめに

河川に生息する生物の多くは、河川形態や周辺土地利用などの流域環境の影響を受ける (Allan, 2004 ; Johnson & Host, 2010)。このため、農業の集約化や都市化の進行による流域環境の変化は、河川に生息する生物に様々な影響を及ぼしている (Urban et al., 2006 ; Schofield et al., 2008 ; Cunico et al., 2012 ; Lange et al., 2013)。また、流域環境の変化は、河川を通して沿岸域の生態系にも影響を及ぼすことが明らかにされており (山下・田中, 2008 ; 京都大学フィールド科学教育研究センター, 2011, 2012)、沿岸域での生物生産の安定化を目的として、「森・川・海のつながり」の回復に向けた様々な取り組みが全国各地で実施されている (水産庁漁港漁場整備部ほか, 2004 ; 海洋政策研究財団, 2011)。このように、河川生態系の保全は、河川に生息する生物だけでなく、沿岸域の生態系や生物生産を保全・維持していく上でも不可欠であり、生物と流域環境との関係を明らかにすることは、重要な課題の一つとなっている。

河川に生息する生物には、発育の段階で異なる環境を必要とする種が含まれている。例えば、水生昆虫類は、多くの種が幼虫の時期を水中で過ごし、成虫になると周辺の陸域を利用する。また、エビやカニなどの十脚甲殻類や魚類は、発育段階によって河川と海域を移動する両側回遊型の種を含んでおり、河口域から上流域までの広い範囲を利用している (McDowall, 2001, 2004, 2007 ; Bauer, 2011, 2013)。これらのうち、魚類や水生昆虫類では、河川内の環境だけでなく、樹林地や農耕地などの流域環境の影響を受けていることが明らかにされている (Schofield et al., 2008 ; Wilson & Xenopoulos, 2008 ; Cunico et al., 2012 ; Lange et al., 2013)。しかし、複数の河川を対象としてこれらの関係を調査した研究は少なく (Quinn & Hickey, 1990)、十脚甲殻類についてはほとんど行われていない。

そこで、本研究では、河川に生息する十脚甲殻類や魚類、水生昆虫類を対象として、これらの生息と河川の物理環境や水質、集水域の土地利用、河川間の距離によって生じる空間構造との関係を明らかにするため、紀伊半島の河川群を対象に調査を行った。

## 方法

### 調査河川

本研究では、紀伊半島西部から南部、東部にかけて位置する紀ノ川 (KN)、有田 (ありだ) 川 (AD)、広川 (HR)、日高川 (HD)、印南川 (IN)、切目川 (KR)、南部川 (MN)、芳養川 (HY)、左会津川 (HA)、富田川 (TN)、日置川 (HK)、周参見川 (SS)、有田 (ありた) 川 (AT)、鬮野川 (KJ)、古座川 (KZ)、田原川 (TH)、太田川 (OT)、熊野川 (KM)、宮川 (MY) の 19 河川を調査の対象とした (図 1)。それぞれの河川に、地点 1 として「汽水域」、地点 2 として「汽水域に近い淡水域」、地点 3 として「地点 2 とは環境が異なる淡水域」の計 3 地点を、河口から上流に向けて設定し、調査を行った。

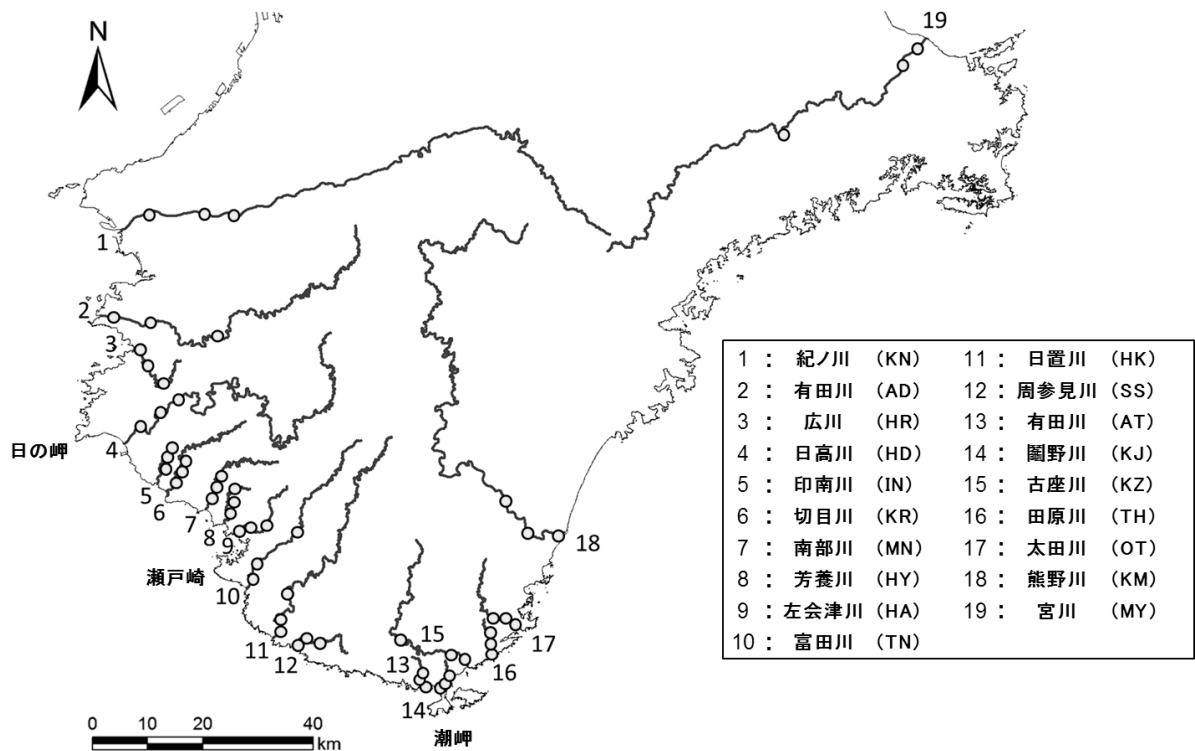


図1. 調査対象とした紀伊半島の19河川. 河川に記された○は調査地点を示す.

#### 十脚甲殻類・魚類・水生昆虫類の採集

2012年5月下旬から9月上旬にかけて、1河川当たり1回ずつ十脚甲殻類・魚類・水生昆虫類を採集した(表1)。各地点につき、流程100–200mの範囲内で、すくい取りとトラップによる採集を実施した。

すくい取りによる採集は、岸辺の植物や礫を足で蹴り上げ、植物や礫の間隙、砂や泥の中に潜んでいる対象生物や、石に付着している対象生物をタモ網(幅36cm、目幅2mm)ですくい取る方法で行った。一度にすくい取る範囲は、タモ網の幅×1mとした。これを1地点あたり、植生のある岸辺と瀬でそれぞれ10回ずつ行った。トラップによる採集は、淵などの深い場所や植生のある岸辺を対象として1地点あたり5か所を選び、午後にトラップ(魚キラー、TACTICS ENJOY)を設置して、翌日の午前中に回収する方法で行った。トラップのサイズは26cm×26cm×44cmで目幅は2mmである。トラップ

表1. 各河川の調査日.

河川名	記号	調査日
太田	OT	5月 29–30日
熊野	KM	30–31日
田原	TH	6月 1–2日
周参見	SS	6–7日
紀ノ川	KN	13–14日
日高	HD	14–15日
有田(ありた)	AT	26–27日
印南	IN	7月 4–5日
切目	KR	5–6日
南部	MN	10–11日
左会津	HA	11–12日
富田	TN	24–26日
日置	HK	26–28日
広	HR	8月 1–2日
有田(ありだ)	AD	7–10日
古座	KZ	21–24日
宮	MY	9月 4–7日
鬮野	KJ	11–12日
芳養	HY	26–27日

の上部についているポケットとトラップ内部に、粉末のウナギ養殖用配合飼料（くみあい配合飼料うなぎ養中用 A、中部水産株式会社）を水で練ったものを入れた。これらの方法で得られたサンプルは、地点ごとにまとめてアルコールで固定し、大学に持ち帰って十脚甲殻類、魚類、水生昆虫類に選別した。十脚甲殻類は、林 (1989a, 1989b, 1990, 1999, 2000) および浜野ほか (2000) に従って同定した。また、魚類は和歌山県立自然博物館の平嶋健太郎氏に、水生昆虫類は汀屋の向山創一郎氏にそれぞれ同定を依頼した。サンプルは可能な限り種レベルまで同定し、地点別に種ごとの個体数を集計した。3 地点のデータは合計して河川当たりのデータとし、 $\log(x+1)$  変換を行って解析に用いた。

### 水質分析

対象生物の採集を行った際、河川水を容量 1 リットルのポリプロピレン製ボトル 2 本に採取して持ち帰り、18 項目の水質を分析した。pH、溶存酸素濃度 (DO) および電気伝導度 (EC) については、水質チェッカー (TOADKK WQC-22A) を用いて、現地で測定した。

分析項目は、硝酸イオン ( $\text{NO}_3^-$ )、リン酸イオン ( $\text{PO}_4^{3-}$ )、無機態炭素 (IC)、重炭酸イオン ( $\text{HCO}_3^-$ )、硫酸イオン ( $\text{SO}_4^{2-}$ )、塩化物イオン ( $\text{Cl}^-$ )、ナトリウムイオン ( $\text{Na}^+$ )、カリウムイオン ( $\text{K}^+$ )、マグネシウムイオン ( $\text{Mg}^{2+}$ )、カルシウムイオン ( $\text{Ca}^{2+}$ )、鉄イオン (全 Fe)、アルミニウム (Al)、亜鉛 (Zn)、銅 (Cu)、カドミウム (Cd)、鉛 (Pb)、スズ (Sn)、水銀 (Hg) の 18 項目とした。このうち、 $\text{NO}_3^-$ 、 $\text{PO}_4^{3-}$ 、 $\text{SO}_4^{2-}$ 、 $\text{Cl}^-$  は、河川水を孔径  $0.45\mu\text{m}$  のメンブレンフィルターでろ過した後に分析した。IC、 $\text{HCO}_3^-$  は、河川水をろ過せずに分析した。 $\text{Na}^+$ 、 $\text{K}^+$ 、 $\text{Mg}^{2+}$ 、 $\text{Ca}^{2+}$ 、全 Fe、Al、Zn、Cu、Cd、Pb、Sn、Hg は、孔径  $0.45\mu\text{m}$  のシリンジフィルターでろ過しながら PP チューブに採水し、超微量金属測定用硝酸を添加して分析を行った。

$\text{NO}_3^-$  は、還元—ナフチルエチレンジアミン法で測定した。 $\text{PO}_4^{3-}$  は、モリブデン青法で測定した。IC は、島津製作所 TOC - 5000A を使用し、燃焼 - 非分散形赤外線ガス分析法で測定した。 $\text{SO}_4^{2-}$  は硫酸バリウムによる比濁法で、 $\text{Cl}^-$  はチオアシン酸第二水銀法で測定した。 $\text{HCO}_3^-$  の測定は、pH4.8 アルカリ度法を用いた。 $\text{Na}^+$ 、 $\text{K}^+$ 、 $\text{Mg}^{2+}$ 、 $\text{Ca}^{2+}$ 、全 Fe、Al、Zn、Cu、Cd、Pb、Sn、Hg は、Agilent7500ICP-MS を使用し、誘導プラズマ発光分析法で測定した。なお、分光高度計は HACH 社の DR - 2010 を使用した。

各河川に設定した 3 地点のうち、海水の影響を受けず、流域環境の影響が最も反映されていると考えられる地点 2 のデータを、各河川の代表値として解析に用いた。

### 河川内環境

河川内の物理的な環境要因として、調査地点ごとに水深、流速、川幅、水辺植生の長さや割合、サイズ別の礫数、堰の数、本川流路長を測定した。

水深は、生物の採集を行った場所ごとに計測し、流速は採集場所のうち 3 カ所で、プロペラ式流速計 (KENEK VR-301) を用いて測定した。川幅は、調査地点の流程 100—200m の範囲内の 3 カ所で、水際から対岸の水際までの長さを距離計 (Nicon LASER 350G) を用いて測定した。水辺植生の長さは、調査地点の流程 100m のうち、水際に植生がある岸辺の長さを距離計 (Nicon



LASER 350G) を用いて測定した。水辺の植生割合は、岸辺のすくい取りを行う際に植生の有無を記録し、1 地点 10 回あたりのすくい取りのうち、植生があった回数の割合とした。サイズ別の礫数は、1 地点あたり 3 カ所で河床の写真撮影し、1m×1m の範囲内にある礫を大きなものから 30 個選んで面積を測定した後、真円の面積としたときの半径を基準として計数した。礫のサイズは、半径が 5cm 未満、5cm 以上 10cm 未満、10cm 以上 15cm 未満、15cm 以上 20cm 未満、20cm 以上の 5 段階とした。これらの環境変数は、3 地点の平均値を各河川の代表値として解析に用いた。

また、堰の数は、河口から最上流部の調査地点 (地点 3) までに存在する堰の数を google map および現地踏査により計数した。本川流路長は、国土交通省の国土数値情報をもとに ArcMap10 を用いて算出した。

### 集水域の土地利用

集水域の土地利用データは、環境省の現存植生図をもとに ArcMap10 を用いて作成した。土地利用は、広葉樹林、針葉樹林、草地、湿性草地、タケ・ササ、住宅地、水田、畑、果樹園、その他の 10 項目に分類し、集水域に占める各土地利用項目の面積割合を河川ごとに算出した。面積割合は、各河川的全集水域を対象とした場合、川の中心線から両岸に向けて 500m のバッファを生成してその範囲内を対象とした場合、同様に 300m のバッファを生成してその範囲内を対象とした場合の 3 パターンで算出し (Morely and Karr, 2002 ; Allan, 2004)、どの範囲が選択されるのかを検討した。

### 空間変数

広域スケールで生物の分布を解析する場合、空間自己相関の問題が生じる。空間自己相関とは、「空間的に近い地点同士ほど、類似した種組成になる」現象を示すものであり、要因として、対象生物の移動分散能力や生息環境の類似度などが考えられる。空間自己相関が生じていると、種組成と環境要因との関係を解析する際に、説明変数の効果が過大あるいは過小に推定されるなどの誤った解釈につながる危険性が高まる (Legendre, 1993; Keitt et al., 2002 ; 奥田ほか, 2010)。そこで、本研究では、調査河川の空間自己相関を表現する変数 (空間変数) を作成し、共変数として解析することで空間自己相関の影響を取り除く方法を用いた (Borcard et al., 1992 ; 長谷川, 2006 ; 奥田ほか, 2010)。

空間変数は、河口部の位置情報をもとに Principal Coordinates of Neighbor Matrices (PCNM) (Borcard & Legendre, 2002) および Moran's eigenvector maps (MEM) (Dray et al., 2006; Legendre & Legendre, 2012) を用いて作成した。PCNM では、地点間の直線距離に基づいて空間変数を生成するため、河川のように流路でしか移動できない場合には問題があることが指摘されている (Landeiro et al., 2011)。そこで、PCNM を用いた場合と、河川間の沿岸距離に基づく MEM を用いた場合で空間変数を作成した。MEM で空間変数を作成する際には、(a) 全河川間で connectivity があると想定した場合、(b) 潮岬 (鬮野川と古座川の間に位置する岬) および熊野川と宮川の間を境に connectivity が無いと想定した場合、(c) 日の岬 (広川と日高川の間に位

置する岬)、瀬戸崎 (左会津川と富田川の間に位置する岬)、潮岬 (鬮野川と古座川の間に位置する岬) および熊野川と宮川の間を境に connectivity が無いと想定した場合でそれぞれ空間変数を作成した (図 1)。これらのうち、説明力が高い空間変数を解析に用いた。

PCNM および MEM による空間変数の作成は、フリー統計ソフトウェア R (R Core Team 2012) と拡張パッケージの PCNM を用いて行った。

### 統計解析

19 河川で採集した大型甲殻類、魚類、水生昆虫類の組成と環境変数との関係は、序列化手法の一つである Redundancy analysis (RDA) を用いて解析した。RDA は、種組成データに基づく序列化の過程に環境変数との線形結合を含んでおり、種組成の変動パターンと同時に環境要因との関係を解析することができる (Borcard et al., 1992 ; 長谷川, 2006)。本研究では、様々な環境要因を網羅的に調査していることから、組成のパターンと有意に関係する環境変数を抽出するため、環境変数との線形結合の過程で Monte Carlo permutation test による変数選択を行った。その際、有意水準を  $P < 0.05$  として変数を選択した。

環境変数は、河川内環境 (物理的要因・水質)、周辺土地利用、空間変数の 3 グループに分け、それぞれの分類群の組成データに対して Monte Carlo permutation test を行い、グループごとに変数を選択した。これら 3 つの変数グループが、各分類群の組成に及ぼす相対的な影響の大きさを、Variation partitioning (VP) により評価した。VP は、目的変数 (組成データ) 全体のばらつき (variation) を、説明変数グループのそれぞれによって説明される割合に分割する解析手法であり、説明変数グループの組み合わせを変えて RDA を繰り返すことで、それぞれの説明変数グループによって説明される割合を計算することができる (Borcard et al., 1992 ; Legendre et al., 2005 ; 奥田ほか, 2010)。また、各分類群の組成データと選択された環境変数との関係は、空間自己相関の影響を除くため、空間変数を共変数とする partial-RDA によって解析した (Borcard et al., 1992 ; 長谷川, 2006 ; 奥田ほか, 2010)。

RDA および VP による解析は、多変量解析ソフトウェアの Canoco 5 (Microcomputer Power 社) を用いて行った。

### 結果および考察

#### 十脚甲殻類

本調査により、19 河川において 26 種の十脚甲殻類を採集した (表 2)。芳養川では最も多い 18 種が確認され、有田 (ありだ) 川、鬮野川、田原川では 16 種、南部川、富田川、太田川では 15 種が確認された。一方、熊野川、紀ノ川では種数が少なく、それぞれ 6 種と 9 種であった。また、ミナミテナガエビ (*Macrobrachium formosense*) とモクズガニ (*Eriocheir japonicus*) は 19 河川すべてで確認され、ミゾレヌマエビ (*Caridina leucosticta*) は 17 河川、ヒラテナガエビ (*Macrobrachium japonicum*) とタイワンヒライソモドキ (*Ptychognathus ishii*) は 16 河川、スジエビ (*Palaemon paucidens*) は 15 河川で確認された。一方、ヌカエビ (*Paratya compressa improvisa*) やケフサヒライソモドキ (*Ptychognathus barbatus*)、アゴヒロカワガニ (*Ptychognathus altimanus*)、

表2. 19 河川で採集された十脚甲殻類の種および個体数<sup>1)</sup>

科名	種名	学名	河川 <sup>2)</sup>																	採集された 河川数				
			KN	AD	HR	HD	IN	KR	MN	HY	HA	TN	HK	SS	AT	KJ	KZ	TH	OT		KM	MY		
テナガエビ科	テナガエビ	<i>Macrobrachium nipponense</i>	*	23	9	1	0	0	0	0	8	6	6	3	0	0	1	10	0	8	0	24	11	
	ミナミテナガエビ	<i>Macrobrachium formosense</i>	*	20	94	161	28	25	88	143	69	109	52	47	56	98	147	145	55	140	19	7	19	
	ヒラテナガエビ	<i>Macrobrachium japonicum</i>	*	2	44	15	50	7	51	12	5	0	18	35	1	31	18	19	6	6	0	0	16	
	スジエビ	<i>Palaemon paucidens</i>	*	0	5	0	36	4	5	114	42	7	26	16	2	0	0	200	37	149	13	30	15	
	スジエビモドキ	<i>Palaemon serrifer</i>	*	492	183	26	1	0	0	19	18	0	64	73	0	6	150	3	355	2	2	0	14	
	ヌマエビ科	ヌマエビ	<i>Paratya compressa compressa</i>	*	1	31	5	16	0	0	605	0	0	1574	208	86	125	115	786	211	461	0	0	13
		ヌカエビ	<i>Paratya compressa improvisa</i>	*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	103	1
		ヤマトヌマエビ	<i>Caridina multidentata</i>	*	0	21	8	8	0	7	264	27	0	465	63	139	178	18	44	9	20	0	1	15
		ミノレヌマエビ	<i>Caridina leucosticta</i>	*	0	349	1166	253	96	519	298	3206	53	1697	356	419	91	103	1062	31	305	0	1964	17
		ヒメヌマエビ	<i>Caridina serratirostris serratirostris</i>	*	0	0	3	215	3	43	45	27	0	41	0	80	88	7	46	9	57	0	0	13
トゲナシヌマエビ		<i>Caridina typus</i>	*	0	1	0	0	8	3	26	20	6	5	1	0	246	187	6	1	2	0	1	14	
サワガニ科	ミナミヌマエビ	<i>Neocaridina denticulata</i>	*	0	297	0	7	0	0	18	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	
	サワガニ	<i>Geothelphusa dehaani</i>	*	0	1	12	0	0	0	0	0	1	0	0	1	3	25	0	2	0	0	0	7	
	モズガニ科	モズガニ	<i>Eriocheir japonicus</i>	*	35	6	108	44	27	23	87	49	32	24	36	118	41	31	38	46	37	12	72	19
		ケフサヒライソノモドキ	<i>Psychognathus bartus</i>	*	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
		アゴヒロカワガニ	<i>Psychognathus altinamus</i>	*	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
		タイワンヒライソノモドキ	<i>Psychognathus ishii</i>	*	7	8	18	0	20	1	114	189	2	1	2	1	162	64	2	55	8	0	0	16
		ヒメヒライソノモドキ	<i>Psychognathus capillidigitatus</i>	*	0	9	0	0	0	0	0	63	0	0	2	0	0	23	0	37	4	0	0	6
		トゲアシヒライソノモドキ	<i>Parapyxidognathus delanira</i>	*	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
		オオヒライソノガニ	<i>Varuna litterata</i>	*	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2
		ケフサソノガニ	<i>Hemigrapsus penicillatus</i>	*	18	8	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	4	0	6	0	4	12	7
ベンケイガニ科		タカノケフサソノガニ	<i>Hemigrapsus takanoi</i>	*	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2
		クロベンケイガニ	<i>Chironomites dehaani</i>	*	0	2	1	2	6	0	1	1	11	2	7	0	2	0	0	0	0	0	7	11
	フタバカクガニ	<i>Perisesarma bidens</i>	*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	1	
	ムツハリアケガニ科	アリアケモドキ	*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
	カワスナガニ	<i>Deiratonotus japonicus</i>	*	0	0	0	1	1	0	24	1	3	8	31	15	19	6	1	53	20	1	0	14	
種数				9	16	12	12	11	10	15	18	11	15	13	11	13	16	13	16	15	6	11	26	

<sup>1)</sup> 個体数は、各河川に設定した3地点の合計値を示す。

<sup>2)</sup> 河川の記号は、図1の凡例を参照。

\* 解析に用いた種であることを示す。

フタバカクガニ (*Perisesarma bidens*)、アリアケモドキ (*Deiratonotus cristatus*) は1 河川のみで、トゲアシヒライソガニモドキ (*Parapyxidognathus deianira*) やオオヒライソガニ (*Varuna litterata*)、タカノケフサイソガニ (*Hemigrapsus takanoi*) は2 河川で採集された。

本調査により、汽水域の地点1 では、多くのカニ類が採集された。このうち、アゴヒロカワガニは芳養川での1 個体のみであったが、紀伊半島で生息が確認された2 例目であり、新たな生息地の発見となった。また、カワスナガニはこれまで、富田川よりも南に生息すると考えられていたが、北側の左会津川、芳養川、南部川、印南川、日高川にも生息することが、明らかとなり、こちらも新たな生息地の発見となった。また、エビ類では、紀伊半島の河川でのテナガエビ (*Macrobrachium nipponense*) の生息が、有田 (ありだ) 川 (野元ほか, 2002) と日置川 (Mashiko, 1990) を除きほとんど確認されていなかったが (原田, 2004, 2005, 2006)、本調査により、紀ノ川、広川、南部川、芳養川、左会津川、富田川、鬮野川、古座川、宮川にも生息することが明らかとなった。

採集した十脚甲殻類のうち、汽水域に生息するカニ類には、採集されたのが2 河川以下の種が多く含まれていた。RDA を含む序列化手法では、生息する河川数が少ない種を含めて解析を行うと結果に問題が生じることから (McCune & Grace, 2002)、本報告ではおもに淡水域に生息する12 種のデータを使用し、汽水域に生息するカニ類、および、宮川でしか採集されなかったヌカエビは解析から除いた (表2)。

#### (1) 3 つの変数グループが十脚甲殻類の種組成に及ぼす相対的な影響度

環境要因を3 つの変数グループに分け、Monte Carlo permutation test (有意水準  $P < 0.05$ ) により変数を選択した結果、河川内環境では、植生割合、リン酸イオン濃度、全窒素濃度の3 変数を選択された。また、集水域土地利用では、河川中心線から500m のバッファを生成した場合の湿性草地面積割合と宅地面積割合の2 変数、空間変数では、4 カ所の connectivity が無いと想定した (c) の場合の3 変数を選択された。これらの変数を用いて VP による解析を行った結果を図2 に示す。3 つの変数グループにより、19 河川における12 種の種組成の変動のうち、49.2% を説明することができた。このうち、河川内環境は20.5%、集水域土地利用は5.2%、空間変数は10.4%、3 変数グループ間で分離できない部分は13.1%となり、河川内環境の影響が最も大きいことが明らかとなった。

また、空間変数の相対的な影響度は10.4%であったが、集水域土地利用よりも大きく、河川間の種組成に空間自己相関が生じている、すなわち、河川間の種組成に空間的な偏りがあることが示唆された。選択された空間変数は、(c) 日の岬、瀬戸崎、潮岬および熊野川と宮川の間を境に connectivity が無い、と想定して作成したものであることから、この4 カ所で分けられたそれぞれの範囲内で偏りが生じていると考えられる。解析に用いた十脚甲殻類は、そのほとんどが河川で孵化した幼生が汽水域あるいは海域に流下して浮遊幼生期をおくり、稚エビに成長して河川を遡上するという、両側回遊型の生活史を持っている (Bauer, 2011, 2013)。また、浮遊幼生期の塩分耐性は、種によって異なることが明らかにされている (Hayashi & Hamano, 1984 ; 今井ほか, 2001 ; 中原ほか, 2005 ; 川村・秋山, 2010)。海域に流下した浮遊幼生は、沿

岸の潮の流れによって分散すると考えられることから（関口，1992, 2009）、浮遊幼生の期間や塩分耐性、あるいは、潮の流れの方向や強さ、河口域の環境などの違いによって、河川での生息に偏りが生じていると推測される。幼生の分散・定着と関連する環境要因は、実測によるデータ化が難しく、本研究でこの点を明らかにすることはできなかった。また、種組成データを用いた解析では年変動による影響を考慮する必要があり、1年だけのデータで河川間に生じる空間構造との関係を解析することは難しいと考えられる。しかし、各河川における遺伝的集団構造を種ごとに解析すれば（例えば、Cook et al., 2009 ; Splendiani et al., 2013）、河川間での遺伝的多様度などの違いを用いて、河川間に生じる空間構造との関係を明らかにすることができるかもしれない。これについては、各河川で採集したサンプルがアルコール固定により保存されていることから、今後の課題としたい。

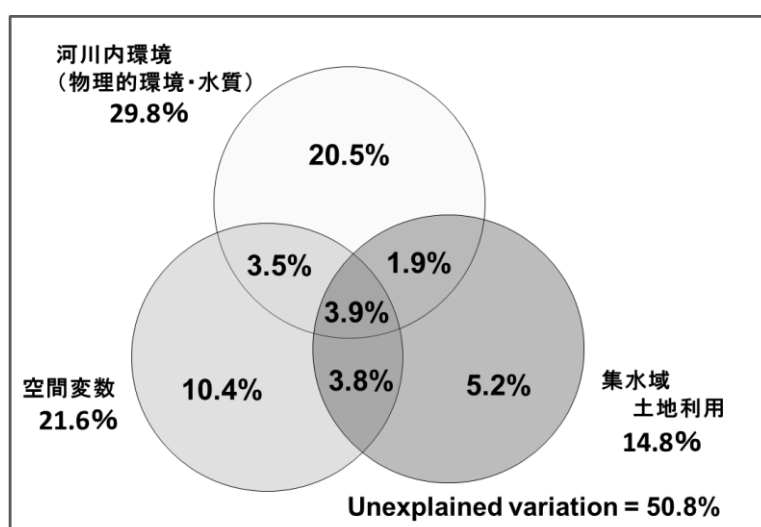


図2. 十脚甲殻類における variation partitioning の結果.

