

トンボ類の多様性保全への河畔および集水域の 植生構造の影響についての研究

まえがき

I. ハビタットとしてのエコトーン：その好適性評価と広域地図化……（椿 宜高）

要約

1. はじめに
2. ハビタットとしてのエコトーン
3. 利用した情報
4. バッファ解析
- 4.1. リングバッファ解析
- 4.2. リング内ラインバッファ解析
5. ハビタット解析
6. 好適生息地の地図化
7. 好適ハビタットの年代による変化
8. グリッドベースモデル
9. 議論

謝辞

引用文献

II. 過去数十年間における日本各地の河川性トンボ相の変化

～全国アンケート調査結果の分析～ ……………（生方 秀紀）

要約

1. はじめに
2. 調査方法
- 2.1. アンケート依頼先
- 2.2. アンケート調査項目
3. 結果と考察
- 3.1. 回答状況
- 3.2. 河川別のトンボ種別個体数変化
- 3.3. いくつかのトンボの種の変化傾向
- 3.4. 河川環境改変とトンボへの影響
- 3.5. 各河川におけるトンボ目の種数の長期変化
- 3.6. 各河川におけるトータルスコアの長期変化
- 3.7. 各河川における平均スコアの長期変化

4. 結論

謝辞

引用文献

北海道教育大学 釧路校 理科教育研究室
国立環境研究所 生物多様性研究プロジェクト
石川県農業短期大学
佐賀大学（名誉教授）

生方 秀紀
椿 宜高
田 哲行
東 和敬

まえがき

生方 秀紀（北海道教育大学）

本研究においては「トンボ類の多様性保全への河畔および集水域の植生構造の影響についての研究」のメインテーマのもとで調査研究を行ったが、ここではその結果を、第一部「ハビタットとしてのエコトーン：その好適性評価と広域地図化」および、第二部「過去数十年間における日本各地の河川性トンボ相の変化－全国アンケート調査結果の分析－」という2つの論文として報告する。それぞれの論文に入る前に、ここで本研究の全体の目的および調査研究内容について述べておきたい。

河川およびその周辺の生物多様性に種数の面で大きく貢献しているのは昆虫類である。中でも、トンボ目(Odonata)はすべて水域を生息地としており、水域の環境指標としても注目されている。日本には189種のトンボが分布し、そのうち、52種はもっぱら河川(溪流、小川を含む)に生息し、さらに36種が河川(用水路を含む)を生息地の一部としている。

河川沿いの岸辺の植物はトンボ類にとって産卵基質(その組織内あるいは表面に卵が産み付けられる)として利用され、岸辺の植生構造は、縄張りの見張場所、交尾場所、休息場所等多くの活動に直接利用されている。また、トンボ類の餌となる小昆虫、その他小動物にとってもこれら植物は資源として重要である。さらに岸から離れた草原や樹林はトンボ類が未熟な時の採餌場、休息場として重要である。

本研究では、河川の岸、遊水地、堤防、周辺(段丘面等)における植生構造(種構成、空間構造等)が、トンボの種多様性にどのような影響を与えているかを明らかにすることを主たる目的とした。これは、川の植生構造から逆にその流域のトンボ生息状況を予測するという、環境評価にも応用可能であり、その面での理論研究を椿が行い、その理論を裏付けるデータ収集のための調査を共同研究者4名全員で北海道東部、東関東、北陸、西九州をフィールドとして行った。これら、調査データを盛り込んだ分析は別の機会に報告することとし、今回は理論部分を主に椿が報告する。

歴史的に見ると、日本の河川は洪水や侵食の防止のために、石材やコンクリートで護岸する工事が行なわれてきた。最近ではそのことが生物多様性や美観を損ねるという反省から、近自然工法あるいは多自然工法がとられるようになってきている。こういった河川構造の変遷にともなって河川を生息地としているトンボ相がどのように変遷してきたかについて明らかにするために生方が全国のアンケート調査を実施し、分析した結果を報告する。

1. ハビタットとしてのエコトーン：その好適性評価と広域地図化

椿 宜高（国立環境研究所）

要 約

野生生物の保全計画にあたって、生物の分布地図は最も基礎的な情報源となる。しかし、近年生じつつある野生生物の減少を適切な空間スケールと適切な時間スケールで記述するには不足する情報から全体を推測する工夫（モデル）が必要となる。この研究では、点情報でしかない生物分布の観測データを面情報に翻訳することでこの困難を克服しようという試みを行った。提案したモデルは二種類で、第一はハビタットをベースにしたモデル、第二はランドスケープを1kmのグリッド（国土地理院地形図の3次メッシュ）をベースにしたモデルである。

ハビタットベースモデルではハビタットを明確に定義して地図上に描く必要がある。しかし、溪流性のトンボのように、河川と森林との境界域（エコトーン）に生息する生物は、単一の生態系（森林、河川、湖沼など）をハビタットとみなすわけにはいかない。しかも、エコトーンは単なる境界線ではなく、ある程度の厚みをもった森林でないと好適なハビタットにはならない。そこで、この研究では、どのくらいの幅の森林を必要とするのかについても検討する方法を提案した。

グリッドベースモデルはグリッド内のランドカバertype、グリッドの平均標高、グリッド内の河川の有無からグリッドの質を評価するもので、ハビタットベースモデルよりきわめて簡便なものである。

両モデルとも生息適地をかなり良く地図上に表現することができたが、ハビタットベースモデルはハビタットサイズ減少の非線形的な影響を検出できる点が優れていると考えられた。一方、かなりの作業量を必要とするハビタットベースモデルにくらべ、グリッドベースモデルはGISの既成ソフトを利用した計算ができるので、分布地図が急に必要になった場合などの簡便法として利用できると思われる。

1. はじめに

野生動植物の保全にとって、個々の種の分布地図は最も基本的で不可欠な情報源である。野生生物の分布地図には、生物地理学が作成してきた大スケール地図（たとえば原色日本トンボ幼虫・成虫大図鑑¹⁾）と生態学者が作成してきた小スケール地図の2種類があるが、いずれもそれほど役に立つものではない。その理由は、前者は分布の地理的境界を示すことが主目的で、ハビタットの環境条件との関連は全く示されていないこと、後者はハビタット内の微小環境条件と生息数との関係を記述するためのもので、開発等の影響を表現するにはスケールが大幅に不足していることである。保全の目的としては河川流域全体ぐらいのランドスケープ規模が必要とされるスケールであろう²⁾。

しかし、このスケールより大きい場合の生物分布の情報はほとんど常に不完全で、調査の濃淡が原因で生じる偏りも大きい。県ごとのレッドデータの生物種の記録数に大きなバラツキが大きいのは研究者の数の違いが原因とさえ言われている。つまり、野生生物の分布地図を作成することは、膨大な時間と労力を要することを意味している。個々の種の分布情報を100年かけてコツコツ集め、分布地図を作成しても十分なものができる可能性は低い。しかも、100年後には自然環境の開発、修復、自然発生的な攪乱などのために大きな分布変化が起きているに違いない。

近年の自然環境の急激な変動に伴う生物種の分布変化を刻々と（せめて10年ごとに）フォローできるような分布地図を作成すべきではあるが、分布の点情報を蓄積して行く方法では限界があることは明らかである。そこで、この稿では分布地図の代わりにハビタット地図を情報として使うことを提案する。その理由は次のように整理できる。

- (1) 我々が保全すべきは個々の生物であるというよりも、その棲息場所である。
- (2) 問題にしている生物種が発見できなかった場所は、棲息に不向きな場所であるとは限らない。開発が進みほとんどの種のハビタットが分断化している現在、多くのハビタットで独立に侵入や絶滅を起こしながら、全体として存続している種が増加している可能性が高い。
- (3) 植生、土地利用パターン、標高、地形などの情報は生物分布情報にくらべて緻密であり、これらの情報から間接的にハビタットを推定する方法（モデル）を構築することはある程度可能である。
- (4) これらの情報は日本全域をカバーでき、少なくとも10年ごとにアップデートすることが可能であるので、ハビタットの分布変化をフォローする要求はかなり満たされることになる。

ただし、この稿で生物種の分布地図が不必要であるという主張をしているのではない。この研究では、分布地図をハビタット地図を作成するための生データと考え、種の分布情報と地理情報との関連性の解析の結果を用いてモデルを構築する。この稿の強調したい点は、それほど豊富でない分布情報であってもかなり正確なハビタット地図を描くことができるところにある。

また、アメリカ野生生物局が開発したハビタット好適性指数（HISモデル）³⁾とは異なるアプローチである点を強調しておきたい。HISモデルでは景観単位をもとに、専門家の経験などから野生生物のハビタットとしての好適性を先験的に判定し、それを地図上に表現するという手法をとっている。これは極めて単純な手法であるが、ハビタット好適性指数の意味づけが曖昧で、手法の信頼性評価が難しいという弱点がある。この研究では、統計関数を用いることによって、この弱点を克服している。

2. ハビタットとしてのエコトーン

エコトーンとは二種類以上の景観要素（たとえば森林、湿地、河川などのことで、生態系と呼ばれることもある）が接する場所で、全く異なる環境が移行する場所をさす。たとえば陸域と水域の境界、農地と森林の境界などである。多くの動物は生活史ステージによって、異なった場所を利用したり、時間によって生活場所を変えたりする。そのため、多くの動物が、エコトーンを複数の生活条件を満足する場所として利用し、その結果として種多様性も個体数も大きいことが知られている。したがって、優れたエコトーンを探索して保護の対象にしたり、失われたエコトーンの修復をはかることは生物多様性の保全にとってきわめて有効であると考えられる。

動物が単一種類の景観要素だけを生活の場所とするのであれば、ハビタットを把握することはそれほど難しいことではない。一方、複数の景観要素にまたがって生活する動物のハビタットは簡単には把握できない。しかし、いくつかの科学的分析に基づく人為的な定義を許容すれば、ハビタットを把握することが可能となる。

この研究では、森林/河川エコトーンに棲息する典型的な種であるカワトンボについて、ハビタットの把握手法の提案とその棲息好適性の評価を行い、分布可能場所の広域地図化を行った。カワトンボは

幼虫期は溪流の水中で生活し、流速、溶存酸素、隠れ場、餌供給量などがその生存を決定する条件であると考えられる。一方成虫期は陸上/空中生活者となり、とまり場、餌探索空間、雌雄の配偶行動を展開する空間が重要な棲息条件である。このような幼虫と成虫の両方の要求を満足する空間が森林/河川エコトーンである。

しかし、森林と河川の境界線は重要ではあるが、ハビタットが線であるはずはなく、ある程度の幅が必要だということは容易に想像できる。カワトンボの場合は流路のまわりにどれだけの森林が必要かということになる。そのために、まずバッファー解析を用いて、河川の周りにどれだけの幅の森林を必要とするかを推定した。簡単ではあるが、この手法の開発がここでの一つの成果である。ここで展開する議論のすべてはここから出発している。次に、バッファー内の森林をハビタットと見なし、カワトンボの棲息データ(1/0データ)を用いて個々のハビタットの好適性評価を行った。これをハビタットベースモデルと呼ぶことにする。

このほかに1kmメッシュごとに好適性を評価するグリッドベースモデルを作成し、その長短を比較検討した。

3. 利用した情報

この研究で用いた地理情報、生物分布情報は下記の方法で取得、または既存情報を加工した。

(1) ランドカバー図

茨城県と栃木県を流れる那賀川流域の国土地理院の航空写真を利用。1960年代と1990年代に撮られた写真それぞれ約4,000枚を読んで、植生ないし土地利用パターンをラスターデータに変換したもの。航空写真から区別したランドカバータイプは、落葉広葉樹林、常緑広葉樹林、落葉針葉樹林、常緑針葉樹林、スギ・ヒノキ植林、二次林、伐採後植生、自然草地、二次草地、ゴルフリンク、水田、畑地、竹林、桑畑、湿地植生(ヨシ原、ヤナギ群落など)、人工構造物(市街地、工場など)、裸地、開放水域である(図3.1)。ただし、この図では落葉広葉樹林、常緑広葉樹林、二次林をまとめるなど、やや簡略化したランドカバー図を示した。

類似の植生図(自然環境保全基礎調査データベース)が環境省生物多様性センターから公表されているが、県ごとに精度が異なること、植生の境界を区分する基準が一定でないなど、この研究で行おうとする解析には適さないことが分かったので、より精度が高く、全域の精度もそろえたランドカバー図を作成した。ただし、ランドカバーのタイプが写真から判読しにくい場合は、当該地点の基礎調査データベース情報を参考にした。

(2) 標高図

国土地理院発行の数値地図50mメッシュ(標高)データ(図3.2)。この図ではスプライン変換を用いて滑らかな曲面で描いている。

(3) 河川図

国土地理院発行の数値地図25000(地図画像ラスターデータ)をもとに北海道地図(株)がベクトル情報化した河川データを利用した。ただし、この河川データには一次水流(源流近くの細い河川)のほとんどが含まれていないので、数値地図から一次水流を読み取ってラインデータ化し、河川データに追加した(図3.1)。

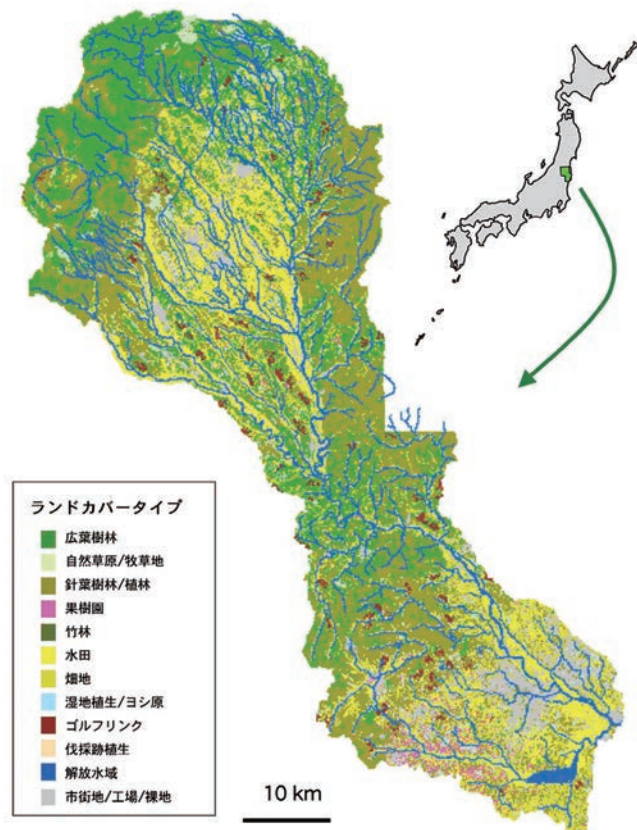


図3.1 那賀川流域のランドカバー図。1990年代の航空写真をもとに作成。

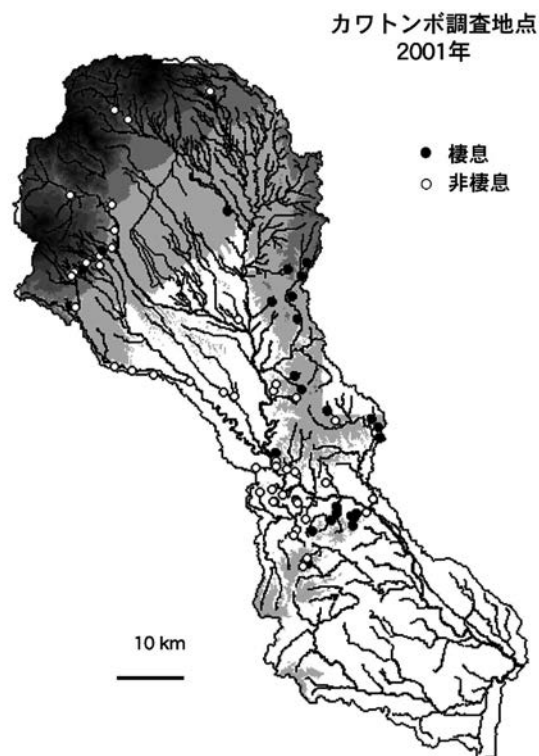


図3.2 那賀川流域におけるカワトンボの調査地点（2001年）と標高（0～1705m）。標高はスケールを示していないが、グレーが濃いほど標高が高い。那賀川流域は、源流部は険しい山地であるが、すぐに那須高原などの氾濫原をながれることが特徴。中流域で再び低山地帯を通過し、再び平野部にはいって水戸市から海へと注ぐ。この図から、カワトンボが棲息する地点は低山地に多く、平野部や高山地域には非棲息地点が多いことがわかる。

(4) カワトンボの分布地点図

2001年のカワトンボ成虫出現期（那賀川では5月下旬から6月下旬）に那賀川流域内のできるだけ広域にわたって生息状況の野外調査を行った。全部で74地点（**図3.2**）。調査地点の選択にあたっては3次メッシュを書き込んだ1/50000地形図と道路地図を用いて、全域からランダムに3次メッシュを選択するようにつとめたが、道路事情、時間（季節）の制約などから、結果的にはアプローチの容易な地点が多く選択された。河川が存在しないメッシュはカワトンボが棲息している可能性がないので、調査対象としなかった。

選択された各々のメッシュの中では、河川と道路が隣接する地点を探し、その地点を出発点として上流または下流方向へ50mの流呈を歩き、目視によってカワトンボが棲息しているかどうかを調査した。発見できなかった場合は、さらに歩行距離を100から200m延長して目視を続けた。これによって、棲息しているにもかかわらず「非棲息」と判定してしまう過誤の可能性を減らした。

4. バッファー解析

生物の棲息環境の評価にはしばしばバッファー解析が用いられる^{4) 5)}。これは生物の棲息状況を調査した地点の周囲の植生、地形、気象条件などを総合的に解析し、どのような要因が棲息/非棲息を決めているかを判定するための方法である。この解析がここで提案するハビタットベースモデルの出発点になる。バッファー解析では、特定の点の評価を周囲の面的情報によって行うが、これをハビタットの面積を考慮した評価手法に変換するのがハビタットベースモデルの狙いである。

4.1. リングバッファー解析

まず、通常のリングバッファー解析を使った調査地点の評価を行う。現地調査では50mの流呈を目視調査しているが、大きな地図上では点と見なせる大きさである。**図4.1**にそのイメージを示した。

データ処理の手順は次のとおりである。

- (1) 調査地点の周りに、50、100、150、200、400、600、800、1000mの円を描いた。
- (2) 次に各々の円にはさまれたドーナツ状の領域内のランドカバータイプの構成比を集計した。
- (3) ドーナツ領域の各ランドカバータイプの比率をアークサイン変換してこれを独立変数とし、調査地点の棲息/非棲息を従属変数としてロジスティック重回帰分析を行った。
- (4) ロジスティック重回帰分析の結果から、使用すべき有意なパラメータを選択・統合した。試行錯誤の結果、カワトンボの場合は、落葉広葉樹林、常緑広葉樹林、落葉針葉樹林、常緑針葉樹林、スギ・ヒノキ植林、二次林、伐採後植生をまとめて森林と考えた場合がもっとも説明力が高く、他のランドカバータイプはほとんど無関係だったので、以後は森林面積だけを使って解析を進めた。
- (5) 回帰分析によって得られる相関係数 (R^2) をバッファーサイズに対してプロットすると、説明力の最も高いバッファーサイズを選ぶことができる。**図4.2**にその結果を示した。相関係数は50～100mの範囲のドーナツ域の森林比率が最も説明力が高く、調査地点から遠くなる程、説明力が低下することがわかる。0～50mの森林比率よりも50～100mの森林比率の方が、相関係数が高いことは興味深い。基本的には川に近い森林ほど重要であると考えらるべきであろう。
- (6) 次にドーナツ域の森林面積を中心点からしだいに積算し、円内の森林比率と中心地点の棲息/非棲息との関係についてロジスティック回帰分析を行った。**図4.2**にはその場合の R^2 のバッファー

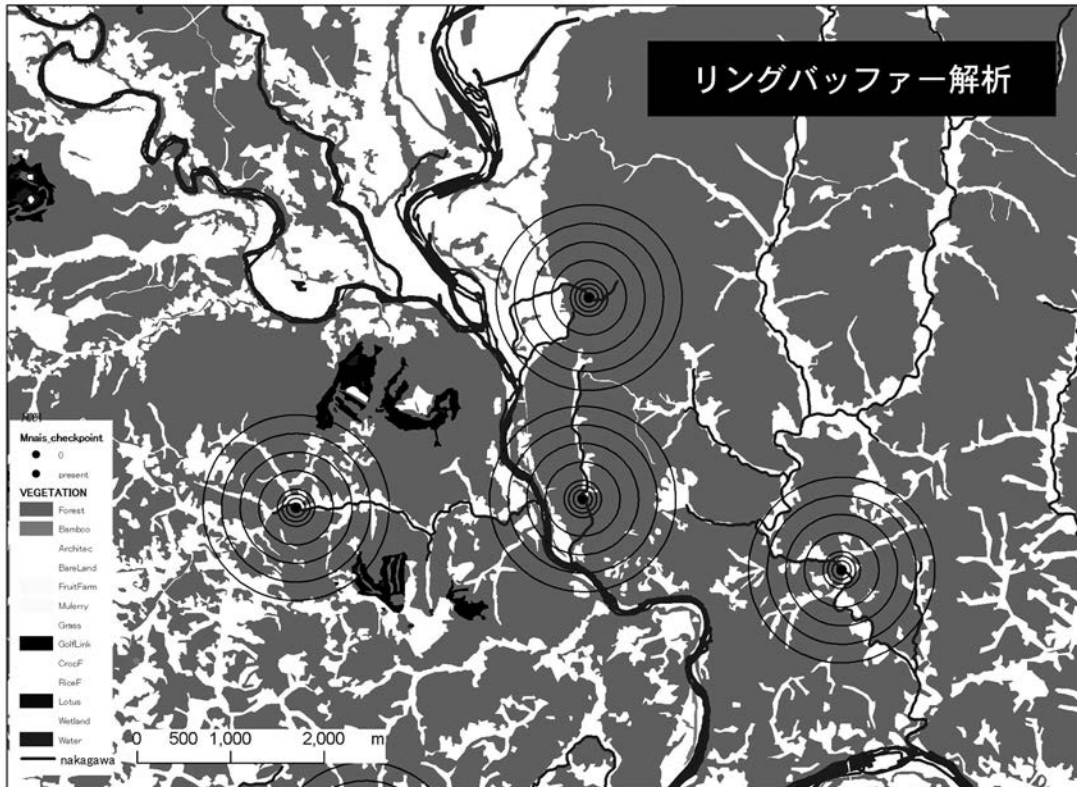


図4.1 リングバッファ解析。円の中心が調査地点で、その周囲に50～1000mの円を描く。円内のランドカバータイプの構成比率と中心点にカワトンボが棲息しているかどうかを解析する。

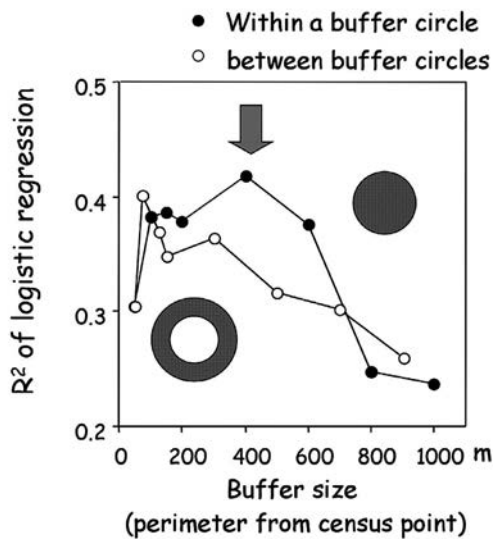


図4.2 バッファサイズとロジスティック回帰の相関係数 (R^2) の関係。

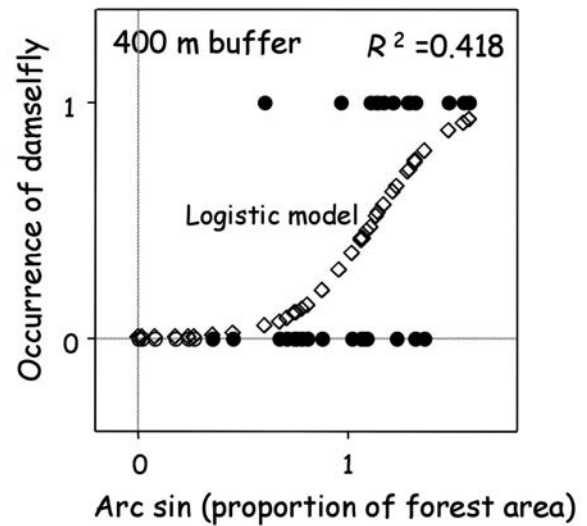


図4.3 調査地点から400mバッファ内の森林比率とカワトンボの棲息/非棲息データの関連。

サイズに対する変化も示している。この場合は400mでピークがみられた。図4.3にバッファサイズ400mの場合のロジスティックモデルと観察データを示している。

以上の結果から、カワトンボの棲息には河川の近くの森林が必要であること。調査地点の直近の森林ほど影響が大きく、距離が離れるほど影響は小さくなるが、400m程度が棲息/非棲息に関与していることがわかった。

4.2. リング内ラインバッファ解析

前節で行ったリングバッファ解析は、中心点からの全方位に対して行うもので、特定の方向に環境の傾斜がある場合には問題が生じる。ここでは河川と森林の境界線からどれだけの幅の森林が必要かを議論しているのであるから、河川の流呈方向と河川から離れる方向では当然環境の傾斜が異なるはずである。言い換えると、400mのバッファ内の森林比率が有効であるという結果が得られたが、河川にそっての400mが有効なのか、河川から離れる方向の400mが有効なのかは区別できていない。中心点近くの森林が重要でという図4.2の結果から、前者の可能性が高いように思われる。そこで、次のような方法を考案した。図4.4がそのイメージ図である。

- (1) 前節で描いた400mのリングバッファの中に、河川の中央ラインの両側に50、100、150、200、250、300mのラインバッファを描いた。図では見やすくするために、50mと200mのバッファだけを示している。この方法は400mまでが限度であるが、リングバッファが円形であるため、大きなラインバッファほど信頼性は低下する。
- (2) 次にリングバッファ内でかつラインバッファに挟まれた領域内の森林面積比を集計した。
- (3) 森林面積比をアークサイン変換して独立変数、調査地点の棲息/非棲息を従属変数としてロジスティック回帰分析を行った。
- (4) 得られた相関係数 (R^2) をラインバッファサイズに対してプロットすると、同様に説明力の最も高いバッファサイズを選ぶことができる。その結果、150～200mにピークがあることがわかった(図4.5)。

以上のリングバッファとラインバッファを組み合わせた方法から、河川のラインから約200m幅の中に存在する森林の面積がカワトンボの棲息/非棲息を左右していることが推定できたと考えられる。

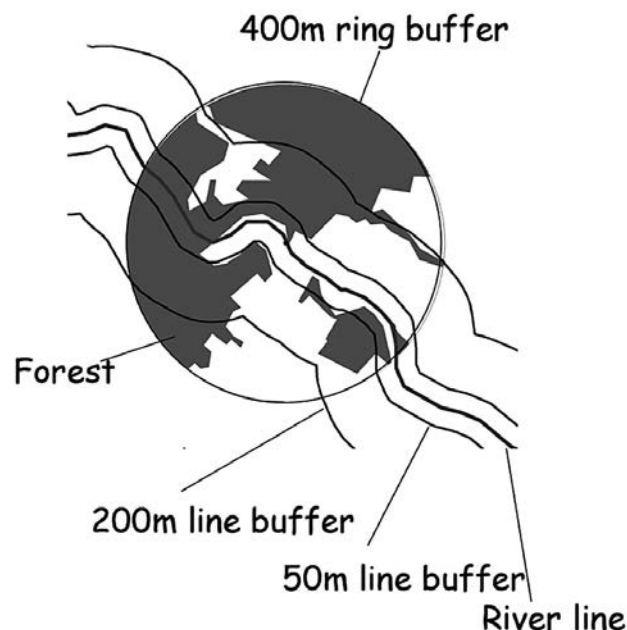


図4.4 400mリングバッファの中で、さらに川の両側に幅の異なるラインバッファを描いた。

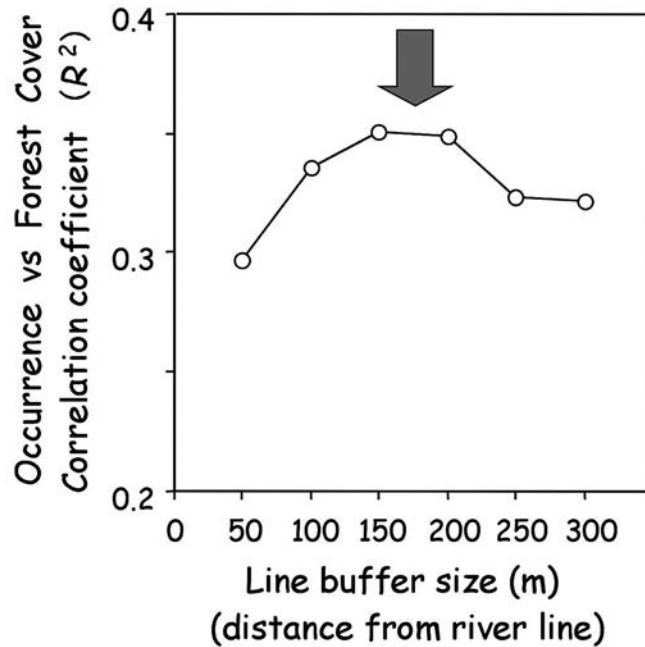


図4.5 ラインバッファの川からの距離とロジスティック回帰の相関係数 (R²) との関係。約200mにピークが見られる。

5. ハビタット解析

これまでのバッファ解析ではセンサス地点の周囲の環境を解析してきた。これはあくまでも特定のポイントの質を周囲の環境によって評価する手法であり、ハビタットを面として捉えているわけではない。しかし、前節で求めた河川から200mのラインバッファ内の森林(河川/森林エコトーン)をハビタット候補地点とみなせば、それを地図上に描くことが可能となる。図5.1はその一部を拡大したものである。この図から分かるように、川のある支流では大きな河川/森林エコトーンが帯状に存在する。一方、別の支流では細かく分断化されていることが分かる。この節では、ハビタットとみなした河川/森林エコトーンの好適性評価を、ハビタットサイズとの関連において行う。

これまでは、計算が複雑になるのを避けるために考慮しなかったが、カワトンボの棲息に影響する重要な変数として標高(もしくは気候条件)があり、高標高(寒冷地)ほど個体数が少なくなる傾向がある。この時点でこの変数を導入する。そのために、那賀川流域内のセンサス地点に関して、(1)その地点の標高、(2)その地点が含まれるハビタットの面積を計算した。ハビタット面積は非常に小さいもの(約4m²)から大きなもの(約1300km²)まで9桁のレンジがあること、対数変換後に頻度分布が正規化されることを考え、面積を対数変換した値を用いた。これらの2つのパラメータを独立変数、棲息/非棲息データを従属変数としてロジスティック重回帰分析を行った。得られたロジスティック回帰モデルは次の式であらわされた。

$$P = \text{Exp}(A + B \cdot X + C \cdot Y) / (1 + \text{Exp}(A + B \cdot X + C \cdot Y))$$

ただし、 $A = -3.08$ 、 $B = -0.00385$ 、 $C = 0.270$ (1)

ここで、Pは棲息確率、Xはハビタットの面積の対数、Yは標高である。

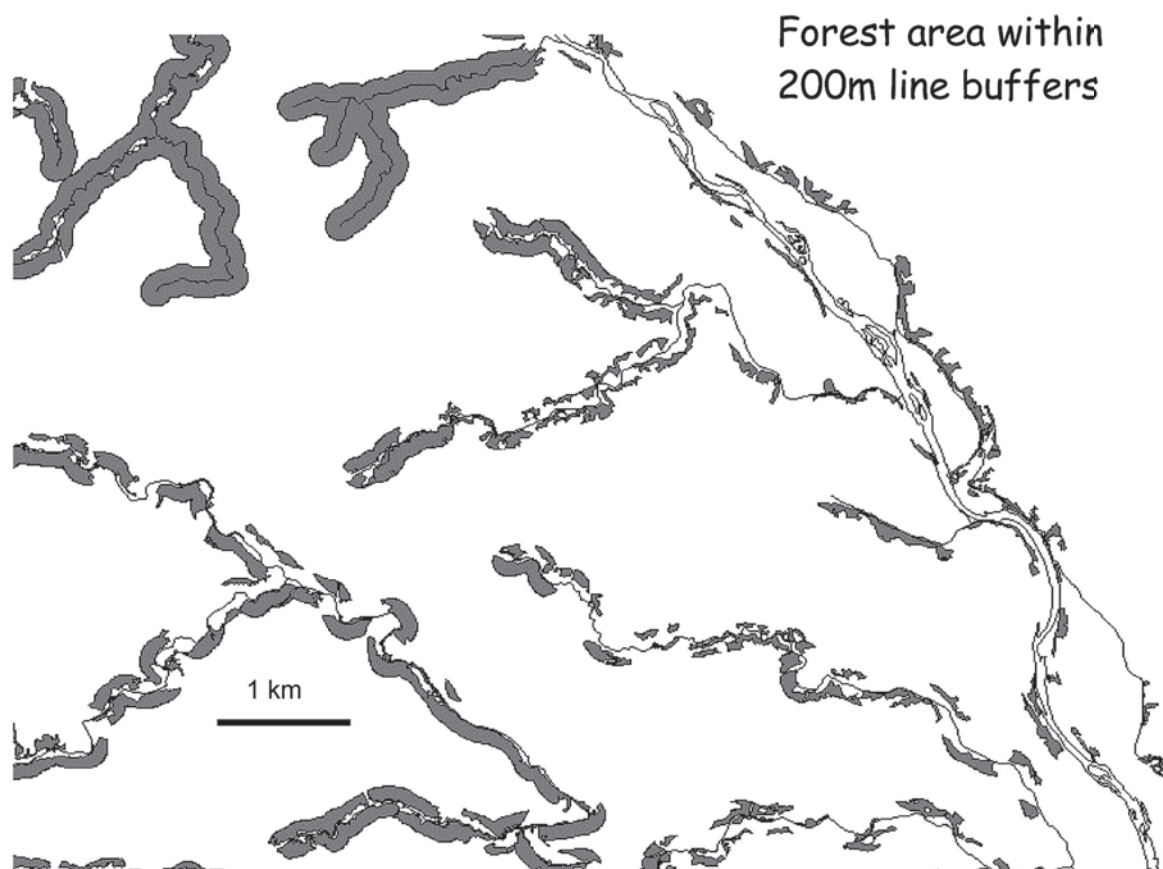


図5.1 川を中心線とする200mバッファー内に存在する森林。これをカワトンボのハビタットとしての河川/森林エコトーンとみなす。大きな帯状のハビタットが残存している支流と、小さく分断化されたハビタットしか残っていない支流がみえる。

この式を三次元グラフであらわしたものが図5.2である。このままではデータの適合性が分かりにくいので、図5.3ではモデルによる予測値と実際の棲息/非棲息データを比較した。モデルの棲息確率予測と実際の棲息確率とを比較してみると、モデルで棲息確率が0.5以上と予測されたハビタットではほぼ確実に棲息しており、0.25以下と予測されたハビタットには全く棲息していないことがわかる。0.25～0.5と予測されたハビタットは五分五分の結果であった。つまり、モデルは好適なハビタットの好適性を過小評価し、貧弱なハビタットの好適性を過大評価する傾向が見られた。つまり、棲息確率ではなく、確実に棲息するハビタットと確実に棲息しないハビタットを階段状に予測できることを意味する。この点については後でさらに議論をくわえることにして、次にモデルの予測値を利用して、流域全体のハビタット評価を試みることにする。

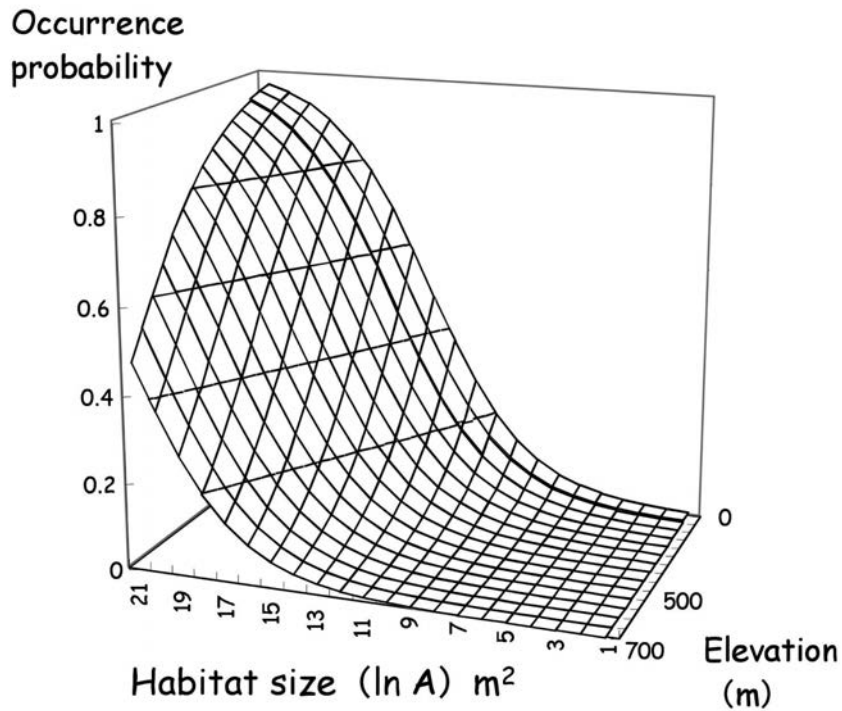


図5.2 調査地点を包含するハビタットの面積（対数値）と調査地点の標高の関数として棲息確率。

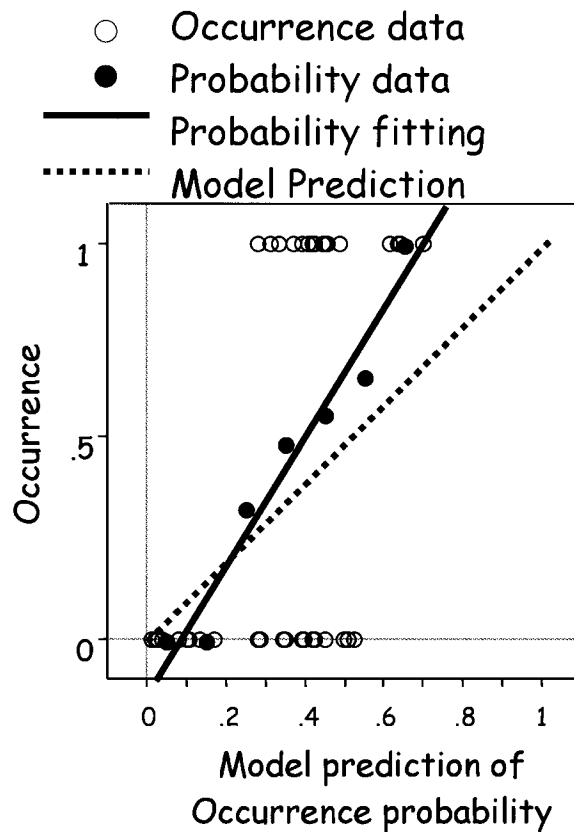


図5.3 ロジスティック重回帰モデルの予測値と棲息/非棲息データとの関連。モデルの予測よりも棲息/非棲息データの方が傾きは大きく、棲息ハビタットと非棲息ハビタットを不連続的に予測できることがわかる。

6. 好適生息地の地図化

棲息確率が0.5以上と評価されるハビタットを黒、0.25～0.5の範囲にあるハビタットを濃いめのグレー、0.25以下のハビタットを薄いグレーで示したのが、図6.1である。この図から、中流域の低山地を流れる支流の一部に好適なハビタットが分布し、中程度のハビタットはその周りや東側の低山地の支流に分布していることがわかる。また、西側の標高の高い山地には河川/森林エコトーンは残っているものの、標高条件のために分布が制限されていることがわかる。平坦な氾濫原には河川/森林エコトーンを形成すべき森林がほとんど残っていないこともわかる。

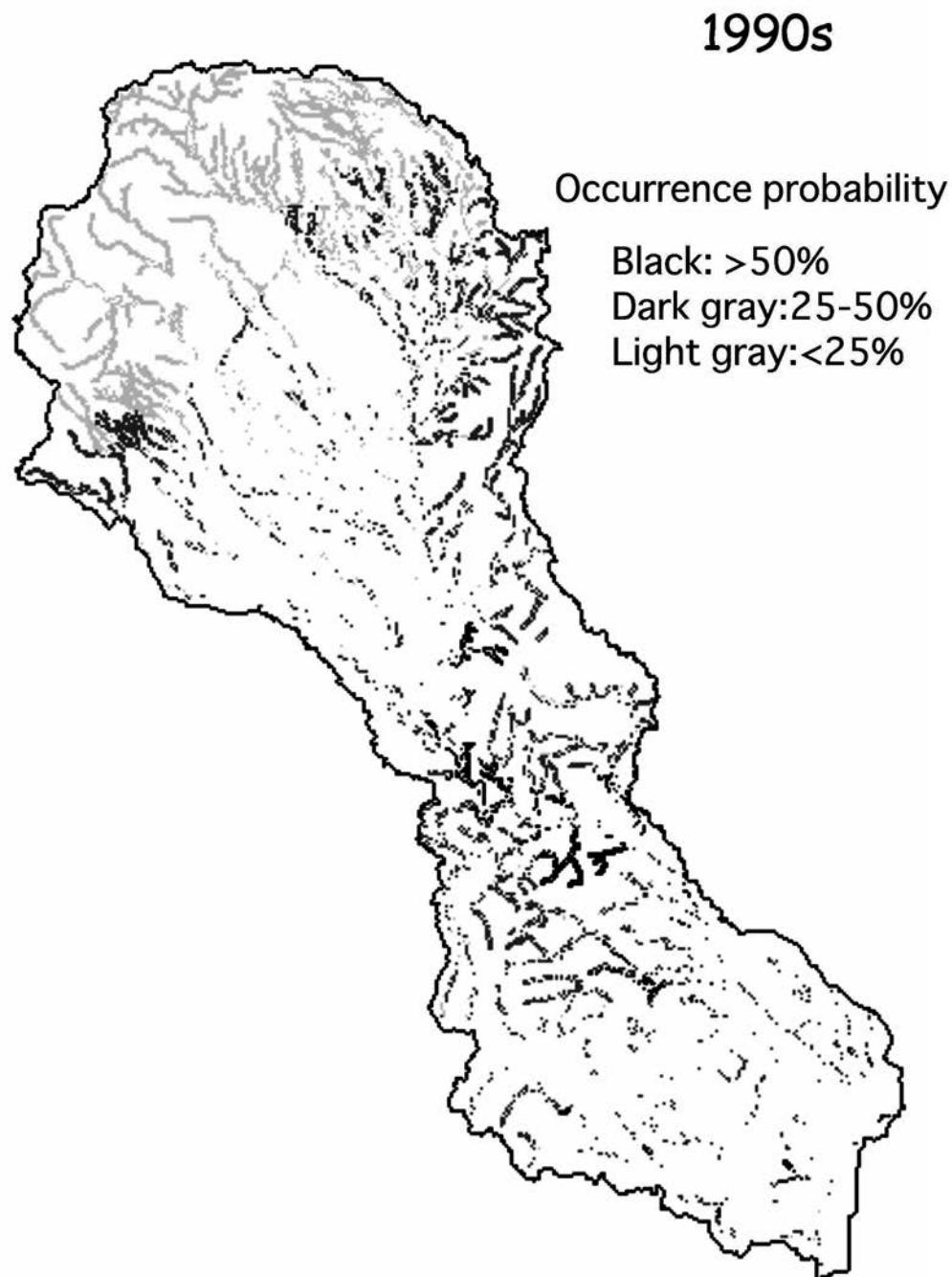


図6.1 那珂川流域全体にわたってのハビタット評価の結果。黒で示したハビタットが棲息確率50%以上、濃いグレーが25～50%、薄いグレーが25%以下のハビタット。