## (2) 十脚甲殻類の種組成と環境変数との関係

十脚甲殻類 12 種の種組成と、Monte Carlo permutation test（有意水準  $P < 0.05$ ）により選択された河川内環境（植生割合、リン酸イオン濃度、全窒素濃度）、集水域土地利用（湿性植物面積割合（500m）、宅地面積割合（500m））との関係は、空間変数を共変数としてその影響を取り除く partial-RDA により解析した（Borcard et al., 1992 ; 長谷川，2006 ; 奥田ほか，2010）。その結果を図3に示す。

RDA を含む序列化手法では、各調査地点における種組成データの特徴を集約して2次元平面（実際には多次元空間であるが、ほとんどの場合、統計的に意味のある関係は2次元平面に集約される）に配置し、地点間の種組成の特徴を視覚化する。すなわち、2次元平面上で近い距離にある地点は種組成が似ており、逆に遠いほど種組成が異なっていると解釈できる。また、図3の破線の矢印は環境変数の変化の傾向、矢印は種の出現傾向を示し、長いほど影響が大きい。したがって、矢印の先端方向に配置されている河川では、その矢印の環境変数あるいは種と正の関係が、矢印と反対の方向に配置されている河川では負の関係が強い傾向にあることを

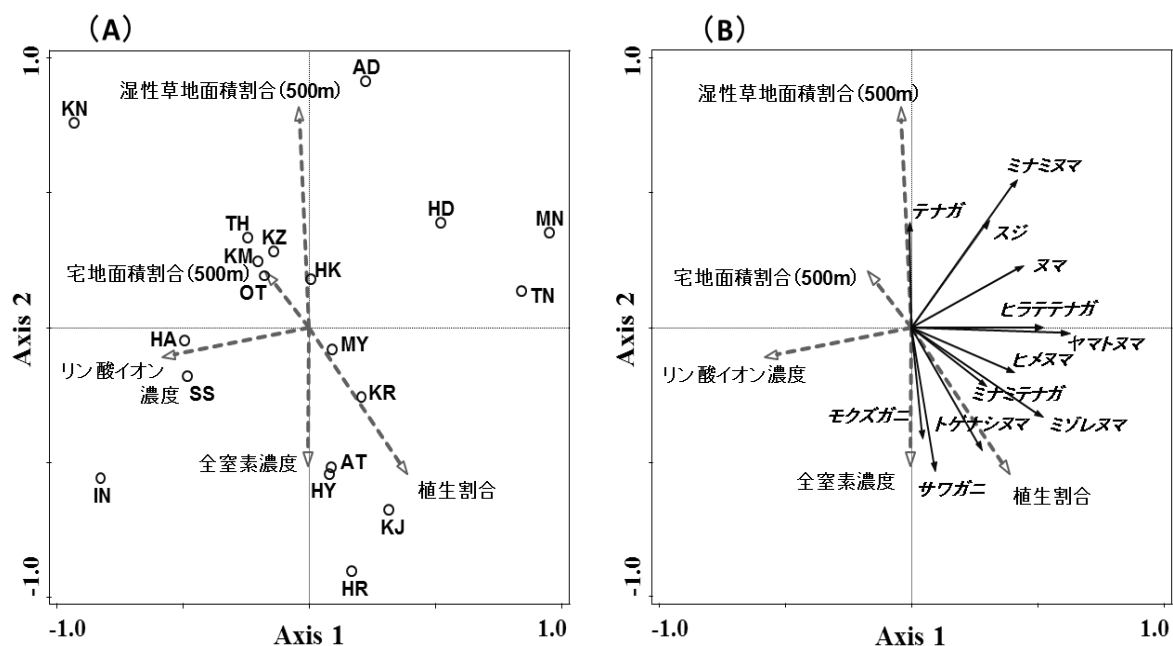


図 3. 十脚甲殻類における空間変数の影響を除いた partial-RDA の結果. (A) は河川と環境要因との関係、(B) は種と環境要因との関係を示す. ○は河川、破線の矢印は環境要因、矢印は種の出現傾向を示す.

示す。また、環境変数の矢印と種の矢印が同じ方向を示す場合は正の関係が、お互いが反対の方向を示す場合は負の関係が強い傾向にあることを示している。partial-RDA の結果、紀ノ川や有田川、日高川、南部川、田原川、古座川では、500m バッファ内の湿性草地や宅地の面積割合が高い傾向にあり (図 3-A)、テナガエビやミナミヌマエビ (*Neocaridina denticulata*)、スジエビが多い傾向にあることが示された (図 3-B)。また、広川や瀬野川、芳養川、有田 (ありた) 川、切目川では水辺の植生割合が高い傾向にあり、トゲナシヌマエビ (*Caridina typus*) やミゾレヌマエビ、サワガニ (*Geothelphusa dehaani*)、モクズガニ、ミナミテナガエビ、ヒメヌマエビが多い傾向にあるという結果となった。河川内の植生が、ヌマエビ類の生息場所あるいは捕食者からの回避場所としての役割を果たしていることは、これまでの研究で指摘されている (井手口・山平, 2004 ; Saito et al., 2012 ; Yatsuya et al., 2012)。本調査においても、岸辺の植生割合がトゲナシヌマエビやミゾレヌマエビ、ミ

表 3. 宅地面積割合 (500m) と水質項目との相関関係 (ピアソンの積率相関係数)。

宅地面積割合 (500m)	
DO	-0.064
EC	0.682 **
pH	0.632 **
Na	0.506 *
K	0.490 *
Mg	0.580 **
Ca	0.820 ***
Cl	0.293
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	0.578 **
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0.758 ***
TC	0.635 **
TOC	0.194
IC	0.765 ***
TP	0.532 *
PO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> -P	0.603 **
TN	0.397
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	0.719 ***
Dsi	-0.032
Al	0.599 **
Zn	0.218
Fe	0.667 **

\*  $P < 0.05$ , \*\*  $P < 0.01$ , \*\*\*  $P < 0.001$

ナミテナガエビ、ヒメヌマエビ、および、サワガニやモクズガニの生息と関係していることが明らかとなった。一方、印南川や周参見川、左会津川ではリン酸イオン濃度が高い傾向にあり（図 3-A）、ほとんどの種が少ない傾向にあることが示された（図 3-B）。また、宅地面積割合（500m）が高い河川では、トゲナシヌマエビやミゾレヌマエビ、ミナミテナガエビ、ヒメヌマエビ、サワガニ、モクズガニが少ない傾向にあることが示された。宅地面積割合（500m）は、多くの水質項目と正の相関関係にあることから（表 3）、宅地に由来する何等かの要因が水質を介して十脚甲殻類の生息に影響を及ぼしていると考えられる。

これらの結果から、19 河川における大型甲殻類 12 種の種組成は、河川内の植生状況の影響を受けていることが明らかとなり、宅地に由来する何等かの要因が水質を介して影響を及ぼしている可能性が示された。

## 魚類

本調査により、19 河川において 59 種の魚類を採集した（表 4）。芳養川では最も多い 27 種が確認され、広川では 23 種、左会津川では 22 種、古座川と宮川では 19 種、紀ノ川や有田（ありた）川、日置川では 18 種が確認された。一方、周参見川や有田（ありた）川、熊野川では種数が 10 種で最も少なく、日高川では 11 種、鬮野川では 12 種であった。また、19 河川すべてで採集されたのはチチブ（*Tridentiger obscurus*）のみであり、カワムツ（*Candidia temminckii*）とゴクラクハゼ（*Rhinogobius giurinus*）は 18 河川、ミミズハゼ（*Luciogobius guttatus*）とシマヨシノボリ（*Rhinogobius* sp. CB）はそれぞれ 17 河川と 16 河川で採集された。一方、1 河川のみでしか採集されなかった種は 18 種におよび、2 河川のみでしか採集されなかった種も 8 種に達した。

本調査によって、芳養川で 1 個体のみオオウナギ（*Anguilla marmorata*）の稚魚が採集された。紀伊半島の河川でオオウナギが採集されるのは稀であり、稚魚にいたっては採集記録がほとんどないことから、極めて貴重な採集記録となった。また、有田（ありた）川で 1 個体のみ採集されたナガレミミズハゼ（*Luciogobius* sp.）は、紀伊半島で生息が確認された数少ない事例あり、新たな生息地の発見となった。

採集した魚類のうち、半数近い 26 種は 2 河川以下でしか確認されなかった。RDA を含む序列化手法では、生息する河川数が少ない種を含めて解析を行うと結果に問題が生じることから（McCune & Grace 2002）、魚類については属レベルで組成データをまとめ、おもに海域に生息するゴンズイ属やフェダイ属、シマイサキ属、トラフグ属、および、2 河川以下でしか確認されなかった 15 属のデータを除いた後（表 5）、RDA および VP を用いて環境要因との関係を解析した。

### (1) 3 つの変数グループが魚類の組成に及ぼす相対的な影響度

3 つの変数グループについて、Monte Carlo permutation test（有意水準  $P < 0.05$ ）による変数選択を行った結果、河川内環境では、本川流路長、堰の数の 2 変数が選択された。また、集水域土地利用では、集水域全体に占める果樹園面積割合の 1 変数、空間変数では、4 カ所の connectivity

表 4. 19 河川で採集された魚類の種および個体数<sup>1)</sup>

目名	科名	属名	種名	学名	河川 <sup>2)</sup>																						
					KN	AD	HR	HD	IN	KR	MN	HY	HA	TN	HK	SS	AT	KJ	KZ	TH	OT	KM	MY				
ウナギ目	ウナギ科	ウナギ属	ウナギ	<i>Anguilla japonica</i>	1	1	0	0	2	0	0	0	2	2	0	1	0	0	0	0	1	0	0	7			
			オオウナギ	<i>Anguilla marmorata</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1		
ヤツメウナギ目	ヤツメウナギ科	カワヤツメ属	カワヤツメ	<i>Lateolabrax temminckii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1			
コイ目	コイ科	フナ属	ギンブナ	<i>Carassius auratus langsdorfi</i>	0	0	1	0	7	1	0	4	23	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5			
			カンゴロウブナ	<i>Carassius cuvieri</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1		
			ヌマムツ	<i>Candidia sieboldii</i>	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1		
			カワムツ	<i>Candidia temminckii</i>	2	9	18	29	0	2	11	111	1	63	39	30	38	130	2	9	15	7	4	18			
			ウグイ	<i>Tribolodon hakonensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	4	0	12	1	0	4			
			ハス属	<i>Opsarichthys platypus</i>	0	5	14	6	1	80	2	17	2	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	10		
			コイ属	タモロコ属	タモロコ	<i>Opsarichthys spp.</i>	50	12	4	7	0	13	32	164	2	2	0	0	2	0	30	0	0	0	11		
					タモロコ	<i>Gnathopogon elongatus elongatus</i>	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
			ニゴイ属	ヘミハヤ属	ニゴイ	<i>Hemibarbus barbus</i>	27	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
					タカハヤ	<i>Phoxinus oxycephalus joiyai</i>	0	0	0	0	0	0	5	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
			スゴモロコ属	シマドジョウ属	シマドジョウ	<i>Rhodeus ocellatus ocellatus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	
					シマドジョウ	<i>Squalidus chankaensis tsuchigae</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	38	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
			カダヤシ目	カダヤシ科	カダヤシ属	カダヤシ	<i>Cobitis biwaie</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
						カダヤシ	<i>Misgurnus anguillicaudatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
			ナマズ目	ナマズ科	ナマズ属	ナマズ	<i>Gambusia affinis affinis</i>	0	0	0	0	0	0	0	10	27	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
						ナマズ	<i>Pseudobagrus nadiceps</i>	3	5	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
			スズキ目	カワアナゴ科	カワアナゴ属	カワアナゴ	<i>Silurus asotus</i>	0	0	1	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
カワアナゴ	<i>Liobaegrus reini</i>	0				2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2			
カワアナゴ	<i>Plotosus japonicus</i>	0				0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	2	0	0	0	0	3			
カワアナゴ	<i>Ereotris oxycephala</i>	2				0	2	5	6	1	0	2	0	4	4	0	0	1	1	0	4	4	2	13			
カワアナゴ	<i>Eleotris acanthopoma</i>	0				2	0	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2	0	0	5		
カワアナゴ	<i>Eleotris fusca</i>	0				0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1		
カワアナゴ	<i>Eleotris spp.</i>	0				0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2		
カワアナゴ	<i>Acanthogobius flavimanus</i>	1				0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	3		
カワアナゴ	<i>Favonigobius gymnauchen</i>	1				0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	5	0	0	0	7	4		
カワアナゴ	<i>Glossogobius olivaceus</i>	1				0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3		
カワアナゴ	<i>Gymnogobius breunigii</i>	0				0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1		
カワアナゴ	<i>Gymnogobius pascuensis</i>	0				0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	1	1	0	0	0	1	4	3	1	10		
カワアナゴ	<i>Luciogobius pallidus</i>	0				0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1		
カワアナゴ	<i>Luciogobius guttatus</i>	9	4	8	3	1	1	5	2	2	14	9	4	0	5	11	12	3	2	0	17						
カワアナゴ	<i>Luciogobius sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1					
カワアナゴ	<i>Mugilogobius abei</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3					
カワアナゴ	<i>Redigobius liokeanus</i>	0	5	31	0	1	0	1	196	1	0	1	4	0	2	5	2	3	0	1	13						
カワアナゴ	<i>Rhinogobius brunneus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	2					
カワアナゴ	<i>Rhinogobius fluminis</i>	10	14	5	7	0	0	9	0	2	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	9					
カワアナゴ	<i>Rhinogobius fluviatilis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1					



表 4 の続き。

目名	科名	属名	種名	学名	河川 <sup>2)</sup>																				採集された 河川数	
					KN	AD	HR	HD	IN	KR	MN	HY	HA	TN	HK	SS	AT	KJ	KZ	TH	OT	KM	MY			
スズキ目	ハゼ科	ヨシノボリ属	ゴクラクハゼ	<i>Rhinogobius giurinus</i>	7	1	1	3	5	3	8	41	6	7	4	11	7	0	9	10	8	5	12	18		
			ルリヨシノボリ	<i>Rhinogobius</i> sp. CO	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	3	0	0	3	3
			シマヨシノボリ	<i>Rhinogobius</i> sp. CB	0	1	4	3	7	2	3	8	11	0	7	8	4	6	4	6	4	7	7	0	6	16
		ボウスハゼ属	ボウスハゼ	<i>Sicyopterus japonicus</i>	0	0	46	0	1	0	46	10	75	15	5	3	3	0	15	0	0	0	0	3	12	12
			ヌマチチブ	<i>Tridentiger brevispinis</i>	4	2	0	0	0	0	0	0	5	4	0	0	0	0	3	6	1	25	3	9	9	9
			チチブ	<i>Tridentiger obscurus</i>	3	3	6	6	1	3	3	11	11	10	6	5	5	26	12	60	29	1	9	19	19	19
		ゴマハゼ属	アカオビシマハゼ	<i>Tridentiger trigonocephalus</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3
			ゴマハゼ	<i>Pandaka lidwilli</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	2
			シロウオ属	<i>Pandaka lidwilli</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
		クロユリハゼ科	サツキハゼ	<i>Parieglossus dotui</i>	0	23	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
フエダイ属	<i>Lafjanus russelli</i>		0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1		
シマイサキ科	<i>Rhyncopelates oxyrhynchus</i>		0	3	2	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	2	5		
フグ目	フグ科	トラフグ属	クサフグ	<i>Takifugu niphobles</i>	1	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	2	1	4	1	0	0	9		
ダツ目	メダカ科	メダカ属	メダカ	<i>Oryzias latipes</i>	1	0	0	0	0	1	0	5	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4		
トガウオ目	ヨウジウオ科	テングヨウジ属	イツセンヨウジ	<i>Microphis leaspis</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	3		
			テングヨウジ	<i>Microphis brachyurus brachyurus</i>	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	4	
		カワヨウジ属	カンテンシヨウジ	<i>Hippichthys penicillus</i>	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
種数					18	18	23	11	13	14	13	27	22	16	18	10	10	12	19	14	14	10	19	59		

1) 個体数は、各河川に設定した3地点の合計値を示す。

2) 河川の記号は、図1の凡例を参照。

表5. 解析に用いた魚類の属レベルの組成データ.

目名	科名	属名	河川 <sup>1)</sup>																	採集された 河川数				
			KN	AD	HR	HD	IN	KR	MN	HY	HA	TN	HK	SS	AT	KJ	KZ	TH	OT		KM	MY		
ウナギ目 コイ目	ウナギ科	ウナギ属	1	1	0	0	2	0	0	1	2	2	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	8	
	コイ科	フナ属	0	0	1	0	7	1	0	5	23	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	
		カワムツ属	2	9	18	33	0	2	11	111	1	63	39	30	38	130	2	9	15	7	4	18	18	
ナマズ目		ウグイ属	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	4	0	12	1	0	4	4	
		ハス属	50	17	18	13	1	93	34	181	4	4	0	0	2	0	30	0	0	0	1	13	13	
	ギギ科	ギバ子属	3	5	2	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	
スズキ目	ナマズ科	ナマズ属	0	0	1	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	
	カワアナゴ科	カワアナゴ属	2	2	3	5	6	1	0	6	0	4	5	0	0	1	1	2	4	4	3	15	15	
	ハゼ科	マハゼ属	1	0	0	0	1	0	0	0	2	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	3	6	
トゲウオ目		ヒメハゼ属	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	5	0	0	0	0	7	4	
		ウロハゼ属	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	
		ウキゴリ属	0	0	0	0	0	1	0	0	1	3	2	1	0	0	1	1	4	3	3	10	10	
		ミズハゼ属	9	4	8	3	1	1	6	2	2	14	9	4	1	5	11	12	3	2	0	18	18	
		アベハゼ属	0	0	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3	
		ヒナハゼ属	0	5	31	0	1	0	1	196	1	0	1	4	0	2	5	2	3	0	1	13	13	
		ヨシノボリ属	19	16	64	13	13	5	66	59	95	29	16	22	21	6	30	20	18	5	27	19	19	
		ボウスハゼ属	0	0	2	0	2	0	2	1	1	4	1	0	10	1	2	5	9	6	0	13	13	
		チヂブ属	7	6	7	6	1	3	3	11	11	15	10	5	5	26	15	66	30	26	15	19	19	
	ダツ目	メダカ科	メダカ属	1	0	0	0	0	1	0	5	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	4
	トゲウオ目	ヨウジウオ科	テングヨウジ属	0	0	0	0	0	1	0	3	2	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	5	5
	属数			12	9	12	6	11	10	7	15	14	10	11	7	6	9	12	8	9	9	11	20	20

<sup>1)</sup> 河川の記号は、図1の凡例を参照。

が無いと想定した (c) の場合の 1 変数が選択された。これらの変数を用いて VP による解析を行った結果を図 4 に示す。3 つの変数グループにより、19 河川における 12 種の種組成の変動のうち、24.9%を説明することができた。このうち、河川内環境は 4.2%、集水域土地利用は 4.0%、空間変数は 3.6%、3 変数グループ間で分離できない部分は 13.1%となり、河川内環境および集水域土地利用がほぼ同等の影響度であることが明らかとなった。

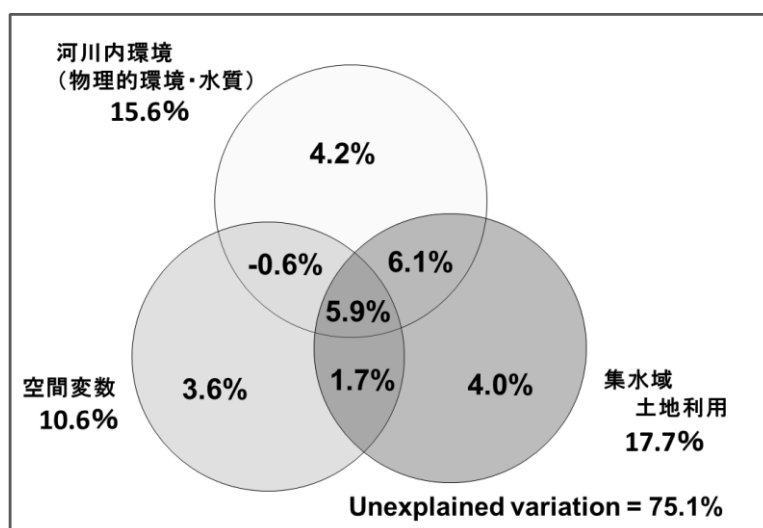


図 4. 魚類における variation partitioning の結果.

## (2) 魚類の組成と環境変数との関係

魚類 20 属の組成データと、Monte Carlo permutation test (有意水準  $P < 0.05$ ) により選択された河川内環境 (本川流路長、堰の数)、集水域土地利用 (集水域全体に占める果樹園面積割合) との関係は、空間変数を共変数としてその影響を取り除く partial-RDA により解析した (Borcard et al., 1992 ; 長谷川, 2006 ; 奥田ほか, 2010)。その結果を図 5 に示す。

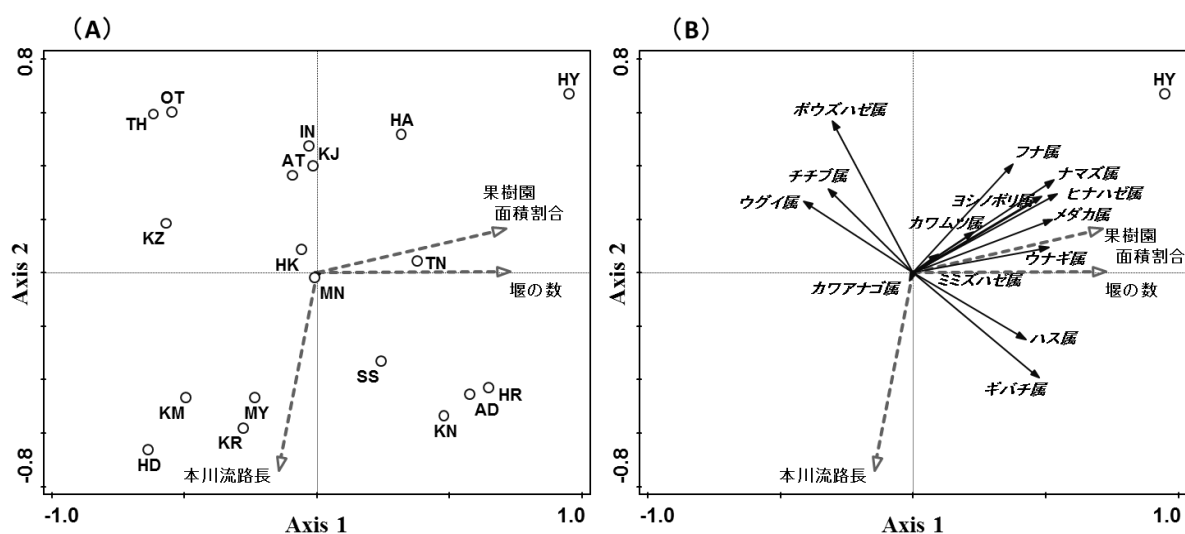


図 5. 魚類における空間変数の影響を除いた partial-RDA の結果. (A) は河川と環境要因との関係、(B) は種と環境要因との関係を示す。○は河川、破線の矢印は環境要因、矢印は種の出現傾向を示す。

日高川や熊野川、宮川、紀ノ川、有田（ありだ）川など、本川流路長が長い河川では（図 5-A）、ギバチ属（*Pseudobagrus*）やハス属（*Opsariichthys*）以外の生息が少ない傾向にあることが示された（図 5-B）。紀伊半島では、2011 年の台風 12 号に伴う豪雨により（気象庁，2011；増田，2012）、多くの河川が氾濫する大洪水となった。大洪水は、河川に生息する魚類の個体数を減少させ、回復までに 5 年を要したとする報告がある

（Kano et al., 2011）。本研究において、本川流路長は洪水時の最大流量との相関が高かったことから（ $r = 0.918, P < 0.0001$ ）、本川流路長が長い河川で属レベルの魚類の組成が貧弱なのは、台風 12 号に伴う洪水の影響が要因の一つになっていると考えられる。

一方、芳養川や左会津川、富田川、広川、有田（ありだ）川、紀ノ川では、果樹園面積割合が高く、堰の数が多い傾向にあり（図 5-A）、メダカ属（*Oryzias*）やウナギ属（*Anguilla*）、ヒナハゼ属（*Redigobius*）、ナマズ属（*Silurus*）、ヨシノボリ属（*Rhinogobius*）、フナ属（*Carassius*）、カワムツ属（*Candidia*）、ハス属（*Opsariichthys*）、ギバチ属（*Pseudobagrus*）が多い傾向にあることが示された（図 5-B）。これらの属には、流れの緩やかな環境を好む属が含まれていることから、堰が多い河川にこれらが多く生息する傾向にあると考えられる。また、果樹園面積割合は、河川内環境と分離できない 12%（6.1%+5.9%）の影響度を持っており（図 4）、多くの水質項目と正の相関関係にあることから（表 6）、果樹園で使用される肥料等が河川に流入し、水質を介して魚類の組成に影響を及ぼしていると考えられる。

表 6. 果樹園面積割合と水質項目との相関関係（ピアソンの積率相関係数）。

果樹園面積割合	
DO	-0.291
EC	0.903 ***
pH	0.448
Na	0.798 ***
K	0.624 **
Mg	0.852 ***
Ca	0.800 ***
Cl	0.672 **
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	0.825 ***
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0.827 ***
TC	0.828 ***
TOC	0.424
IC	0.839 ***
TP	0.488 *
PO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> -P	0.454
TN	0.543 *
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	0.826 ***
Dsi	0.524 *
Al	0.566 *
Zn	-0.070
Fe	0.730 ***

\*  $P < 0.05$ , \*\*  $P < 0.01$ , \*\*\*  $P < 0.001$

### 水生昆虫類

本調査により、19 河川において 139 種の水生昆虫類を採集した（表 7）。鬮野川では最も多い 51 種が確認され、南部川では 49 種、日高川と広川では 46 種、有田（ありだ）川と芳養川ではそれぞれ 38 種と 36 種が確認された。一方、田原川では 10 種で最も少なく、熊野川では 11 種、印南川では 17 種であった。また、19 河川すべてで採集された種はおらず、キブネタニガワカゲロウ（*Ecdyonurus kibunensis*）は 16 河川、ユスリカ科 *Polypedilum* 属の一種が 15 河川、シロタニガワカゲロウ（*Ecdyonurus yoshidae*）やコオニヤンマ（*Sieboldius albardae*）、ユスリカ科 *Conchapelopia* 属の一種、ユスリカ科 *Tanytarsus* 属の一種が 14 河川で採集された。一方、1 河川

表 7. 19 河川で採集された水生昆虫類の種および個体数<sup>1)</sup>

目名	科名	種名	学名	河川 <sup>2)</sup>																	採集された 河川数				
				KN	AD	HR	HD	IN	KR	MN	HY	HA	TN	HK	SS	AT	KJ	KZ	TH	OT		KM	MY		
アミメカゲロウ目 カゲロウ目	シロカゲロウ科	シロカゲロウ科の一種	<i>Neurorhidae</i> gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
	カワカゲロウ科	キイロカワカゲロウ	<i>Potamanthus formosus</i>	82	11	12	0	0	0	33	39	17	6	0	0	8	7	0	0	0	1	0	0	0	2
	コカゲロウ科	ミツオミジカオフタバコカゲロウ	<i>Acentrella gnom</i>	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
		ヨシノコカゲロウ	<i>Alarites yoshinensis</i>	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
		フタバコカゲロウ	<i>Baetiella japonica</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
		ウヤマガリコカゲロウ	<i>Baetis flexifemora</i>	0	0	0	1	0	0	2	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
		サホコカゲロウ	<i>Baetis sahoensis</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
		シロハラコカゲロウ	<i>Baetis thermicus</i>	0	0	0	0	0	0	16	0	1	0	0	0	0	2	37	0	0	0	0	0	0	4
		フタモンコカゲロウ	<i>Baetis taiwanensis</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2	0	0	2	8	0	0	5
		Baetis 属の一種	<i>Baetis</i> sp.	0	6	5	4	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	6
		Baetis 属の一種	<i>Baetis</i> spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
		Cloeon 属の一種	<i>Cloeon</i> sp.	0	3	5	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
		ウスイロフヒゴカゲロウ	<i>Labioabaetis atrebatinus orientalis</i>	0	0	0	2	9	3	25	0	3	25	0	3	0	0	1	8	1	0	0	0	0	8
		Proclleon 属の一種	<i>Proclleon</i> sp.	2	1	2	1	2	0	2	0	5	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	10
		オオシロカゲロウ	<i>Ephoron shigae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	シロイロカゲロウ科	チラカゲロウ科	チラカゲロウ	0	130	7	4	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	5
		トビイロカゲロウ科	ヒメトビイロカゲロウ	15	97	100	0	0	4	77	49	1	6	3	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	11
			オオトゲエラカゲロウ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1
			Caenis 属の一種	3	1	3	0	0	1	0	6	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
		オニヒメタニガワカゲロウ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	6	5	1	0	0	0	0	0	0	0	4	
		キツネタニガワカゲロウ	11	123	22	51	0	8	18	1	0	3	34	3	7	381	3	0	12	113	58	0	16		
		トラタニガワカゲロウ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
		シロタニガワカゲロウ	0	137	42	63	0	9	299	6	3	2	87	3	8	401	8	0	0	0	0	0	0	14	
		ウエノヒラカゲロウ	0	1	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	
		エルモンヒラカゲロウ	0	67	21	181	0	0	80	0	0	0	7	0	0	31	153	4	0	0	0	0	0	9	
		キョウトキハダヒラカゲロウ	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
		サツキヒメヒラカゲロウ	0	1	0	3	0	0	0	0	0	0	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	
		Rhithrogena 属の一種	0	1	0	37	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	17	0	3	0	0	0	5	
		ヨシノマダラカゲロウ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2	
		イシワタマダラカゲロウ	0	6	9	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	3	1	0	0	0	7	
		クシガマダラカゲロウ	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	
		エラブタマダラカゲロウ	5	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	
		アカマダラカゲロウ	0	13	24	10	0	5	48	1	2	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	8	
		フタスジモンカゲロウ	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	
		トウヨウモンカゲロウ	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	
		モンカゲロウ	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	4	
カマムシ目	アメンボ科	アメンボ	0	0	0	0	1	0	10	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	
		アメンボ科の一種	0	1	0	0	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	4	
		ヒメアメンボ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
		シマアメンボ	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	2	
		マツモムシ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	

表7の続き.

目名	科名	種名	学名	河川 <sup>2)</sup>																	採集された 河川数				
				KN	AD	HR	HD	IN	KR	MN	HY	HA	TN	HK	SS	AT	KJ	KZ	TH	OT		KM	MY		
カワガラム	オナシカワガラム科	Amphinemura 属の一種	<i>Amphinemura</i> sp.	0	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	
		オナシカワガラム	<i>Nemoura fuba</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	1	
	カワガラム亜科	Nemoura 属の一種	<i>Nemoura</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	1	
		カワガラム亜科の一種	<i>Perlina</i> gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
	カワガラム科	Gibosia 属の一種	<i>Gibosia</i> sp.	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2	
		Kamimuria 属の一種	<i>Kamimuria</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	19	17	0	0	0	0	0	2	
	クロカワガラム科	Neoperia 属の一種	<i>Neoperia</i> sp.	0	2	0	35	0	3	0	0	0	0	2	20	8	15	0	0	0	0	0	8	9	
		Oyamia 属の一種	<i>Oyamia</i> sp.	0	2	0	1	0	0	0	0	0	1	5	0	0	0	6	1	0	0	0	0	6	
		Paragnetina 属の一種	<i>Paragnetina</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
		Togoperla 属の一種	<i>Togoperla</i> sp.	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	
		クロカワガラム科の一種	<i>Capniidae</i> gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	
		ミドリカワガラム科の一種	<i>Chloroperlidae</i> gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	1	
		コウチュウ目	ガムシ科の一種	<i>Hydrophilidae</i> gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3
			ガムシ科	<i>Pedhydrus japonicus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	23	0	0	0	0	0	0	1
			ガンゴロウ科	<i>Japanolaccophilus nipponensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
			ガンゴロウ科	<i>Platambus fimbriatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	1
	ガンゴロウ科		<i>Platambus pictipennis</i>	0	0	0	0	2	0	0	3	2	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	5	
	ドロムシ科		<i>Elmomorphus brevicornis brevicornis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	1	
	ヒメドロムシ亜科		<i>Elminae</i> gen. sp.	1	2	0	0	0	0	0	0	2	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	18	6	
	ヒメドロムシ亜科		<i>Elminae</i> gen. spp.	0	0	3	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	
ヒメドロムシ科	<i>Ordobrevia foveicollis</i>		0	0	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2		
ヒメドロムシ科	<i>Ordobrevia gatoi</i>		0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1		
トビケラ目	アシエダトビケラ科	ツヤドロムシ	<i>Zalzveia nitida</i>	0	0	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2		
		ヒラタドロムシ科	<i>Eubrianax granicollis</i>	0	0	23	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	206	3	0	0	0	1	5	
	イフトビケラ科	コバントビケラ	<i>Matucopsephus japonicus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	37	0	1	0	0	1	4	
		イフトビケラ科の一種	<i>Anisocentropus kawamurai</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	1	
	エグリトビケラ科	イフトビケラ科の一種	<i>Polycentropodidae</i> gen. sp.	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	
		エグリトビケラ科の一種	<i>Plectroemia</i> sp.	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	1	7	0	0	0	0	0	4	
	カクツツトビケラ科	カクツツトビケラ科の一種	<i>Nothopsyche</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	
		カクツツトビケラ科の一種	<i>Lepidostoma</i> sp.	0	0	0	2	0	5	3	0	0	0	0	0	0	13	11	1	1	0	0	0	7	
	クダトビケラ科	クダトビケラ科の一種	<i>Dolophilodes</i> sp.	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	33	0	0	0	0	0	0	3	
		クダトビケラ科の一種	<i>Psychomyia</i> sp.	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	
シマトビケラ科	シマトビケラ科の一種	<i>Gumaga orientalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1		
	シマトビケラ科の一種	<i>Cheumatopsyche galliisi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	4	0	0	0	7	0	0	0	0	0	3		
ナガレトビケラ科	ナガレトビケラ科の一種	<i>Cheumatopsyche</i> sp.	0	89	0	113	140	3	345	79	0	10	6	0	14	11	272	0	0	0	0	0	11		
	ナガレトビケラ科の一種	<i>Cheumatopsyche</i> spp.	0	0	845	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1		
ヒナガガカワトビケラ科	ヒナガガカワトビケラ科の一種	<i>Diplectrona</i> sp.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2		
	ヒナガガカワトビケラ科の一種	<i>Ulmamania</i> sp.	0	8	17	40	0	0	14	0	0	5	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	6		
ヒナガガカワトビケラ科	ヒナガガカワトビケラ科の一種	<i>Rhyacophila brevicephala</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1		
	ヒナガガカワトビケラ科の一種	<i>Rhyacophila nigrocephala</i>	0	1	1	1	0	0	10	0	0	0	2	0	0	3	1	0	0	0	0	0	7		
ヒナガガカワトビケラ科	ヒナガガカワトビケラ科の一種	<i>Stenopsyche marmorata</i>	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2		
	ヒナガガカワトビケラ科の一種	<i>Stenopsyche</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		

表7の続き.

目名	科名	種名	学名	河川 <sup>2)</sup>																	採集された 河川数					
				KN	AD	HR	HD	IN	KR	MN	HY	HA	TN	HK	SS	AT	KJ	KZ	TH	OT		KM	MY			
トビケラ目	ヒガナガトビケラ科	Mystacidae 属の一種	<i>Mystacides</i> sp.	16	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3		
	ヒメトビケラ科	Hydroptilia 属の一種	<i>Hydroptila</i> sp.	0	0	0	0	1	0	0	8	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	5		
トンボ目	イトトンボ科	アジアイトンボ	<i>Ischnura asiatica</i>	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1		
		クロイトトンボ	<i>Paracercion calamorom</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
		イトトンボ科の數種	<i>Coenagrionidae</i> gen. spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
	カワトンボ科	ハグロトンボ	イトトンボ	<i>Calopteryx atrata</i>	1	0	0	0	3	2	0	1	0	1	0	1	3	1	0	0	9	0	0	0	9	
		アサヒナガワトンボ	アサヒナガワトンボ	<i>Mnais pruinosa</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	
	サナエトンボ科	ミヤマサナエ	アサゴムシ 属の一種	<i>Anisogomphus maacki</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
		ヤマサナエ	アサゴムシ 属の一種	<i>Anisogomphus melanops</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	2	
		ダビドサナエ	アサゴムシ 属の一種	<i>Davidius nanus</i>	0	0	0	0	1	2	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	4	
		Davidius 属の一種	アサゴムシ 属の一種	<i>Davidius</i> sp.	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	1	1	0	0	0	5	
		サナエトンボ科の一種	アサゴムシ 属の一種	<i>Gomphidae</i> gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	2	
		アオサナエ	アサゴムシ 属の一種	<i>Nihonogomphus viridis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	
		オナガサナエ	アサゴムシ 属の一種	<i>Onychogomphus viridicostus</i>	0	9	4	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	
		コオニヤンマ	アサゴムシ 属の一種	<i>Sieboldius albardae</i>	7	2	2	3	0	1	2	0	3	0	1	1	4	1	1	3	2	0	0	0	14	
		ヒメサナエ	アサゴムシ 属の一種	<i>Sinogomphus flavolimbatus</i>	0	5	1	1	0	3	2	0	0	2	23	2	12	2	9	0	1	0	3	0	13	
		オジロサナエ	アサゴムシ 属の一種	<i>Stylogomphus suzukii</i>	0	0	1	1	0	2	1	1	0	1	0	0	1	3	1	3	0	1	0	1	11	
	コヤマトンボ	アサゴムシ 属の一種	<i>Macromia amphigena amphigena</i>	3	5	2	0	0	2	0	4	1	0	0	0	1	9	1	0	2	0	0	0	5		
	シオカラトンボ	アサゴムシ 属の一種	<i>Orthetrum albisylum speciosum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
	オホシオカラトンボ	アサゴムシ 属の一種	<i>Orthetrum triangulare melania</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
	コンアキトンボ	アサゴムシ 属の一種	<i>Pseudothemis zonata</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
	マユタテアカネ	アサゴムシ 属の一種	<i>Sympetrum eroticum eroticum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
	コンボノヤンマ	アサゴムシ 属の一種	<i>Boyeria maclachlani</i>	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	4	0	0	1	0	0	5		
	ミルンヤンマ	アサゴムシ 属の一種	<i>Planaeschna milnei</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1		
	ハエ目	アシナガバエ科	アシナガバエ科の一種	<i>Dolichopodidae</i> gen. sp.	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
			アブ科の一種	<i>Tabanidae</i> gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
			アノプテレス 属の一種	<i>Anopheles</i> sp.	0	0	3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0	4
		ガガンボ科	アントウカ 属の一種	<i>Antocha</i> sp.	0	2	3	2	2	0	2	0	0	5	1	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	9
			Hexatoma 属の一種	<i>Hexatoma</i> sp.	1	0	0	2	0	1	17	1	0	3	3	0	0	0	1	8	0	0	0	0	7	10
ナガレアブ科		Tipula 属の一種	<i>Tipula</i> sp.	0	0	1	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	4	
		クロモンナガレアブ	<i>Asurigma caerulescens</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	3	0	0	0	3		
		ブユ科	<i>Simulium</i> sp.	0	0	4	0	0	0	7	0	0	7	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	4	
		ミスアブ科	<i>Stratiomyidae</i> gen. sp.	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
		ユスリカ科	<i>Brillia</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	2	
		ユスリカ科の一種	<i>Cardiocladius</i> sp.	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2	
		ユスリカ科の數種	<i>Chironomidae</i> gen. sp.	0	2	7	1	3	0	0	0	19	0	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	
		ユスリカ科の數種	<i>Chironomidae</i> gen. spp.	11	0	0	0	0	0	12	26	22	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	
		Chironomus 属の一種	<i>Chironomus</i> sp.	11	2	7	1	3	0	0	12	45	22	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	
		Conchapelopia 属の一種	<i>Conchapelopia</i> sp.	6	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	3	
Cryptochironomus 属の一種		<i>Cryptochironomus</i> sp.	12	3	37	3	5	0	7	18	8	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	7	14		
				9	0	0	0	0	0	0	3	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	

表7の続き。

目名	科名	種名	学名	河川 <sup>2)</sup>																								採集された 河川数
				KN	AD	HR	HD	IN	KR	MN	HY	HA	TN	HK	SS	AT	KJ	KZ	TH	OT	KM	MY						
ハエ目	ユスリカ科	Demiryptochironomus属の一種	<i>Demiryptochironomus</i> sp.	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
		Dicrotendipes属の一種	<i>Dicrotendipes</i> sp.	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
		Microtendipes属の一種	<i>Microtendipes</i> sp.	1	0	0	1	0	0	0	0	0	4	1	1	2	5	3	0	0	0	0	1	0	0	0	0	9
		Orthocladius属の一種	<i>Orthocladius</i> sp.	3	0	0	6	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	7
		Orthocladius属の數種	<i>Orthocladius</i> spp.	15	6	21	0	0	0	0	0	8	4	5	10	0	0	0	6	0	0	3	6	0	0	0	0	10
		Paratendipes属の一種	<i>Paratendipes</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
		Polydillum属の一種	<i>Polydillum</i> sp.	83	4	22	55	15	2	347	203	78	75	15	0	27	141	0	0	0	2	13	0	0	0	0	0	15
		Pothenia属の一種	<i>Pothenia</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	1
		Rheocricotopus属の一種	<i>Rheocricotopus</i> sp.	0	0	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
		ウスギスヒメユスリカ	<i>Rheopelopia maculipennis</i>	0	3	33	2	0	0	4	0	4	0	3	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	7
		Rheotanytarsus属の一種	<i>Rheotanytarsus</i> sp.	0	0	0	0	0	1	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
		Tanytarsus属の一種	<i>Tanytarsus</i> sp.	249	8	13	3	33	3	925	243	36	9	0	1	0	7	0	0	0	7	0	4	0	0	0	0	14
		Thienemanniella属の一種	<i>Thienemanniella</i> sp.	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
		シリス属の一種	<i>Siatis</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
		タイリククロスジヘビトンボ	<i>Parachauliodes continentalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	2	0	0	0	0	0	0	3
		ヘビトンボ	<i>Protohermes grandis</i>	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
ヘビトンボ目	センブリ科 ヘビトンボ科	種数	種数	25	38	46	46	17	25	49	36	28	31	24	20	31	51	25	10	25	11	30	0	0	0	139		

1) 個体数は、各河川に設定した3地点の合計値を示す。

2) 河川の記号は、図1の凡例を参照。



表 8. 解析に用いた水生昆虫類の科レベルの組成データ。

目名	科名	河川 <sup>1)</sup>																	採集された 河川数			
		KN	AD	HR	HD	IN	KR	MN	HY	HA	TN	HK	SS	AT	KJ	KZ	TH	OT		KM	MY	
カガロウ目	カワカガロウ科	124	16	13	2	0	41	123	64	14	1	8	9	0	0	14	0	0	0	10	13	
	コカガロウ科	9	25	57	13	25	5	132	67	68	17	4	7	4	62	2	0	5	8	3	18	
	チカラガロウ科	0	155	9	5	0	0	3	0	0	0	1	5	0	55	0	1	0	0	0	8	
	トビイロカガロウ科	29	143	130	8	0	5	143	196	2	7	8	4	4	1	6	10	0	0	19	16	
	ヒメシロカガロウ科	4	1	8	0	0	1	0	23	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	9	8	
	ヒラタカガロウ科	49	497	159	534	0	25	816	68	35	84	202	299	60	1321	54	39	23	120	156	18	
	マダラカガロウ科	35	63	86	16	0	9	65	41	8	18	7	127	0	3	13	2	8	0	6	16	
	モンカガロウ科	1	5	4	0	0	1	3	2	0	0	0	1	0	3	0	1	0	0	6	10	
	アマメシ目	アメンボ科	3	1	0	0	3	0	12	11	6	0	0	0	12	0	0	1	0	1	0	9
	カワガラム目	オナシカワガラム科	0	0	3	0	0	1	4	0	0	1	1	0	0	18	0	0	0	0	3	7
カワガラム科		1	29	6	102	0	3	5	7	0	23	12	64	27	88	24	91	0	2	20	16	
コウチュウ目	ガムシ科	0	0	0	0	0	0	2	1	3	0	0	0	0	49	0	0	0	0	0	4	
	ゲンゴロウ科	0	0	0	3	0	2	48	5	0	4	3	2	20	2	1	2	12	0	3	13	
	ヒメドロムシ科	3	2	24	0	0	1	8	14	0	1	17	0	0	4	0	0	0	0	18	10	
	ヒラタドロムシ科	5	1	37	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	508	4	19	2	0	3	10	
	トビケラ目	アシエダトビケラ科	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	4
	イワトビケラ科	0	0	0	0	0	4	2	0	0	0	1	1	2	8	0	0	0	0	2	7	
	カクツトビケラ科	0	0	15	2	0	11	7	1	1	0	49	26	21	3	1	3	0	1	14	14	
	カウトビケラ科	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	3	4	37	0	4	0	0	0	7	7	
	シマトビケラ科	664	549	1418	198	163	20	494	167	42	21	75	4	21	41	285	1	1	0	1	18	
	ナガレトビケラ科	1	18	35	1	0	0	34	1	7	0	10	1	3	6	1	1	0	0	0	13	
	ヒガナガウトビケラ科	5	0	16	3	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	
	ヒガナガトビケラ科	17	0	2	0	1	0	9	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	8	
	ヒメトビケラ科	6	0	0	0	2	1	1	12	4	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	8	
トンボ目	カワトンボ科	1	0	19	0	3	3	4	69	2	1	0	5	6	18	0	2	9	0	0	13	
	サナエトンボ科	13	38	24	15	3	13	22	34	7	6	28	34	61	36	20	23	7	0	22	18	
	エゾトンボ科	4	6	10	5	0	2	2	19	7	0	0	2	3	13	6	1	2	0	19	15	
	トンボ科	0	0	0	0	0	2	0	8	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	
	ヤンマ科	0	0	4	0	1	2	0	9	3	0	0	2	4	6	0	2	2	0	1	11	
ハエ目	アブ科	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	3	
	カ科	0	0	3	0	1	0	1	0	4	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0	6	
	ガガンボ科	13	13	22	4	4	1	35	199	25	11	22	8	3	4	16	0	0	0	8	16	
	ナガレアブ科	0	0	0	1	0	0	0	0	2	0	1	7	0	0	0	5	11	0	0	6	
	ブユ科	0	0	26	0	0	1	9	1	8	8	1	2	0	2	0	0	0	0	0	9	
	ユスリカ科	643	91	336	82	160	51	1689	813	567	191	81	80	52	201	7	8	18	32	13	19	
	ヘビトンボ目	ヘビトンボ科	0	4	0	2	0	0	1	2	0	0	8	0	5	0	6	1	0	3	9	
科数		21	19	27	19	11	24	30	27	22	19	19	24	18	28	16	20	15	4	24	36	

<sup>1)</sup> 河川の記号は、図1の凡例を参照。

のみでしか採集されなかった種は 45 種、2 河川のみでしか採集されなかった種は 23 種に達した。

採集した水生昆虫類のうち、半数近い 68 種は 2 河川以下でしか確認されなかった。RDA を含む序列化手法では、生息する河川数が少ない種を含めて解析を行うと結果に問題が生じることから (McCune & Grace, 2002)、水生昆虫類については科レベルで組成データをまとめ (表 8)、RDA および VP を用いて環境要因との関係を解析した。

水生昆虫類は、カゲロウ類やトビケラ類など、春に羽化するものが多く含まれている。これらは羽化の前後で個体数が大きく変化するため、河川間で個体数を比較する場合に問題となる。そこで、河川を調査日時に基づいて 5 月下旬～6 月下旬、7 月上旬～7 月下旬、8 月上旬～9 月上旬の 3 グループに分け、時期別の個体数に違いがある種は解析から除いた。フリー統計ソフトウェア R (R Core Team 2012) と拡張パッケージ nlme の lme 関数を使用し、それぞれの種の個体数を目的変数、時期 (3 グループ) を説明変数とし、河川をランダム効果として解析を行った。その結果、ヒメシロカゲロウ科、モンカゲロウ科、ヒメドロムシ科、エゾトンボ科、ガガンボ科は、5 月下旬～6 月下旬よりも 8 月上旬～9 月上旬で有意に個体数が増えていたことから、これら 5 科を除いた組成データを用いて RDA および VP による解析を行った。

(1) 3 つの変数グループが水生昆虫類の組成に及ぼす相対的な影響度

3 つの変数グループについて、Monte Carlo permutation test (有意水準  $P < 0.05$ ) による変数選択を行った結果、河川内環境では、堰の数の 1 変数が選択された。また、集水域土地利用では、集水域全体に占める果樹園面積割合と広葉樹面積割合の 2 変数、空間変数では、4 カ所の connectivity が無いと想定した (c) の場合の 1 変数が選択された。これらの変数を用いて VP による解析を行った結果を図 6 に示す。3 つの変数グループにより、19 河川における 31 科の組成の変動のうち、25.4% を説明することができた。このうち、河川内環境は 2.3%、集水域土地利用は 11.8%、空間変数は -0.1%、3 変数グループ間で分離できない部分は 11.4% となり、集水域土地利用の影響度が大きいことが明らかとなった。

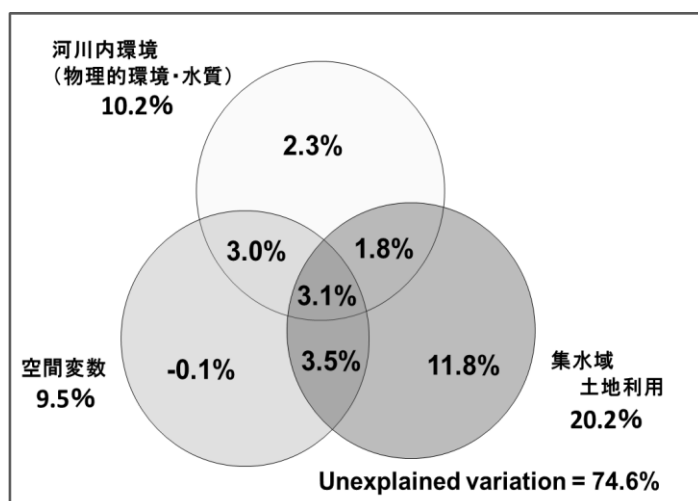


図 6. 水生昆虫類における variation partitioning の結果.

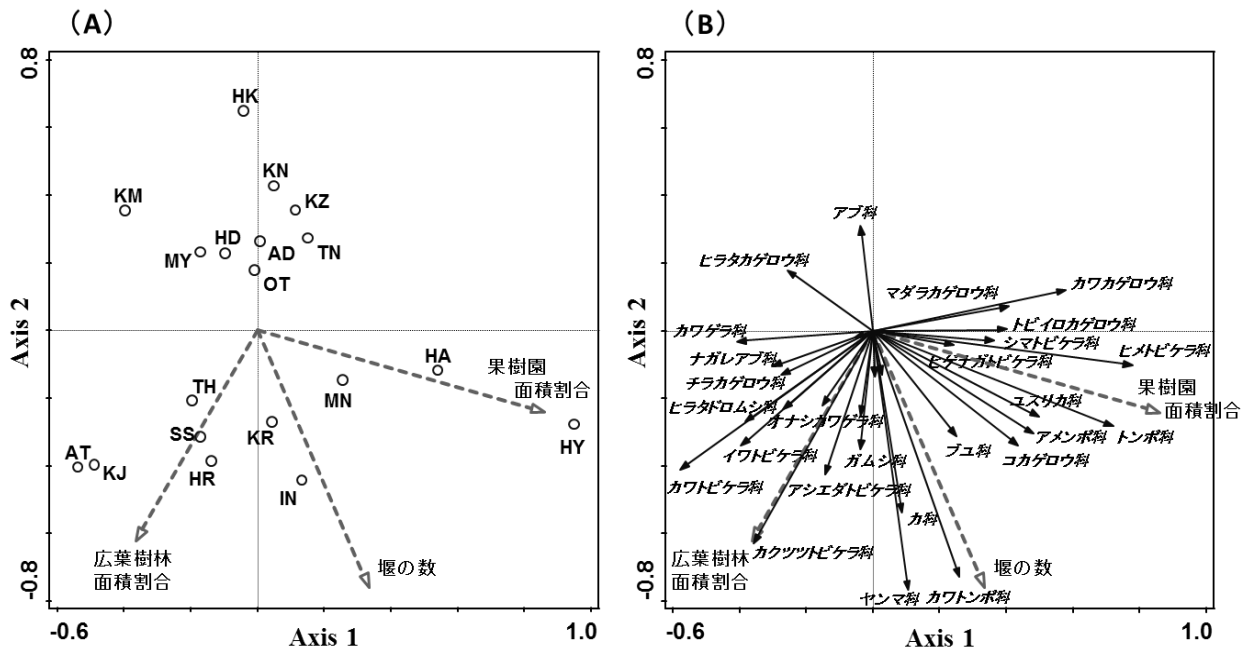


図7. 水生昆虫類における空間変数の影響を除いた partial-RDA の結果。(A) は河川と環境要因との関係、(B) は種と環境要因との関係を示す。○は河川、破線の矢印は環境要因、矢印は種の出現傾向を示す。

(2) 水生昆虫類の組成と環境変数との関係

水生昆虫類 31 科の組成データと、Monte Carlo permutation test (有意水準  $P < 0.05$ ) により選択された河川内環境 (堰の数)、集水域土地利用 (集水域全体に占める広葉樹面積および果樹園面積の割合) との関係について、partial-RDA により解析した結果を図7に示す。有田 (ありた) 川、鬮野川、広川、周参見川、田原川、切目川、印南川では、集水域に占める広葉樹林の面積割合が高い傾向にあり (図7-A)、カクツツトビケラ科 (Lepidostomatidae) やカワトビケラ科 (Philopotamidae)、アシエダトビケラ科 (Calamoceratidae)、イワトビケラ科 (Polycentropodidae)、ヒラタドROMシ科 (Psephenidae)、ガムシ科 (Hydrophilidae)、オナシカワゲラ科 (Nemouridae) などが多い傾向にあることが示された (図7-B)。一方、芳養川や左会津川、南部川では集水域全体に占める果樹園の面積割合が高い傾向にあり

表9. 果樹園面積割合、広葉樹面積割合と水質項目との相関関係 (ピアソンの積率相関係数)。

	果樹園面積割合	広葉樹林面積割合
DO	-0.291	0.203
EC	0.903 ***	-0.302
pH	0.448	-0.820 ***
Na	0.798 ***	-0.119
K	0.624 **	-0.315
Mg	0.852 ***	-0.054
Ca	0.800 ***	-0.588 **
Cl	0.672 **	0.112
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	0.825 ***	-0.178
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0.827 ***	-0.597 **
TC	0.828 ***	-0.512 *
TOC	0.424	-0.372
IC	0.839 ***	-0.498 *
TP	0.488 *	-0.482 *
PO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> -P	0.454	-0.361
TN	0.543 *	-0.076
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	0.826 ***	-0.303
Dsi	0.524 *	0.090
Al	0.566 *	-0.614 **
Zn	-0.070	-0.133
Fe	0.730 ***	-0.413

\*  $P < 0.05$ , \*\*  $P < 0.01$ , \*\*\*  $P < 0.001$

(図 7-A)、トンボ科 (Libellulidae) やヒメトビケラ科 (Hydroptilidae)、アメンボ科 (Gerridae)、ユスリカ科 (Chironomidae)、コカゲロウ科 (Baetidae)、カワカゲロウ科 (Potamanthidae)、ブユ科 (Simuliidae)、トビイロカゲロウ科 (Leptophlebiidae)、シマトビケラ科 (Hydropsychidae) などが多い傾向にあるという結果となった (図 7-B)。

果樹園面積割合は多くの水質と正の相関が、広葉樹林面積割合は負の相関があることから (表 9)、果樹園や広葉樹林を介した水質条件の違いが、河川に生息する水生昆虫類の組成に影響を及ぼす要因の一つになっていると考えられる。

## まとめ

紀伊半島の 19 河川で採集した十脚甲殻類、魚類、水生昆虫類を対象に、河川の物理環境や水質、集水域の土地利用、河川間の距離によって生じる空間構造との関係を解析した。十脚甲殻類は種レベル、魚類は属レベル、水生昆虫類は科レベルで組成データをまとめ、環境要因を 3 つの変数グループに分けて変数グループ間の相対的な影響度、および、環境要因との関係を RDA および VP により解析した。その結果、十脚甲殻類では河川内環境の影響が、魚類では河川内環境および土地利用の影響が、水生昆虫類では土地利用の影響が大きいことが明らかとなった。十脚甲殻類では水辺植生の割合や湿地性植物の面積割合、リン酸イオン濃度、全窒素濃度との関連が認められたことから、河川内の植生の状況や水質が十脚甲殻類の種組成に影響を及ぼしていると考えられた。一方、魚類では本川流路長や堰の数、果樹園の面積割合との関連が、水生昆虫類では広葉樹林の面積割合や果樹園の面積割合、全窒素濃度との関連が認められた。果樹園の面積割合は、硝酸イオン濃度やカリウムイオン濃度などの水質項目と正の相関があることから、果樹園での施肥と関連する水質項目が魚類や水生昆虫類の組成に影響を及ぼしていると考えられた。

## 謝辞

河川でのサンプル採集にご同意いただいた、井上博紀氏 (紀ノ川漁協組合長)、前川正氏 (有田川漁協組合長)、嶋田栄人氏 (有田叢島漁協組合長)、中村育生氏 (有田叢島漁協北叢島支所支所長)、大杉達氏 (日高川漁協組合長)、前田豊温氏 (日高川漁協参事)、廣原敏弘氏 (切目川漁協組合長)、井口富雄氏 (南部川漁協組合長)、新家昭輝氏 (南部川漁協事務局)、山崎武氏 (富田川漁協組合長)、西司夫氏 (日置川漁協組合長)、西村博文氏 (日置川漁協会計主任)、谷口友弘氏 (古座川漁協組合長)、大石久美氏 (古座川漁協事務) 杉本善次氏 (七川漁業協組合長)、引地稔治氏 (太田川漁協組合長)、新宅次郎氏 (熊野川漁協連合協議会会長)、浅田尚氏 (熊野川漁協連合協議会理事)、大釋恭治氏 (宮川漁協組合長)、水谷幸夫氏 (宮川上流漁協組合長)、見世真弓氏 (和歌山県農林水産部水産局資源管理課)、林清二氏 (三重県農林水産部水産資源課 漁業調整グループ) にお礼申し上げます。また、魚類の同定・計数をしていただいた平嶋健太郎氏 (和歌山県立自然博物館)、水生昆虫類の同定・計数をしていただいた向山創一郎氏 (汀屋)、および、河川での調査にご協力いただいた奥村大輝氏・川端青氏・乾偉大氏 (近畿大学水圏生態学研究室) と大和茂之博士 (京都大学フィールド科学教育研究センター瀬戸臨海実験所) に、