7. 好適ハビタットの年代による変化

1990年代のランドカバー地図と棲息/非棲息データをもとにロジスティック回帰モデルを作成し、さらにカワトンボのハビタット好適性を那賀川流域全体に関して地図上に表現することができた。この節では、過去（1960年代）のランドカバー地図を利用して、現在と全く同じロジスティック回帰モデルのパラメータが有効であるという仮定のもとに、約30年間で生じたハビタットの変化を推測した。その手順は以下のとおり。

(1) 1960年代ランドカバー図の作成

那賀川流域の国土地理院の航空写真を利用。1960年代に撮られた写真約4,000枚を読んで、植生ないし土地利用パターンをラスターデータに変換したもの。ただし、1990年代のランドカバー図を基準に、変化のあった場所だけを修正するため初めからランドカバー図を作成するわけではない。これはかなりの省力化になる。区別したランドカバータイプは、1990年代のものと同様、落葉広葉樹林、常緑広葉樹林、落葉針葉樹林、常緑針葉樹林、スギ・ヒノキ植林、二次林、伐採後植生、自然草地、二次草地、ゴルフリンク、水田、畑地、竹林、桑畑、湿地植生（ヨシ原、ヤナギ群落など）、人工構造物（市街地、工場など）、裸地、開放水域である。

(2) フィーチャーの統合

カワトンボの棲息条件にあわせて、落葉広葉樹林、常緑広葉樹林、落葉針葉樹林、常緑針葉樹林、スギ・ヒノキ植林、二次林、伐採後植生を森林として統合する。

(3) エコトーンハビタットの抽出

河川の両側に200mのラインバッファーを描き、その中の森林だけを抽出する。

(4) ハビタットの評価

ハビタットごとの面積、各ハビタットの平均標高を計算し、ハビタットベースモデルを用いて棲息確率を推定する。

このようにして推定された那賀川流域のハビタット好適性を地図上に描いたものが図7.1である。これを図6.1と比較すれば30年間の変化の様子が面的に把握できることになる。

まず、流域全域でのハビタット面積を好適性のグレードごとに集計してみた（図7.2）結果、この30年間ではほとんど変化がないことが分かった。しかし、狭い地域をクローズアップしてみると（図7.3）、ハビタットの消失、新しいハビタットの発生など、場所によって増減のパターンが異なることがしばしば観察された。これにどのような傾向があるのかを予想された。そこで、流域全体をメッシュで区切り、グリッドごとのハビタットの面積を1960年代と1990年代について計算した。次に、増減の割合を計算した結果が図7.4である。グリッド面積に対して3%以上のハビタット面積の増加があったグリッドを白で、3%以上の減少が見られたグリッドを黒で表示している。背景には鳥観図を示したので、傾斜の大きさとハビタットの増減との関係を視覚的に捉えることができる。急峻な北西部は標高も高く、もともと棲息に不向きな地域である。ハビタットの増加が見られる場所は、低山地に多いことが分かる。一方、ハビタットの減少は平野部に目立っている。

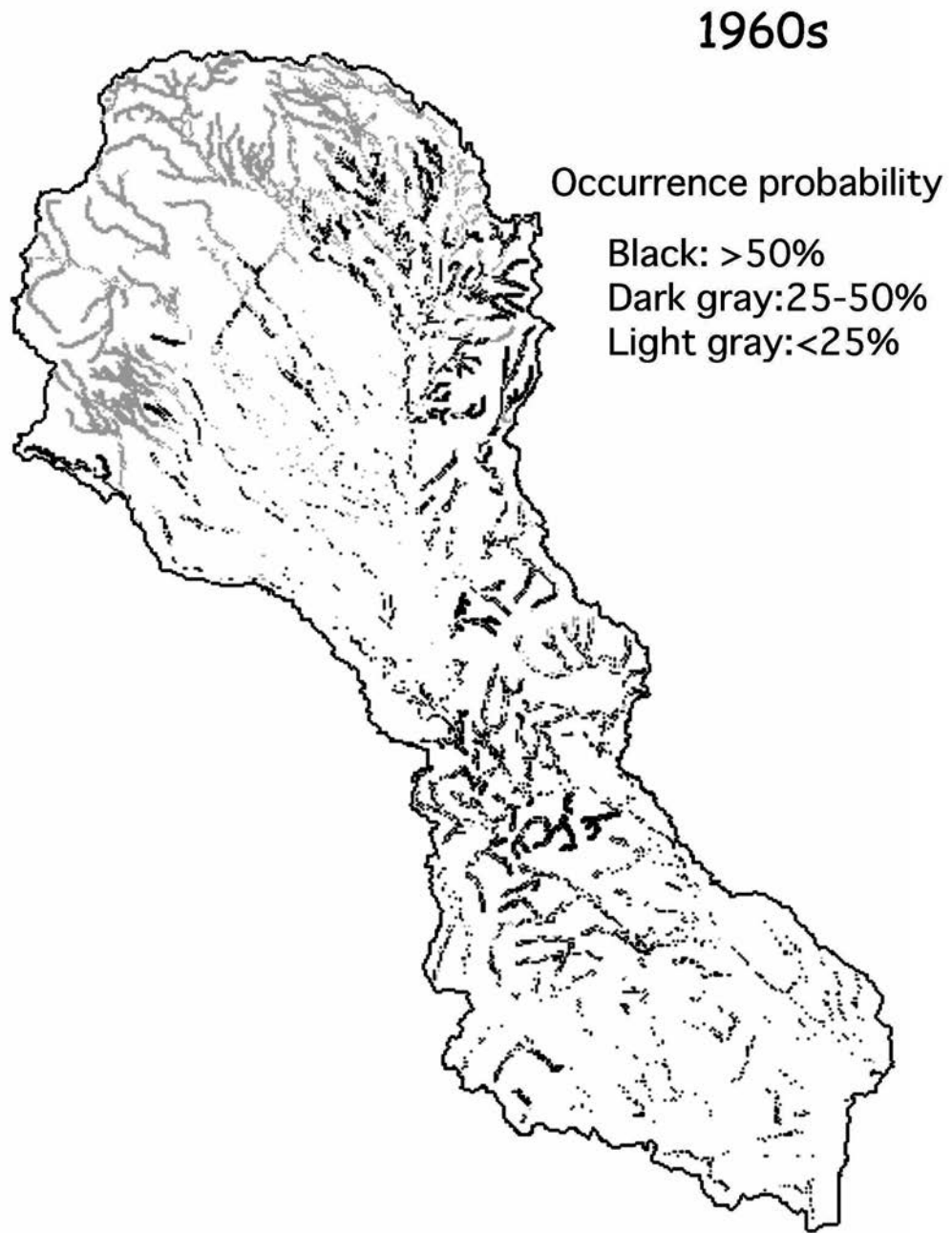


図7.1 1960年代のランドカバー図と図5.2のロジスティック回帰モデルを使って行ったハビタット評価の結果。

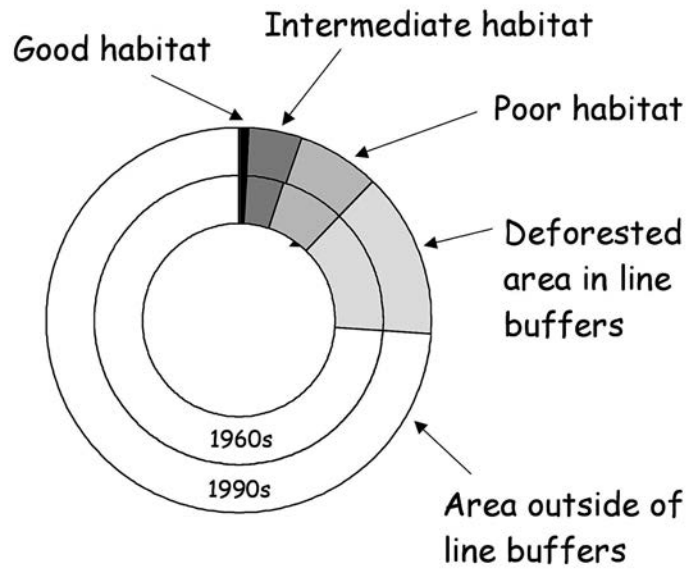


図7.2 1960年代と1990年代の那珂川流域全体で集計したハビタット面積。全面積を比較する限りほとんど違いがないことが分かる。

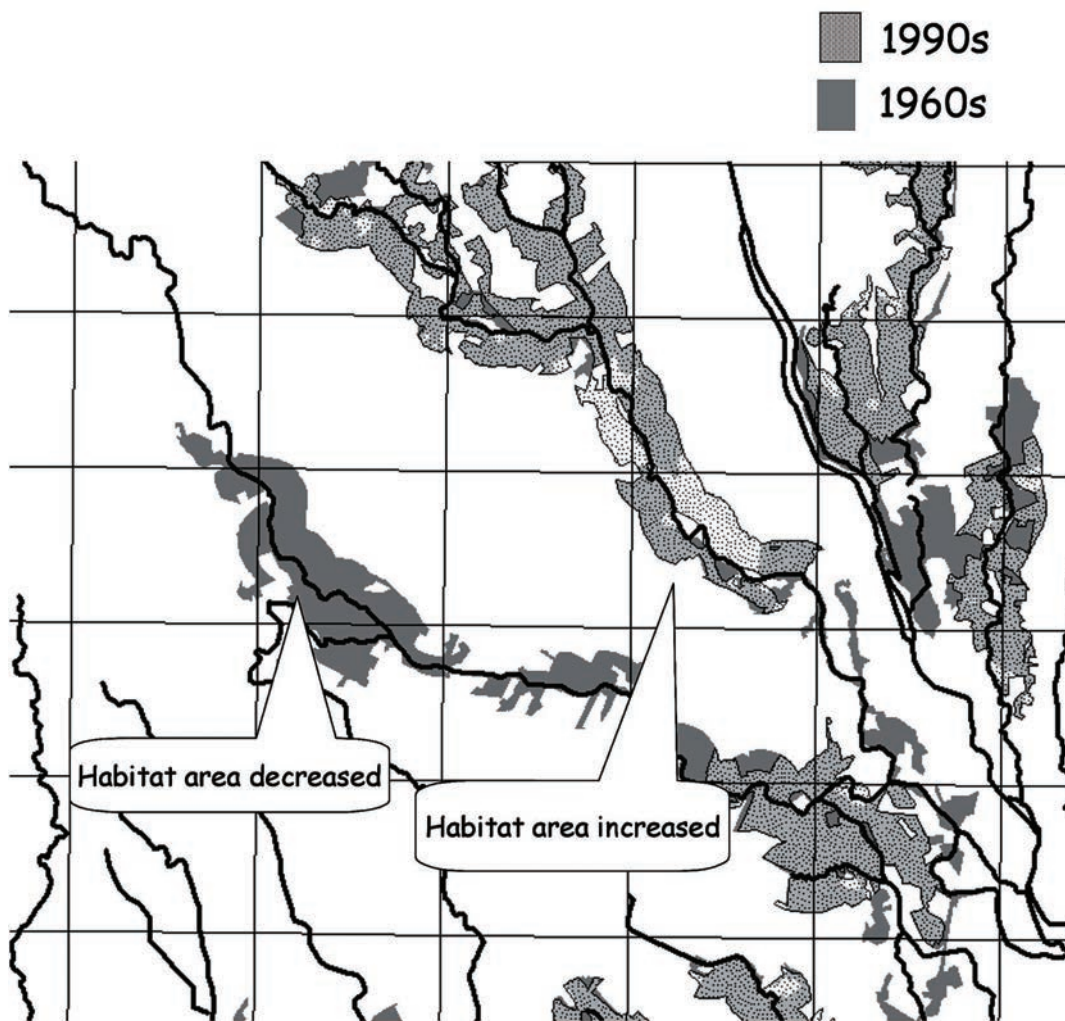


図7.3 グリッドメッシュ（1km）と1960年代および1990年代のハビタットをオーバーレイさせた図。グリッド単位でハビタット面積の増減を評価することができる。

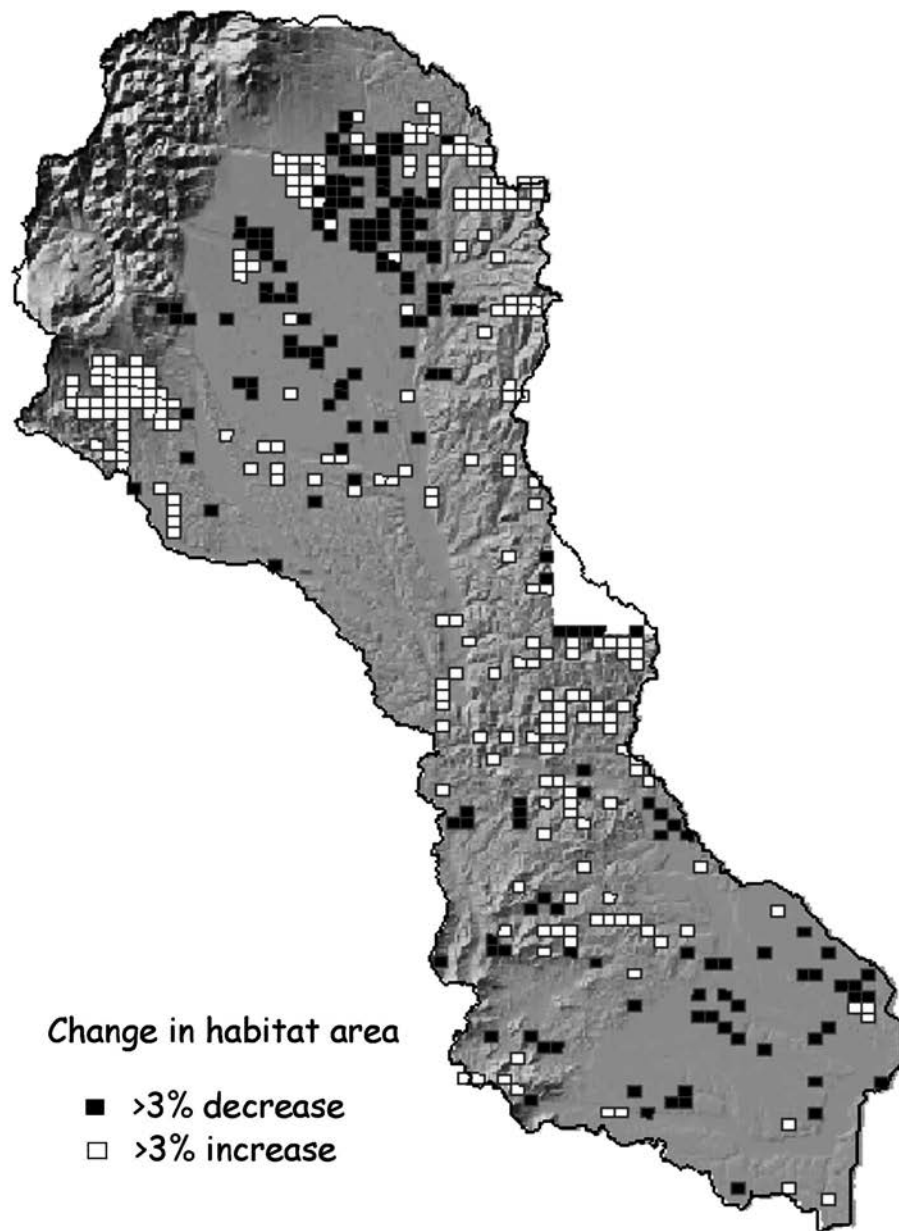


図7.4 1960年代から1990年代にかけてハビタットが（グリッド面積に対して）3%以上減少したグリッドと3%以上増加したグリッド。低山地で増加したグリッドが多い一方、平野部でのハビタットの減少が目立つ。

8. グリッドベースモデル

多量のデータ処理と計算を必要とするハビタットベースモデルに比べて、グリッドベースモデルは計算が簡単なため、ハビタット評価の簡便法として使える可能性がある。簡単にその手順を説明する。

- (1) カワトンボの棲息調査の結果をメッシュ単位に整理し、棲息が確認されたグリッドと棲息を確認できなかったグリッドに区別する。前者は棲息グリッド、後者は非棲息グリッドと見なす（非棲息を確認することは原理的に不可能）。
- (2) 調査地点の含まれるグリッドそれぞれについて、森林が占める面積を集計し、グリッド面積に対する比率を計算する。
- (3) 調査地点の含まれるグリッドの平均標高を計算する。これは標高図とメッシュ図をオーバーレイすることによって容易に計算できる。
- (4) グリッド内の森林面積と平均標高を独立変数とし、棲息/非棲息データを従属変数として、ロジスティック重回帰モデルを推定する。那珂川流域のカワトンボの場合、次の式であらわされた。

$$P = \text{Exp}(A + B \cdot X + C \cdot Y) / [1 + \text{Exp}(A + B \cdot X + C \cdot Y)]$$

ただし、 $A = -4.60$ 、 $B = -0.00363$ 、 $C = 0.470$ (2)

ここで、 P は棲息確率、 X はグリッド内の森林面積比をアークサイン変換した値、 Y は標高である。図8.1にこのモデルを三次元で表現した。

- (5) 次に那珂川流域全体で棲息確率の推定を行う。そのために全メッシュについて森林の面積比を集計する。
- (6) 全メッシュについて平均標高を求める。

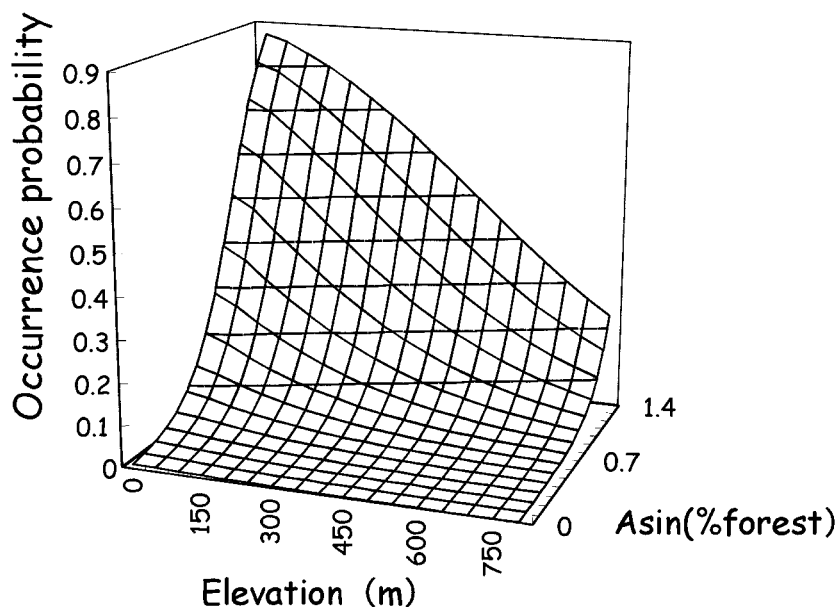


図8.1 グリッド (1kmメッシュ) を単位として、その中の森林が占める割合と平均標高を独立変数、グリッドにおける棲息/非棲息データを従属変数とした場合のロジスティック重回帰モデル。ハビタットベースモデルに対してグリッドベースモデルとよぶ。

- (7) 河川図とメッシュ図のオーバーレイから、メッシュの中に河川が含まれるかどうかを1/0形式で整理する。
- (8) グリッドベースモデル(式2)を用いて、メッシュごと森林面積比と平均標高から棲息確率を計算し、さらに、そのメッシュに河川が含まれておれば1を、含まれていなければ0を乗じて棲息確率とする。その結果を地図上に描いたのが、**図8.2**である。