心より感謝申し上げます。

#### 引用文献

- Allan, J. D. (2004) Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 35: 257-84.
- Bauer, R. T. (2011) Amphidromy and migrations of freshwater shrimps. I. Costs, benefits, evolutionary origins, and an unusual case of amphidromy. In: A. Asakura (eds). *New Frontiers in Crustacean Biology. Proceedings of the TCS Summer Meeting, Tokyo, 20-24 September 2009*. Brill, Leiden, pp.145-156.
- Bauer, R. T. (2013) Amphidromy in shrimps: a life cycle between rivers and the sea. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 41: 633-650.
- Borcard, D. & Legendre, P. (2002) All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbor matrices. *Ecological Modelling*, 153: 51-68.
- Borcard, D., Legendre, P. & Drapeau, P. (1992) Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology*, 73: 1045-1055.
- Cook B. D., Bernays, S., Pringle, C. M. & Hughes, J. M. (2009) Marine dispersal determines the genetic population structure of migratory stream fauna of Puerto Rico: evidence for island-scale population recovery processes. *Journal of the North American Benthological Society*, 28: 709-718.
- Cunico, A. M., Ferreira, E. A., Agostinho, A. A., Beaumord, A. C. & Fernandes, R. (2012) The effects of local and regional environmental factors on the structure of fish assemblages in the Pirapó Basin, Southern Brazil. *Landscape and Urban Planning*, 105: 336-344
- Dray, S., Legendre, P. & Peres-Neto, P. R. (2006) Spatial modelling: a comprehensive framework for principal coordinate analysis of neighbour matrices (PCNM). *Ecological Modelling*, 196: 483-493.
- 浜野龍夫・鎌田正幸・田辺力 (2000) 徳島県における淡水産十脚甲殻類の分布と保全. 徳島県立博物館研究報告, 10: 1-47.
- 原田英司 (2004) 紀伊半島西・南部 (和歌山県) の河川の下・中流域で採集されたテナガエビ類. *南紀生物*, 46: 1-6.
- 原田英司 (2005) 富田川と日置川 (和歌山県) でのエビ類の流程分布. *南紀生物*, 47: 1-8.
- 原田英司 (2006) 富田川下流部でのエビ類の季節的変動. *南紀生物*, 48: 99-104.
- 長谷川元洋 (2006) 土壌動物群集の研究における座標付け手法の活用. *Edaphologia*, 80: 35-64.
- 林健一 (1989a) 日本産エビ類の分類と生態 (47) ヌマエビ科-ヒメヌマエビ属①. *海洋と生物*, 62: 227-231.
- 林健一 (1989b) 日本産エビ類の分類と生態 (50) ヌマエビ科-ヌマエビ属・チカヌマエビ属. *海洋と生物*, 65: 497-501.
- 林健一 (1990) 日本産エビ類の分類と生態 (51) ヌマエビ科-カワリヌマエビ属・属の検索. *海洋と生物*, 64: 376-379.
- 林健一 (1999) 日本産エビ類の分類と生態 (109) テナガエビ科・テナガエビ亜科-マイヒメエ

- ビ属・スジエビ属①. 海洋と生物, 125: 522-526.
- 林健一 (2000) 日本産エビ類の分類と生態 (112) テナガエビ科・テナガエビ亜科-テナガエビ属①. 海洋と生物, 128: 240-245.
- Hayashi, K. & Hamano, T. (1984) The complete larval development of *Caridina japonica* de Man (Decapoda, Caridea, Atyidae) reared in the laboratory. *Zoological Science*, 1: 571-589.
- 井手口佳子・山平寿智 (2004) 河川人口構造物が通し回遊性無脊椎動物の生息に与える影響について: 河川間比較による検討. *応用生態工学*, 6: 145-156.
- 今井正・秋山信彦・小坂昌也 (2001) テナガエビ 3 型幼生の生存可能な塩分. *水産増殖*, 49: 35-40.
- Johnson, L. B. & Host, G. E. (2010) Recent developments in landscape approaches for the study of aquatic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 29: 41-66.
- 海洋政策研究財団 (2011) 森川海の一体的な管理に関する調査研究報告書. 218pp., 海洋政策研究財団, 東京.
- Kano, Y., Ohnishi, K., Tomida, Y., Ikeda, N., Iwasaki, N., Miyagawa, M., Harada, Y., Ichianagi, H. & Watanabe, K. (2011) Fluctuation and variation in stream-fish assemblages after a catastrophic flood in the Miyagawa River, Japan. *Environmental Biology of Fishes*, 92: 447-460.
- 川村拓生・秋山信彦 (2010) 静岡県に生息するヌマエビ *Paratya compressa* とヌカエビ *P. improvisa* の幼生発達と塩分応答. *水産増殖*, 58: 127-133.
- Keitt, T. H., Bjørnstad, O. N., Dixon, P. M. & Citron-Pousty, S. (2002) Accounting for spatial pattern when modeling organism-environment interactions. *Ecography*, 25: 616-625.
- 気象庁 (2011) 台風 12 号による気象速報 (平成 23 年 9 月 7 日) . 19pp.
- 京都大学フィールド科学教育研究センター編 (2011) 森里海連環学: 森から海までの統合的管理を目指して. 山下洋 (監修), 改訂増補版, 386 pp., 京都大学学術出版会, 京都.
- 京都大学フィールド科学教育研究センター編 (2012) 森と海をむすぶ川: 沿岸域再生のために. 向井宏 (監修), 330 pp., 京都大学学術出版会, 京都.
- Landeiro, V. L., Magnusson, W. E., Melo, A. S., Espírito-Santo H. M. V. & Bini, L. M. (2011) Spatial eigenfunction analyses in stream networks: do watercourse and overland distances produce different results? *Freshwater Biology*, 56: 1184-1192.
- Lange, K. L., Townsend, C. R., Gabrielsson, R., Chanut, P. C. M. & Matthaei, C. D. (2013) Responses of stream fish populations to farming intensity and water abstraction in an agricultural catchment. *Freshwater Biology*, 59: 286-299.
- Legendre, P. (1993) Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? *Ecology*, 74:1659-1673.
- Legendre, P., Borcard, D. & Peres-Neto, P. R. (2005) Analyzing beta diversity: partitioning the spatial variation of community composition data. *Ecological Monograph*, 75: 435-450.
- Legendre, P. & Legendre, L. (2012) *Numerical Ecology*, 3rd English edition. 989pp. Elsevier, Amsterdam.
- Mashiko, K. (1990) Diversified egg and clutch sizes among local populations of the fresh-water prawn *Macrobrachium nipponense* (De Haan). *Journal of crustacean biology*, 10: 306-314.
- 増田啓子 (2012) 紀伊半島における台風による大雨: 伊勢湾台風の降水量を超える 2011 年の台

- 風 12 号、15 号. 龍谷紀要, 34: 87-96.
- McCune, B. & Grace, J. B. (2002) Analysis of ecological communities. 300pp., MjM Software Design, Glenden Beach, OR.
- McDowall, R. M. (2001) Diadromy, diversity and divergence: implications for speciation process in fishes. *Fish and Fisheries*, 2: 278-285.
- McDowall, R. M. (2004) Ancestry and amphidromy in island freshwater faunas. *Fish and Fisheries*, 5: 75-85.
- McDowall, R. M. (2007) On amphidromy, a distinct form of diadromy in aquatic organisms. *Fish and Fisheries*, 8: 1-13.
- Morley, S. A. & Karr, J. R. (2002) Assessing and restoring the health of urban streams in the Puget Sound Basin. *Conservation Biology*, 16: 1498-1509.
- 中原泰彦・萩原篤志・三矢泰彦・平山和次 (2005) ヌマエビ科両側回遊性エビ類 3 種の幼生飼育に対する飼育餌料および塩分の影響. *水産増殖*, 53 : 305-310.
- 野元彰人・木邑聡美・唐沢恒夫・杉野伸義 (2002) 有田川河口汽水域の大型底生動物相. *南紀生物*, 44 : 115-121.
- 奥田武弘・野田隆史・山本智子・堀 正和・仲岡雅裕 (2010) 群集構造決定機構に対する環境と空間の相対的重要性：岩礁潮間帯における生物群間比較. *日本生態学会誌*, 60 : 227-239.
- Quinn, J. M. & Hickey, C. W. (1990) The magnitude of the effects of substrate particle size, recent flooding, and catchment development on benthic invertebrates in 88 New Zealand Rivers. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Biology*, 24: 411-427.
- R Core Team (2012). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.
- Saito, M., Yamashiro, T., Hamano, T. & Nakata, K. (2012) Factors affecting distribution of freshwater shrimps and prawns in the Hiwasa River, southern central Japan. *Crustacean Research*, 41: 27-46.
- Schofield K. A., Pringle, C. M., Meyer, J. L. & Rosi-Marshall, E. J. (2008) Functional redundancy of stream macroconsumers despite differences in catchment land use. *Freshwater Biology*, 53: 2587-2599.
- 関口秀夫 (1992) 河口・沿岸域における浮遊幼生の滞留機構：生物の移動と環境の流動特性の関連. *月刊海洋*, 24 : 485-491.
- 関口秀夫 (2009) 沿岸域で生まれた海洋生物の分散とその生態学的意義. *沿岸海洋研究*, 46 : 85-100.
- Splendiani, A., Ruggeri, P., Giovannotti, M. & Barucchi, V. C. (2013) Role of environmental factors in the spread of domestic trout in Mediterranean streams. *Freshwater Biology*, 58: 2089-2101.
- 水産庁漁港漁場整備部・林野庁森林整備部・国土交通省河川局 (2004) 森・川・海のつながりを重視した豊かな漁場海域環境創出方策検討調査報告書. 399 pp.
- Urban, M. C., Skelly, D. K., Burchsted, D., Price, W. & Lowry, S. (2006) Stream communities across a rural-urban landscape gradient. *Diversity and Distributions*, 12, 337-350.
- Wahl, C. M., Neils, A. & Hooper, D. (2013) Impacts of land use at the catchment scale constrain the

- habitat benefits of stream riparian buffers. *Freshwater Biology*, 58: 2310-2324.
- Wilson, H. F. & Xenopoulos, M. A. (2008) Landscape influences on stream fish assemblages across spatial scales in a northern Great Plains ecoregion. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 65: 245-257.
- 山下洋・田中克編 (2008) 森川海のつながりと河口・沿岸域の生物生産. 147pp., 恒星社厚生閣, 東京.
- Yatsuya, M., Ueno, M. & Yamashita, Y. (2012) Occurrence and distribution of freshwater shrimp in the Isazu and Yura Rivers, Kyoto, western Japan. *Plankton and Benthos Research*, 7: 175-187.



## 紀伊半島 3 河川における十脚甲殻類の分布 —2011 年台風 12 号による大洪水後の経時変化—

田中薫子・浜崎健児・山田誠・青木美鈴・遊佐陽一・和田恵次

### はじめに

2011 年 9 月 2 日から 4 日にかけて紀伊半島を襲った台風 12 号は、総雨量が 1000mm を越す記録的な豪雨をもたらし、紀伊半島の河川で大規模な氾濫と流域の土砂災害（大規模斜面崩壊、土石流、河道閉塞）を引き起こした。このような大規模な攪乱が河川に生息する生物に与える影響は、大洪水の前後で水生生物の生息数や分布を比較することで評価できる。このような研究はこれまで、魚類 (Tew et al., 2002; Lojkásek et al., 2005; Pires et al., 2008; Chuang et al., 2008; Kano et al., 2011) や水生昆虫類 (Mundahl & Hunt, 2011; Lee & Bae, 2011) で知られているが、河川河口付近から上流域までを幅広く利用し、河川全体の攪乱の影響を評価できるとみられる十脚甲殻類については例がない。また、これまでの研究では河川の氾濫の直前と直後を比較したものはない。日本で、河川の大洪水後の水生生物の生息量を経時的に追跡した研究例としては、宮川の魚類相を調べたものがある (Kano et al., 2011) が、それによると台風後 4 年以内で魚類の種数・生息数の回復が認められている。一方、水生昆虫類では、洪水後には種数や個体数、または密度がいずれも激減し、個体数の回復にも長い時間がかかる (Lee & Bae, 2011) とされている。

日本における河川の十脚甲殻類の分布に関する研究は、これまで、関東地方の複数河川 (宇佐美ら, 2008) や紀伊半島南西部の複数河川 (原田, 2005, 2006; 今井・大貫, 2013)、京都府の由良川、伊佐津川 (Yatsuya et al., 2012)、兵庫県の夢前川 (丹羽・横山, 1993)、徳島県の複数河川 (浜野ほか, 2000; Saito et al., 2012)、鹿児島県での複数河川 (Suzuki et al., 1993)、琉球列島の複数河川 (諸喜田, 1979) でおこなわれている。それによると、十脚甲殻類の流程分布には、下流から上流にかけて広く分布するパターンや、下流付近に分布するパターンなど、種ごとに特徴があり、それは異なる河川間でも同様の傾向を示すことが知られている。しかし、このような分布が台風などによる大洪水によってどのように変化するかについては明らかではない。

本研究は、紀伊半島の 3 河川 (有田川、古座川、宮川) に生息する十脚甲殻類を対象に、2011 年の台風 12 号の直前直後と 1 年後、あるいは直後 (1.5 ヶ月以内) と約 1 年後の生息数や分布を比較することで、大洪水の影響とその回復過程を明らかにすることを目的とした。

### 方法

#### 調査地域

十脚甲殻類の採集は、紀伊半島東部に位置する三重県の宮川、紀伊半島南端に位置する古座川、紀伊半島西部の有田川の 3 河川で行った (図 1)。

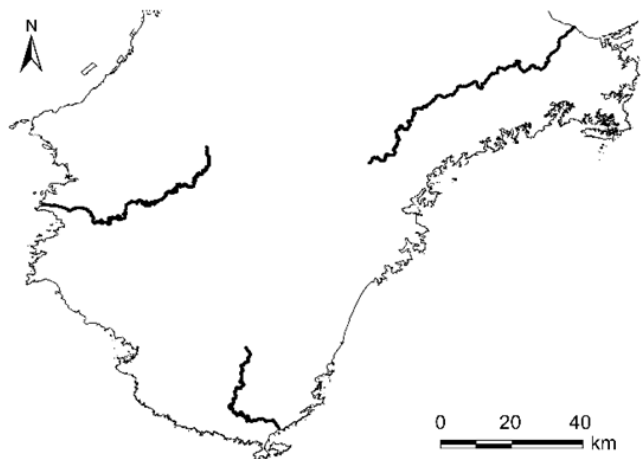


図 1. A map showing Arida River, Koza River and Miya River in the Kii Peninsula.

3 河川の本支流総流路長と本川流路長（国土交通省国土数値情報ダウンロードサービス <http://nlftp.mlit.go.jp/ksj/>）、洪水時の流量（国土交通省水文水質データベース <http://wwwl.river.go.jp/>；和歌山県県土整備部河川・下水道局河川課私信）を表 1 に示す。本川流路長は有田川と宮川がほぼ同じで、古座川はその半分の規模である。台風 12 号通過時の降雨量（1 時間当たり）の最大値は、有田川上流で 39.5mm、古座川上流で 75mm、宮川上流で 85.5mm とされている（気象庁：気象統計情報 <http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php>）。台風 12 号による洪水時の流量は宮川で最も大きく、平水時の 240–400 倍に達し、台風 12 号による洪水時以外の増水流量の平均（古座川 2011 年：865.5m<sup>3</sup>/sec, 有田川 2011 年：588.1m<sup>3</sup>/sec, 宮川 2010 年：530.2m<sup>3</sup>/sec）と比べても、5–13 倍の規模であった。

表 1. Length of stream channel, length of main stream, Ordinary water discharge (2011) and the maximum flood discharge at typhoon in 2011.

	Length of stream channel (km)	Length of main stream (km)	Ordinary water discharge (m <sup>3</sup> /sec)	Flood discharge (m <sup>3</sup> /sec)
Koza River	472	49	17.71	4206.03
Arida River	431	102	8.87	2909.15
Miya River	892	93	17.65	7038.61

### 採集

古座川では、台風数日前の 2011 年 8 月 29 日–9 月 2 日、台風数日後の 9 月 12–15 日、そして 1 年後の 2012 年 8 月 21–24 日、9 月 20–22 日、10 月 3–5 日の計 5 回調査をおこなった。有田川では台風 1.5 ヶ月後の 2011 年 10 月 25–28 日と、2012 年 4 月 24–25 日、8 月 7–10 日の計 3 回、宮川では台風 1 ヶ月後の 2011 年 10 月 4–6 日と 1 年後の 2012 年 9 月 4–7 日の計 2 回調査をおこなった。

十脚甲殻類の採集地点は、いずれの河川とも河口部から上流部にかけての 8 地点とした (図 2)。このうちの最下流地点は、いずれの河川とも感潮域で、最上流地点は、いずれも河川ともダムの上流側とした。各地点では、流程 100–200m の範囲内で、すくい取りとトラップによる採集を行った。ただし、有田川の 2012 年 4 月は最下流部の 3 地点のみとした。すくい取りによる採集は、足で石などを蹴り上げ、潜んでいた生物をタモ網

(幅 36cm、目幅 2mm) ですくい取る方法でおこなった。一度にすくい取る範囲は、タモ網の幅 × 1m とした。これを 1 地点あたり、植生のある場所を中心に 10 回ずつおこなった。トラップによる採集は、淵などの深い場所や植生のある場所を対象として 1 地点あたり 5 か所にトラップ (TACTICS ENJOY・魚キラー) を午後に設置し、翌日の午前中に回収する方法でおこなった。トラップのサイズは 26cm × 26cm × 44cm で目幅は 2mm である。トラップの上部についているポケットとトラップ内部に、粉末のウナギ養殖用配合飼料 (74% が魚粉) (中部水産株式会社・くみあい配合飼料うなぎ養中用 A) を水で練ったものを入れた。これらの方法で得られたサンプルは、植物残渣と一緒にアルコールで固定した。サンプルは大学にて選別し、林 (1989a, 1989b, 1990, 1999, 2000) および浜野ほか (2000) に従って種を同定した。種ごとの個体数は、地点別に集計した。

#### 主要種のサイズ測定

個体数の多い種 (古座川ではミゾレヌマエビ *Caridina leucosticta*、ヌマエビ *Paratya compressa*、スジエビ *Palaemon paucidens*、モクズガニ *Eriocheir japonica*、有田川・宮川ではミゾレヌマエビとモクズガニ) について、エビ類は頭胸甲長 (cephalothorax length、眼窩後縁から頭胸甲正中線上の最後部までの長さ) を、カニ類は甲幅 (carapace width) を測定した。小型の個体は実体顕微鏡 (OLYMPUS SZ-ST) のマイクロメーターを用い、大型の個体は

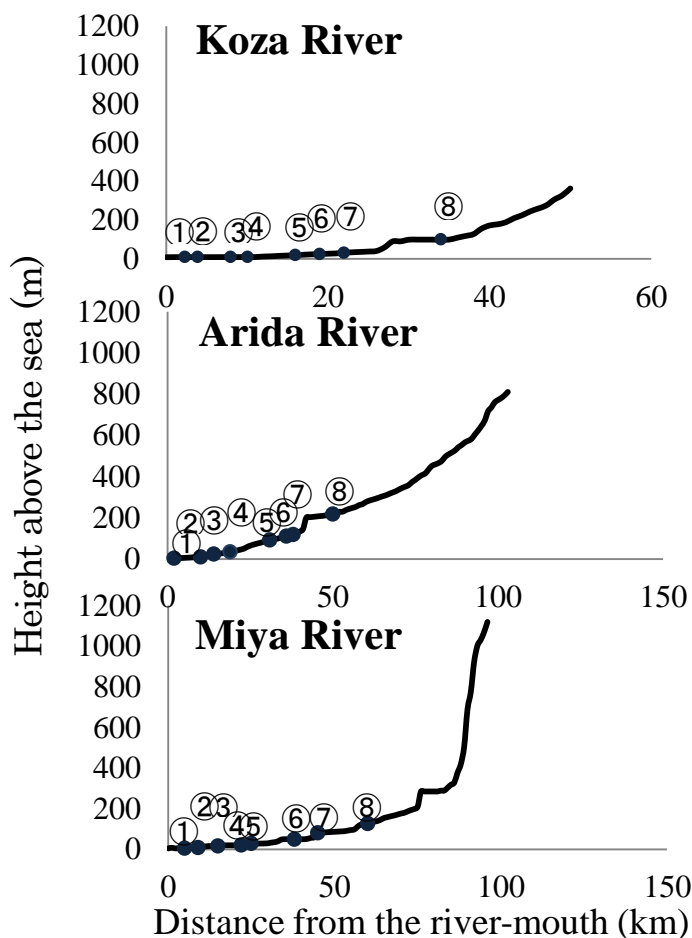


図 2. Location (Distance from the river mouth) and altitude of 8 sampling stations on Arida River, Koza River and Miya River (国土交通省 URL : <http://nlftp.mlit.go.jp/ksj/>, <http://www.gsi.go.jp/kiban/> 2012 参照).

デジタルノギス (Mitutoyo CD-S15CT) を用いて、0.1mm 単位で計測した。雌雄は、第2腹肢の雄性突起の有無により判別した。ミゾレヌマエビでは頭胸甲長 2.5mm 未満、ヌマエビでは 3mm 未満、スジエビでは 5.5mm 未満、モクズガニでは甲幅 10mm 未満の個体で雄を確認することができなかったことから、これらは性別不明の稚エビまたは稚ガニ (juveniles) とした。

### 多様性指数

各河川の調査月ごとに、多様性指数を算出した。多様性指数は、各河川の調査地点ごとに得られるシンプソンの多様性指数を基に Jack-knife 法 (Magurran, 1988) により算出した。

### 結果

#### 3 河川の種組成の特徴

十脚甲殻類の種組成 (表 2) は各河川間で明確に異なっていた (図 3)。各河川での種組成に関しては、古座川ではミゾレヌマエビとヌマエビが優占し、続いてスジエビが多く、この特徴は調査時期に関わらず同様であった。宮川では台風直後 (1 ヶ月後)・1 年後ともにミゾレヌマエビだけが大半を占めていた。有田川ではミゾレヌマエビに加えて、ヒラテテナガエビ *Macrobrachium japonicum* とスジエビモドキ *Palaemon serrifer* とミナミヌマエビ *Neocaridina denticulata* が優占していた。台風 1 年後は台風直後 (1.5 ヶ月後) に比べてヒラ

表 2. Decapod species recorded in each of 5 surveys in Koza River, in each of two surveys in Arida River and Miya River from 2011 to 2012.

Species	Koza River					Arida River		Miya River	
	Aug. 2011	Sep. 2011	Aug. 2012	Sep. 2012	Oct. 2012	Oct. 2011	Aug. 2012	Oct. 2011	Sep. 2012
<b>Palaemonidae</b>									
<i>Macrobrachium nipponense</i>			●	●	●		●	●	●
<i>Macrobrachium formosense</i>	●	●	●	●	●	●	●	●	●
<i>Macrobrachium japonicum</i>	●	●	●	●	●	●	●	●	
<i>Palaemon paucidens</i>	●	●	●	●	●	●	●	●	●
<i>Palaemon serrifer</i>	●		●		●	●	●		
<b>Atyidae</b>									
<i>Paratya compressa compressa</i>	●	●	●	●	●	●	●		●
<i>Paratya compressa improvisa</i>									●
<i>Caridina multidentata</i>	●	●	●	●	●	●	●		●
<i>Caridina leucosticta</i>	●	●	●	●	●	●	●	●	●
<i>Caridina serratirostris serratirostris</i>	●	●	●	●	●				●
<i>Caridina typus</i>	●	●	●	●	●		●		●
<i>Neocaridina denticulata</i>	●	●	●		●	●	●	●	
<b>Cambaridae</b>									
<i>Procambarus clarkii</i>								●	
<b>Varunidae</b>									
<i>Ptychognathus ishii</i>	●		●			●	●		
<i>Ptychognathus capillidigitatus</i>						●	●		
<i>Parapyxidognathus deianira</i>						●			
<i>Varuna litterata</i>			●	●					
<i>Eriocheir japonica</i>	●	●	●	●	●	●	●	●	●
<i>Hemigrapsus penicillatus</i>						●	●		●
<b>Sesamidae</b>									
<i>Chiromantes dehaani</i>	●	●		●	●		●	●	●
<b>Camptandriidae</b>									
<i>Deiratonotus cristatus</i>									●
<i>Deiratonotus japonicus</i>	●		●	●	●				
<b>Potamidae</b>									
<i>Geothelphusa dehaani</i>	●			●		●	●		●

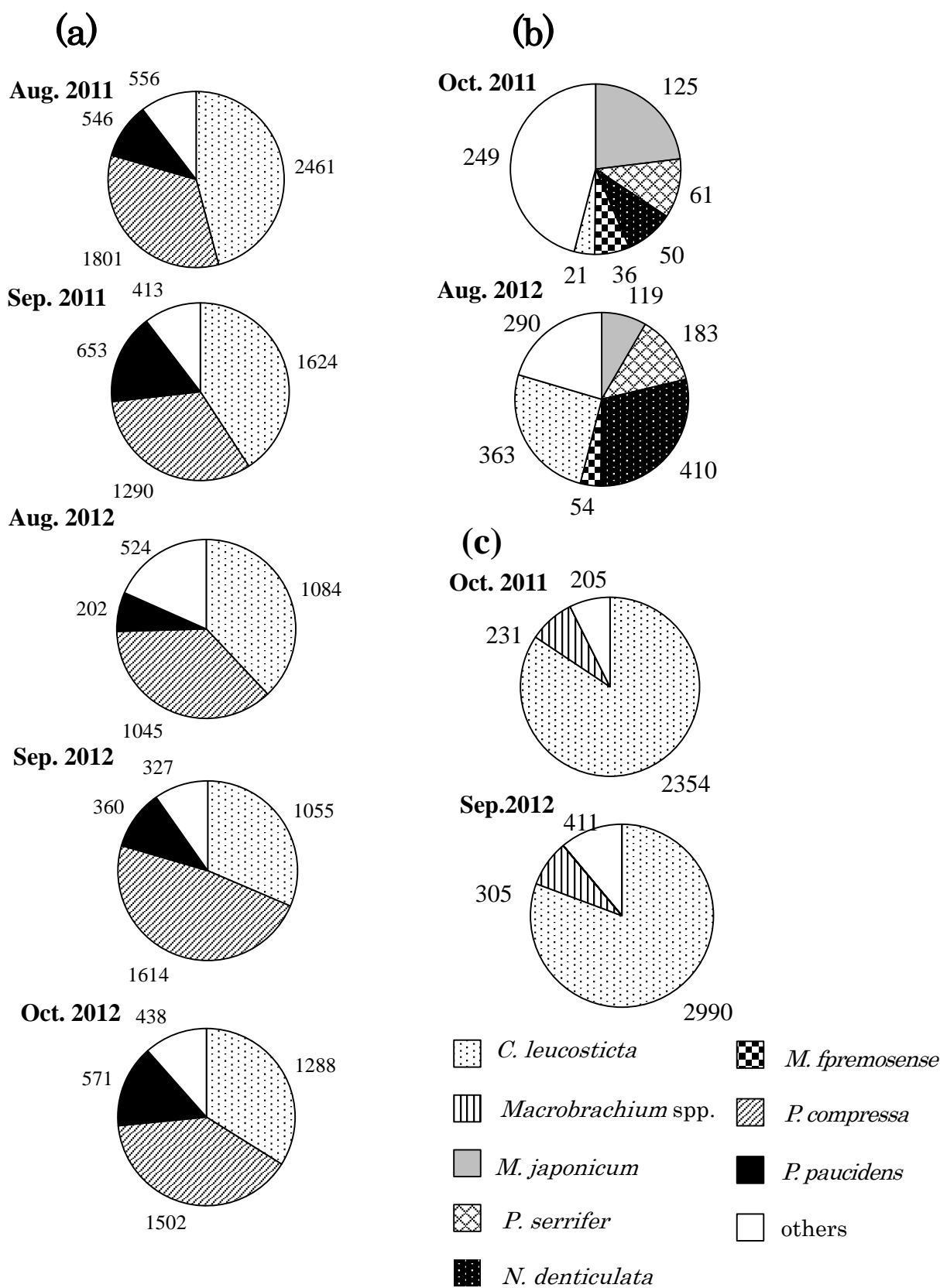


Fig. 3. Species composition of decapod crustaceans collected in each of 5 surveys in Koza River (a), and two surveys in Arida River (b) and Miya River (c) from 2011 to 2012. Numeral represents the number of individuals.

テナガエビの割合が減少し、ミナミヌマエビとミゾレヌマエビの割合が高かった。種数（図4）は古座川での5回の調査でそれぞれ11–15種、有田川では調査地点数の少ない4月の調査を除く2回の調査で14、16種と両河川間で似ていたが、宮川では9、13種とやや少なかった。種数の経時変化に関しては、古座川は台風直後（数日後）に減少し、その後増加した。有田川・宮川はともに、台風直後（1–1.5ヶ月後）で少なく、1年後に増加した。総個体数の経時変化（図4）に関しては、古座川は台風1年後まで減少し、その後は増加した。有田川・宮川は直後に少なく、1年後は増加した。多様性指数（図4）は河川間では、有田川が最も高く、宮川が最も低かった。多様性指数の経時変化に関しては、古座川・宮川ではほとんど変化がないのに対し、有田川では台風直後（1.5ヶ月後）に比べて1年後に低下した。

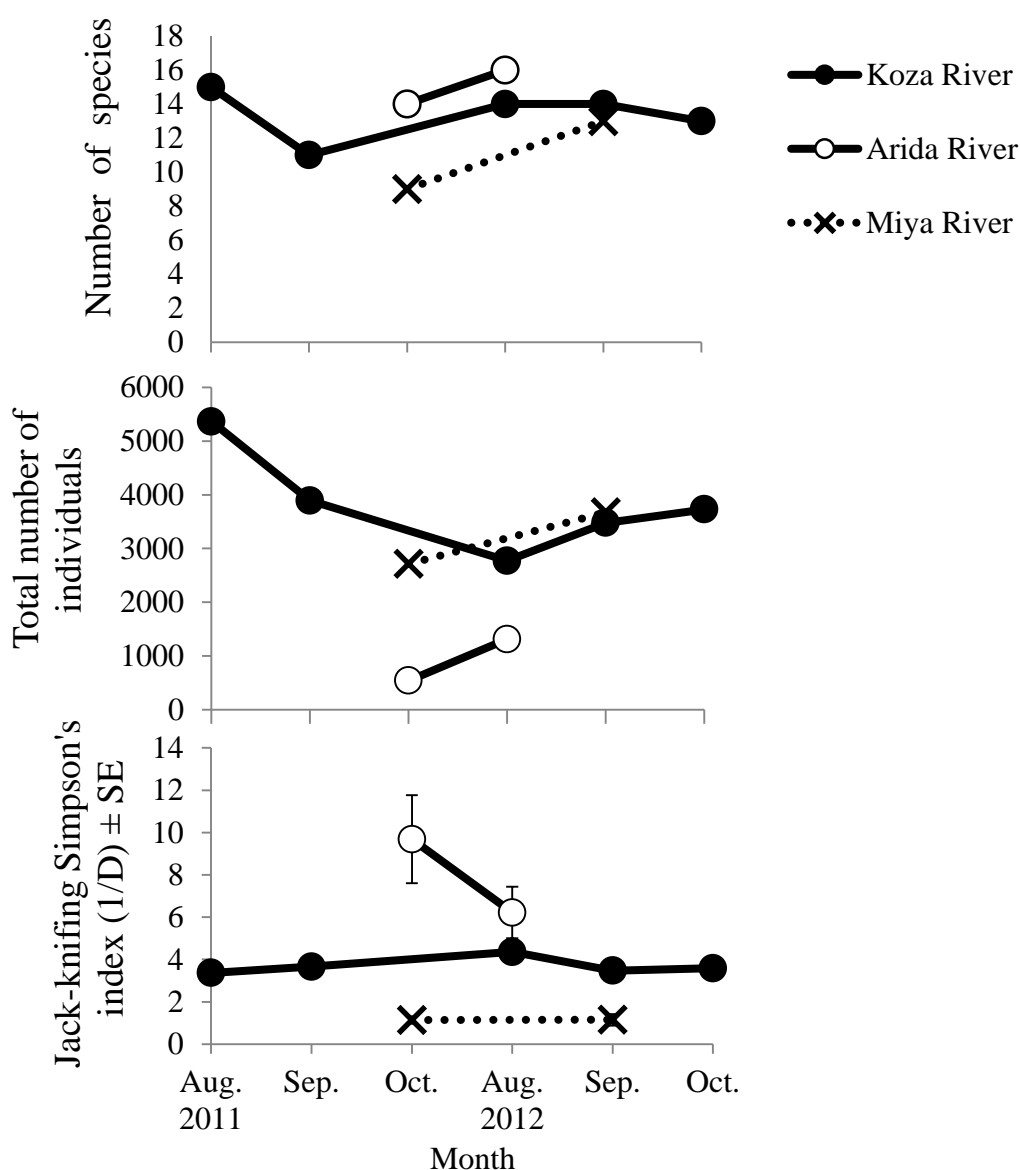


図4. Temporal change in the number of species, the number of individuals and the diversity index of decapod crustaceans in Koza River, Arida River and Miya River.

### 主要種の個体数

古座川のテナガエビ類 (図 5a) では、ヒラテテナガエビとミナミテナガエビはともに調査期間を通じて大きな変化は見られず、ともに 100 個体前後が採集された。モクズガニ (図 5a) も調査期間を通じて 50–100 個体前後が採集された。一方スジエビ (図 5a) は、台風直前 (数日前) に比べて台風直後 (数日後) に少し増加し、台風 1 年後には減少するものの、その後は時間とともに増加し、10 月には前年の台風前のレベルに戻った。ヌマエビ類 (図 5a) に関しては、優占種であるヌマエビとミゾレヌマエビはともに、台風 1 年後までは徐々に減少し、その後はわずかに増加したが、ヒメヌマエビ *Caridina serratiostris* (図 5a) は台風直後に大きく減少し、そのレベルのままで 10 月までほとんど増加しなかった。

有田川 (図 5b) では、台風直後 (1.5 ヶ月後) と 1 年後でヒラテテナガエビとスジエビはほとんど個体数が変化しなかった。一方、スジエビモドキ、ミゾレヌマエビ、ミナミヌマエビの 3 種は、いずれも台風 1 年後は台風直後よりも増加した。宮川 (図 5c) では、ミゾレヌマエビとモクズガニともに、台風直後 (1 ヶ月後) に比べて台風 1 年後に増加した。

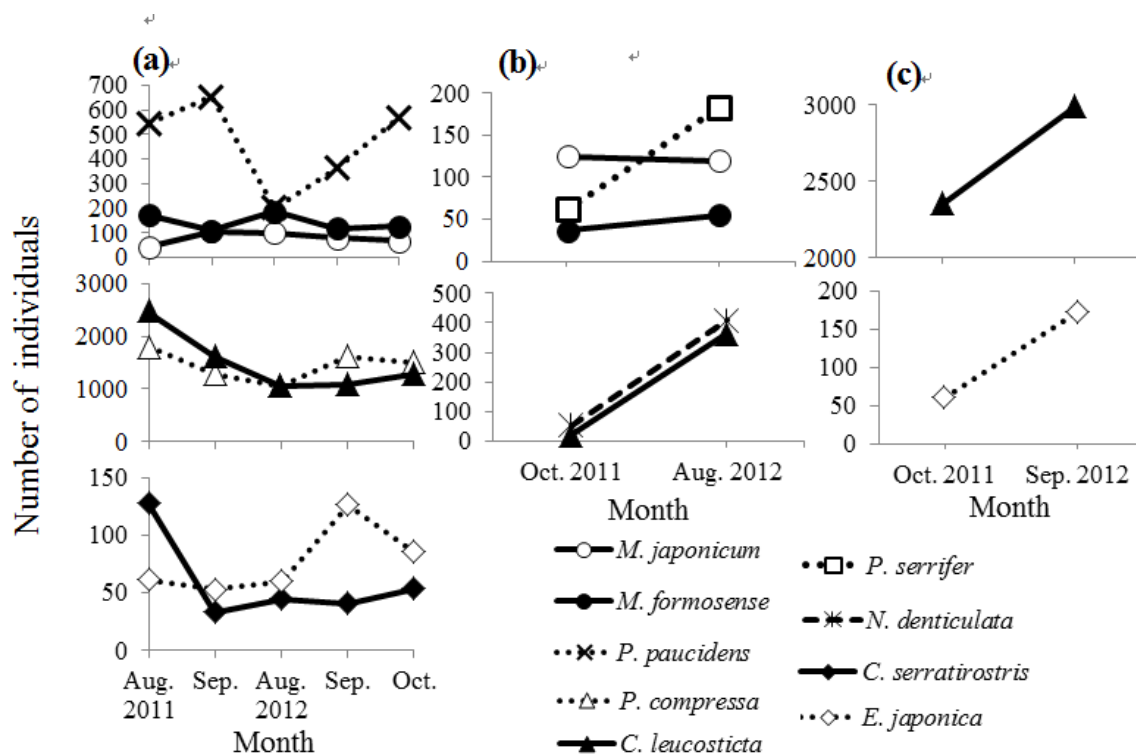


図 5. Temporal change in the number of individuals of each decapod species (*Macrobrachium japonicum*, *M. formosense*, *Palaemon paucidens*, *P. serrifer*, *Paratya compressa*, *Caridina leucosticta*, *C. serratiostris*, *Neocaridina denticulata*, and *Eriocheir japonica*) collected in Koza River (a), Arida River (b), and Miya River (c).

### 主要種の体サイズ組成

古座川のミゾレヌマエビの体サイズ組成 (図 6) に関しては、台風直前 (数日前) と直後 (数日後) の間で頭胸甲長 2.5mm 未満の稚エビ (juveniles) に比べて、2.5mm 以上の雄または雌個体の比率に大きな減少がみられた。また、1年後の2012年8—9月には2.5mm以上の個体が増加した。抱卵雌は全調査月に見られたが、2011年に比べて2012年の方が、より小型の雌個体が抱卵していた。

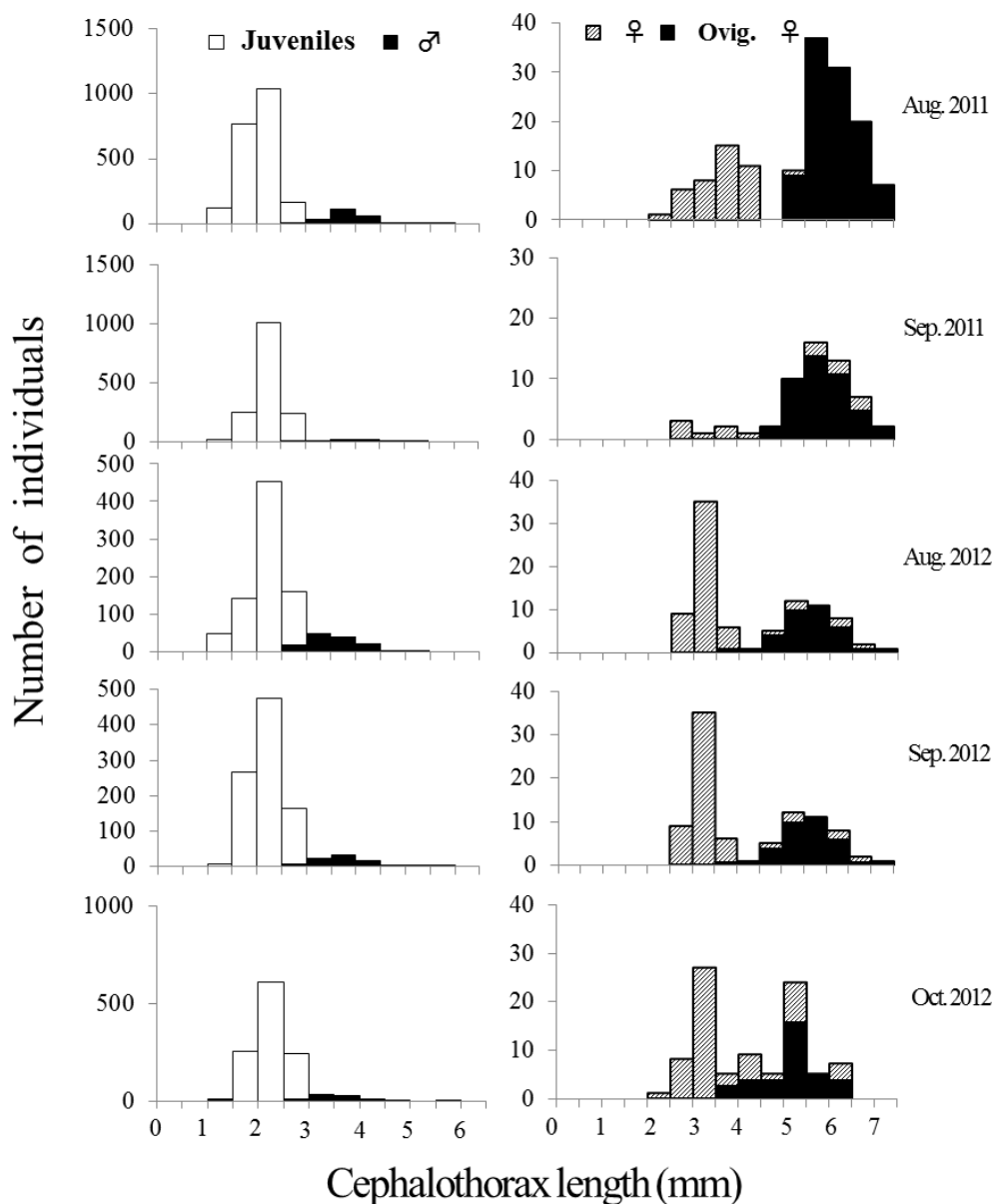


図 6. Size frequency distribution of *Caridina leucosticta* collected in Koza River from August 2011 to October 2012.



古座川のヌマエビの体サイズ組成 (図7) に関しては、台風直後 (数日後) と直前 (数日前) の間では、頭胸甲長 3mm 以上の個体に比べ、3mm 未満の稚エビの減少が顕著であった。しかし、翌年には稚エビの個体数はほぼ回復した。一方、3mm 以上の個体は、翌年には大きく減少した。

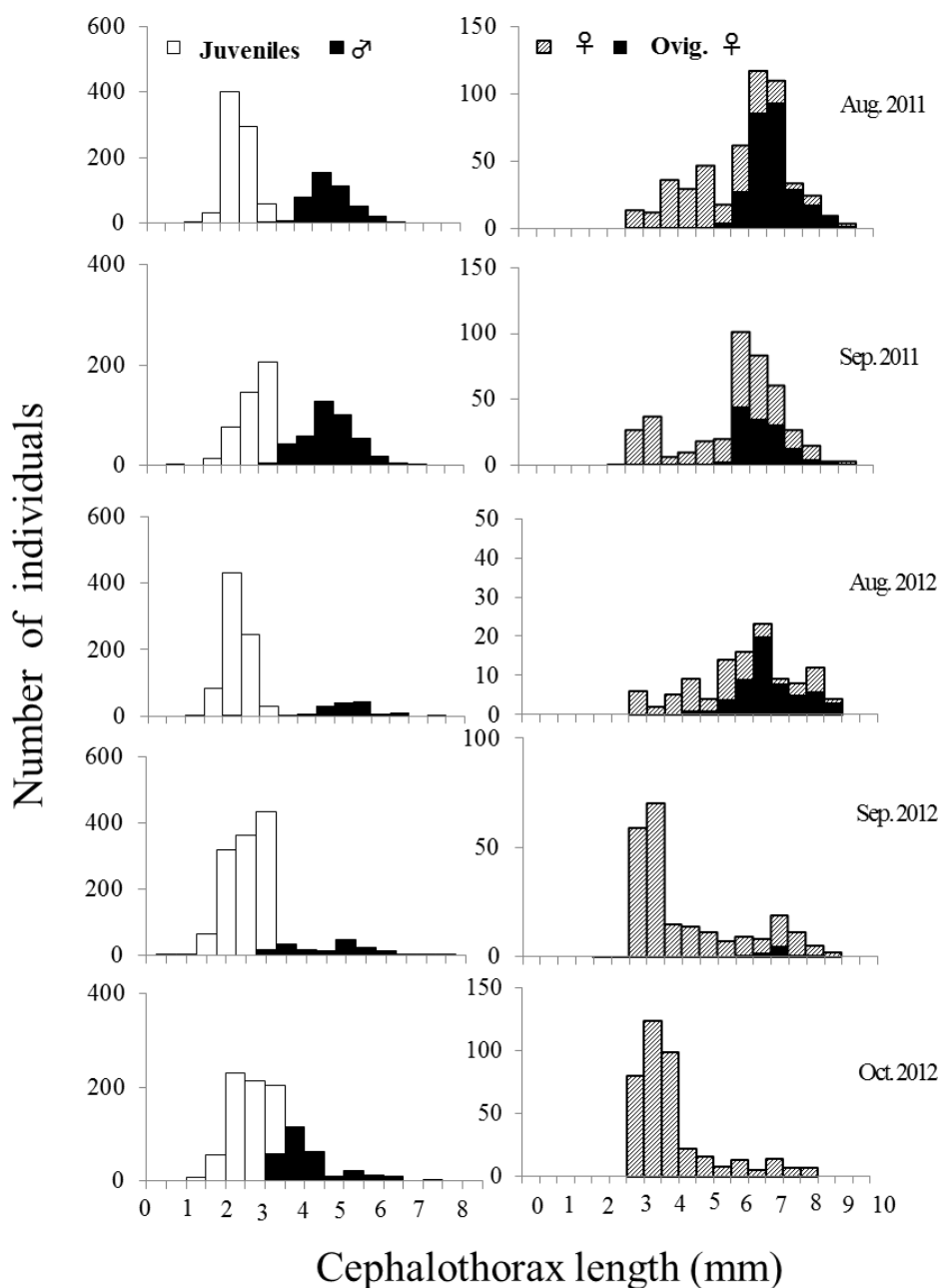


図7. Size frequency distribution of *Paratya compressa* collected in Koza River from August 2011 to October 2012.

古座川のスジエビの体サイズ組成 (図 8) に関しては、台風の直前 (数日前) と直後 (数日後) の間で大きな違いはないが、ヌマエビ同様、1年後の2012年8月に頭胸甲長 5.5mm 以上の個体は大きく減少した。しかし、9-10月には、これら大型個体の個体数は増加し、2011年のレベルに回復した。

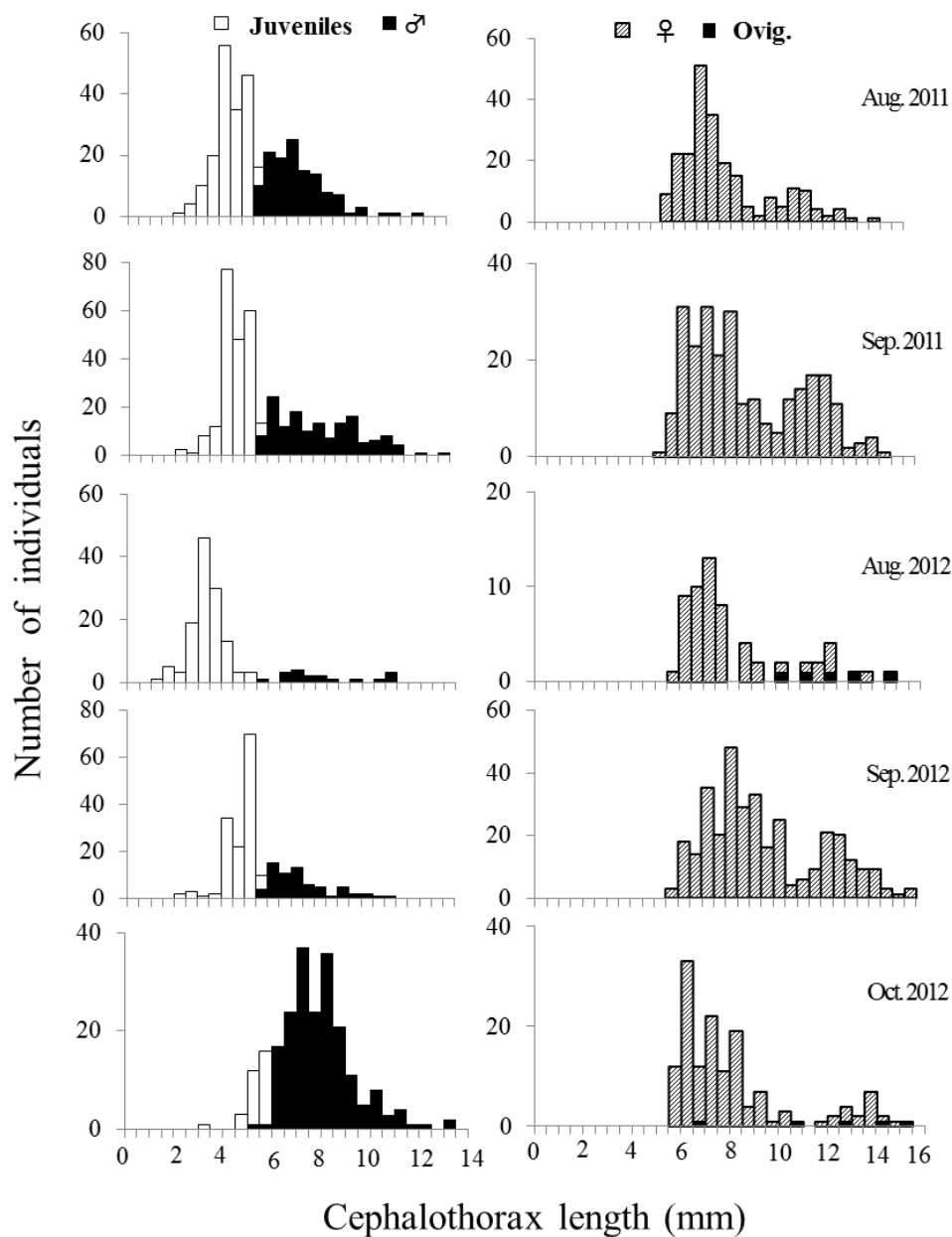


図 8. Size frequency distribution of *Palaemon paucidens* collected in Koza River from August 2011 to October 2012.

古座川のモクズガニの体サイズ組成 (図 9) は、台風直前 (数日前) と直後 (数日後) では異なっていた。10mm 未満の稚ガニの個体数は、直後 (数日後) に減少した。一方、10mm 以上の個体の個体数は、稚ガニのような減少はほとんど見られず、その体サイズは、2011 年では 30–40mm にピークがあったが、2012 年では、より大型 (50–60mm) に移動していた。

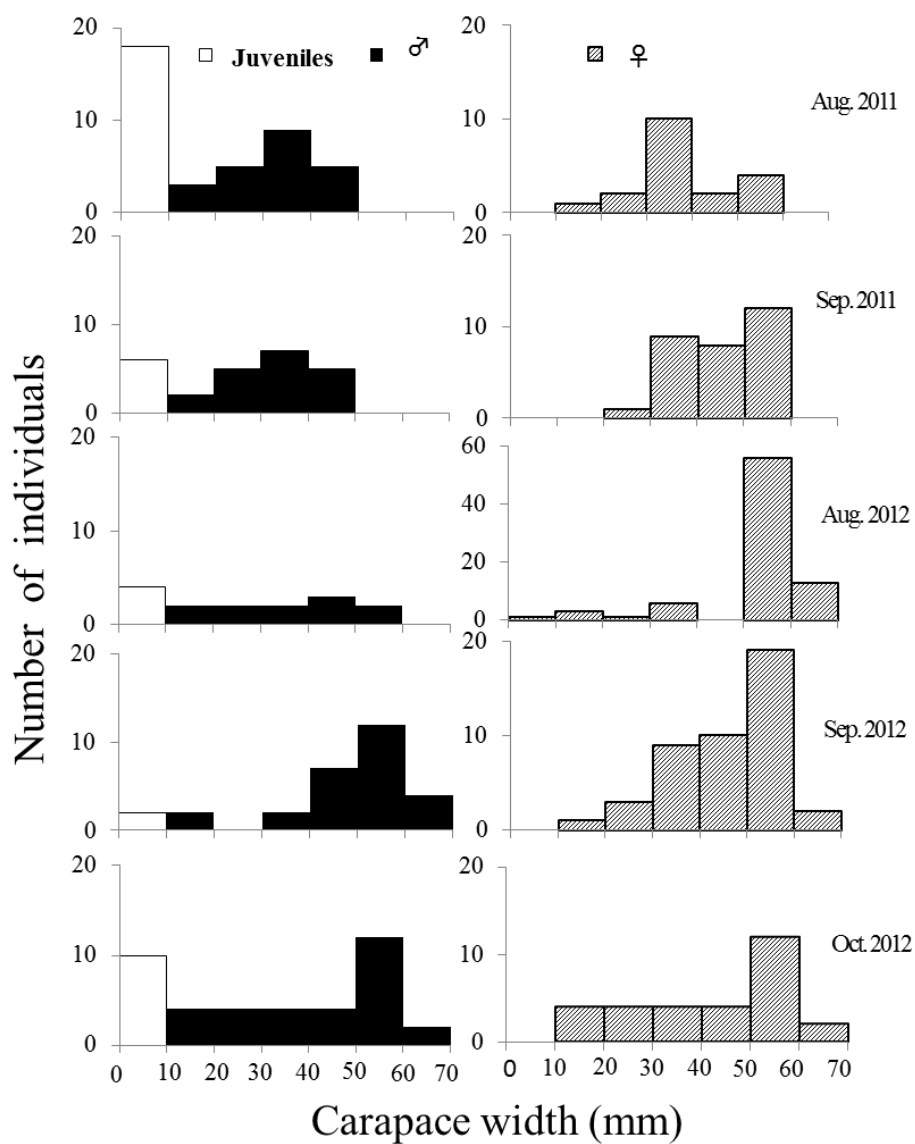


図 9. Size frequency distribution of *Eriocher japonica* collected in Koza River from August 2011 to October 2012.

田川のみズレヌマエビ (図 10) は、台風直後 (1.5 ヶ月後) では、頭胸甲長 4mm 未満の小型個体だけであったが、1 年後には稚エビ・大型個体ともに増加した。

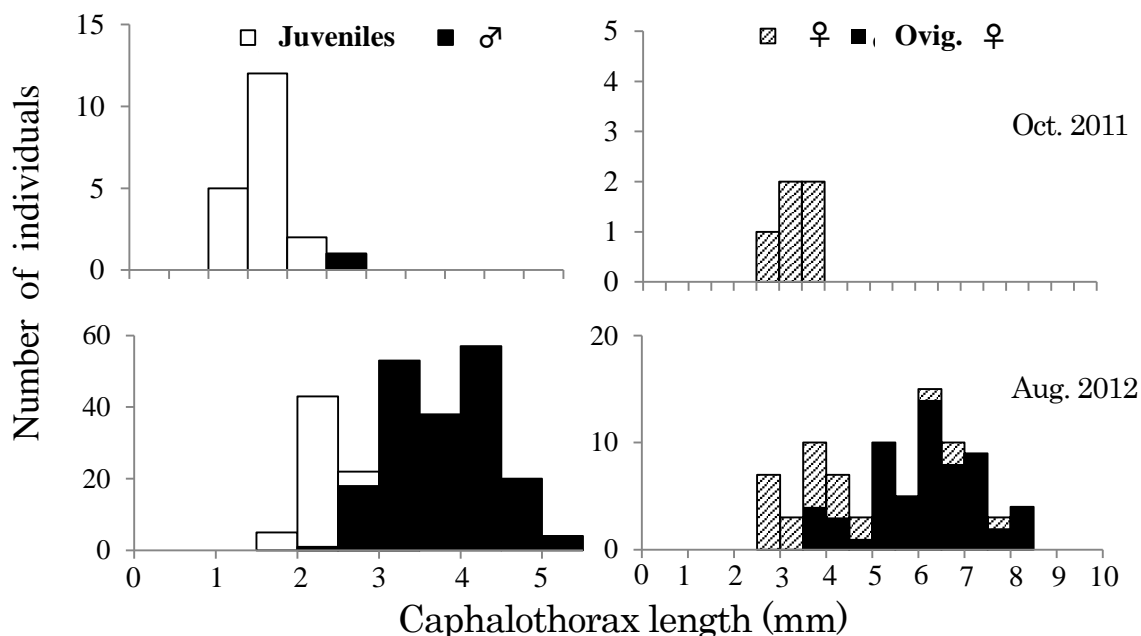


図 10. Size frequency distribution of *Caridina leucosticta* collected in Arida River in October 2011 and August 2012.

宮川のみズレヌマエビの体サイズ組成 (図 11a) は、台風直後 (1 ヶ月後) と 1 年後で大きな違いは認められず、小型個体・大型個体ともに 1 年後でやや多い傾向が見られた。宮川のモクズガニの体サイズ組成 (図 11b) は、台風の直後 (1 ヶ月後) と 1 年後で異なっており、どのサイズグループも 1 年後の方が個体数が多くなっていた。

#### 主要種の流程分布

古座川のスジエビの流程分布 (図 12) は、台風の直前 (数日前) と直後 (数日後) で変化が認められなかった。いずれの時期も最下流部の地点 1 または 2 に分布のピークが見られた。ヌマエビ (図 12) では台風直前 (数日前) は地点 2 に分布のピークがあったが、台風直後 (数日後) は地点 2 で個体数が減少し、1 年後には再び地点 1 または 2 で最も多くなった。みズレヌマエビ (図 12) では台風直前 (数日前) は地点 1 にピークがあったが、台風直後 (数日後) には地点 1 で個体数が減少し、翌年には再び地点 1 で多くなった。一方ヒメヌマエビ (図 12) では、台風直前 (数日前) は分布のピークは地点 2 にあったが、台風直後 (数日後) は地点 2 で個体数が顕著に減少し、翌年には地点 2 でやや回復した。モクズガニの流程分布 (図 12) は、台風直前 (数日前)・直後 (数日後) とともに地点 2 に分布のピークが認められたものの、1 年後

の3回の調査ではいずれも、より上流の地点5に分布のピークがあった。

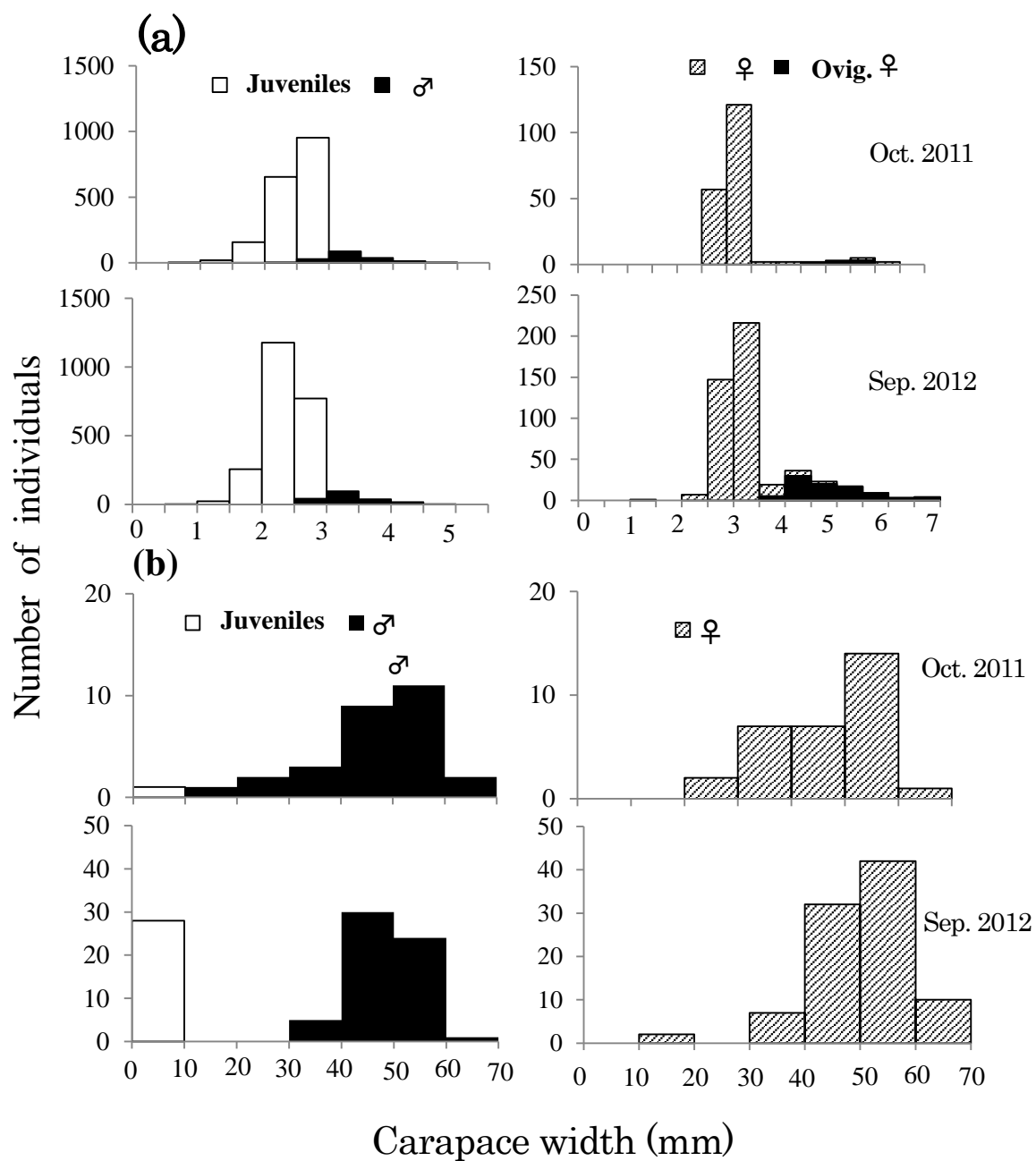


図 11. Size frequency distribution of *Caridina leucosticta* (a) and *Eriocheir japonica* (b) collected in Miya River in October 2011 and September 2012.