モデルの予測と実際の棲息確率との関係を検討したのが**図8.3**である。棲息確率はモデル予測のきざみ0.1ごとに棲息グリッド数/観察グリッド数を計算したものである。例数が少なく比率の信頼性が低い場合もあるが、全体としてはモデルの予測によく合致している。

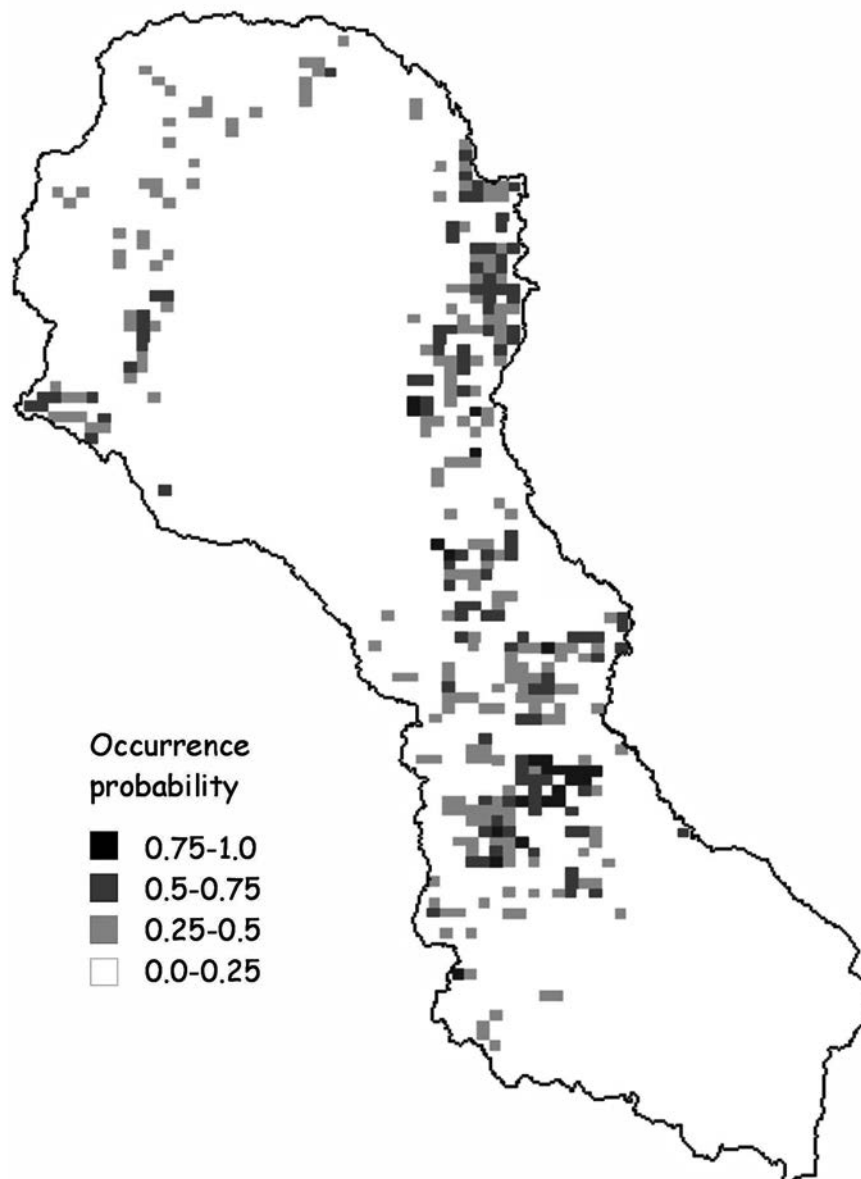


図8.2 グリッドベースモデルを使って評価した好適棲息グリッド。ハビタットベースモデルの結果とほぼ一致する。

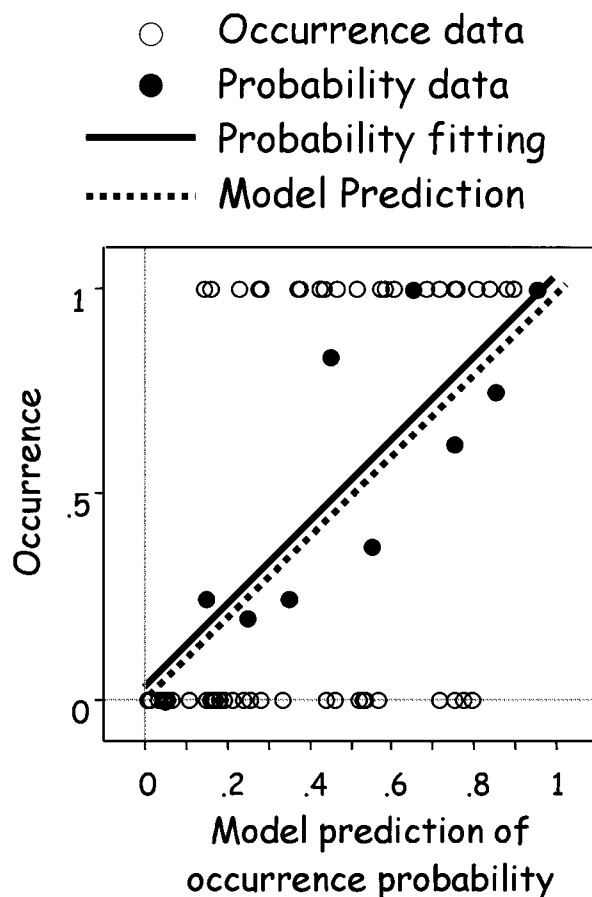


図8.3 グリッドベースモデルで予測した棲息確率と実際の棲息/非棲息データの比較。データの回帰直線と予測の線はほとんど一致する。

9. 議 論

グリッドベースモデルから得られた好適グリッドの地図(図8.2)とハビタットベースモデルから得られた好適ハビタットの地図(図6.1)を見比べると、どちらも低山地の支流域がカワトンボのおもなハビタットであることを示していて、両者はかなりよく一致していることがわかる。モデルへの適合度を比較すると(図5.3と図8.3)、グリッドベースモデルでえられた存在確率はデータとの適合がよく、カワトンボの好適グリッドを予測するだけならば、むしろ計算の簡単なこのモデルで充分であると結論できる。ただし、このモデルはハビタットの分断化の影響を解析できない欠点がある。ハビタット面積と生物の棲息確率の間には一般に非直線的な関係が期待される。つまり、面積が極めて小さい場合には面積が少々増加しても棲息確率は上がらないが、ハビタット面積がある値を越えると面積の増加とともに急速に確率が上がるのがよくあるパターンである。また、面積がかなり大きい場合はそれ以上面積が増えても棲息確率はたいして上昇しない。このことは、棲息確率が0から1までの範囲しかとらないこととも関係している。グリッドベースモデルではこの現象がうまく表現できないのである。そのおもな理由は、連続したハビタットをグリッドで細分化してしまうことにある。そのため、ハビタットサイズの最大値はグリッドサイズまでである。また、小さなハビタットがグリッド内に多数存在する場合と合計面積が同じ大きなひとつのハビタットが存在する場合は同じ棲息確率と評価されてしまう。このような理由のため、グリッドベースモデルはハビタット評価に用いるにはかなり曖昧な手法と言わざるをえない。

ハビタットベースモデルはデータ加工や計算に多くの労力を必要とするが、ハビタット分断化の非線形的影響を検出できる可能性がある。図5.3では、モデルの予測と実際のデータが乖離していたが、これはモデルの欠点というよりも長所というべきかもしれない。ロジスティック回帰モデル(式1)では、ハビタットの面積は対数変換して用いているので、これだけでも非線形な影響を仮定していることになるが、それよりもさらに棲息確率の変化率が高いことになる。このような、環境の直線的な変化に対してその影響が急速に(たとえば指数関数的に)変化を起こすことをサプライズというが、ハビタットベースモデルはサプライズを検出する有効な手法であると思われる。このカワトンボの棲息確率に関する分析では、指数関数以上のサプライズが検出されたことになる。

ハビタットの好適性を棲息確率によって評価する意義として、動物の棲息が確認できなかった好適(と思える)ハビタットや、棲息が確認できたにもかかわらず好適でないと思えるハビタットへの対処の考え方を整理することができる。動物が棲息しているかどうかのデータそのものにも間違いはありうるが、動物のハビタット選択も完璧ではない。たとえば、好適でないハビタットに偶然入った動物が天候等に恵まれて一時的に増殖する可能性がある。また、好適なハビタットでもその集団が絶滅する可能性は否定できない。さらに、空白の好適ハビタットに動物が入ってくるには時間的な遅れがあると思われる。このようなプロセスが個々の小個体群で働いて、全体のメタ個体群が安定化する可能性は大きい⁶⁾。したがって、動物が棲息しているかいないかを直接保全すべきハビタットの判断基準とするのではなく、一旦確率論モデルを用いて棲息確率を基準にハビタット評価を行う方が、長期的な視点での保全計画が可能となろう。

この稿のもう1つの論点は、河川と森林の境界に生じるエコトーンを線ではなく、面として捉えることにある。堤防に一列に植えられた柳の並木と川の境界線と、深い森林と溪流との境界線とでは生物の棲み易さは全く違うはずである。川からの森林の深さが野生生物の棲息可能性とどのような関係があるのかは多くの研究者が重要性を指摘しながらも、ほとんど検討されてこなかった。ここでは、やや直截な方法ではあるが、ロジスティック回帰において最も相関の高くなる距離を森林の深さの影響範囲と考えることで、ハビタットとしてのエコトーンの大きさを定義した。その結果、ハビタットサイズの棲息確率への影響を解析することが可能となった。

ここで提案した2つのモデルは、手法としてはかなり応用範囲が広いと考えられる。すでに示したように、過去のランドカバー図と地形、標高、河川などの地理情報が入手できれば、過去のハビタット推測地図を描くことは容易にできる。また、那珂川で得られたパラメータはほとんどそのまま、関東一円の河川流域に棲息するカワトンボに使えるだろう。また、北海道や九州など、気候条件が異なる地域への適応も少しパラメータを検討するだけで使えるだろうと考えている。この稿では、標高データを変数として用いたが、その代わりに有効積算温度を使えば、全国的なハビタット評価をできる可能性がある。

他の流水性のトンボ(日本産の約25%の種)にはこのモデルを少し改造するだけで適用できるだろうと思われる。しかし、湖や湿地に生息する止水性のトンボに関しては生活要求が多様であるため、抜本的な検討が必要かもしれない。

河川/森林エコトーンをハビタットとする生物は流水性のトンボだけではない。鳥類、両生類、は虫類にも川辺の森林や草原を利用する種が多い。一般には草原性と考えられている蝶類でもおよそ半数の種は河川近くで生活している。河川/森林エコトーンに関するハビタット研究は生物多様性の保全にきわめて重要な役割を果たすと考えられる。

謝 辞

この研究での解析は大部分 ArkGIS (v.8.12) と Spatial Analyst を使って行った。解析にあたっては、私の無理な注文を聞き入れ、多大な時間と労力を注いでこれらのソフトに習熟してくれた今泉薫氏に感謝する。

引用文献

- 1) 杉村光俊・石田昇三・小島圭三・石田勝義・青木典司 (1999) : 原色日本トンボ幼虫・成虫大図鑑. 北海道大学図書刊行会, 札幌.
- 2) Mackey B.G. and D.B. Lindenmayer (2001) : Towards a hierarchical framework for modeling the spatial distribution of animals. *Journal of Biogeography*, 28:1147 – 1166.
- 3) Van Horne, B. and J.A. Wiens (1991) Forest bird habitat suitability models and the development of general habitat models. *Fisheries and Wildlife Research Report*, No. 8: 1 – 31. US Fish and Wildlife Service, Washington, DC.
- 4) 町田聡 (1994) : 地理情報システム —入門&マスター—. 山海堂, 東京.
- 5) 百瀬浩 (2001) : 地理情報システムを活用した動物の生息環境の解析. *日本生態学会誌*, 51 : 239 – 246.
- 6) Hanski I. and M. Gilpin (1996ed) : *Metapopulation dynamics: ecology, genetics, and evolution*. Academic Press, New York.

II. 過去数十年間における日本各地の河川性トンボ相の変化

～全国アンケート調査結果の分析～

生方 秀紀（北海道教育大学）

要約

河川改修や河畔植生の変化が河川沿いのトンボ相に与えた影響を把握することを目的に、全国のトンボ研究者にアンケート調査を実施した。回収された9河川調査区についての回答結果の分析から以下のことが判明した。複数の調査区において、オナガサナエとホンサナエが明らかにコンクリート護岸の造成によって絶滅した。このほか、キイロサナエ、メガネサナエ、ナゴヤサナエ等7種もコンクリート護岸の影響で絶滅・減少する傾向を示した。キイロサナエ、オナガサナエ、ナゴヤサナエ、ホンサナエは水草の消失も絶滅を加速していた。自然河畔の比率の高い上位3つの川ではほぼトンボ目の種数は不変であったのに対して、他の川ではいずれも減少傾向を示した。トンボの1年あたりの種数減少率は、自然河畔が20%以上の川では0～0.12で、人工護岸100%の川では0.25～0.44であった。

1. はじめに

日本産トンボ全189種のうち、52種は流水を主たる生息地としており、この他に36種が流水を生息地の一部としている¹⁾(図1.1)。したがって、日本の河川は潜在的にたいへん豊かなトンボ群集を擁しているといえる。

しかしながら、日本の河川は長年にわたって洪水や侵食の防止のために石材やコンクリートで護岸する工事によって河畔構造が改変されてきた。そのことが河川性のトンボの生息条件に悪影響を及ぼしてきたことは多くのトンボ研究者・愛好家が気づいていると思われる。実際に、いくつかの種のトンボについて具体的な事例が報告されてもいる。このことは、日本のレッドデータブックに登載された流水性の種の割合は止水性の種よりも高いことから裏付けられる(図1.1)。図1.1からは、流水環境が止水にくらべてより圧迫されてきたことが示唆される。

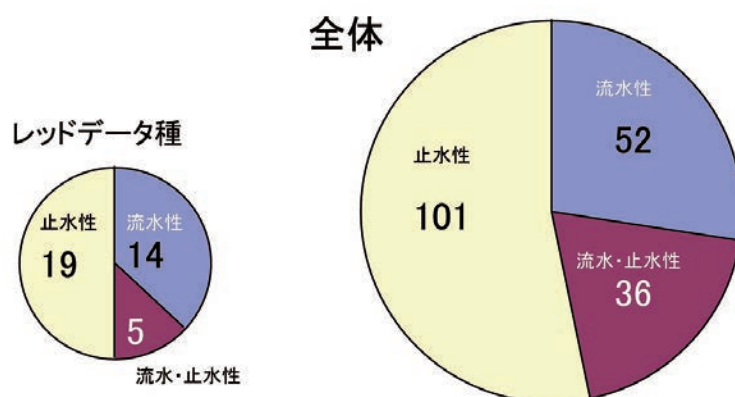


図1.1 日本のトンボ目の環境選好性。数値は種数。(参考文献：杉村ほか¹⁾)。

それにもかかわらず日本全国にわたってそれぞれの種にどのような影響が出ているのか、またいつごろそのような影響が出たかについて調査された例はなかった。今回のアンケート調査の目的の一つは、このような河川改修が河川沿いのトンボ相に与えた影響を全国レベルで把握することである。また、河川改修のほかにも河川沿いの土地開発にともなう河畔林、河畔植生の破壊、改変がトンボ相に与える影響についても明らかにすることを目的とした。

河川管理者側も近年、河川環境や生物多様性に配慮するようになり、近自然・多自然工法なども工夫され、実施されるようになってきた。図1.2はそのような考えに基づく昨今の河川改修状況を示したものの²⁾だが、植生のある岸の割合が全国の河川において3分の1程度という、トンボにとって相変わらず厳しい状況をも示している。

このアンケート調査の分析により、河川構造の変遷にともなって河川を生息地としているトンボ相がどう変遷してきているか、またいろいろなトンボの種の中でどの種がより強い影響をこうむっているか等についても知る事ができるだろう。このような知見が得られることにより、今後、トンボ類の保全に留意した河川管理、河川利用をするための指針が見出せるのではないかという期待も抱きながらアンケート調査およびデータの分析を行った。

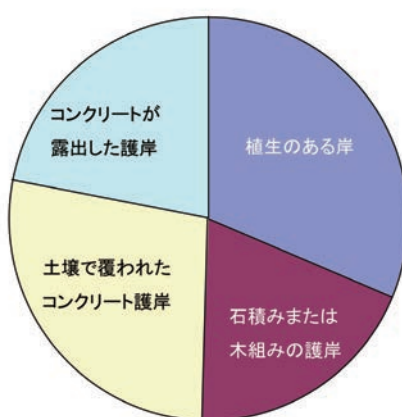


図1.2 日本全国における河岸の状況 (1997年よりの7カ年計画)²⁾。

2. 調査方法

2.1. アンケート依頼先

2001年5月から6月にかけて、全国各地で長期にわたりトンボ相を調査していると思われるトンボ研究者41名にアンケート調査用紙を郵送し、回答可能な方は調査票に記入して返送してくれるよう依頼した。2002年12月8日までに、そのうち17名から、北海道、本州、四国、沖縄、および小笠原諸島の、合計25河川調査区についての回答があった。ここで「河川調査区」とは回答のあった河川の調査された部分を指し、一つの河川調査区のデータの中には互いに近接した2～4つの河川が含まれる場合がある。

回答者の資格はトンボの同定が正確にできる方々のうち、同一の河川調査区のトンボ相を10年以上にわたって調査している人とした。

2.2. アンケート調査項目

アンケートの調査項目は以下の8項目である。

- 1) 調査者氏名、住所等
- 2) 調査場所(市町村名)
- 3) 調査期間
- 4) 調査地に含まれる河川名
- 5) トンボの種ごとの10年ごとの生息状況
- 6) 各河川の護岸状況
- 7) 植生の状況
- 8) 護岸、植生の変化がトンボの各種に与えた影響

2.2.1. 調査対象種

調査の対象としたトンボの種は純粋な河川性トンボに限らず、河川にも出現することのある一部の止水性トンボも加えた。表2.1がそれである。表2.1にない種についてもデータがあればアンケート用紙に追加記載して構わないことにした。回答に際しては、止水性の種が流水沿い以外(岸から10m以上はなれた場所)でのみ確認された場合は回答から除外するよう依頼した。

2.2.2. 生息状況

以上の調査項目のうち、5)のトンボ各種の10年ごとの生息状況については、1950年代から2001年までの10年ごとに、表2.1にかかげた各トンボの各種ごとの目撃による豊富さを表2.2のスコアによって調査表A～Eおよび調査表Oに回答してもらった。以下、10年の一区切りを「ディケード」と呼ぶことにする。この報告書では、+を1、++を2、+++を3、-を0として表記する。

表2.1 河川トンボ生息状況調査対象種（和名は杉村ほか¹⁾による）

ミナミカワトンボ科

チビカワトンボ、コナカハグロトンボ

ハナダカトンボ科

ハナダカトンボ、ヤエヤマハナダカトンボ

カワトンボ科

アオハダトンボ、ハグロトンボ、ミヤマカワトンボ、リュウキュウハグロトンボ、クロイワカワトンボ、ニシカワトンボ、ヒガシカワトンボ、オカワトンボ

ヤマイトトンボ科

トゲオトンボ（原亜種）、ヤクシマトゲオトンボ、シコクトゲオトンボ、オキナワトゲオトンボ、コシキトゲオトンボ

アオイトトンボ科

オオアオイトトンボ

モノサシトンボ科

グンバイトンボ、オオモノサシトンボ、リュウキュウリモントンボ、アマミルリモントンボ、マサキルリモントンボ

イトトンボ科

ヒヌマイトトンボ、ベニイトトンボ、リュウキュウベニイトトンボ、アカナガイトトンボ、アオナガイトトンボ、アオモンイトトンボ、マンシュウイトトンボ、アジアイトトンボ、オガサワライトトンボ、ムスジイトトンボ、セスジイトトンボ、オセスジイトトンボ、オゼイトトンボ、キタイトンボ、カラフトイトトンボ

ムカシトンボ科

ムカシトンボ

ムカシヤンマ科

ムカシヤンマ

ヤンマ科

オキナワサラサヤンマ、コシボソヤンマ、ミルンヤンマ、ヒメミルンヤンマ、サキシマヤンマ、イシガキヤンマ（原亜種）、アマミヤンマ、アオヤンマ、リュウキュウカトリヤンマ、ギンヤンマ、リュウキュウギンヤンマ

表2.1 (続き)

サナエトンボ科

ミヤマサナエ、メガネサナエ、ナゴヤサナエ、オオサカサナエ、ホンサナエ、ヤマサナエ、キイロサナエ、アマミサナエ(原亜種)、オキナワサナエ、ヤエヤマサナエ、ダビドサナエ、クロサナエ、モイワサナエ(原亜種)、ヒラサナエ、ヒロシマサナエ、ヒメクロサナエ、タバサナエ、ワタナベオジロサナエ、チビサナエ(原亜種)、オキナワオジロサナエ、ヒメサナエ、ヒメホソサナエ、アオサナエ、オナガサナエ、コオニヤンマ、台湾ウチワヤンマ、ウチワヤンマ

オニヤンマ科

カラスヤンマ(原亜種)、ミナミヤンマ、アサトカラスヤンマ、オキナワミナミヤンマ、イリオモテミナミヤンマ、オニヤンマ

エゾトンボ科

サキシマヤマトンボ、キイロヤマトンボ、ヒナヤマトンボ、コヤマトンボ(原亜種)、エゾコヤマトンボ、オキナワコヤマトンボ、台湾コヤマトンボ、コエゾトンボ、ハネビロエゾトンボ、オガサワラトンボ

トンボ科

シマアカネ、シオヤトンボ(原亜種)、オオシオカラトンボ、コフキショウジョウトンボ、コフキトンボ、ショウジョウトンボ、タイリクショウジョウトンボ、ナンヨウベッコウトンボ、フチドリベッコウトンボ、ヒメトンボ、ミヤマアカネ、マユタテアカネ、ノシメトンボ、ベニトンボ、アメイトトンボ、オオメトンボ、コフキオオメトンボ、チョウトンボ、オキナワチョウトンボ、ハネナガチョウトンボ、スキバチョウトンボ

表2.2 アンケート調査におけるトンボ個体数の“スコア”

- －：全く発見されなかった。
- ？：不確実な目撃記録ならある。
- ＋：個体数が少なく、偶然見つかることがある程度だった。
(岸に沿って1000メートルに1匹程度の頻度で観察されるレベル)
- ++：最盛期に調査すれば当たり外れなく記録できた。
(岸に沿って100メートルに1匹程度の頻度で観察される)
- +++：豊富に観察された。
(最盛期には岸に沿って10メートルに1匹程度以上の頻度で観察される)

2.2.3. 河川の護岸と植生の変化の状況

調査項目のうち、6) 各河川の護岸状況（自然河岸、石積み、コンクリート、近自然・多自然工法）の調査期間中の変化の内容については表2.3のa1～eを、7) 植生の状況の調査期間中の変化の内容については表2.4のア～エを参照を参照の上、また（8）これらの変化がトンボの各種に与えた影響については、表2.5に掲げたコードβ系列のカテゴリーを参照しながら、それぞれ調査票（F票）に記入してもらい、それを返送してもらった。

表2.3 河岸改修の状況

- a 1. 旧来型護岸出現：自然河川が直線的・平面的に石積みで護岸された。
- a 2. 旧来型護岸出現：自然河川が直線的・平面的にコンクリートで護岸された。
- b. 三面貼り出現：河川の岸だけでなく、川底も平坦化され、3面ともコンクリートが貼られた。
- c. 近自然工法施工：旧来型護岸を再改修し、植物が育つポット状のコンクリートブロックで護岸された。
- d. 多自然工法施工：旧来型護岸を再改修し、起伏に複雑さが増し、植物も繁茂した。
- e. 護岸撤去：石またはコンクリートの護岸を撤去し、自然河川に最大限戻した。

表2.4 河岸植生の状況変化（川の水際から10メートルまでの岸沿いの植生状況の変化）

- ア. 水草の消失：岸沿いに生育していたヨシ等の水草が人為的に除去された。
- イ1. 河畔林の草地化：川沿いに本来あった河畔林が消失し草地になった。
- イ2. 河畔林の裸地化：川沿いに本来あった河畔林が消失し草木のない土地になった。
- ウ1. 河川敷の芝生化：河原の自然に近い雑草地が整備され、定期的に刈り込まれる芝生となった。
- ウ2. 河川敷の植栽：河川敷が芝だけでなく、庭木・街路樹用の樹種で植栽された。（Y/N）
- エ. 河畔林の復活：イまたはウの状態だったところに、自然植生に近い樹種が密に植えられ、河畔林が復活した。

表2.5 河川環境の変更によるトンボの個体数の変化（コードβ系列；F票回答の際参照）

（確信を持って答えられない場合は（ ）でくくる）

- + ：その影響を受けて明らかに増加した。
- (+) ：その影響を受けて増加した可能性がある。
- ：その影響を受けて明らかに減少した。
- (-) ：その影響を受けて減少した可能性がある。
- EX ：その影響を受けて絶滅した。
- (EX) ：その影響を受けて絶滅した可能性がある。
- N ：ほとんど影響を受けていない。
- (N) ：多分影響を受けていないと思う。
- ? ：増えたか減ったかわからない

2.2.4. 調査区の河岸の現在の状況

上記以外に、調査区の河岸の現在の状況を把握するために、追加質問として、調査区の河川の全長のそれぞれ何パーセントが表2.6の1)～6)に該当するかを回答してもらった。

表2.6 調査区の河川の現在の状況

- 1) 自然河川（護岸工事されていない）
- 2) 旧来型護岸（石積み）がされている
- 3) 旧来型護岸（コンクリート）がされている
- 4) 旧来型護岸（三面コンクリート）がされている
- 5) 近自然型護岸（植生ブロックで護岸）
- 6) 多自然型護岸（起伏に複雑さを増し、植物も繁茂するよう改修）

2.2.5. 調査区の河畔植生の現在の状況

上記以外に、調査区の河畔植生の現在の状況を把握するために、追加質問として、調査区の河川の「現在」の岸上の植生状況は全長のそれぞれ何パーセントが表2.7のどれに該当するかを回答してもらった。また、最後の追加質問として、調査区の河川で、現在水草（挺水植物 or 浮葉植物）が生育している場所が全長の何パーセントであるかを回答してもらった。

表2.7 河岸上植生の状況（川の水際から10メートルまでの岸上の植生状況）

- ア. 雑草地
- イ. 裸地（コンクリート、石、砂、土）
- ウ. 芝生
- エ. 植栽園地
- オ. 河畔林
- カ. 市街地

2.2.6. 近自然工法、多自然工法について

追加質問の機会に、表2.8、9により、近自然工法、多自然工法についての補足説明を行った。

表2.8 近自然工法、多自然工法についての補足説明

アンケートの設問中、回答票Fにご記入頂く分のうち、「近自然工法」および「多自然工法」を区別して用いていますが、日本ではこの二つの用語ははっきり区別されておらず、同じ意味に用いられることが多いようです。ヨーロッパでは「近自然工法」のみを使い、「多自然工法」は日本の河川工事関係者の造語であるとの資料もありました。

日本の関係者は「多自然工法」を使いたいようなのですが、ヨーロッパの「近自然工法」の紹介もなされていることから、日本では二つの用語が混用されているといえます。

今回のアンケートでは、便宜的に次のように定義して御回答をお願いしています。

・近自然工法：旧来型護岸を再改修し、植物が育つポット状のコンクリートブロック（「ホタルブロック」および「植生ブロック」）で護岸するもの。

・多自然工法施工：旧来型護岸を再改修し、起伏に複雑さを増し、植物も繁茂するもの。

どちらの工法も、別紙（表2.9）カラーコピーを御参照下さい。

表2.9 近自然工法、多自然工法についての実例

1. 河川の近自然工法（例）

（出典：擁壁・法面・護岸用製品：（株）高見澤／

<http://www.kk-takamisawa.co.jp/concrete/seihin/youheki/index.htm>）

1) 覆用植生ブロック

写真（略）

2) ホタルブロック

写真（略）

2. 河川が多自然工法

（出典：あいちの多自然型川づくり：愛知県建設部河川課／

<http://www.pref.aichi.jp/kasen/tantou/tashizen/tashizen.htm>）

1) 水制工：河岸から沖に向かって突堤を出す。

2) 柳枝工：柳などの樹木を植え、護岸の石が流されないようにする。

3) 石積み工：石を積み上げた護岸。

4) カゴマット工：鉄線でかごを組み、その中に石を入れたマットを積む。更に覆土する。

5) 湿生植物の再生：ヨシなどの移植

6) 河原の創出

7) 変化に富んだ水際線：蛇行、中洲

8) 早瀬の創出

9) 魚道の工夫

10) 水辺の緑の回廊整備

3. 写真：多自然工法の施工例

写真（略）

生方注記：上記のような工法をヨーロッパでは近自然工法と呼び、日本では多自然工法とも近自然工法とも呼ぶ。今回の河川性トンボのアンケートでは植生ブロックによる工法についてのみ近自然工法と定義した。

3. 結果と考察

3.1. 回答状況

2002年12月20日までに、17名の協力者から、北海道、本州、四国、九州、および小笠原諸島の合計25河川調査区におけるトンボ相と河川の現状と過去の状況の回答があった。今回、そのうち、2001年7月上旬までに回答された7名からの9河川調査区についての回答結果をとりまとめたものを分析し、考察する。

3.2. 河川別のトンボ種別個体数変化

回答時点の各河川の護岸の状況が現在のトンボ相の豊富さに影響していると予想されるので、調査区間内の“自然河畔”（コンクリート等で人工的に護岸されていない岸）の割合の高い川から順にデータを検証する。以下、単一の川のみを含む調査区については川名のみで示し、複数の川を含む調査区の場合は調査区の語を沿えて示す。

3.2.1. 青森県、蟹田川

青森県蟹田町大川目沢地区の蟹田川の1986年から2000年までのデータである。この川のこの調査部分には人工護岸がなく、自然河畔100%である。図3.1に示したように、オオアオイトトンボ、モイワサナエの2種が2ディケード連続で1スコアずつ低下しているほかは、1スコア下がっただけか、不変であった。ただし、ミルンヤンマが一時的に出現してスコア2になってまた消失している。この川のこの部分は調査期間中に改修工事もなく、河畔植生の変化もなかったにもかかわらず、トンボの豊富さがやや減少傾向にあるように思われ、今後のトンボ群集の追跡調査、水質等別の観点からの原因究明が望まれる。

3.2.2. 北海道、月寒川

北海道札幌市豊平区の月寒川の1982年から2001年までのデータである。この川も調査部分には人工護岸が少なく、自然河畔90%である。図3.2に示したように、ギンヤンマが1スコア低下したケースを除くとすべて3ディケードにわたって豊富さが不変であった。大都市札幌にありながら水質を含めトンボにとってよい環境が維持されているといえる。なお、調査部分は月寒川の豊平区内全域ではなく、上流の西岡水源地の直下から数百メートルの範囲内のものであろう。

3.2.3. 静岡県、都田川

静岡県浜松市および引佐郡引佐町、細江町の都田川の1978年から2001年までのデータである。この川も調査部分には一部コンクリートの護岸があり、自然河畔50%である。図3.3に示したように、ニシカワトンボが2スコア分減少したほかは、9種が1スコア減少し、逆に6種が1スコア、2種が2スコア、1種が3スコア増加している。他の多くの種は3ディケードの間、豊富さに変動がなかった。調査期間中に河畔林および水草の消失が生じていて、コンクリート護岸の出現とともに作用してゲンバイトンボのその区間からの消失を引き起こし、キイロサナエについてもその疑いがあるとの回答が得られた。また、カワトンボ科、サナエトンボ科、ヤマトンボ科に属する11種がこれらの河川環境の変化で

個体数を減少させたとのことである。

3.2.4. 茨城県、^{やみぞ}八溝川調査区

茨城県久慈郡大平町、上野宮地区の八溝川、腐沢、マナイタ沢、小田貝沢野1960年から2001年までのデータである。この川も調査部分にはコンクリートの護岸があり、自然河畔25%である。調査期間中にコンクリート護岸が出現したほか、河畔林が復活したという“プラス”の変化も見られた。図3.4に示したように、アオハダトンボ、コシボソヤンマ、ミルンヤンマが2スコア減少して消滅したほかは、1スコア以内の増減に留まった。コンクリート護岸の出現が多く種の減少をもたらした可能性が回答の中で指摘された。

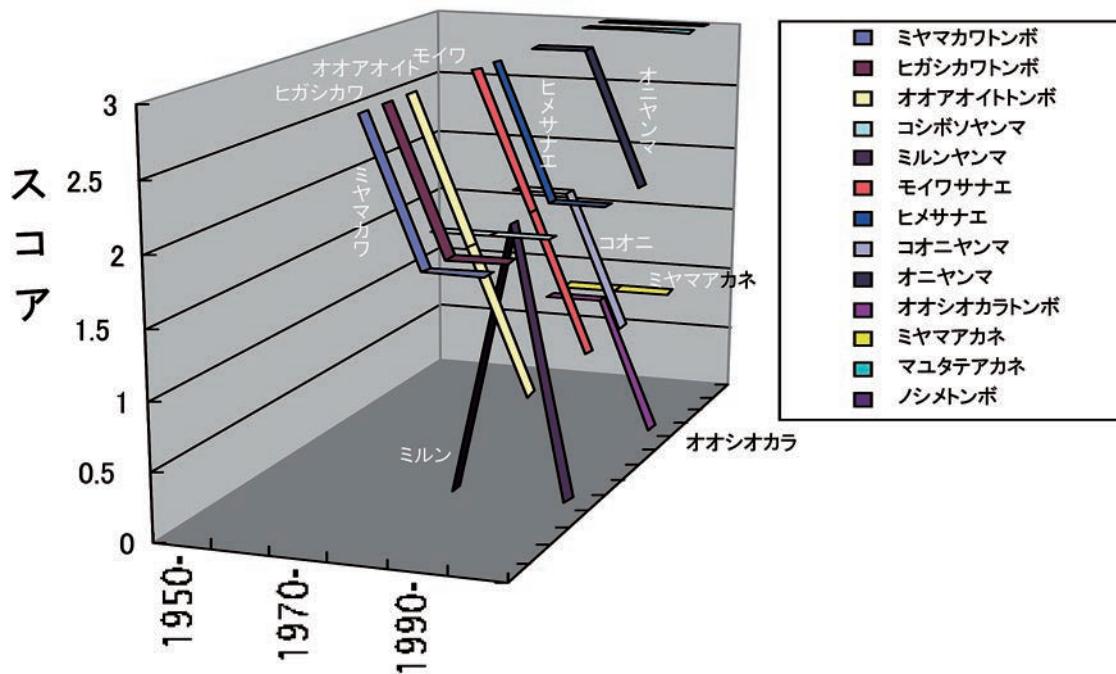


図3.1 青森県の蟹田川におけるトンボ各種のスコアの長期的変化。

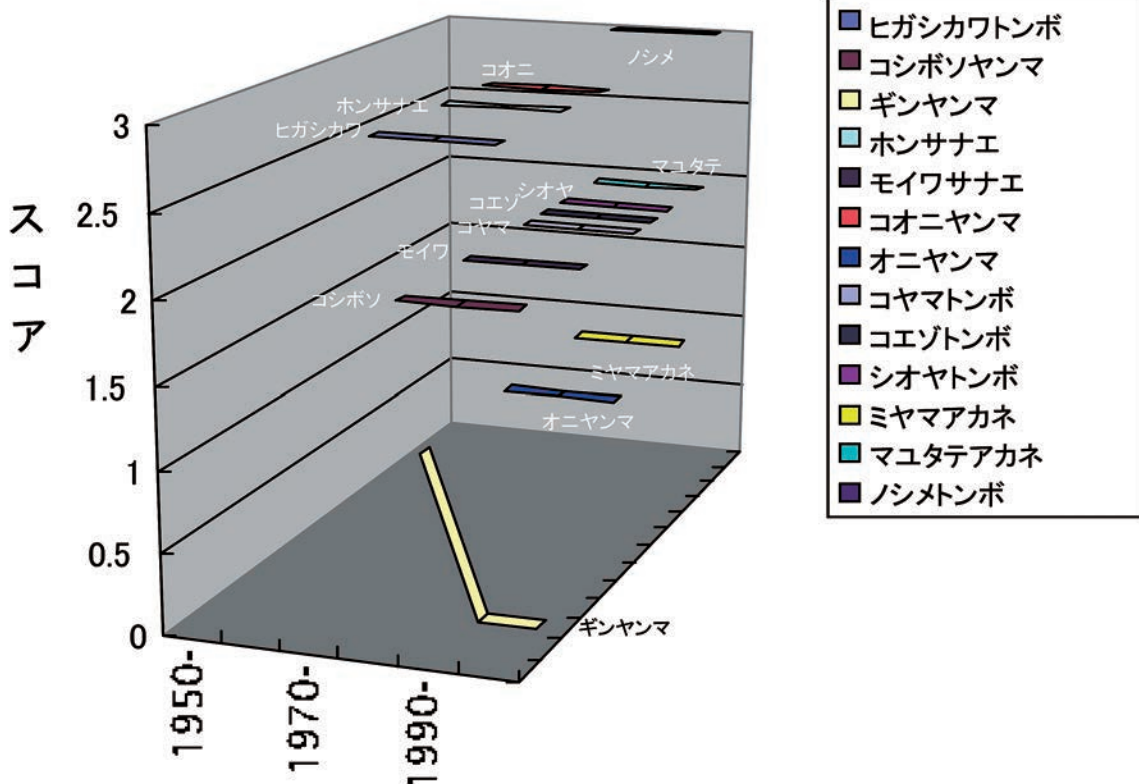


図3.2 札幌の月寒川におけるトンボ各種のスコアの長期的変化。

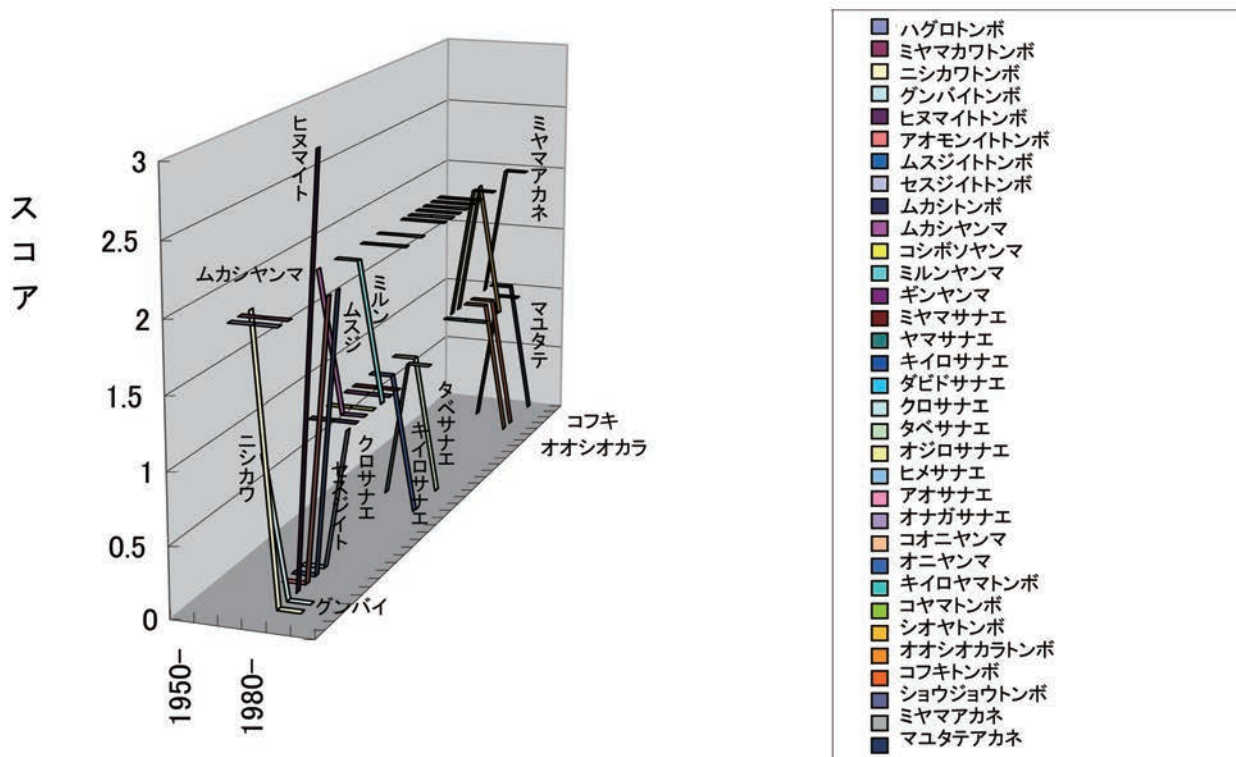


図3.3 静岡県、都田川におけるトンボ各種のスコアの長期的変化。

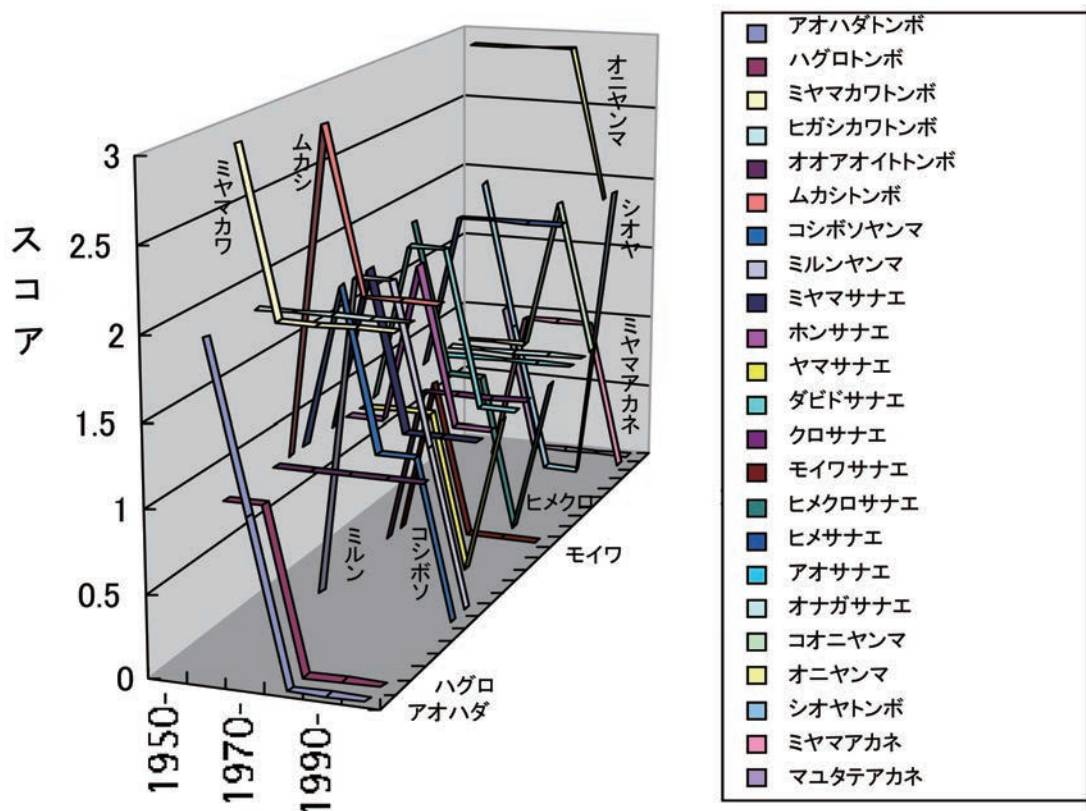


図3.4 茨城県八溝川ほか3河川におけるトンボの種ごとのスコアの長期変化。

3.2.5. 茨城県、^{ひぬま}酒沼川調査区

茨城県東茨城郡茨城町上石崎地区の酒沼川、渋川の2河川での1950年から2001年までのデータである。この川の調査部分は大部分コンクリート護岸で、自然河畔10%である。調査期間中にコンクリート護岸が出現した。図3.5に示したように、ウチワヤンマ、アジアイトトンボが2スコア減少し、他の多くの種も1980年代、90年代に1スコアとはいえ一斉に減少しているのが目立つ。なお、ヒヌマイトトンボが1970年代に急増しているのは、この種が70年代に新種記載されたことによるものだろう。この川の回答者は、この両川ではコンクリート護岸の出現によってヒガシカワトンボとセスジイトトンボが消失した可能性を指摘し、また、ヒヌマイトトンボ、アオモンイトトンボ、アジアイトトンボ、ウチワヤンマ、シオヤトンボ、オオシオカラトンボ、コフキトンボ、ショウジョウトンボ、マユタテアカネが明らかに減少したと見ている。