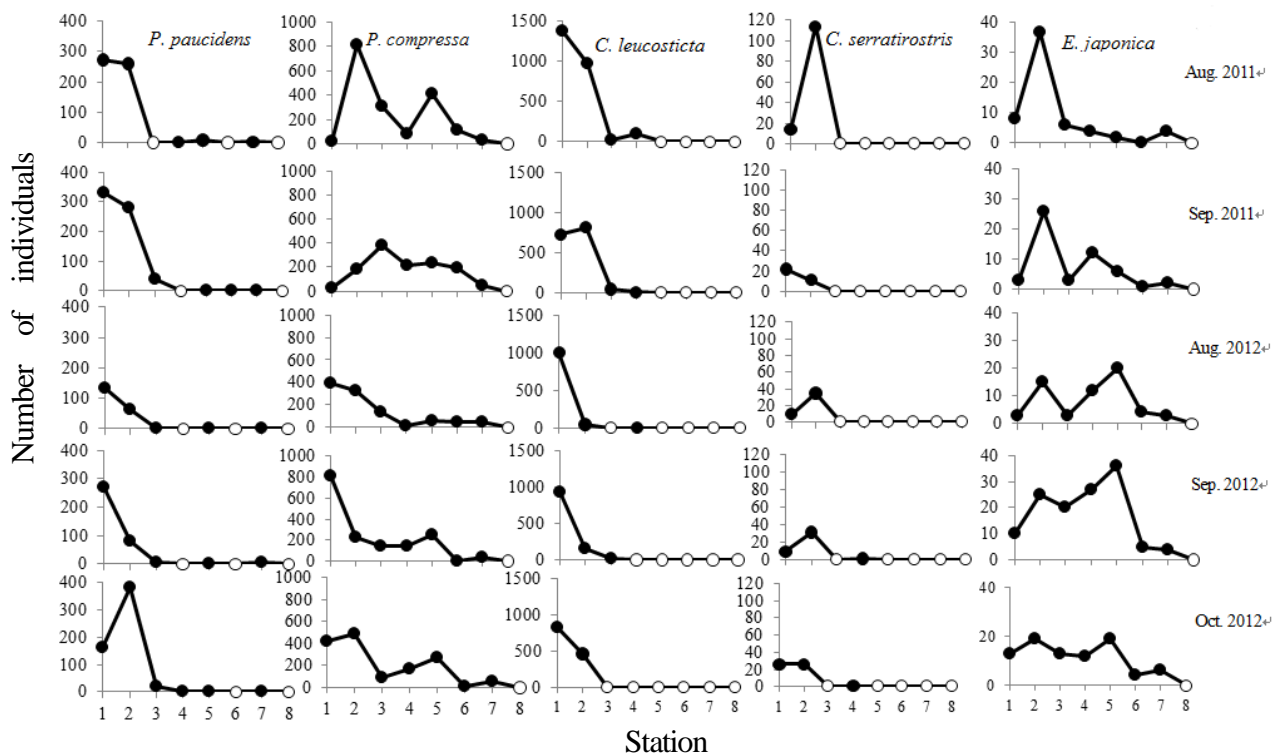


Fig. 12. Abundances of 5 decapod species (*Palaemon paucidens*, *Paratya compressa*, *Caridina leucosticta*, *C. serratiostris*, and *Eriocheir japonica*) at 8 sampling stations of Koza River from August 2011 to October 2012. Station number corresponds to that in Fig. 2. Open circle represents 0 value.

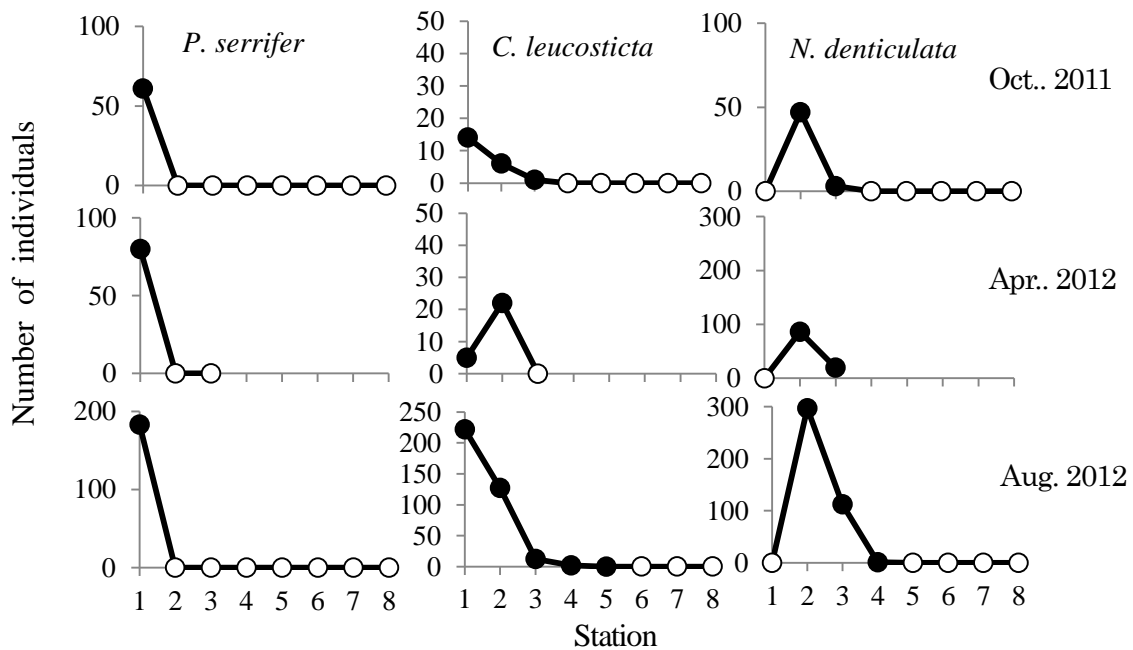


Fig. 13. Abundances of *Palaemon serifer*, *Caridina leucosticta* and *Neocaridina denticulata* at 8 sampling stations of Arida River in October 2011, April 2012 and August 2012. Station number corresponds to that in Fig. 2. Open circle represents 0 value.

有田川のスジエビモドキ (図 13) では、調査時期に関わらず最下流部の地点 1 でしか確認されなかった。ミズレヌマエビ (図 13) は 3 回の調査を通して、主に地点 1 と 2 で確認されたが、時期を追って個体数は回復し、1 年後の 8 月には最下流部の地点 1 で最も多くなった。ミナミヌマエビ (図 13) は 3 回の調査を通して主に地点 2-4 で見つかри、分布のピークは地点 2 のままであったが、個体数は 1 年後に大きく増加した。宮川のミズレヌマエビ (図 14) は、古座川・有田川とは異なり、下流部だけでなく、上流部の地点 6-7 でも得られたが、多く分布しているのは台風直後 (1 ヶ月後)・1 年後ともに下流部の地点 2-3 であった。本種の分布のピークは、台風直後 (1 ヶ月後) は地点 3 であり、台風 1 年後には下流の地点 2 となったが、個体数は 1 年後に大きく増加した。モクズガニは、台風直後 (1 ヶ月後) では地点 8 を除くいずれの地点でも 10 個体前後が採集されたのに対し、1 年後では地点 5-7 の上流部よりも地点 1-4 の下流部で個体数が多い傾向を示した (図 14)。

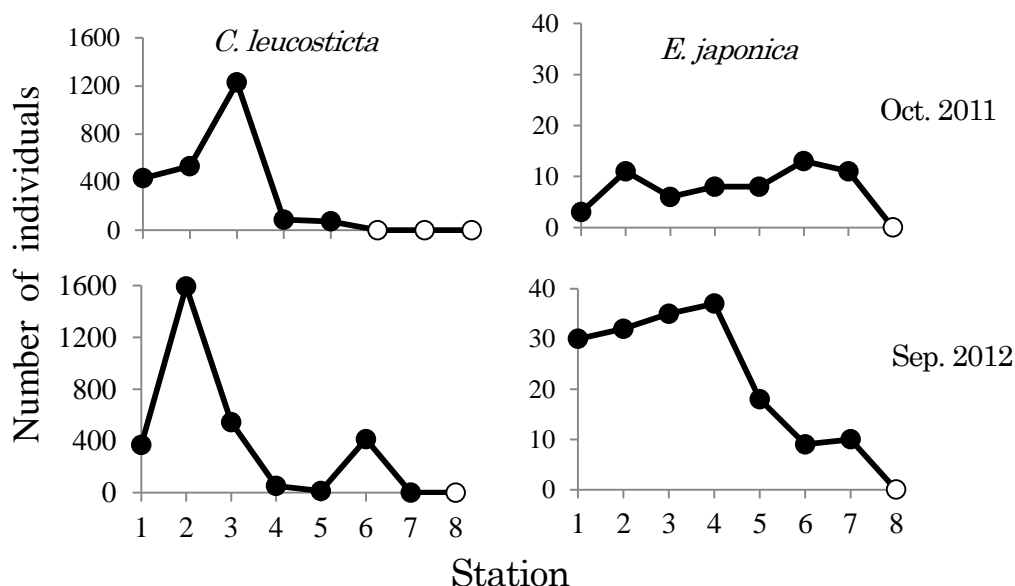


図 14. Abundances of *Caridina leucosticta* and *Eriocheir japonica* at 8 sampling stations of Miya River in October 2011 and September 2012. Station number corresponds to that in Fig. 2. Open circle represents 0 value.

## 考察

### 3 河川の種組成

古座川・有田川・宮川において、十脚甲殻類の種組成はそれぞれの河川間で明確に異なっていた。種数や総個体数は、いずれの河川でも台風後は、台風前あるいは台風 1 年後に比べて低くなっているが、古座川と宮川の優占種や、主要種の占める割合は大きく変化しなかった。多様性指数に関しては、古座川と宮川では時期を通してほとんど変化がないが、有田川が多様性指数は台風直後に比べて 1 年後に低下した。これは、台風直後に減少したヌマエビ類 (ミナミヌマエビ、ミズレヌマエビ) の個体数が 1 年後に増加した結果、この 2 種が総個体数の大部分を占めるようになったためであると考えられる。

### 主要種の個体数

古座川ではヒラテテナガエビとミナミテナガエビの個体数は台風直前と直後で大きくは変わらず、有田川でもこの2種の個体数は台風直後と1年後であまり違いがみられなかった。また、古座川のスジエビは台風直前よりも直後に増加する傾向を示した。これらの3種（ヒラテテナガエビ、ミナミテナガエビ、スジエビ）はいずれもテナガエビ科に属しており、このことは、テナガエビ科が洪水による河川の攪乱の影響を受けにくいことを示している。その理由としては、テナガエビ科は石の下などに隠れていることが多いため（川井・中田, 2011）、急な流れの中でも流されにくいことが考えられる。一方、古座川のミゾレヌマエビ、ヌマエビ、ヒメヌマエビは台風直前に比べて直後に減少し、ミゾレヌマエビとヒメヌマエビでは1年経過後も少ないままとっていた。宮川と有田川のミゾレヌマエビ、有田川のミナミヌマエビも、台風直後は1年後に比べて大幅に少なかった。これらの4種のエビ（ミゾレヌマエビ、ヌマエビ、ヒメヌマエビ、ミナミヌマエビ）はいずれもヌマエビ科であるが、ヌマエビ科はテナガエビ科とは異なり、石の下などに隠れずに植生のある岸边で浮遊していることが多く（川井・中田, 2011）、洪水によって流されやすいために個体数が減少したのではないかと考えられる。

### 主要種の体サイズ組成

古座川のミゾレヌマエビは、台風直後に大型個体の比率が大きく低下し、1年後には再び増加していた。雄と雌のサイズを比較すると、雄は頭胸甲長2.5–4.5mmであるのに対し、雌は2.5–7.5mmで、雌の方が大きい傾向があり、これは琉球列島（諸喜田, 1979）での報告と一致する。有田川のミゾレヌマエビは、台風直後に比べて台風1年後には稚エビと大型個体がいずれも増加しており、宮川では稚エビと大型個体ともに大きな変化はないが、いずれもやや増加している。すなわち、台風による影響の受け方が3つの河川間で異なることがうかがえる。古座川は、有田川や宮川に比べて稚エビにとって洪水の影響を回避しやすい環境が備わっているのかもしれない。

一方、古座川のヌマエビでは、ミゾレヌマエビとは反対に台風直後は直前に比べて大型個体よりも稚エビの減少が顕著であった。ヌマエビの場合は、稚エビよりも大型個体の方が洪水を回避しやすい環境があったのかもしれない。

スジエビの場合は、台風直前と直後でサイズ組成に変化があったミゾレヌマエビやヌマエビとは異なり、台風直前と直後でサイズ組成にほとんど変化はみられなかった。スジエビは総個体数においても流程分布においても、直前と直後でほとんど違いがないことから、ヌマエビ科とは異なる固有の洪水回避特性を持っていることが考えられる。

モクズガニの体サイズ組成に関しては、古座川では台風直後は直前に比べて稚ガニが減少していた。宮川でも、台風直後は1年後に比べて稚ガニは際立って少なくなっていた。これに対して中大型個体では、このような台風後の減少傾向は認められていない。これらより、本種では、大型個体よりも稚ガニの方が台風の影響を受けやすいことが示唆される。

### 主要種の流程分布



古座川のスジエビは下流部から上流部にかけて広く分布し、これは千葉県の河川での報告(宇佐美ほか, 2008)と一致する。下流部に多いことから、陸封型ではなく、両側回遊型のスジエビである可能性がある。

古座川のヌマエビは、いずれの調査時期でも最上流部の地点 8 を除く全ての地点で確認された。河川の河口部から上流部にかけて広く分布することは徳島県(浜野ほか, 2000)や千葉県(宇佐美ほか, 2008)の河川での報告と一致する。

ミゾレヌマエビは古座川と有田川では地点 1 と 2 で、宮川では地点 2~3 で多く見られた。ミゾレヌマエビが河川の下流部に多く分布する傾向は、徳島県(浜野ほか, 2000)、鹿児島県(Suzuki et al., 1993)、琉球列島(諸喜田, 1979)の河川での報告と一致する。宮川のミゾレヌマエビは台風直後には分布のピークは地点 3 だったが、1 年後には地点 2 に移っている。台風 1 年後に、台風直後に比べて分布のピークが下流側に移るのは、古座川と同じ傾向である。宮川では台風直後は地点 6 より上流ではミゾレヌマエビは確認されなかったが、台風 1 年後は地点 6 でも小さな分布のピークが生じていることや、さらに上流の地点 7 でも採集されたことから、台風による洪水の後に上流部へ移動したことが示唆される。

モクズガニは、古座川と宮川でともに下流部から上流部にかけて広く分布することが確認された。これは徳島県の河川での報告(浜野ほか, 2000)と一致する。古座川では台風直前と直後は地点 2 に分布のピークがあったが、2012 年の 8 月と 9 月にはより上流部の地点 5 にピークが移動している。宮川では、台風 1 年後は直後に比べて河口部から中流部で個体数が増加しており、古座川とは反対に分布のピークが下流側に移動している。古座川でピークが上流に移動したのは、2011 年は小型個体が多かったが、翌年は稚ガニや小型の雄個体が少なく、2011 年に多かった中型個体の成長に伴う上流への移動(小林・松浦, 1991)を反映していると考えられる。一方、宮川では 1 年後に稚ガニが大幅に増加しており、この稚ガニの主要生息域が河口寄りの地点にある(小林・松浦, 1991; Kobayashi & Matsuura, 1995)ため、流程分布のピークも下流側へ移動したとみられる。

スジエビモドキは、有田川では河口部でしか確認されていない。スジエビモドキは、テナガエビ科の中で、台風直後に比べて台風 1 年後に個体数の増加が最も顕著であった種であり、これは河口部に分布が集中しているため洪水によって海へ流されやすく、そのことが台風直後の個体数減少につながった可能性がある。

ミナミヌマエビは有田川で下流部や中流部で確認されているものの、河口部では確認されておらず、河口部に生息しないことは京都府(Yatsuya et al., 2012)や静岡県(宇佐美ほか, 2008)の報告と一致する。ミナミヌマエビは陸封型である(浜野ほか, 2000)が、上流部に限って生息しているわけではなく、植生があるなどの棲みやすい環境であれば生息可能であることがうかがえる。台風直後から 1 年後にかけて地点 2 と 3 で徐々に個体数が増加しており、台風 1 年後には台風直後と半年後には採集されていなかった地点 4 でも採集されているため、台風後 1 年が経過し、生息域を上流へ伸ばしながら個体数を増加させていることがうかがえる。

#### 洪水による影響のまとめ

洪水による河川の生物への攪乱の影響に関しては、魚類と水生昆虫類を扱った研究が知られている。魚類は洪水によって種数 (Lojkásek et al., 2005; Pires et al., 2008) や漁獲量 (Tew et al., 2002; Lojkásek et al., 2005; Chuang et al., 2008; Pires et al., 2008) は大きく変化しないという報告がされており、個体数が大幅に減少しても 17 ヶ月 (Tew et al., 2002) または 1 年以内 (Lamberti et al., 1991) で回復するとの報告もある。日本で唯一、台風後に魚類相の回復過程を追跡した宮川での研究 (Kano et al., 2011) によると、台風直後より 4 年の間に種数は増加し、ほとんどの種で生息数が増加したとしている。一方、水生昆虫類は種数・個体数 (Lee & Bae, 2011) や、密度 (Mundahl & Hunt, 2011) は洪水によって大幅に減少し、回復には 3 年 (Snyder & Johnson, 2006) または 4 年以上 (Lee & Bae, 2011) かかるという報告がされている。今回の十脚甲殻類の場合、生息数、流程分布とも、台風前後であまり変わらない種と、台風後に生息数の減少や分布が若干下流側に移動するといった変化を示す種が認められ、これらは総じて、洪水の影響が、水生昆虫で知られているほど大きくはないと評価できよう。洪水によって水生昆虫類が魚類や十脚甲殻類よりも影響を受けやすい理由としては、水生昆虫類は川底の堆積物の中に潜んでいるため、洪水が起こった時に堆積物とともに流され、遊泳力も弱いため流れに逆らうことができないのに対し、魚類や十脚甲殻類は遊泳力によって洪水の流れを回避できる場所へ移動したりして身を守ることができるためと考えられる。ただし、今回の大洪水によって生息場所が大きく改変され、特に水際に植生のある場所が著しく減少していることがわかっている。今回の調査では、可能な限り植生のある場所でサンプリングをおこなうという調査法をとっているため、植生のある場所の大幅な減少が採集個体数には反映されていない可能性がある。すなわち、十脚甲殻類の生息可能環境の量的評価を通して河川全体での十脚甲殻類生息数を推定することで、河川の大洪水による影響評価を検討する必要があるだろう。

## 謝辞

河川でのサンプル採集にご同意いただいた有田川漁協組合長前川正氏、有田簗島漁協組合長嶋田栄人氏、有田簗島漁協北簗島支所長中村育生氏、古座川漁協組合長谷口友弘氏、七川漁業協組合長杉本善次氏、宮川漁協組合長大釋恭治氏、宮川上流漁協組合長水谷幸夫氏、和歌山県農林水産部水産局資源管理課見世真弓氏、三重県農林水産部水産資源課漁業調整グループ林清二氏、調査に協力いただいた奈良女子大学の保智己教授、近畿大学水圏生態学研究室の奥村大輝氏・川端青氏、京都大学フィールド科学教育研究センター瀬戸臨海実験所の和茂之博士、有益な情報をいただいた奈良女子大学の高田将志教授に厚くお礼申し上げます。

## 引用文献

Chuang, L.C., Shieh, B.S., Lui, C.C., Lin, Y.S. & Liang, S.H. (2008) Effects of typhoon disturbance on the abundances of two mid-water fish species in a mountain stream of northern Taiwan. *Zoological Studies*, 47: 564-573.

浜野龍夫・鎌田正幸・田辺力 (2000) 徳島県における淡水産十脚甲殻類の分布と保全. 徳島県立博物館研究報告, 10 : 1-47.

- 林健一 (1989a) 日本産エビ類の分類と生態 (47) ヌマエビ科ーヒメヌマエビ属①. 海洋と生物, 62 : 227-231.
- 林健一 (1989b) 日本産エビ類の分類と生態 (50) ヌマエビ科ーヌマエビ属・チカヌマエビ属. 海洋と生物, 65 : 497-501.
- 林健一 (1990) 日本産エビ類の分類と生態 (51) ヌマエビ科ーカワリヌマエビ属・属の検索. 海洋と生物, 64 : 376-379.
- 林健一 (1999) 日本産エビ類の分類と生態 (109) テナガエビ科・テナガエビ亜科ーマイヒメエビ属・スジエビ属①. 海洋と生物, 125 : 522-526.
- 林健一 (2000) 日本産エビ類の分類と生態 (112) テナガエビ科・テナガエビ亜科ーテナガエビ属①. 海洋と生物, 128 : 240-245.
- 原田英司 (2005) 富田川と日置川 (和歌山県) でのエビ類の流程分布. 南紀生物, 47 : 1-8.
- 原田英司 (2006) 富田川下流部でのエビ類の季節的変動. 南紀生物, 48 : 99-104.
- 今井正・大貫貴清 (2013) 紀伊半島南西部の河川で採集されたザラテナガエビとコンジゲンテナガエビの未成体. 南紀生物, 55 : 11-14.
- Kano, Y., Ohnishi, K., Tomida, Y., Ikeda, N., Iwasaki, N., Miyagawa, M., Harada, Y., Ichianagi, H. & Watanabe, K. (2011) Fluctuation and variation in stream-fish assemblages after a catastrophic flood in the Miyagawa River, Japan. *Environmental Biology of Fishes*, 92: 447-460.
- 川井唯史・中田和義 (2011) エビ・カニ・ザリガニ 淡水甲殻類の保全と生物学. 154pp., 生物研究社, 東京.
- 小林哲・松浦修平 (1991) 鹿児島県神之川におけるモクズガニの流程分布. 日本水産学会誌, 57 : 1029-1034.
- Kobayashi, S. & Matsuura, S. (1995) Maturation and oviposition in the Japanese mitten crab *Eriocheir japonicus* (De Haan) in relation to their downstream migration. *Fisheries Science*, 61: 766-775.
- Lamberti, G. A., Gregory, S.V., Ashkenas, L. R., Wildman, R. C. & Moore, K. M. S. (1991) Stream ecosystem recovery following a catastrophic debris flow. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 48: 196-208.
- Lee, H. G. & Bae, Y. J. (2011) Recovery of aquatic insect communities after a catastrophic flood in a Korean stream. *Animal Cells and Systems*, 15: 169-177.
- Lojkásek, B., Lusk, S., Halačka, K., Lusková, V. & Drozd, P. (2005) The impact of the extreme floods in July 1997 on the ichthyocenosis of the Oder Catchment area (Czech Republic). *Hydrobiologia*, 548: 11-22.
- Magurran, A. E. (1988) Ecological diversity and its measurement. 179pp. Princeton University Press, Princeton.
- Mundahl, N. D. & Hunt, A. M. (2011) Recovery of stream invertebrate after catastrophic flooding in southeastern Minnesota, USA. *Journal of Freshwater Ecology*, 26: 1-13.

- 丹羽信彰・横山達也 (1993) 兵庫県夢前川水系におけるミナミヌマエビを中心とした十脚甲殻類の分布. 水産増殖, 41 : 519-528.
- Pires, A. M., Magalhães, M. F., Moreira da Costa, L., Alves, M. J. & Coelho, M. M. (2008) Effects of an extreme flash flood on the native fish assemblages across a Mediterranean catchment. *Fisheries Management and Ecology*, 15: 49-58.
- Saito, M., Yamashiro, T., Hamano, T. & Nakata, K. (2012) Factors affecting distribution of freshwater shrimps and prawns in the Hiwasa River, southern central Japan, *Crustacean Research*, 41: 27-46.
- Snyder, C. D. & Johnson, Z. B. (2006) Macroinvertebrate assemblage recovery following a catastrophic flood and debris flows in an Appalachian mountain stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 25: 825-840.
- 諸喜田茂充 (1979) 琉球列島の陸水エビ類の分布と種分化について－II. 琉球大学理学部紀要, 28 : 193-278.
- Suzuki, H., Tanigawa, N., Nagamoto, T. & Tsuda, E. (1993) Distribution of freshwater caridean shrimps and prawns (Atyidae and Palaemonidae) from southern Kyushu and adjacent islands, Kagoshima Prefecture, Japan. *Crustacean Research*, 22: 55-64.
- Tew, K. S., Han, C. C., Chou, W. R. & Fang, L. S. (2002) Habitat and fish fauna structure in a subtropical mountain stream in Taiwan before and after a catastrophic typhoon. *Environmental Biology of Fishes*, 65: 457-462.
- 宇佐美葉・横田賢史・渡邊精一 (2008) 関東を中心とした淡水生十脚目甲殻類ヌマエビ科とテナガエビ科の流程分布様式. 日本生物地理学会会報, 63 : 51-62.
- Yatsuya, M., Ueno, M. & Yamashita, Y. (2012) Occurrence and distribution of freshwater shrimp in the Isazu and Yura Rivers, Kyoto, western Japan. *Plankton and Benthos Research*, 7: 175-187.