3.2.6. 島根県、^{ひい}斐伊川調査区

島根県平田市、出雲市、簸川郡斐川町、飯石郡三刀屋町の斐伊川、三刀屋川での1987年から2001年までのデータである。斐伊川は90%、三刀屋川は50%が2割勾配の土堤で残りはコンクリート護岸、ただし、三刀屋川の20%は自然河畔である。調査期間中に支流で植生ブロックによる護岸改修があり、水草の消失もみられた。データは2ディケード分なのでグラフは作成しなかったが、アジアイトトンボ、セスジイトトンボが2スコア減少して消失し、ほかにもコシボソヤンマ、ギンヤンマ、タバサナエ、ウチワヤンマ、シオヤトンボ、オオシオカラトンボ、ミヤマアカネ、マユタテアカネ、ノシメトンボが1

スコア下げて消失している。回答者によれば、アオハダトンボ、ハグロトンボ、オオカワトンボ、アジアイトトンボ、セスジイトトンボ、キイロサナエが水草の消失によって明らかに減少した。アオサナエ、オナガサナエ、コニヤンマの減少も同じことが原因である可能性が指摘された。

3.2.7. 北海道、旧中の川

北海道札幌市手稲区、豊平区の旧中の川での1984年から2001年までのデータである。この川の調査部分は全体が多自然工法の護岸で、自然河畔0%である。調査期間中の1988年にコンクリート護岸に変えられ、さらに1993年に多自然工法により再改修された。また88年の改修で水草が消失し、河川敷の雑草地が芝生化され、93年には芝生地に植栽が行われた。図3.6に見るように、コンクリート改修後の90年代にアジアイトトンボ、セスジイトトンボ、モイワサナエ、シオヤトンボが1スコア減って消滅したほか、キタイトンボも減少している。回答者も、改修とトンボの減少、消失との間に因果関係がある可能性を指摘している。

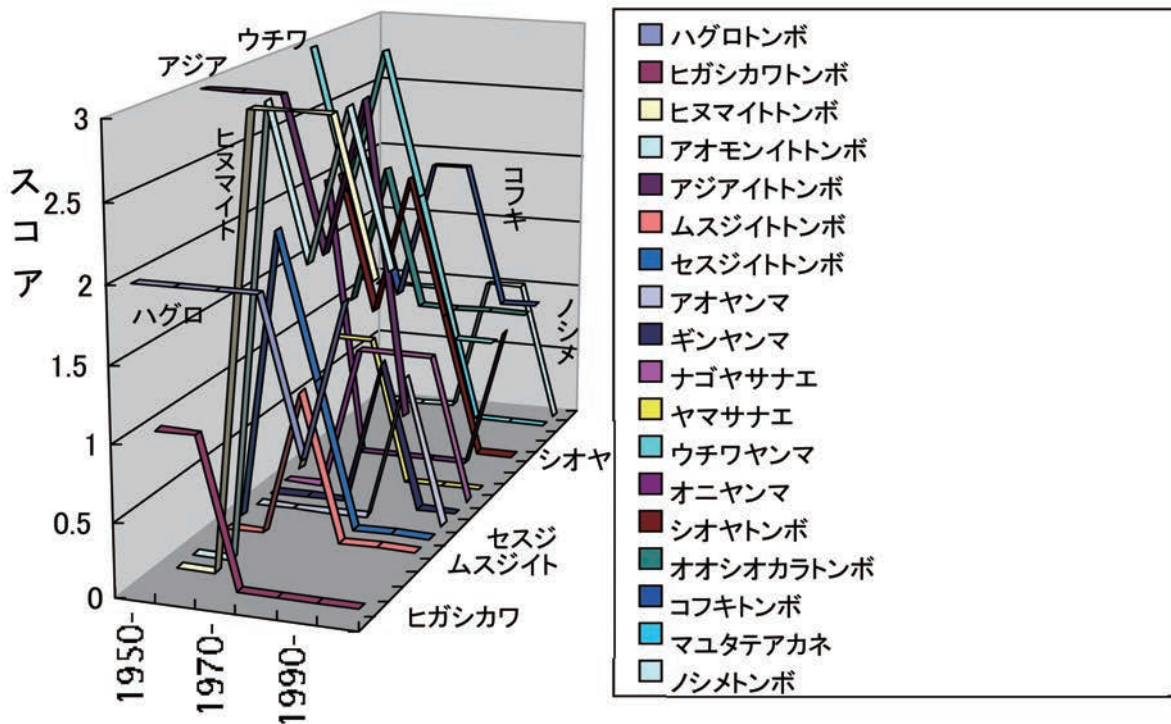


図3.5 茨城県涸沼川・渋川におけるトンボの種ごとのスコアの長期変化。

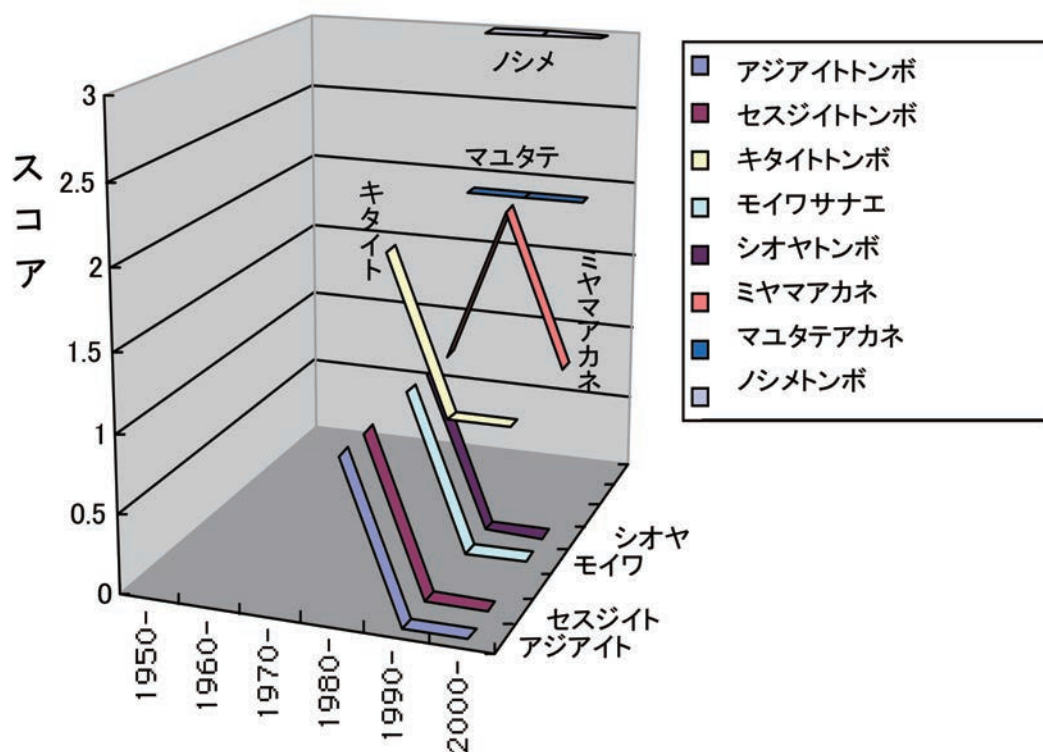


図3.6 札幌市の旧中の川におけるトンボのスコアの長期変化。

3.2.8. 茨城県、桜川調査区

茨城県水戸市、桜川、沢渡川、春雨川、狭間川での、1948年から2000年までの半世紀にわたる貴重なデータである。この川の調査部分の50%はコンクリート三面貼りの護岸で、残りの部分は側面コンクリート、石積み、近自然、多自然型護岸になっていて、自然河畔0%である。調査期間中に石積み、側面コンクリート、三面コンクリート、近自然河畔がそれぞれ出現したという、非常に人間の手が加えられてきた河川である。それだけでなく、水草、河畔林の消失も起きている。図3.7に示したように、ハグロトンボ、ヒガシカワトンボ、ナゴヤサナエ、ヤマサナエ、コオニヤンマ、キイロヤマトンボ、コヤマトンボ、シオヤトンボ、マユタテアカネ、チョウトンボが、2スコア以上減少して消失している。それ以外の大部分の種も過去3ディケイドの間に減少傾向を示し、種数は25種から13種に半減している。回答者は、アオハダトンボ、メガネサナエ、ナゴヤサナエ、ヤマサナエ、キイロサナエ、オナガサナエ、コオニヤンマ、キイロヤマトンボの消失と、ハグロトンボ、オオアオイトトンボ、ウチワヤンマ、コフキトンボ、マユタテアカネの減少は明らかに上にあげた河川改修と植生変化が原因であると指摘している。また、ヒガシカワトンボ、ヤマサナエ、コヤマトンボ、ミヤマアカネの消失も同じ原因による可能性があるとしている。この河川改修、植生変化で影響を受けなかったのはノシメトンボだけで他にアジアイトトンボがそうかもしれないと指摘している。

3.2.9. 愛知県、^{かなれ}香流川

愛知県愛知市、長久手の香流川での1974年から2001年までのデータである。この川の調査部分は

ほぼ全体が両側面コンクリート護岸で、残り5%ほどは3面貼りとなっている。したがって自然河畔0%である。調査期間中にコンクリート護岸が出現し、水草の消失、立ち木の伐採、河畔の雑草地の芝生化がなされた。図3.8に見られるように、ハグロトンボ、ギンヤンマ、ミヤマサナエ、キイロサナエ、アオサナエ、オナガサナエ、コオニヤンマ、シオカラトンボが3スコア減少して、メガネサナエ、コヤマトンボは2スコア減少して、いずれも1980年代以降に消失している。その他の種もオニヤンマを除いて1スコア減少して大部分消失し、種類数は25種から6種にまで大幅に減少している。回答者によれば、コンクリート護岸の出現によってオオカワトンボ、ホンサナエ、アオサナエ、オナガサナエ、オジロサナエが消失し、ハグロトンボ、ギンヤンマ、ミヤマサナエ、ヤマサナエ、キイロサナエ、コオニヤンマ、オニヤンマ、コヤマトンボ、シオカラトンボが減少したことが明らかであり、メガネサナエ、ナゴヤサナエの消失も同じ原因である可能性があるということである。これらの種の消失、減少にはコンクリート護岸のほかには水草の消失が同じように影響した可能性があるとも回答している。中でもギンヤンマ、ミヤマサナエの減少には明らかに水草の消失が影響しているとしている。

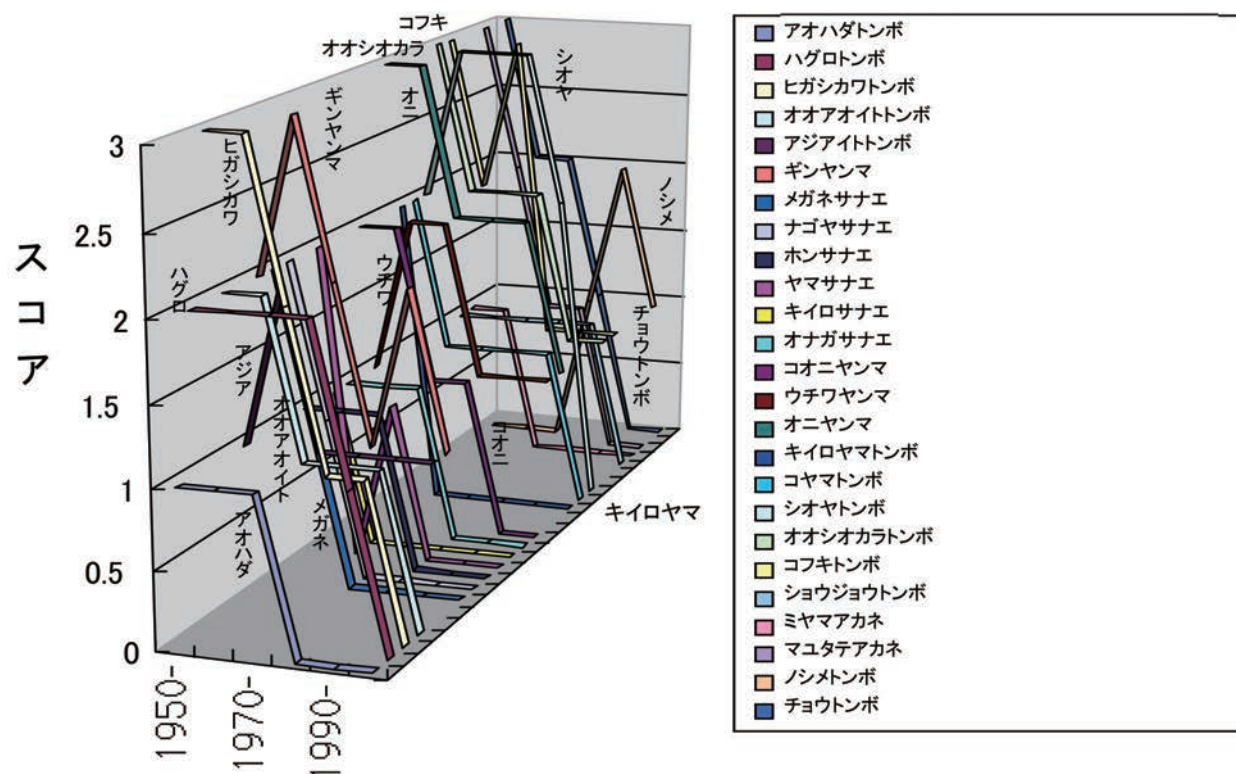


図3.7 茨城県の桜川ほか3河川におけるトンボ各種のスコアの長期的変化。

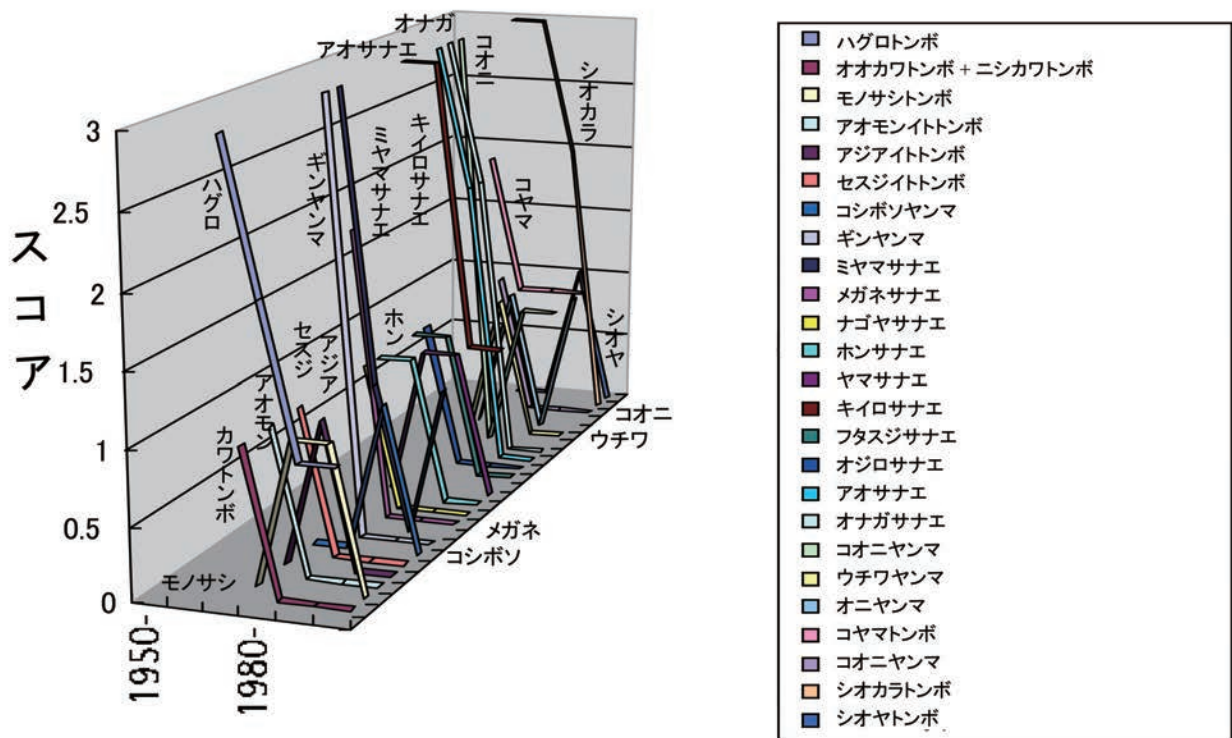


図3.8 愛知県の香流川におけるトンボ各種のスコアの長期的変化。

3.3. いくつかのトンボの種の変化傾向

各河川にほとんど共通に記録され、大きな変化を被っているトンボの種を中心にいくつかの種についてグラフを作成した。

3.3.1. ハグロトンボ

図3.9に示すように、ハグロトンボは3つの河川グループではほぼ不変だったが、香流川、八溝川調査区、桜川調査区では減少傾向を示し、とくに後の2つの川では消失している。減少した河川はいずれもコンクリート護岸の出現が原因として指摘されている。

3.3.2. カワトンボ属

図3.10に示すように、日本のカワトンボ属 *Mnais* は、ヒガシカワトンボ、ニシカワトンボ、オオカワトンボに分けられている。香流川でオオカワトンボ以外にニシカワトンボが1個体見られたというケース以外は、すべての河川においてこの3種（亜種とする見解もある）のいずれか一方だけが記録されているので、カワトンボ属として一括してグラフにした。3つの川では不変だったが、都田川、瀬沼川調査区、桜川調査区、香流川で減少して消失している。特に桜川調査区では1960年代までスコア3であったのが、現在は減んでいる。いずれの川においても、コンクリート護岸の出現が原因として共通しており、これに水草の消失が追い打ちをかけているケースも複数ある。

3.3.3. ナゴヤサナエ

図3.11に見るように、ナゴヤサナエは香流川、桜川調査区で消失している。潤沼川調査区では一度定着してまた消失している。いずれのケースもコンクリート護岸の出現と水草の消失が原因として指摘あるいは示唆されている。

3.3.4. ヤマサナエ

図3.12に示したが、ヤマサナエは、いたりいなくなったりと不安定であるが、都田川、斐伊川調査区ではコンスタントにスコア2を維持している。桜川調査区にも1950年代にはスコア2のレベルで見られたが現在まで3ディケードにわたって姿を消している。香流川、桜川調査区でコンクリート護岸の影響が指摘されている。

3.3.5. オナガサナエ

図3.13に見るようにオナガサナエは3つの川で減少または消失が見られている。減少の原因として、同じ3人の回答者からコオニヤンマのケースと同じことが指摘されている。

3.3.6. コオニヤンマ

図3.14に見るように、コオニヤンマは3つの川を除いて、減少傾向にあるが、桜川調査区以外には残存している。これはコンクリート環境にも多少の適応性があるためか、移動力があるため他の川から飛来するためかのいずれかであろう。アンケート回答者の3人がコオニヤンマの減少の原因として共通して水草の減少を上げている。コンクリート護岸の影響も示唆されている。

3.3.7. オニヤンマ

図3.15に見るように、オニヤンマは4つの川で減少し、2つの川で増えたり減ったりしている。コンクリート護岸に影響されつつも、消滅には至らないタイプのようなのである。トンボ相が非常に悪化した香流川でも減少を被っていない唯一の種である。この種についても、移動性を考慮する必要があるかもしれない。

3.3.8. コヤマトンボ

図3.16に見るように、コヤマトンボは月寒川と都田川を除いて減少傾向にある。2人の回答者がコンクリート護岸の影響を上げている。

3.3.9. シオヤトンボ

図3.17に見るように、シオヤトンボは変動の激しい種である。増えたり減ったりしてはいるが、全体的に見て減少傾向にあると言える。2名の回答者がコンクリート護岸の影響を指摘するか示唆している。

3.3.10. オオシオカラトンボ

図3.18に見るように、オオシオカラトンボは潤沼川調査区を除いて減少傾向にある。回答者の一人はコンクリート護岸の影響を指摘している。

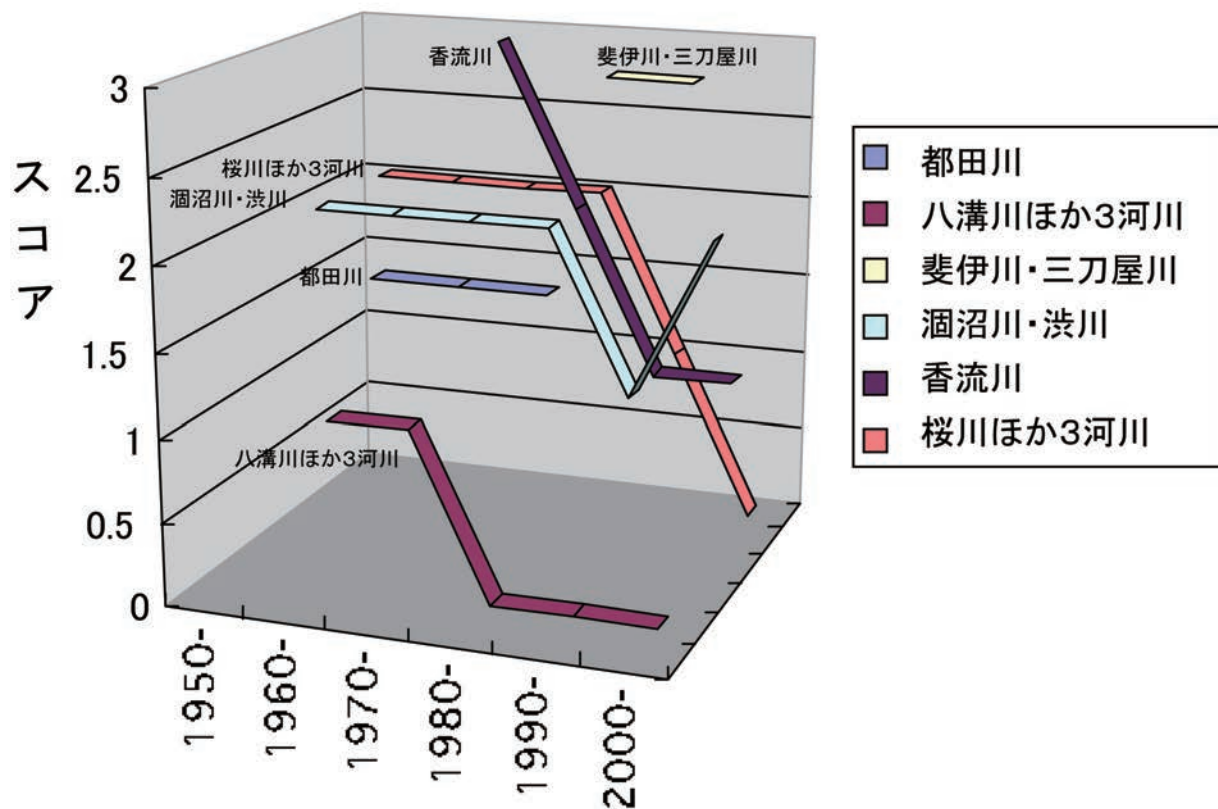


図3.9 各河川におけるハグロトンボのスコアの長期変化。

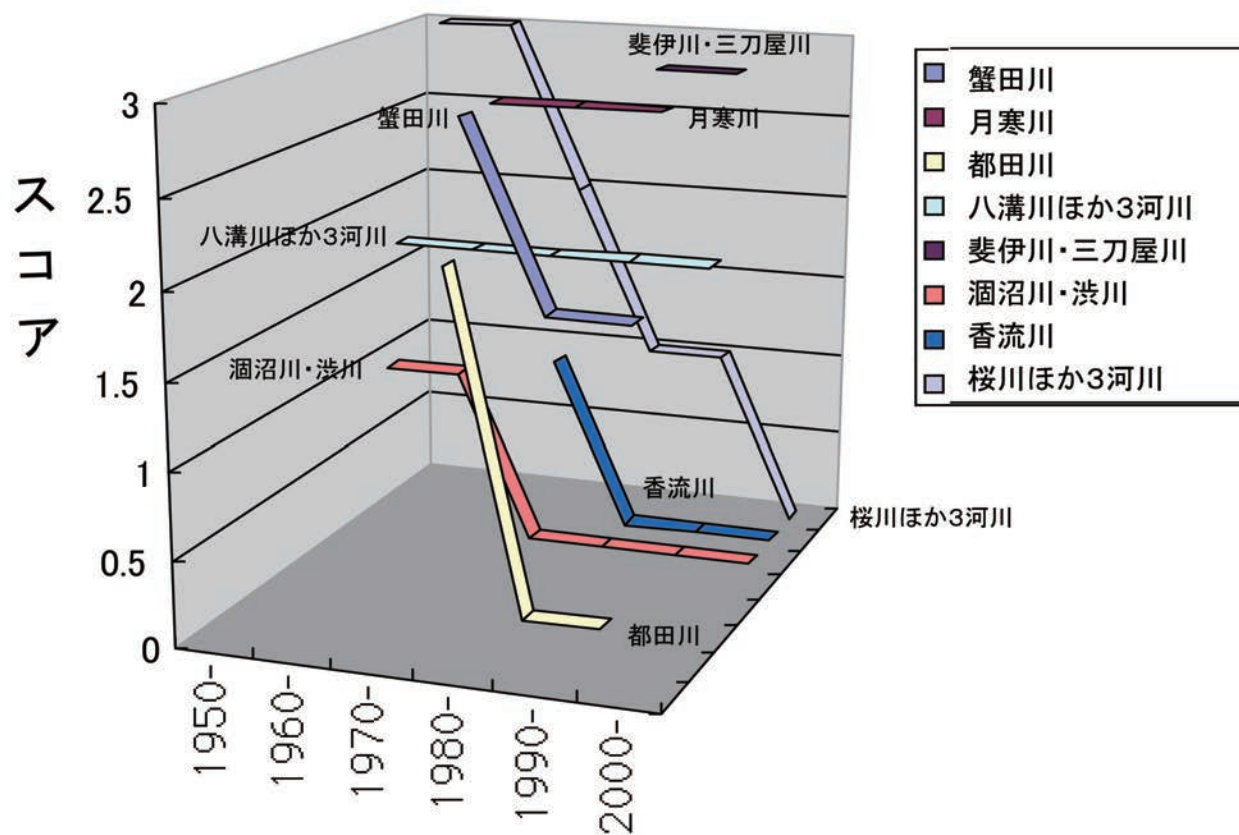


図3.10 各河川におけるカワトンボ属のスコアの長期変化。

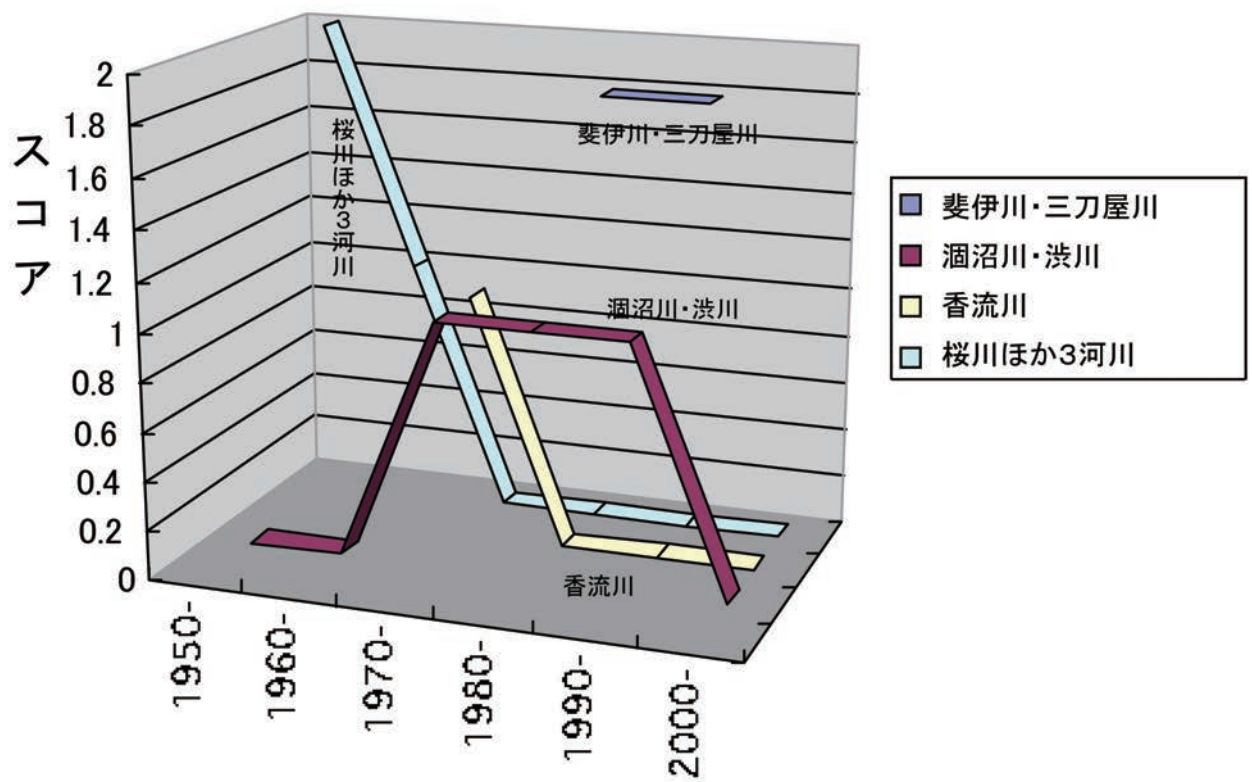


図3.11 各河川におけるナゴヤサナエのスコアの長期変化。

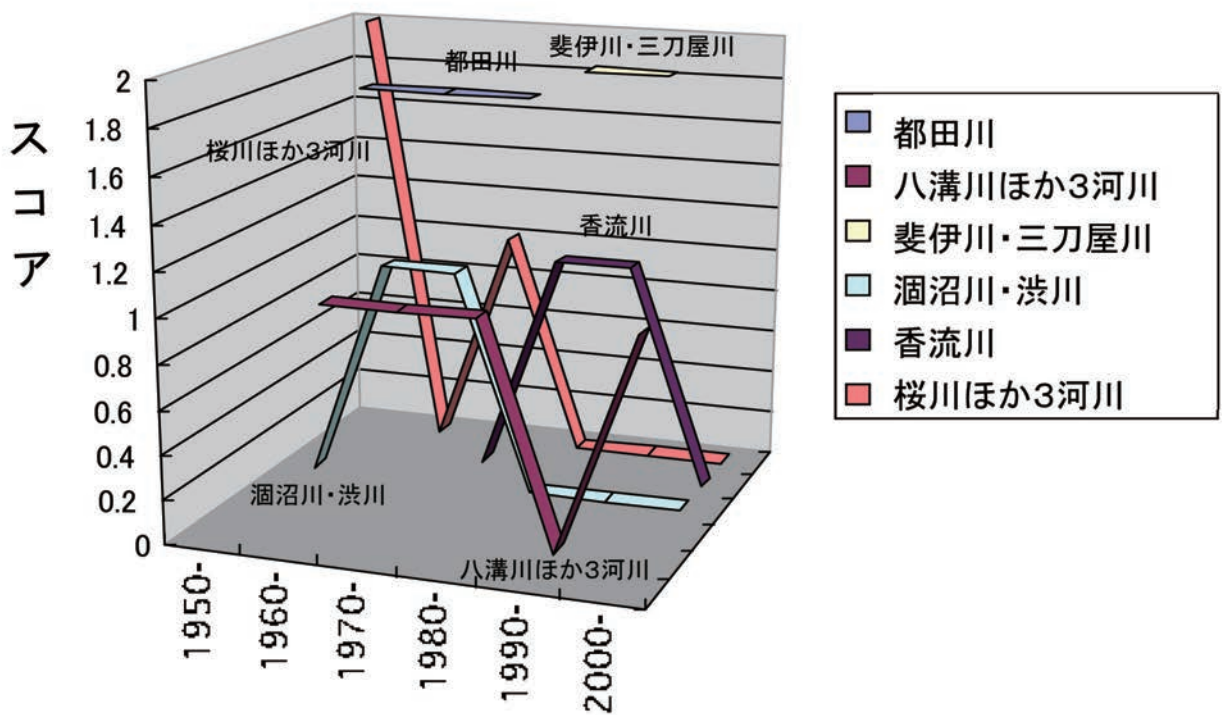


図3.12 各河川におけるヤマサナエのスコアの長期変化。

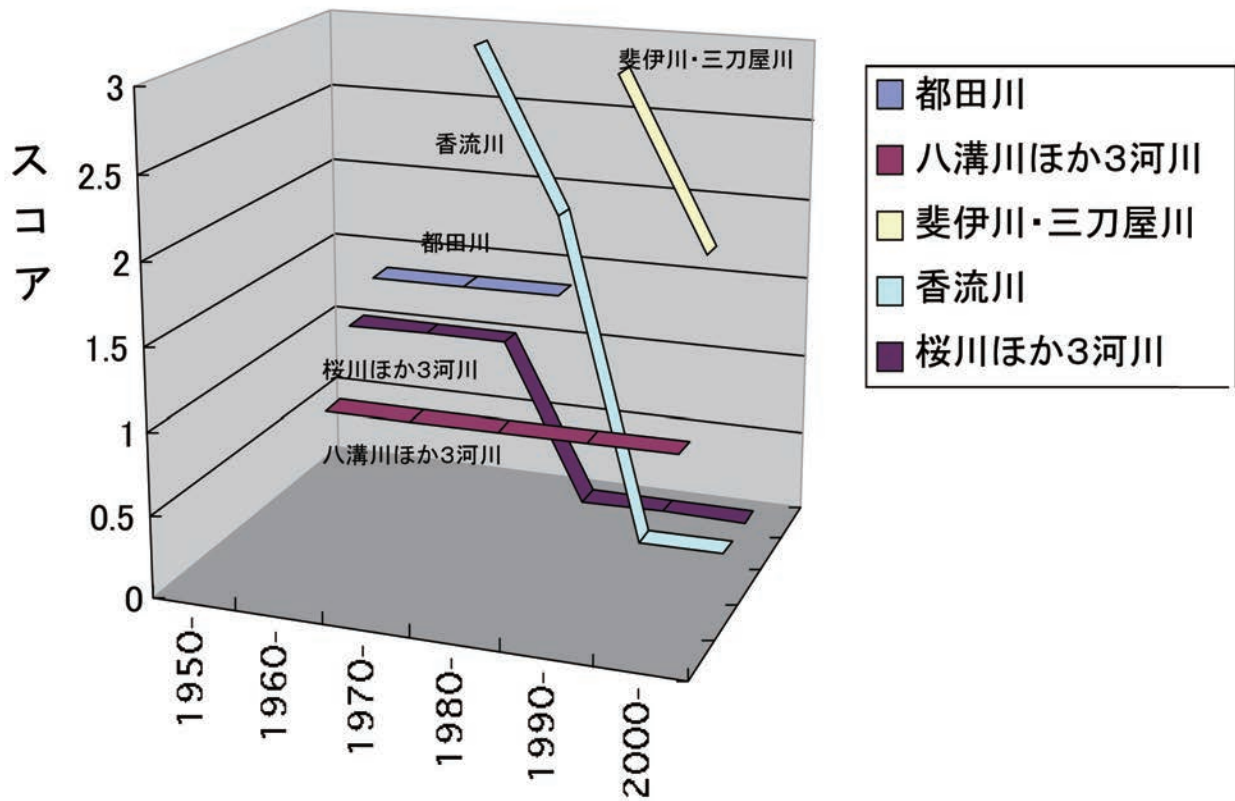


図3.13 各河川におけるオナガサナエのスコアの長期変化。

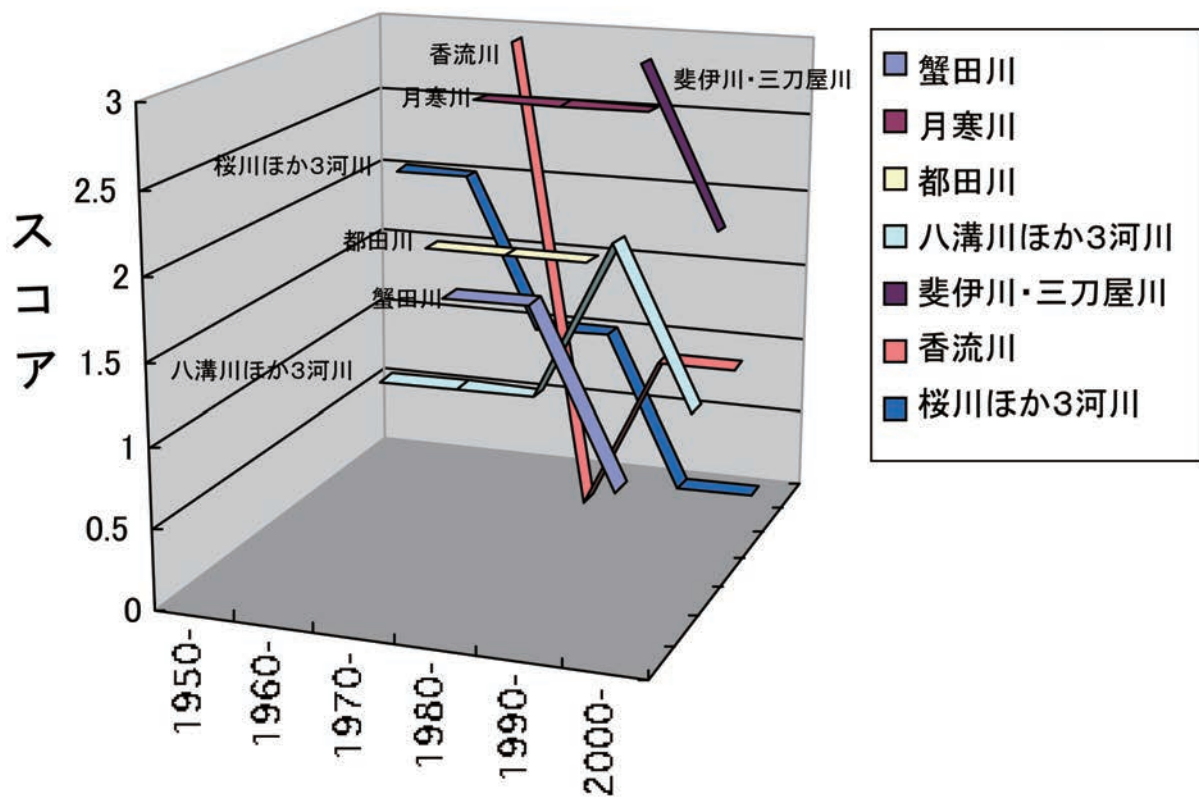


図3.14 各河川におけるコオニヤンマのスコアの長期変化。

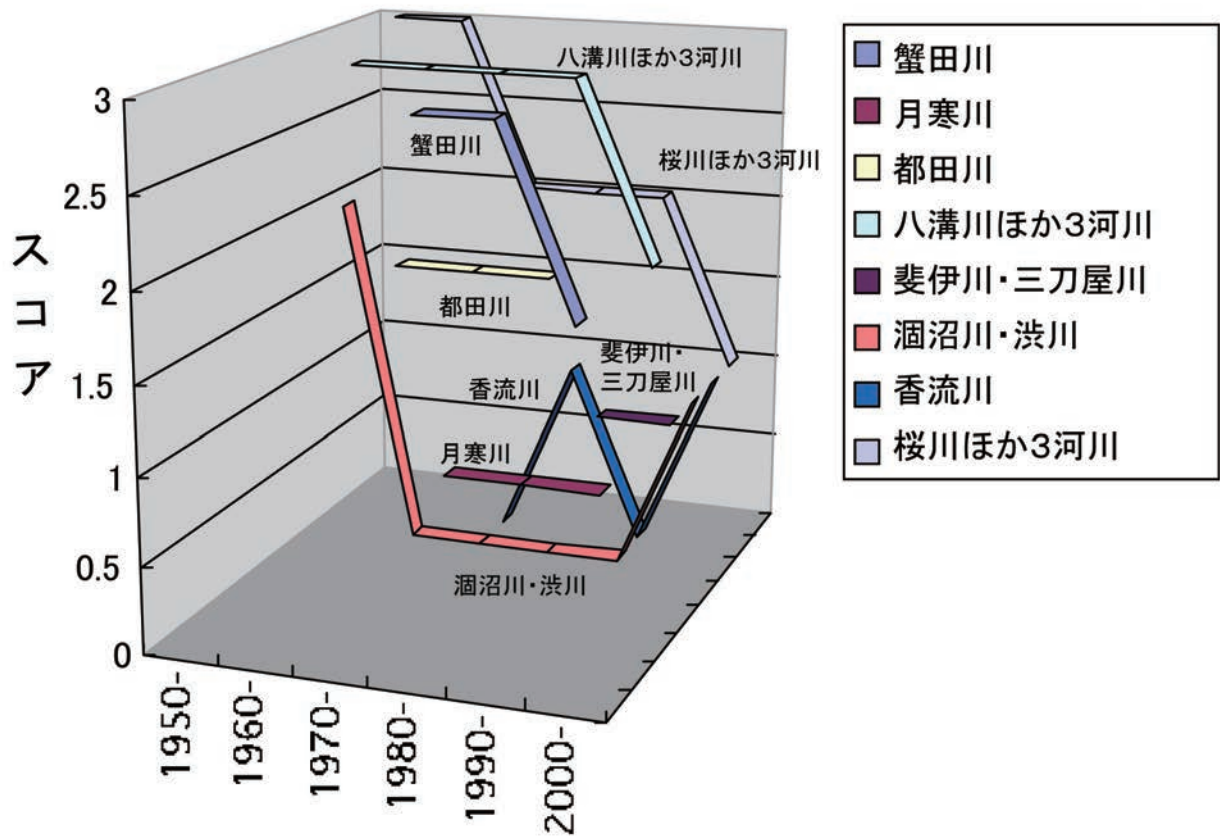


図3.15 各河川におけるオニヤンマのスコアの長期変化。

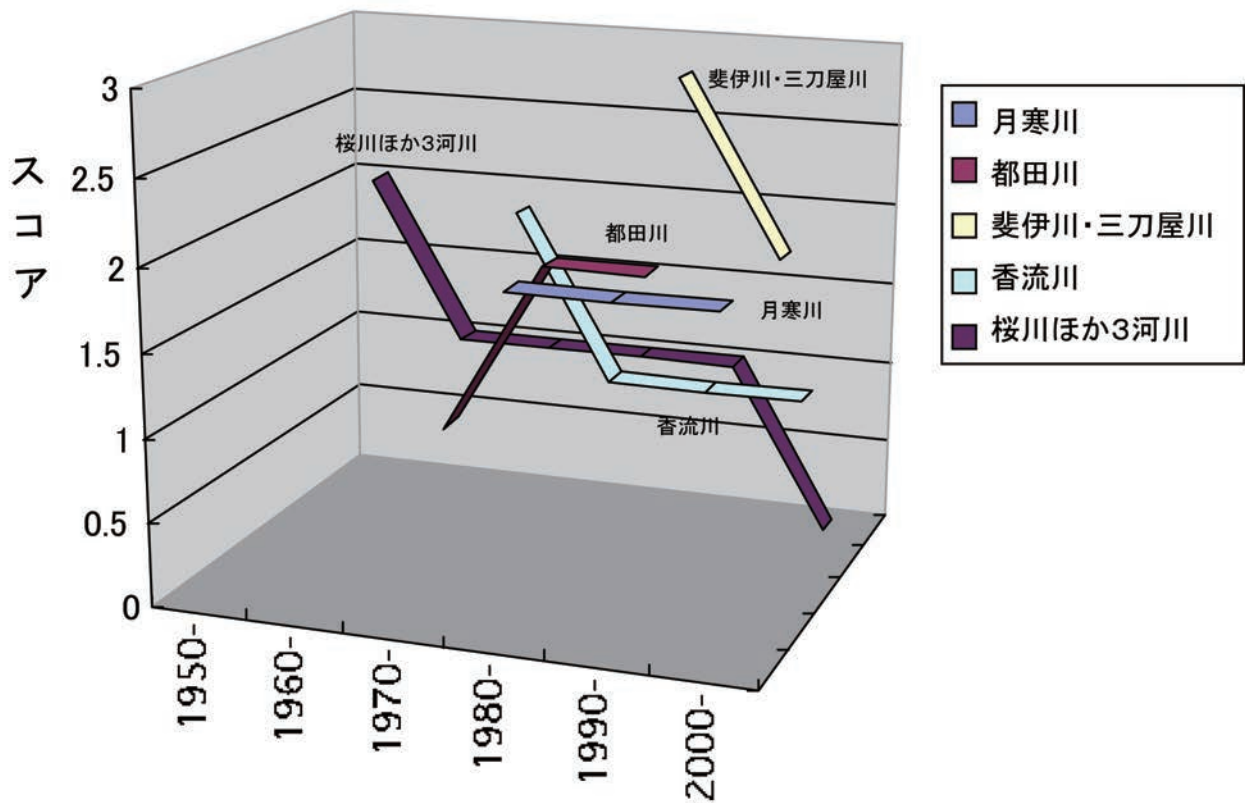


図3.16 各河川におけるコヤマトンボのスコアの長期変化。

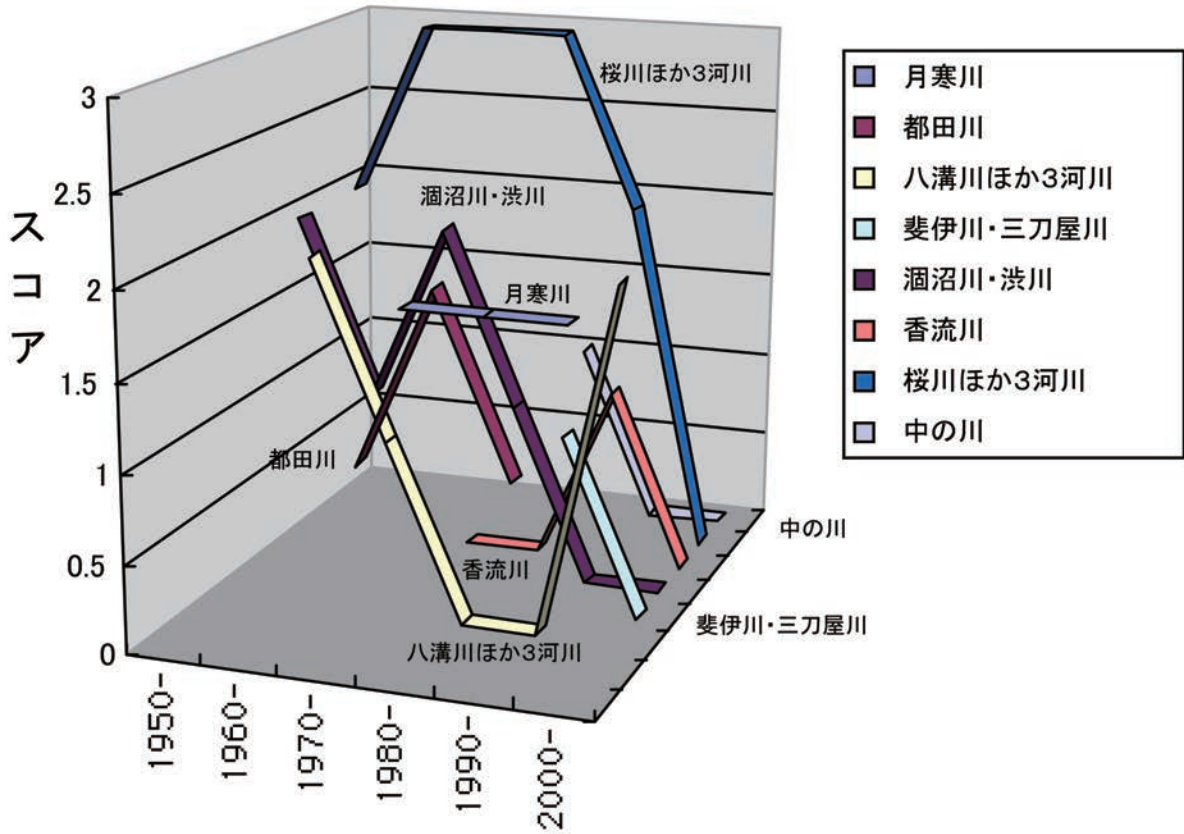


図3.17 各河川におけるシオヤトンボのスコアの長期変化。

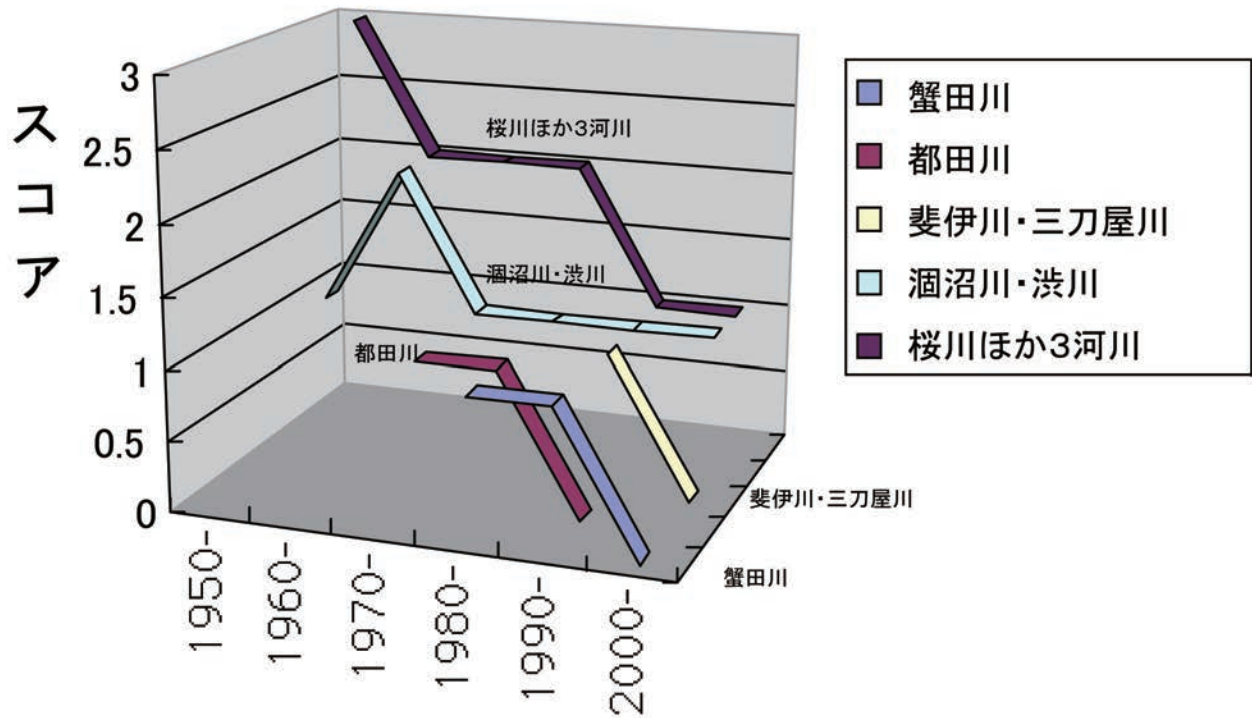


図3.18 各河川におけるオオシオカラトンボのスコアの長期変化。

3.4. 河川環境改変とトンボへの影響

以上10種のトンボの変化状況を見るなかで、複数の河川で共通の原因で個体数が減少したり、絶滅したりしていることが判明した。それらを含め、アンケート回答中に明示された個体数減少、絶滅の原因ごとに該当する事例を表3.1～3にまとめた。

表3.1からはオナガサナエ、ホンサナエの2種が明らかにコンクリート護岸の造成によって絶滅したこと、キイロサナエ、メガネサナエ、ナゴヤサナエもおそらくそうであることが複数の調査区において指摘されていることを示す。このほか、コオニヤンマ、アオハダトンボ、オジロサナエ、キイロヤマトンボも同じ原因で絶滅あるいは減少していると指摘された。それ以外の9種についても絶滅、減少の原因である可能性が指摘された。

表3.2からはキイロサナエが明らかに水草の消失が一因となって絶滅したこと、オナガサナエ、ナゴヤサナエ、ホンサナエもおそらくそうであることが複数の調査区において指摘されていることを示す。このほか、コオニヤンマ、アオハダトンボ、キイロヤマトンボも同じ原因で絶滅あるいは減少していると指摘された。それ以外の12種についても絶滅、減少の原因である可能性が指摘された。

表3.3からはキイロサナエが水草の消失が一因となって絶滅したと複数の調査区で推定されたことがわかる。オナガサナエ、コオニヤンマ、キイロヤマトンボも同じ原因で絶滅あるいは減少していると複数の調査区において指摘された。それ以外の9種についても絶滅、減少の原因である可能性が指摘された。

表3.1～3を通して、サナエトンボ科の多くの種とエゾトンボ科のキイロヤマトンボ、カワトンボ科のアオハダトンボがとりわけ河川環境の変動によって生存基盤を脅かされていることがわかる。

表3.1 コンクリート護岸の造成のトンボへの影響（数字は該当する調査区数）

	絶 滅	多分絶滅	減 少
オナガサナエ	2		1
ホンサナエ	2		
キイロサナエ	1	1	1
メガネサナエ	1	1	
ナゴヤサナエ	1	1	
コオニヤンマ	1		2
アオハダトンボ	1		1
オジロサナエ	1		1
キイロヤマトンボ	1		1
オオカワトンボ	1		
グンバイトンボ	1		
アオサナエ	1		