## ヌマエビ類に共生するヒルミミズ類の紀伊半島における分布

田中薫子・浜崎健児・和田恵次

### はじめに

ヒルミミズ類（環帯綱 Clitellata ヒル蛭綱 Hirudinoidea ヒルミミズ下綱 (Branchiobdellida) は世界で 150 種類が確認されており、ほとんどはザリガニに共生するが、一部の種はエビ類、カニ類、等脚類に共生する(Gelder et al., 2006)。日本ではザリガニに共生する 13 種の在来のヒルミミズが発見されている(Gelder et al., 2000)。これらに加えて 2003 年には沖縄県で在来のヌマエビ類に共生するヒルミミズが発見され(藤田ほか, 2010)、同じ年に兵庫県では中国由来のシナヌマエビに共生するヒルミミズが発見された(丹羽, 2011)。近年、紀伊半島でもヌマエビ類に共生するヒルミミズが発見されており、本種は在来種であると考えられている(大和, 私信)。さらに、紀伊半島産の種は兵庫県で確認されたものよりも大きく、沖縄で確認されたものに体サイズが近いことから、沖縄のものと同種である可能性が高い。これらの日本でのヒルミミズ類の報告は断片的であり、ヒルミミズ類の分布を広域にわたって定量的に調べた例は日本ではまだない。

本研究では、紀伊半島のほぼ全域にわたる河川群におけるヒルミミズ類の分布を、ヒルミミズ類が共生するホスト種とともに明らかにすることを目的とした。

### 方法

#### 調査地域

エビ類の採集は、和歌山県の有田川、広川、日高川、印南川、切目川、南部川、左会津川、芳養川、富田川、日置川、周参見川、有田(ありた)川、鬮野川、古座川、田原川、太田川と、三重県の尾呂志川、市木川、銚子川、赤羽川、伊勢路川、野川、加茂川、宮川、櫛田川、雲出川の合計 26 河川でおこなった(図 1, 表 1)。

#### 採集

エビ類の採集は各河川で最低で 1 地点、最高で 8 地点でおこなった。採集方法はすくい取りで、足で石などを蹴り上げ、潜っていた生物をタモ網(幅 36cm, 目幅 2mm)ですくった。一度にすくい取る範囲はタモ網の幅×1m とし、これを 1 地点あたり、水際に植生のある場所で 10 回ずつおこなった。この方法で得られたサンプルは、植物残渣と一緒にアルコールで固定した。サンプルは大学にて選別し、エビ類は林(1989a, 1989b, 1990, 1999, 2000)および浜野ほか(2000)に従って種を同定した。その後、実体顕微鏡(OLYMPUS SZ-ST)を用いてエビの頭胸甲内を観察し、内部に共生しているヒルミミズを数えた。

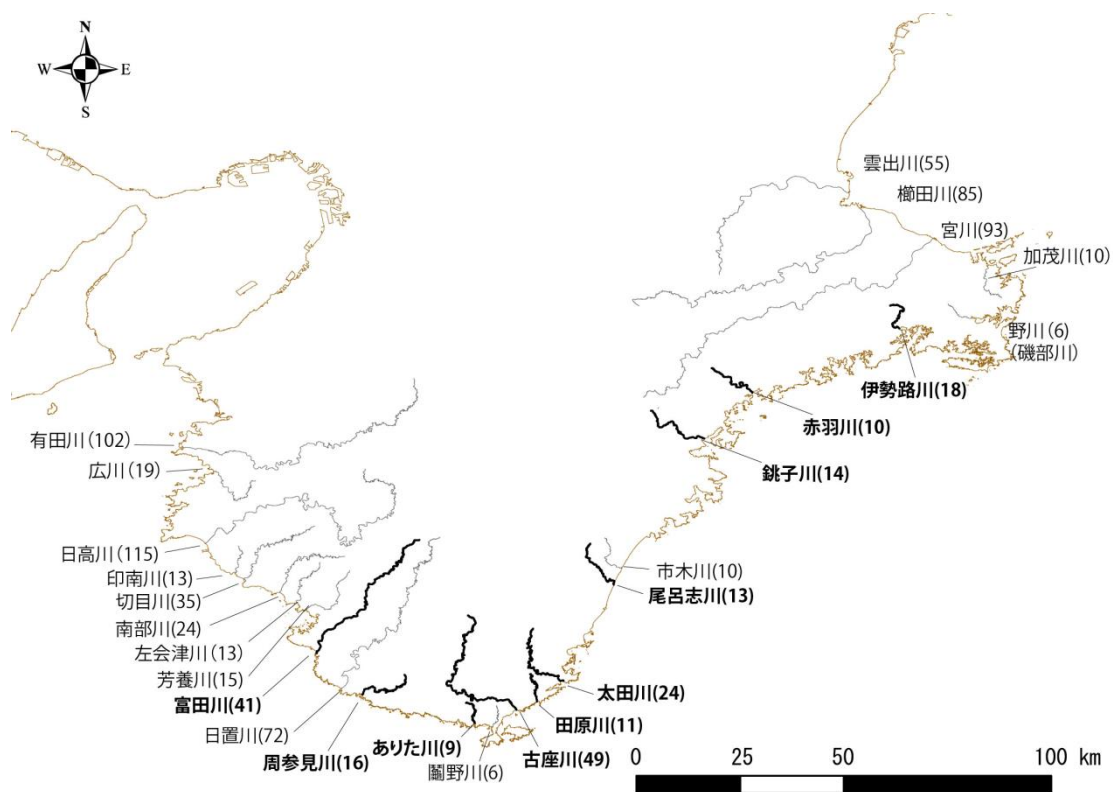


図1. 採集をおこなった河川 (太字はヒルミズが確認された河川). () 内は本川流路長.

表1. ヒルミズが確認された河川の調査日、各河川におけるエビの生息状況とヒルミズ共生の有無 (○ヒルミズ共生が確認されなかった種 ●ヒルミズ共生が確認された種).

	ヌマエビ	ミゾレヌマエビ	ヤマトヌマエビ	トゲナシヌマエビ	ミナミヌマエビ	ヒメヌマエビ
富田川 2012. 7. 24~25	●	○	○	○	●	○
周参見川 2012. 6. 6	●	●	○	/	/	○
古座川 2012. 8. 21~23, 9. 20~21, 10. 3~5	●	●	●	○	/	○
有田(ありた)川 2012. 6. 26	●	●	●	●	/	○
田原川 2012. 5. 31	●	●	○	○	/	○
太田川 2012. 5. 29	●	●	○	○	/	○
尾呂志川 2013. 8. 9	●	○	/	/	/	/
銚子川 2013. 8. 9	●	○	/	/	/	/
赤羽川 2013. 8. 8	●	●	/	○	/	○
伊勢路川 2013. 8. 8	●	●	○	○	/	○

## 結果

### 紀伊半島におけるヒルミミズの分布 (図 1)

ヒルミミズが確認された河川は 26 河川中、北から富田川、周参見川、有田 (ありた) 川、古座川、田原川、太田川、尾呂志川、銚子川、赤羽川、伊勢路川の計 10 河川で、これらは紀伊半島の南西部から北東部までの地域に片寄っていた。

### ホスト種間の共生率の違い (表 1, 2)

ヒルミミズ共生が確認されたエビはヌマエビ、ミゾレヌマエビ、ヤマトヌマエビ、トゲナシヌマエビ、ミナミヌマエビで、特にヌマエビで共生率が高かった。ヌマエビに次いで共生率が高いのはミゾレヌマエビであり、ヤマトヌマエビとトゲナシヌマエビで共生が確認されたのはそれぞれ有田 (ありた川) のみ、ミナミヌマエビで共生が確認されたのは富田川のみであった。また、同じヌマエビ類であるヒメヌマエビからは確認されなかった。ヒルミミズの共生が見られたヌマエビ 1 個体あたりに共生していたヒルミミズ個体数は伊勢路川で最も多く 4.1 個体、次に多かったのは有田 (ありた) 川で 4 個体、田原川で 2.8 個体であり、他の河川では 1~2 個体の共生が見られた。

### 河川間の共生率の違い (表 2)

ヒルミミズ共生が見られたエビが確認された河川では、いずれの河川ともヌマエビの共生率が最も高く、田原川では半分近くのヌマエビにヒルミミズが見つかった。ヌマエビの次に共生率が高かったのはミゾレヌマエビで、有田 (ありた) 川で最も高かった。

表 2. 河川ごとのヌマエビ類各種のヒルミミズ共生率と、ヌマエビ 1 個体あたりのヒルミミズ個体数 (平均±標準偏差、最大値)。

	ヌマエビ	ミゾレヌマエビ	ヤマトヌマエビ	トゲナシヌマエビ	ミナミヌマエビ	ヒメヌマエビ
富田川	2.9% (50/1799) 1.56±0.85 (max:4)	0% (0/1629)	0% (0/44)	0% (0/5)	100% (1/1)	0% (0/41)
周参見川	6.5% (5/76) 2.2±1.17 (max:4)	0.2% (1/414)	0% (0/143)			0% (0/80)
(有田)ありた川	17.2% (14/81) 4.0±4.45 (max:16)	13.8% (10/72)	1.8% (1/57)	1% (2/206)		0% (0/77)
古座川	11% (327/2963) 1.96±2.11 (max:21)	0% (0/3409)	0% (0/55)	0% (0/32)		0% (0/106)
田原川	53.5% (106/196) 2.8±3.40 (max:26)	3.2% (1/31)	0% (0/9)	0% (0/1)		0% (0/9)
太田川	19.6% (49/249) 1.13±0.34 (max:2)	0.7% (2/291)	0% (0/8)	0% (0/2)		0% (0/57)
尾呂志川	17.1% (70/408) 1.6±0.80 (max:5)	0% (0/7)				
銚子川	15.9% (7/44) 1.14±0.34 (max:2)	0% (0/12)				
赤羽川	14.8% (11/74) 1.82±1.70 (max:7)	3.5% (10/28)		0% (0/7)		0% (0/36)
伊勢路川	19% (42/220) 4.11±6.42 (max:29)	1.2% (13/1122)	0% (0/16)	0% (0/9)		0% (0/38)

## 流程分布 (図2)

小規模河川では、ヌマエビは感潮域で少なく、ありた川では河口から 700m、周参見川と田原川・太田川では河口から数 km の地点でヌマエビの分布のピークが見られた。また、ヒルミミズは周参見川で2 個体確認された以外は感潮域では確認されず、ヒルミミズの分布のピークはありた川・田原川ではヌマエビのピークと重なっているものの、周参見川、太田川では重なっていなかった。しかし、これらの小規模河川でヒルミミズが感潮域を除く下流から中流にかけて多く分布していることは共通していた。中規模河川の富田川と古座川 (8 月、9 月) では、小規模河川とは異なり、感潮域でヌマエビが最も多く見られたのに対し、ヒルミミズは感潮域ではほとんどみられず、それより上流域に分布が片寄っていた。

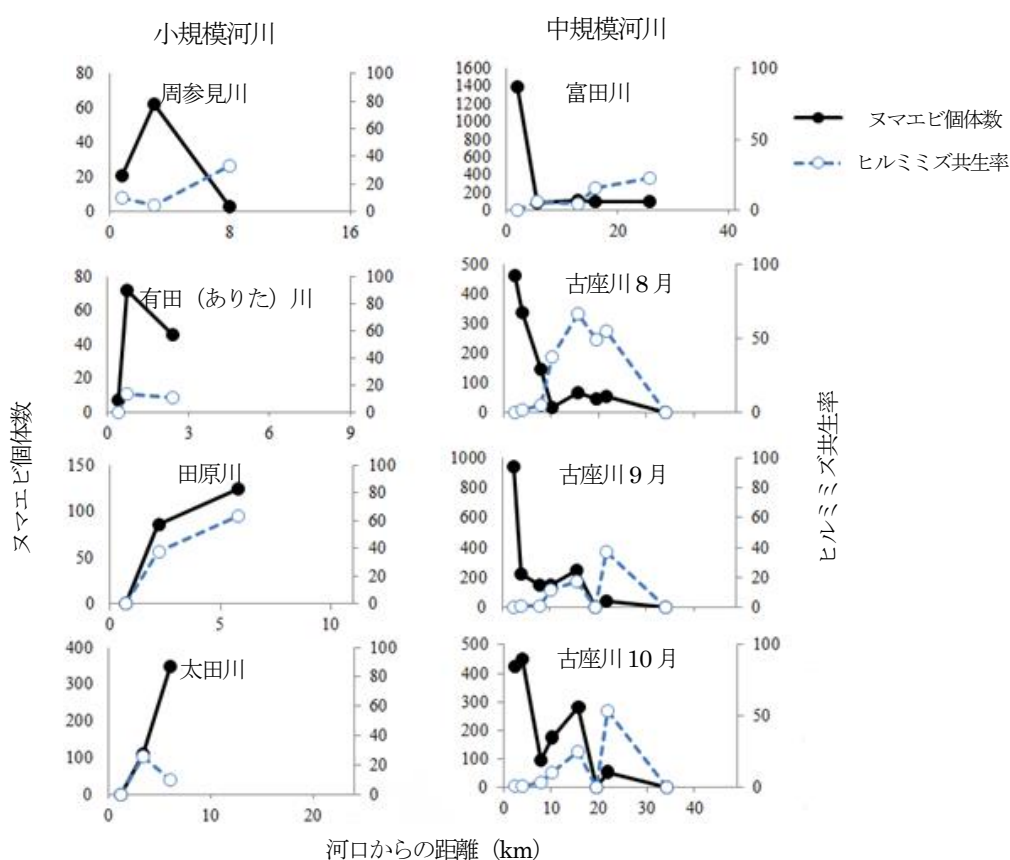


図 2. ヌマエビと、ヌマエビに共生していたヒルミミズの各河川ごとの流程分布. 各河川の最大流路長を横軸の最大値として表示.

## 考察

### 紀伊半島におけるヒルミミズの分布

ヒルミミズが発見された河川は紀伊半島の南部から北東部に集中しているが、その地域の調査河川全てで発見されたわけではなかった。南部川、鬮野川はヒルミミズが確認された河川と同等の河川規模でヌマエビが多く生息しているのにも関わらず (図 1, 表 3)、ヒルミミズは見



表3. ヒルミミズが確認されなかった河川とヌマエビ類の採集個体数.

	ヌマエビ	ミゾレヌマエビ	ヤマトヌマエビ	トゲナシヌマエビ	ミナミヌマエビ	ヒメヌマエビ	ヌカエビ
有田川 2012. 8. 8	33	289	34	1	395		
広川 2012. 8. 2	5	1165	8			3	
日高川 2012. 6. 15	6	244			7	215	
印南川 2012. 7. 4		96		8		3	
切目川 2012. 7. 6		459	9	3		43	
南部川 2012. 7. 10	595	269	257	18		42	
芳養川 2012. 9. 26		3131	19	20		27	
左会津川 2012. 7. 11		29		1	1		
日置川 2012. 7. 26	198	345	38	1			
鵜野川 2012. 9. 12	115	102	18	133		2	
市木川 2012. 8. 9	19	109		1		2	
野川 2012. 9. 5		7					20
加茂川 2012. 9. 5		2			303		5
宮川 2012. 9. 4	31	2900	1	1			97
榎田川 2012. 9. 5		2			199		
雲出川 2012. 9. 6		1			289		1

つからなかった。ヒルミミズが生息している地域内にあり、ホストとなるヌマエビが生息している大規模河川の日置川でもヒルミミズが確認されていない。すなわち、河川規模とヒルミミズ生息の関係はなさそうである。ヌマエビ1個体あたりのヒルミミズ個体数は、ほとんどの河川で1~2匹である。共生しているヒルミミズ数が多い伊勢路川や有田（ありた）川では、1匹のヌマエビの頭胸甲内に小型のヒルミミズが20個体以上発見されることもあり、これによって平均値が高くなったと考えられる。これらの小型のヒルミミズは生後すぐの個体とみられる。有田（ありた）川や伊勢時川でヌマエビ1個体に寄生しているヒルミミズ数が高い理由については不明である。

#### ホスト種間の共生率

ホスト種によって共生率に違いがあり、ヌマエビがミゾレヌマエビよりも共生されやすいという傾向はいずれの河川にも共通して見られた。太田川ではミゾレヌマエビがヌマエビよりも多く生息しているながらヒルミミズは2個体しか見つかっていないが、ヌマエビの19%以上で共生が見られ、有田（ありた）川ではトゲナシヌマエビがヌマエビの2.5倍近くも生息しているながらヒルミミズが2個体しか見つかっていないが、ヌマエビの17%以上で共生が見られるなど、ヒルミミズのヌマエビへの共生率が際立って高いと言える。

#### 河川間の共生率の違い

最も多くの種からヒルミミズの共生が確認されたのは有田（ありた）川で、4種のヌマエビ

類からヒルミミズが確認された。これは有田（ありた）川では他の河川に比べてヌマエビやミゾレヌマエビだけでなくヤマトヌマエビ・トゲナシヌマエビ・ヒメヌマエビの各種も多く生息しているためとも考えられる。しかし、有田（ありた）川と同様に多くの宿主種が生息している古座川では、3回の調査でもヌマエビでしか共生が確認されなかった。河川間のこのような違いについては、今のところ理由は不明である。

### 流程分布

ヌマエビは各河川の感潮域にも生息しているため、ヒルミミズが感潮域で確認されないのは宿主がいいためではなく、ヒルミミズが感潮域には生息できないためと考えられる。この理由としては、ヒルミミズに塩分耐性がない可能性が考えられる。小規模河川・中規模河川のいずれでも河口部から数kmの地点でヌマエビが多く分布しているが、ヒルミミズの分布のピークとヌマエビの分布のピークは必ずしも一致するわけではなく、小規模河川では感潮域を除く下流部から中流部でヒルミミズ共生率が高く、中規模河川では中流部で高かった。ヒルミミズは河川規模に関わらず河川の中流部に多いのが、流程分布の共通した特徴と言える。

### 謝辞

野外調査に協力いただいた遊佐陽一教授、保智己教授、山田誠博士（総合地球環境学研究所）、青木美鈴博士（日本国際湿地保全連合）、情報を提供いただいた大和茂之博士（京都大学フィールド科学教育研究センター瀬戸臨海実験所）、まとめに当って協力をいただいた渡邊三津子博士（奈良女子大学共生科学研究センター）に厚くお礼申し上げます。

### 引用文献

- Brown, B. L., Creed, R. P. Jr. & Dobson, W. E. (2002) Branchiobdellid annelids and their crayfish hosts: are they engaged in a cleaning symbiosis *Oecologia*. 132: 250-255.
- Gelder, S. R. & Ohtaka, A. (2000) Description of a new species and a redescription of *Cirrodrilus aomorensis* (Yamaguchi, 1934) with a detailed distribution of the branchiobdellidans (Annelida: Clitellata) in northern Honshu, Japan. *Proceedings of the Biological Society of Washington*, 113: 633-643.
- Gelder, S. R. & Messick, G. (2006) First report of the aberrant association of branchiobdellidans (Annelida: Clitellata) on blue crabs (Crustacea: Decapoda) in Chesapeake Bay, Maryland, USA. *Invertebrate Biology*, 125: 51-55.
- 藤田喜久・川原剛・丹羽信彰・諸喜田茂充（2010）琉球列島から初めて見つかったヒルミミズ類について（環形動物門：環帯綱：ヒルミミズ亜綱）. 沖縄生物学会誌, 48 : 25-33.
- 林健一（1989a）日本産エビ類の分類と生態（47）ヌマエビ科－ヒメヌマエビ属①. 海洋と生物, 62 : 227-231.
- 林健一（1989b）日本産エビ類の分類と生態（50）ヌマエビ科－ヌマエビ属・チカヌマエビ属. 海洋と生物, 65 : 497-501.

- 林健一 (1990) 日本産エビ類の分類と生態 (51) ヌマエビ科-カワリヌマエビ属・属の検索. 海洋と生物, 64 : 376-379.
- 林健一 (1999) 日本産エビ類の分類と生態 (109) テナガエビ科・テナガエビ亜科-マイヒメエビ属・スジエビ属①. 海洋と生物, 125 : 522-526.
- 林健一 (2000) 日本産エビ類の分類と生態 (112) テナガエビ科・テナガエビ亜科-テナガエビ属①. 海洋と生物, 128 : 240-245.
- Mazzarelli, G. (1903) La “Branchiobdellosi” dei gamberi. L’Aquicoltura Lombarda, 5: 1-10.
- Mazzarelli, G. (1906) Su di alcune malattie di pesci e gamberi osservate in Lombardia. Atti del 3 Congresso Nazionale della Pesca: 259-296.
- 丹羽信彰 (2011) 兵庫県菅生川のカワリヌマエビ属 *Neocaridina* spp.に付着したヒルミミズ *Holtodrilus truncatus* の侵入時期と侵入経路の推定. *Cancer*, 20: 29-31.
- 大高明史 (2007) 日本における外来ヒルミミズ類 (環形動物門: 環帯綱) の分布の現状. 陸水学雑誌, 68 : 483-489.

## 紀伊半島における外来種スクミリンゴガイの分布

遊佐陽一・山本翔・浜崎健児・和田恵次

はじめに

スクミリンゴガイ *Pomacea canaliculata* (Caenogastropoda: Ampullariidae) (以下、本種または貝と略す) は南米原産の淡水巻貝で、1970年代以降に主に食用として世界各地に導入された (Joshi & Sebastian, 2006)。導入先で稲の幼苗を加害して甚大な被害を与えることから、農業有害種として大きな問題となっている。また、稲以外の水生植物も広く摂食することから、水生希少植物の絶滅リスクの増大 (日鷹ほか, 2007) や、生態系機能の改変 (Carlsson et al., 2004) などの問題も引き起こしている。これらのことなどから、本種は世界 (Lowe et al., 2000) および日本 (日本生態学会, 2002) の侵略的外来種ワースト 100 リストに共に挙げられている。

1981年に台湾経由で長崎県島原と和歌山県那智勝浦にそれぞれ導入されたのが、本種の国内への導入に関する最初期の記録である (Mochida, 1991)。このように、紀伊半島はスクミリンゴガイが日本で最初に導入された地域のひとつであるにも関わらず、その後の本種の分布についてはほとんど知見がない。例えば久保田 (1999) によると、和歌山県白浜町の海岸に本種が漂着することが 1993 年以降確認されているが、その供給源については明らかにされていない。わずかに、紀伊半島基部に位置する奈良盆地での分布の概略が記されている (遊佐, 2005) に過ぎない。

本種の移動については、水路への放飼個体が 1 週間で上流方向へ最大 100 m、下流方向へは 1 週間で最大 500 m 以上、3 週間で 1.75 km 移動するという小澤朗人らの実験結果がある (平井, 1989)。これがどこまで能動的な移動なのかは不明であるが、もしこれほど移動分散能力が高ければ、河川を介した流域全体への分布の拡大は容易であるように思われる。ところが一方で、河川本流では多くの捕食者が生息しており、本種は捕食者のいるところでは個体群の維持が困難である (Yamanishi et al., 2012)。このことから、河川を介した分布拡大が、どの程度起こっているのかについては疑問が残る。実際、熊本県菊池川流域 (市瀬・吉田, 2001) と大分県大野川流域 (高濱, 2013) において水田での本種の分布が調べられているが、共に下流・中流域ではある程度広く生息しているのに対し、上流域での生息はないとされている。一方、河川間など異なる水系への移動は、主として農機具の共用や、食用や雑草防除のための意図的な導入、そして稀な例として水鳥を介した移動などが示唆されているが、それらの実態についてもほとんどわかっていない。紀伊半島は、山地によって隔てられた多くの河川を擁しており、自力または水系を介したスクミリンゴガイの河川間の分布拡大には制限があると予想される。

本研究の目的は、和歌山県を中心とする紀伊半島における本種の分布の現状を明らかにすることである。これにより、今後の分布の変化に関する基礎資料が得られると期待される。

方法

2011 年 8 月から 2013 年 12 月にかけて、紀伊半島の 16 河川 58 地点の計 480 筆の水田におい

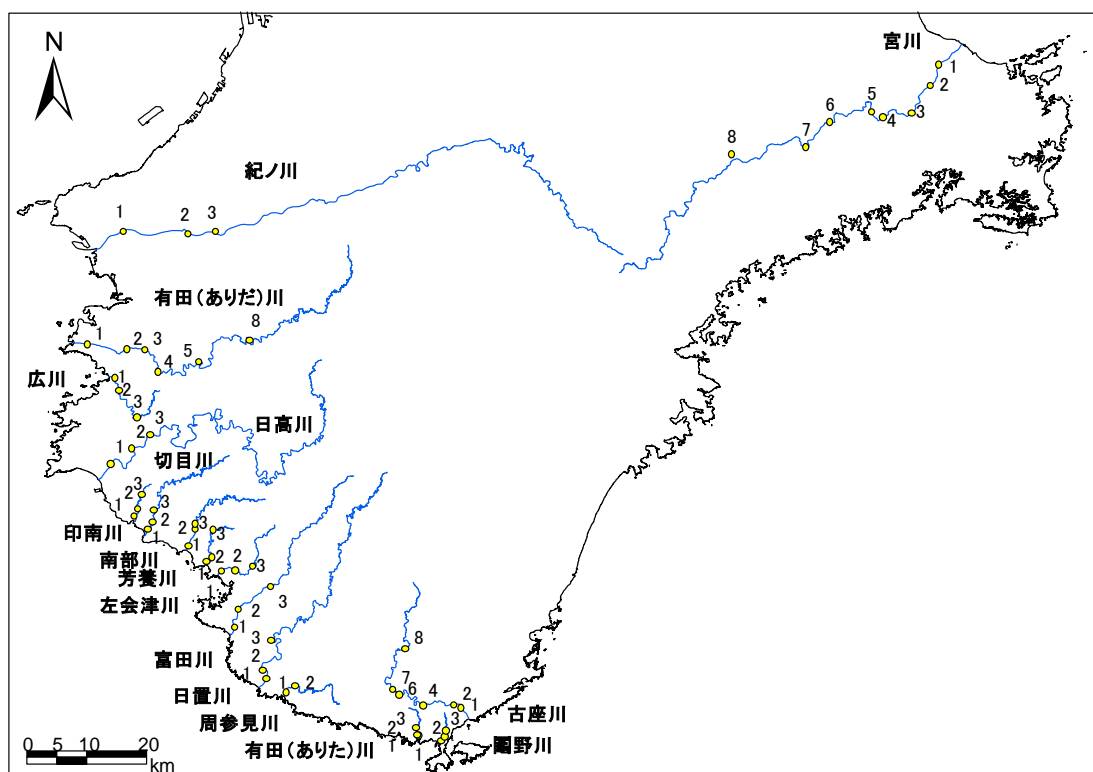


図1. 紀伊半島における調査地点. 数字は地点番号を表す.

てスクミリンゴガイの生息調査を行った (図1)。これらの地点は、同時期に行われた奈良女子大学共生科学研究センターのプロジェクト研究における河川生物相の調査地点から最も近い水田地帯に設定した。ただし、付近に水田のない地点 (たとえば有田 (ありだ) 川の地点 6、7 など) については調査を行わなかった。また、調査途中で紀伊半島の南部から全く本種が見いだされなかったため、紀伊半島南端より東側の田原川、太田川、熊野川の3河川は調査対象から除いた。

調査の多くは水田の落水後 (紀伊半島の場合は8月中旬以降) に行った。各地点につき最大10筆の水田を無作為に選び出し、それぞれの水田において、畦に沿って1 m幅×10 m長の範囲について生貝および死殻を目視で探索した。落水中に発見された死殻はその年の夏に生息していた個体由来する可能性が高いので、生貝と死殻とを合計した値を生息個体数の指標とした。すなわち、各水田について、10 m<sup>2</sup>当たりのこれらの合計数が0、10未満、100未満の3段階に分けて記録した。10 m<sup>2</sup>の調査区域外でのみ貝が見つかった場合も記録したが、そのような水田の数はわずかであったため、個体数10未満に含めた。なお、今回の調査では10 m<sup>2</sup>当たり100個体以上貝が存在した水田はみられなかった。

基本的に各地点につき1回のみ調査を行ったが、日高川については、2012年11月の調査において貝が見られなかったものの、農家からの聞き取りにより貝の生息が強く示唆されたので、2013年6月に再度調査を行った。

## 結果

紀伊半島西岸の和歌山側では、芳養川以北のすべての調査河川において、周辺の水田でスクミリンゴガイの生息が確認された（表1）。一方、左会津川以南では全く生息が確認されなかった。東岸の三重県側の宮川流域でも本種の生息が確認されなかった。

各河川についてみると、貝の生息が確認された河川流域においても、すべての地点で貝が生息している訳ではなかった（表1）。具体的には、紀ノ川、南部川、芳養川では全調査地点において貝の生息する水田が含まれていたが、有田（ありだ）川、広川、日高川、印南川、切目川においては、貝の生息が確認されない地点が含まれていた。うち、有田（ありだ）川、広川、日高川においては1地点のみで貝が確認された。

貝の生息域における各地点において、調査水田における貝密度は様々であった（表2）。貝の生息する地点においても、貝の存在が確認できない水田から、10 m<sup>2</sup>当たり10個体を超える貝の生息がみられた水田まであった。

地点単位で見た場合、水田に貝が全く生息していないにもかかわらず、聞き取りや周辺水路調査で貝が見つかった例はなかった。ただし、2012年11月の日高川調査において、地点2の農家の聞き取りによって、地点1周辺に貝が生息しているとの情報を得た。その時には地点1では貝が確認されなかったが、2013年6月に再度日高川の3地点で調査を行ったところ、地点1で貝の生息が確認された。うち4筆の水田では貝が高密度（10 m<sup>2</sup>当たり10個体以上）で生息していた。他の2地点では、2012年11月の調査と同様、貝は確認されなかった。

表1. 紀伊半島河川流域におけるスクミリンゴガイ生息水田調査のまとめ。数値は調査水田中の貝が確認された水田の割合を示す。

河川	調査日(yymmdd)	地点								備考
		1	2	3	4	5	6	7	8	
紀ノ川	131230	0.1	0.8	0.8						
有田(ありだ)川	111025	0	0	0	0	0.3				0
広川	121110	0.2	0	0						
日高川	130625	0.7	0	0						冬は確認できず
印南川	131229	0.2	0	0.4						
切目川	131229	0.2	0.2	0						
南部川	131229	0.7	0.4	0.3						
芳養川	131229	0.5	0.7	0.5						
左会津川	131229	0	0	0						
富田川	130706	0	0	0						
日置川	130706	0	0	0						
周参見川	130707	0	0							
有田(ありだ)川	131229	0	0	0						
鬮野川	131229	0	0	0						
古座川	110830	0	0		0		0	0	0	
宮川	121004	0	0	0	0	0	0	0	0	

表2. 紀伊半島河川流域における地点ごとのスクミリンゴガイ生息状況. 数値はそれぞれの貝密度 (10 m<sup>2</sup>あたり個体数) を示した水田枚数を表す.

河川	地点	調査日(yymmdd)	0<10	<100	備考
紀ノ川	1	131229	9	1	0
紀ノ川	2	131230	2	5	3 ネズミによる被食貝多くあり
紀ノ川	3	131230	2	5	3 3年ほど前から増えた(農家談)
有田(ありだ)川	1	111028	7	0	0 貝いない(住民談)
有田(ありだ)川	2	111027	1	0	0
有田(ありだ)川	3	111028	4	0	0 貝いない(住民談)
有田(ありだ)川	4	111027	2	0	0
有田(ありだ)川	5	111027	5	2	0 10年以上前から近所で養殖(住民談)
有田(ありだ)川	8	111025	10	0	0
広川	1	121110	8	2	0
広川	2	121110	10	0	0
広川	3	121110	10	0	0
日高川	1	121110	10	0	0
日高川	1	130625	3	3	4 再調査
日高川	2	121110	10	0	0 地点1付近に生息(農家談)
日高川	2	130625	10	0	0 再調査
日高川	3	121110	10	0	0
日高川	3	130625	10	0	0 再調査
印南川	1	131229	5	1	0
印南川	2	131229	10	1	0
印南川	3	131229	6	3	1
切目川	1	131229	8	2	0
切目川	2	131229	8	2	0
切目川	3	131229	10	0	0 川向うと上流には貝いる(農家談)
南部川	1	131229	3	6	1
南部川	2	131229	6	3	1
南部川	3	131229	4	2	0
芳養川	1	131229	3	3	0 2-3年前からいる。上流は10年以上前から(農家談)
芳養川	2	131229	3	6	1
芳養川	3	131229	3	3	0
左会津川	1	131229	8	0	0
左会津川	2	131229	8	0	0 水路に貝いない
左会津川	3	131229	8	0	0 水路に貝いない
富田川	1	130706	10	0	0
富田川	2	130706	10	0	0
富田川	3	130706	10	0	0
日置川	1	130706	10	0	0 貝いない(農家談)
日置川	2	130706	10	0	0
日置川	3	130706	10	0	0
周参見川	1	130707	10	0	0
周参見川	2	130707	10	0	0
有田(ありた)川	1	131228	10	0	0
有田(ありた)川	2	131228	3	0	0
有田(ありた)川	3	131228	10	0	0 貝いない(住民談)
關野川	1	131228	10	0	0
關野川	2	131228	10	0	0
關野川	3	131228	10	0	0 水路に貝いない
古座川	1	110830	10	0	0
古座川	2	110830	4	0	0
古座川	4	110901	5	0	0
古座川	6	110831	10	0	0 貝いない(住民談)
古座川	7	110831	2	0	0
古座川	8	110831	4	0	0
宮川	1	111005	8	0	0
宮川	2	111004	8	0	0
宮川	3	111004	8	0	0
宮川	4	111005	8	0	0
宮川	5	111005	8	0	0
宮川	6	111005	8	0	0
宮川	7	111007	8	0	0
宮川	8	111006	6	0	0

## 考察

紀伊半島におけるスクミリンゴガイの分布には、本種が和歌山県の芳養川以北のすべての調査河川に生息するという明瞭な傾向があった。本種は奈良盆地（遊佐，2005）および大阪平野（遊佐，個人的観察）でもある程度広範囲に見られ、また三重県でも櫛田川以北で生息が確認されている（遊佐，個人的観察）。これらのことから、本種は、紀伊半島では南部を除く地域に広く分布すると言えよう。

本調査の多くは8月中旬以降の水田の落水時期に行われたため、調査の精度に若干の疑問が残る。特に、実際には貝の生息している水田において、貝が発見できなかった場合があり得たと考えられる。そのような見落としは、冬季に雑草が生い茂り、潜土中の貝や死殻が発見しにくかった水田においては否定できない。ただし、そのように1×10 mの調査区域全面にわたり雑草が生い茂っていた水田は少数であり、多くの場合は地面が露出していたので、見落としの可能性はそれほど高くないと考えられる。

しかし、日高川の地点1において、2012年11月には貝の生息が確認されなかったものの、2013年6月には多数の貝が発見された。これは明らかな見落としである。ただし、この地点の貝の生息域は限定的であり、11月の調査では貝が生息していない場所を中心に調査していた可能性が高い。その他の地点において、聞き取りや水路での生息状況と、水田での貝の存在との間に、不一致がみられる例はなかったため、貝の有無に関して本調査の信頼性はある程度高いと考えられる。いずれにせよ、落水後の調査では多くの貝が潜土しているため、貝の密度が低めに評価されるのは避けられない。本調査の信頼度を高めるためには、調査地点のいくつかについて、6–8月中旬の水田の入水期に再度調査を行うことが必要であろう。

紀伊半島南部的那智勝浦町は、国内で最も早く本種の養殖を開始した地域のひとつである（Mochida, 1991）。ところが、その近くを流れる有田（ありた）川や鬮野川、古座川では、今回、貝の生息が確認されなかった。これは、当時、貝の養殖を進めていた試験研究機関が海辺に位置していたため、排水と共に大量の貝が河川に流出するなどのリスクが少なかったことが幸いした可能性が高い。

富田川において、今回の調査ではスクミリンゴガイの生息は確認されなかった。過去の新聞記事（紀伊民報，1986）によると、和歌山県上富田町岩田の水田において本種が野生化し、成貝約400個、卵塊約100個の防除を行った実績がある。しかし、その後の著者らの調査でも、当該地域で貝の生息は確認されていない。一般に外来種は一旦侵入すると根絶は非常に困難であるとされており、本種もその例外ではない。著者らの知る限り、マレーシアで海水の導入により根絶に成功した例がある（Ali et al., 1998）以外、報告はないようである。上富田の例は、恐らく侵入直後に早期発見できたために本種の地域個体群の根絶に成功した、貴重な例と言えよう。

今回の調査では、河川の流程に沿ったすべての地点で貝が生息している訳ではなかった。これは、河川を介した本種の分散が限られていることを示唆する点で、興味深い。同様に、熊本県菊池川流域（市瀬・吉田，2001）と大分県大野川流域（高濱，2013）でも、本種の分布は下流・中流域に限定されている。本調査では特に、有田（ありた）川では中流域の1地点におい



でのみ本種の生息が確認されており、聞き取りによるとかつてその場所で本種が養殖されており、10年以上前から水田にも生息がみられたようである。すなわち、10年以上にわたり、貝の下流への分布拡大が生じていないということになる。有田川は、過去には下流域に水田が広がっていたが、現在はミカン園が広がっており、水田はごく少数残っているに過ぎない。このように点在する水田には、付近の水田からの貝の侵入は起こらないため、貝の侵入が起こりにくいのかかもしれない。

以上より、本調査によって、紀伊半島におけるスクミリンゴガイの分布の概略が明らかになった。しかし、どのような経路で各河川流域に侵入し、分布の拡大が起こったのかは明らかでない。これらの疑問に答えるためには、今後も経時的に分布の変化について注視する必要がある。さらに、本種で見いだされたミトコンドリア COI 領域 (Matsukura et al., 2008) やマイクロサテライト領域 (Chen et al., 2011; Sun et al., 2012) などの遺伝的多型を用いた地理的変異の解析が有効であろう。

#### 謝辞

本研究を実施するにあたり、調査および情報提供にご協力いただいた山田誠博士、秋元彩渚氏、田名瀬英明氏、および地域住民の方々に感謝する。

#### 引用文献

- Ali, J. H., Bidin, Z., Romli, Z. & Sin, T. S. (1998) *Pomacea* sp. in rice fields – Malaysian experiences. Country report presented at the International Workshop on the Integrated Management of the Golden Apple Snail in Rice Production in Vietnam, Nghe An, Vietnam, 4- 6 August 1998.
- Carlsson, N. O. L., Brönmark, C. & Hansson, L. A. (2004) Invading herbivory: the golden apple snail alters ecosystem functioning in Asian wetlands. *Ecology*, 85: 1575-1580.
- Chen, L., Xu, H., Li, H., Wu, J., Ding, H. & Liu, Y. (2011) Isolation and characterization of sixteen polymorphic microsatellite loci in the golden apple snail *Pomacea canaliculata*. *International Journal of Molecular Sciences*, 12: 5993-5998.
- 日鷹一雅・嶺田拓也・徳岡 美樹 (2007) スクミリンゴガイ *Pomacea canaliculata* (Lamarck) の侵入が水田植物相に及ぼす影響評価 — 松山市内における除草剤散布水田の調査事例から. *農村計画学会誌*, 26 Special Issue: 233-238.
- 平井剛夫 (1989) スクミリンゴガイの発生と分布拡大. *植物防疫*, 43: 498-501.
- 市瀬克也・吉田和弘 (2001) 河川流域におけるスクミリンゴガイの地理的分布の制限と水田分布の関連. *九州病害虫研究会報*, 47: 77-81.
- Joshi, R. C. & Sebastian, L. S. (2006) Global advances in ecology and management of golden apple snails. 588pp. Philippine Rice Research Institute, Nueva Ecija, The Philippines.
- 紀伊民報 (1986) 水田のギャング「ジャンボタニシ」紀南で初めて確認. 紀伊民報, 1986年7月4日記事.
- 久保田信 (1999) 和歌山県白浜町番所崎に漂着したスクミリンゴガイ (腹足類, リンゴガイ科).

南紀生物, 41: 114.

- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S., De Poorter, M. (2000) 100 of the world's worst invasive alien species, updated and reprinted version: November 2004. The World Conservation Union (IUCN) Auckland. <http://www.issg.org/publications.htm#worst100>.
- Matsukura, K., Okuda, M., Kubota, K. & Wada, T. (2008) Genetic divergence of the genus *Pomacea* (Gastropoda: Ampullariidae) distributed in Japan, and a simple molecular method to distinguish *P. canaliculata* and *P. insularum*. *Applied Entomology and Zoology*, 43: 535-540.
- Mochida, O. (1991) Spread of freshwater *Pomacea* snails (Pilidae, Mollusca) from Argentina to Asia. *Micronesica*, Supplement 3: 51-62.
- 日本生態学会 (2002) 外来種ハンドブック. 390pp., 地人書館, 東京.
- Sun, J., Wang, M., Wang, H., Zhang, H., Zhang, X., Thiyagarajan, V., Qian, P. Y. & Qiu, J. W. (2012) De novo assembly of the transcriptome of an invasive snail and its multiple ecological applications. *Molecular Ecology Resources*, 12: 1133-1144.
- 高濱秀樹 (2012) 大野川流域の水田に生息する外来種スクミリンゴガイの分布. 大分大学教育福祉科学部研究紀要, 34: 63-71.
- Yamanishi, Y., Yoshida, K., Fujimori, N. & Yusa, Y. (2012) Predator-driven biotic resistance and propagule pressure regulate the invasive apple snail *Pomacea canaliculata* in Japan. *Biological Invasions*, 14: 1343-1352.
- 遊佐陽一 (2005) 水田生態系へ侵入者スクミリンゴガイ (ジャンボタニシ) の大和川上・中流域における現状. *自然史研究*, 3: 50-51.

## 紀伊半島5河川におけるスナヤツメ生息調査

保智己

### はじめに

ヤツメウナギは最も原始的な脊椎動物の一つである。日本にはスナヤツメ、カワヤツメ、シベリアヤツメ、ミツバヤツメの4種類が確認されているが、シベリアヤツメやミツバヤツメは稀に見られるだけである。この中で紀伊半島で記録があるのはスナヤツメのみである(原田ほか, 2006)。近年の研究からスナヤツメには南方系と北方系の2つの系統が存在することが報告されている(Yamazaki & Goto, 1997)。ヤツメウナギは原始的な脊椎動物であるということだけでなく、その生活史が特徴的である。ヤツメウナギには幼生期があり3年~4年経過した後に変態し、成体となる。カワヤツメでは変態した成体は海へ下り、成長して産卵のために遡上する。しかし、スナヤツメは陸封型であり、変態した後は産卵し、一生を終える。変態は秋または春であり、通常ほとんど個体は幼生の状態である。ヤツメウナギ類は成体も幼生も夜行性であり、昼間は、幼生は砂や泥の中に潜っている。そのため通常の魚類や水棲昆虫の捕獲方法では飛び出してきた一部の個体しか捕獲できない。そこで、本調査ではスナヤツメだけに特化して、砂や泥も含めた採集方法を用いることにした。各河川では他の調査結果との比較も考え、調査地点は同じ地点で行ったが、各地点内ではスナヤツメ幼生が生息する砂泥地を選んで調査を行うことにした。

### 方法

調査は2011年8月~11月にかけて、古座川(8月29日~31日)、宮川(10月11日、12日)、有田川(11月7日~9日)の3河川を、2012年8月~9月に古座川(8月21日、22日)、宮川(9月4日~5日)、有田川(8月7日、8日)、日高川(8月9日、10日)、日置川(8月23日、24日)の5河川を対象としておこなった。それぞれの河川の調査地点は他の調査と同じである。但し、2012年の有田川:AD-1と宮川のMY-1では海水の流入が顕著なことから最下流地点での調査は行わなかった。

調査方法は、各調査地点において、図1に示したような砂地3か所を選択した。各選択箇所ではタモ網を用いて、約1m×1mの範囲を刃付タモ網(図2)で川底の砂泥を含めて採集した。電気ショッカーを用いると正確に調査できるが、環境への影響など多くの問題点が考えられるので、本調査では刃付タモ網を用いることにした。採集箇所によって、1m×1mの範囲で低質が砂泥でない場合は約50cm×2mまたは約50cm×1m×2箇所を採集した。



図1. スナヤツメ生息地.



図2. 採集に用いた刃付タモ網.

## 結果

各調査年度の結果を以下に示す。

### 2011年度

古座川、宮川、有田川の3河川を調査した結果、スナヤツメは古座川と宮川において採集された。採集された個体は全て幼生であった。

紀伊半島南部を流れる古座川では調査地点8箇所(KZ-1~8)のうち、2地点KZ-2(1個体:30mm)とKZ-5(4個体:30~47mm)で生息が確認された(表1)。しかしながら、他の6地点では生息は確認されなかった。本河川では調査地点8箇所に加えて、以前に和歌山県立博物館による調査において、スナヤツメの採集記録がある古座川支流である佐本川の長追橋近辺(合流部から50m上流)での生息確認を行った。その結果、6個体(30~123mm)が採集された。

次に紀伊半島東部の宮川では、調査地点8箇所(MY-1~8)のうち、1地点(MY-3)でのみ生息が確認された(表2)。この地点では6個体(42~73mm)が採集された。しかしながら、他の7地点では生息は確認されなかった。

また、紀伊半島西部に位置する有田川の調査では、調査地点8箇所(AD-1~8)において生息は確認できなかった。有田川の調査地点において、底質がスナヤツメに適していると考えられる砂質または泥質の地点においては3か所以上でも確認したが採集できなかった。

### 2012年度

昨年度と同様に紀伊半島、南部、西部、東部を流れる古座川、有田川、宮川に加えて、日高川、日置川についても調査を行った。これらの河川のうち、古座川でのみ生息が確認された。昨年度同様に採集された個体は全て幼生であった。

古座川では昨年度調査した8地点(KZ-1~8)において調べた。その結果、昨年度と同じKZ-2(1個体:132mm)とKZ-5(5個体:31~50mm)で採集された(表1)。KZ-2では昨年度も含めて最大の個体(132mm)が採集できた。さらに、佐本川の長追橋近辺では3個体(35~44mm)が採集された。

次に日置川の3地点(KH-1~3)で調査を行ったが、生息は確認できなかった。特に最上流

部の KH-3 では底質がスナヤツメ幼生の生息に適しているように思えたので、10箇所調べたが、採集できなかった。

有田川では最下流地点を除く7地点(AD-2~8)で調査を行ったが、昨年度に引き続き生息は確認できなかった。また、有田川に比較的近い日高川では3地点(HD-1~3)で調査を行ったが、生息は確認できなかった。日高川の調査地点となった3地点では、スナヤツメに適した底質の箇所が少なく、多くが礫であった。

昨年度、6個体が採集された宮川では、最下流地点を除く7地点(MY-2~8)で調査を行った。しかしながら、どの地点においても生息は確認されなかった(表2)。特に昨年度生息が確認できたMY-3では昨年度と同じ箇所だけでなく、10か所程度を確認したが、生息は確認できなかった。

表1. 古座川におけるスナヤツメ捕獲数.

地点	2011 年度		2012 年度	
	捕獲数(匹)	体長(mm)	捕獲数(匹)	体長(mm)
KZ-1	0		0	
KZ-2	1	30	1	132
KZ-3	0		0	
KZ-4	0		0	
KZ-5	4	30	5	31
		35		34
		40		36
		47		41
				50
KZ-6	0		0	
KZ-7	0		0	
KZ-8	0		0	
佐本川 (長追橋)	6	30	3	35
		32		43
		35		44
		37		
		39		
		123		

表2. 宮川におけるスナヤツメ捕獲数.

地点	2011 年度		2012 年度	
	捕獲数(匹)	体長(mm)	捕獲数(匹)	体長(mm)
MY-1	0		X	X
MY-2	0		0	
MY-3	6	42 60 61 63 72 73	0	
MY-4	0		0	
MY-5	0		0	
MY-6	0		0	
MY-7	0		0	
MY-8	0		0	

X：調査を行っていない.

### 考察

本調査からスナヤツメは、紀伊半島においては限られた河川にしか生息しておらず、その生息数もかなり少ないと考えられる。しかしながら、スナヤツメのみを対象にした調査はこれまで行われていないが、他の魚類の調査の過程でこれまでスナヤツメが生息していたことが確認されていた古座川支流の佐本川において、今回の調査でも生息が確認された。また、同じ古座川では台風12号の被害を受ける前に生息が確認された調査地点において、1年後でも同様に生息が確認された。このことは今回生息が確認された地点はスナヤツメの生息環境として適当であり、河川の攪乱が生じてスナヤツメの生息には影響しないと考えられる。一方、2011年度には生息が確認された宮川において、翌年は全く捕獲されなかった。スナヤツメの幼生が季節によって移動するということは考えにくく、また、宮川での捕獲地点であるMY-3において、スナヤツメ幼生の生息に大きな影響を及ぼす大規模な河川工事を行った形跡も見られない。この地点での捕獲ができなかった原因は不明であるが、2011年に比べて、MY-3では水量が減少し、砂泥質の川底がかなり露出していたので（写真等のデータは無い）、そのことが原因の一つであるかもしれない。

2011年に古座川で採集された123mmの個体はその大きさから判断して、変態直前の個体であり、この年の秋または翌春には変態し、成体になる個体であると考えられる。佐本川では30mm程度の個体と同じ場所で捕獲できたことからこの地点では孵化後1年程度の個体から4年程度経過した変態直前の個体が混在しているとみなされる。

今回の調査では本流が調査対象となっていたが、古座川では本流よりもむしろ支流の佐本川の方が捕獲数は多かった。調査するための流域面積が広すぎることもあると考えられるが、支流を調査することで生息地点が増える可能性は否定できない。少なくとも古座川、宮川の支流での生息調査はこのことを明らかにしてくれるかもしれない。

#### 謝辞

本研究を実施するにあたり、各河川の漁業協同組合のご厚意により許可証を発行していただきました。この場をお借りしてお礼申し上げます。また、現地調査に協力いただいた共生科学研究センター浜崎健児博士、本学理学部生物科学科酒井敦准教授に深く感謝いたします。

#### 引用文献

原田慈雄・渡邊薫・三輪一翔（2006）古座川本流ならびに小川における魚類相. 古座川合同調査報告書, 1 : 93.

Yamazaki, Y. & Goto, A. (1997) Morphometric and meristic characteristics of two groups of *Lethenteron reissneri*. Ichthyological Research, 44: 15-25.

## 総論

本事業の実施成果を項目別にとりまとめる。

### 流域環境

紀伊半島内 20 河川について、流域面積・平均傾斜、標高・本流河川長、流量と水位、河床礫サイズ、植生と土地利用がとりまとめられ、水質や水生生物のデータと関連づけるために活用された。河川流量の特徴として、比流量（流域面積に対する河川流量）は、紀伊半島南部の河川で高い傾向があることが明らかとなった。これはこの地域の雨量の高さと関連したものである。河床礫サイズでは、紀伊半島の北部に位置する紀ノ川、有田川、宮川などでややサイズが大きい傾向が示された。

紀伊半島北西部に位置する有田川と南部に位置する古座川の集水域について、ALOS/AVNIR-2 による衛星データを用いた土地被覆分類を行い、これを既往の植生調査図と対比させて検討したところ、古座川流域は植生図とほぼ同様であったが、有田川流域では、下流域の土地利用に違いが見られた。それは調査年が衛星データのほうが数年新しいためとみられた。さらに衛星データによる植生分類のほうが、既往の植生図よりも小スケールでの被覆状況を把握できること、つまりより正確な土地被覆評価が得られることが示された。流域の土地被覆の特徴としては、有田川は下流部に市街地と果樹園が広範囲に広がり、中上流部は常緑樹植生域が広がるのに対し、古座川は全域的に常緑樹植生域が広がるという違いが確認された。

### 河川の水質

紀伊半島内 19 河川の水質分析結果から、その溶存化学成分の特徴に地域性が認められ、それが陸域の環境の特徴と密接に関連していることが明らかとなった。すなわち、河川水質は、紀伊半島の北部・中部・南部で異なり、北部は  $\text{Ca-HCO}_3$  型を示し、流域の表層地質に石灰岩を有することと関連していること、中南部は  $\text{Na-Cl} \cdot \text{SO}_4$  型を示し、中部は流域の農業活動に伴って  $\text{SO}_4$  濃度が高く、南部は降水量の多さに伴って  $\text{HCO}_3$  濃度が低いことが示された。

紀伊半島西部・南部（和歌山県）の 18 河川の水質分析結果を、各河川の流域の土地利用と関連させて検討したところ、日高川流域を除く紀ノ川流域から富田川流域までの北中部、とくに中部地域の河川では、果樹園や住宅地による面源汚染の進行が示唆された。反面、日置川流域から熊野川流域までの南部地域の河川と日高川流域では大部分が樹林地に覆われており、人為的な環境負荷が少ないため、面源汚染の影響は見られなかった。

紀伊半島西部・北部（和歌山県）の 18 河川の容存金属類の分布をみたところ、Cu は、紀ノ川、有田川、広川、印南川、芳養川、太田川で検出され、これらの原因としては鉱山の影響か、Cu を有効成分とする農薬の散布の影響が考えられた。Zn、Cd が検出された菟野川も鉱山の影響が考えられた。Al は左会津川、Hg はありた川、Pb は広川でそれぞれ検出され、Fe はほとんどの河川で検出されたが、北中部の河川で比較的高い傾向を示した。



## 水生生物の分布

紀伊半島内 19 河川について、上流から下流までの 3 地点での十脚甲殻類、魚類、水生昆虫の定量調査を実施し、その結果を流域環境と水質といった環境特性と関連づけて検討した。十脚甲殻類は全河川から 26 種が記録され、そのうち芳養川でもっとも多かった (18 種)。全河川から記録された種はミナミテナガエビとモクスガニであった。既往の分布情報を更新するものとしては、アゴヒロカワガニ、カワスナガニ、テナガエビがあった。環境特性との関係では、十脚甲殻類の種組成は、水辺植生の割合や湿地植物の面積割合、水質のリン酸イオン濃度・全窒素濃度との関連が示唆された。魚類は全河川より 59 種が記録され、記録種数が最も多かったのは十脚甲殻類と同じく芳養川 (27 種) であった。全河川から記録された種はチチブのみであった。紀伊半島からの記録例が少ない貴重な記録となるものに、芳養川で採集されたオオウナギとありた川で採集されたナガレミミズハゼがある。環境特性との関係においては、魚類の属レベルの組成は、河川の本川流路長や堰の数、陸域の果樹園の面積割合との関連性が示唆された。水生昆虫は全河川より 139 種が記録され、記録種数が最も多かったのは菟野川 (51 種) であった。全河川から記録された種はなく、最も多くの河川から採集された種は、キブネタニガワカゲロウ (16 河川) であった。環境特性との関係においては、水生昆虫の科レベルの組成は、陸域の広葉樹林の面積割合や果樹園の面積割合、水質の全窒素濃度との関連が示唆された。以上より、十脚甲殻類では、水辺の植生の存在と水質、魚類・水生昆虫では、果樹園や森林の特徴と水質がその組成に関係すると言える。水質は周辺陸域の土地利用と関連しているところが大きく、その点を考慮すれば、水生生物の生息に、陸域の環境特性が強く影響しうることが本研究より示されたと言えよう。

ヌマエビ類に共生するヒルミミズ類 (環形動物門、環帯綱、ヒルミミズ亜綱) の紀伊半島内河川における分布状況を調べた結果、ヒルミミズ類は、紀伊半島の東南部の 10 河川 (和歌山県内 6 河川、三重県内 4 河川) において、主としてヌマエビを宿主として生息していることが明らかとなった。ヒルミミズ類がこれだけの広範囲にわたる地域から記録されるのは、日本では他に例がなく、紀伊半島東南部の河川がヒルミミズ類の貴重な生息地になっていると言えよう。

ヤツメウナギ類は、河川底土中に潜って生活しているため、通常の魚類調査からは記録されにくいグループであり、その分布状況は紀伊半島でもよくわかっていなかったが、今回紀伊半島内の河川を網羅的に調査したことにより、古座川と宮川からスナヤツメが記録された。

河川流域の水田・水路に出現する外来の淡水巻貝スクミリンゴガイが、紀伊半島内の河川でどのように分布しているかを 16 河川の流域において網羅的に調査した結果、本種は、紀伊半島北西部の河川 (紀ノ川から芳養川まで) の流域に片寄って分布していることが明らかとなった。

## 台風に伴う洪水攪乱とその回復過程

平成 23 年度秋に紀伊半島を襲った台風 12 号により大洪水が発生した河川について、十脚甲殻類の分布にどのような影響があったか、またそれがどのように回復したかを、有田川、古座川、宮川において調査した。特に古座川では、台風直前と直後の比較を行った。十脚甲殻類は、台風による大洪水によって壊滅的な影響を受けることはなく、生息数、流程分布とも台風前後

であり変わらない種や、台風後に生息数の減少や分布が下流側に移動するといった程度の変化を示す種がみられることが明らかとなった。台風による洪水という攪乱が水生生物に与える影響をみた研究は、日本では宮川で魚類について調べられた例があるだけであり、エビ・カニ類について台風直前の状況も含めて調べられた、他に例のない貴重な調査結果となった。

#### 十脚甲殻類の遺伝的特徴

紀伊半島の河川に生息するテナガエビ属3種の遺伝子による種判別法を確立させた。

スジエビとミナミテナガエビについて、紀伊半島内の河川での分布の特徴と遺伝的集団構造を明らかにした。スジエビは、陸封型が紀伊半島の西部、北東部および内陸部に分布するのに対し、回遊型は紀伊半島南部に片寄って分布すること、集団間での遺伝的分化は、陸封型よりも回遊型のほうで顕著であったことなどが明らかとなった。ミナミテナガエビは、紀伊半島内のどの集団も遺伝的多様度は高く、集団間での遺伝的分化は、宮川集団と和歌山県の各河川集団との間にみられた。

以上の成果のうち、流域環境、河川水質、水生生物の分布と遺伝的特徴は、紀伊半島の地域特性を既往の情報に加えて新たな地域的特徴を見出したものとして評価できる。とりわけ、河川水質、水生生物の分布と遺伝的特徴に関する広範囲にわたる網羅的な調査結果は、これまでにない紀伊半島の詳細な自然特性を提示させたものと云える。

一方、河川の水質とその流域環境との関連、河川の水生生物の分布と流域の特徴・河川水質との関連を見出した成果は、本事業の主目的とするところであり、紀伊半島という地域性を越えて一般化されうるものと評価できる。同時にその成果は、河川の水質や水生生物の保全のために流域の陸域環境を如何に維持管理すべきかの指針を与えるという意義をもつ。例えば、和歌山県中部の河川の水質は流域の農業活動によるところが大きいことが明らかとなったことから、これらの地域の河川の水質を汚染から守るには、流域の農業活動による汚染物質の制御が優先されるべきであることが示唆される。また水生生物の魚類や水生昆虫では流域の果樹園や森林の特徴がその組成に影響することが示されたことから、これらの生物をそれぞれの河川で維持してゆくには、陸域の植生に配慮すること、またエビ・カニ類の保全には、水辺の植生の存在と水質の管理が重要であることなどが示唆されるのである。ただし、河川の水質も生物分布も、個々の水質成分や個々の生物種群ごとに環境要因との関連が解析されているにとどまっておらず、水質や生物それぞれの総合的な指標からの特徴付けには至っていない点が、今後の課題であろう。

台風による大洪水が水生生物に与える影響をみた研究も、紀伊半島という地域での追跡調査ではあるが、河川の大攪乱と河川生物の生息との関係性をみたこれまでにない研究であるという点で河川生態学に貢献するところが大きいと評価できる。

(共生科学研究センター長 和田恵次)

## 本事業による発表論文

青木美鈴・浜崎健児・山田誠（2013）紀伊半島に生息するテナガエビ属（*Macrobrachium*）3種のPCR-RFLP法を用いた同定手法の開発. 陸水学雑誌, 74: 85-91.

田中薫子・浜崎健児・山田誠・青木美鈴・遊佐陽一・和田恵次（2013）紀伊半島3河川における十脚甲殻類の分布—2011年台風12号による大洪水後の経時変化—. 地域自然史と保全, 35: 125-140.

---

源流から河口域までの河川生態系と流域環境との連環構造

—紀伊半島の河川群の比較より—

平成 23・24・25 年度活動報告

平成 26 年 3 月

編集兼発行者 奈良女子大学共生科学研究センター

和田 恵 次

〒630-8506 奈良市北魚屋東町

Tel. 0742-20-3415

E-mail mbanzai@cc.nara-wu.ac.jp

印刷所

株式会社 新踏社

---