ヒガシカワトンボ		2	
セスジイトンボ		2	
ヤマサナエ		1	2
アジアイトトンボ		1	1
コヤマトンボ		1	1
シオヤトンボ		1	1

表3.2 水草の消失のトンボへの影響 (数字は該当する調査区数)

	絶 滅	多分絶滅	減 少
キイロサナエ	2		1
オナガサナエ	1	1	1
ナゴヤサナエ	1	1	
ホンサナエ	1	1	
アオハダトンボ	1		1
コオニヤンマ	1		1
キイロヤマトンボ	1		1
ゲンバイトンボ	1		
メガネサナエ	1		
オオカワトンボ		1	1
ヒガシカワトンボ		1	1
アジアイトトンボ		1	1
セスジイトトンボ		1	1
ヤマサナエ		1	1
オジロサナエ		1	1
アオサナエ		1	1
コヤマトンボ		1	1
シオヤトンボ		1	
ミヤマアカネ		1	

表3.3 河畔林の消失のトンボへの影響 (数字は該当する調査区数)

	絶 滅	多分絶滅	減 少
キイロサナエ	1	1	
オナガサナエ	1		1
コオニヤンマ	1		1
アオハダトンボ	1		
ゲンバイトンボ	1		
メガネサナエ	1		
ナゴヤサナエ	1		
ホンサナエ	1		
ヤマサナエ		1	1
コヤマトンボ		1	1
ヒガシカワトンボ		1	
ミヤマアカネ		1	

3.5. 各河川におけるトンボ目の種数の長期変化

3.5.1. 種数の長期変化

図3.19に示したように、蟹田川、月寒川、都田川の、自然河畔の比率の高い上位3つの川ではほぼトンボ目の種数は不変であったのに対して、他の川ではいずれも減少傾向を示している。特に斐伊川調査区、桜川調査区、香流川で強く減少している。斐伊川調査区は水草の減少が、桜川調査区、香流川はそれに加えてコンクリート護岸の出現がトンボの種数の減少に強く作用していることが明らかである。

3.5.2. 種数の減少率と人工護岸

図3.20に、自然河畔の比率と種数の変化の相関グラフを示す。トンボの1年あたりの種数減少率は、自然河畔が20%以上の川では0~0.12で、人工護岸100%の川では0.25~0.44であった。その中間の自然河畔10%の2つの川の種数減少率は0.05と1.10と大きく離れていて、自然河畔率10%あたりを境にトンボの種数減少率が大きく変わっていることを示唆する。ただし種数減少率は構成するトンボの種の組み合わせや調査範囲、調査密度、潜在的なトンボ群集の種数によっても変動するので、この自然河畔率10%~20%というのは、それほどはっきりした閾値ではない可能性がある。これについては、残りのアンケート回答データによって検証する予定である。にもかかわらず、人工護岸の比率が100%に近づくとつれ、トンボの種数の減少率が急速に高まることは間違いのないところであろう。

3.6. 各河川におけるトータルスコアの長期変化

各河川の種ごとの個体数の豊富さの指標である「スコア」を各河川について全種分を合計したものを「トータルスコア」と定義する。これはその河川のトンボの種数が多いほど、また個体数(の桁数)が多いほど大きくなる指標であり、もう少し正確に言うと、任意の河川においてトンボの潜在的な構成種のどれか一つが目に見えるレベルで個体数を一桁増すごとに数値が1上がるという性質を持つ。図3.21に今回集計した9つの川のトータルスコアの長期的変化を示す。これによると、月寒川、都田川を除くすべての川でトータルスコアが減少傾向にあり、特に斐伊川調査区、香流川、桜川調査区で著しく減少していることが分る。桜川調査区では、1950年代にトータルスコアは46だったものが2000年代にはほぼ7分の1の7へと、原形を留めないほどに減少した。種数に変動のなかった、自然河畔100%の蟹田川でも複数の種で平行して個体数が減少していることでこの結果が生じている。河川の河畔の構造や植生以外の条件、たとえば水質汚濁や水温の変化などが作用しているのかもしれない。それ以外の川ではコンクリート護岸と水草の消失の両方またはどちらか一方、特にコンクリート護岸が種数、個体数の両方を低下させたのが最大の原因であるのは間違いのないだろう。

3.7. 各河川における平均スコアの長期変化

平均スコアはトータルスコアを種数で割った値である。これはその時点で発見される種の個体数レベルを意味する。逆にいえば、発見されない種類、消失・絶滅した種がどんなに多くとも、平均スコアには影響しない。したがって平均スコアはその河川のトンボ相の健全さの指標にはならない。図3.22に見るように、平均スコアは1ディケードに0.5スコア程度しか変動しないし、桜川調査区、香流川のように種数およびトータルスコアが大きく減少した川においてもゆるやかに減少しているだけで、斐伊川調査区はむしろ平均スコアは増加している。中の川、都田川、月寒川でも微増している。このことから

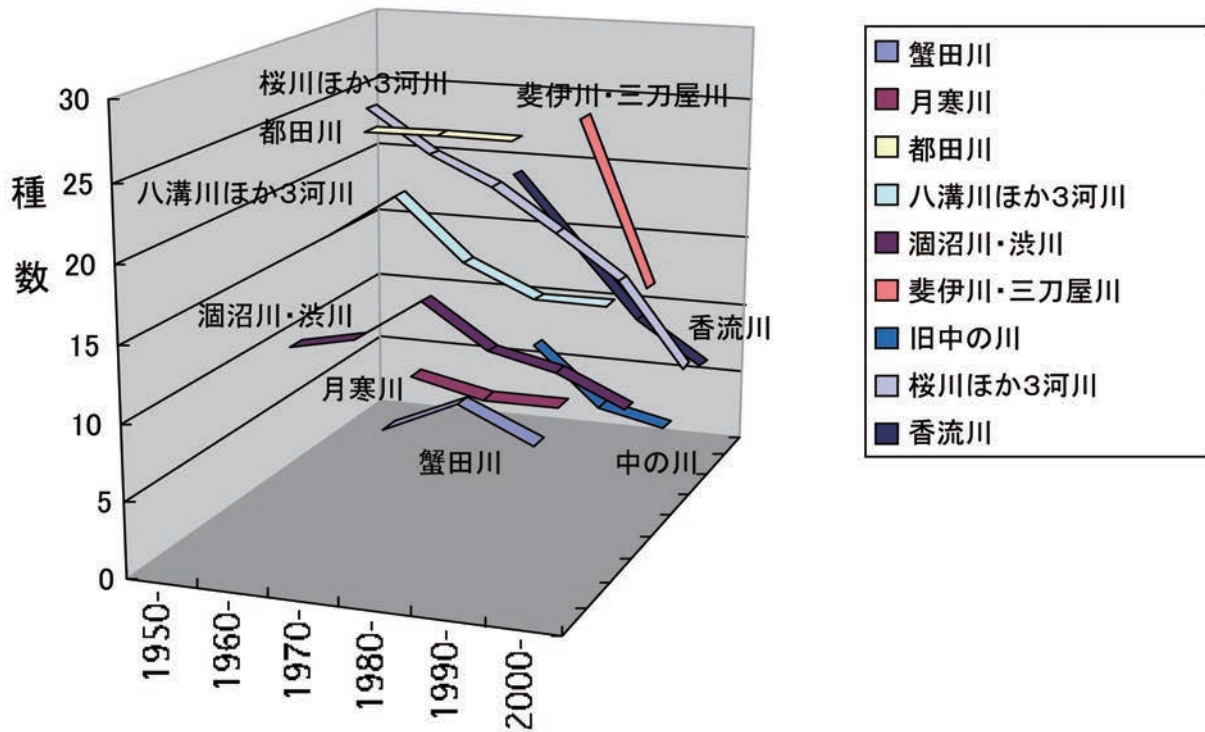


図3.19 全国9つの河川におけるトンボ目の種数の長期変化。

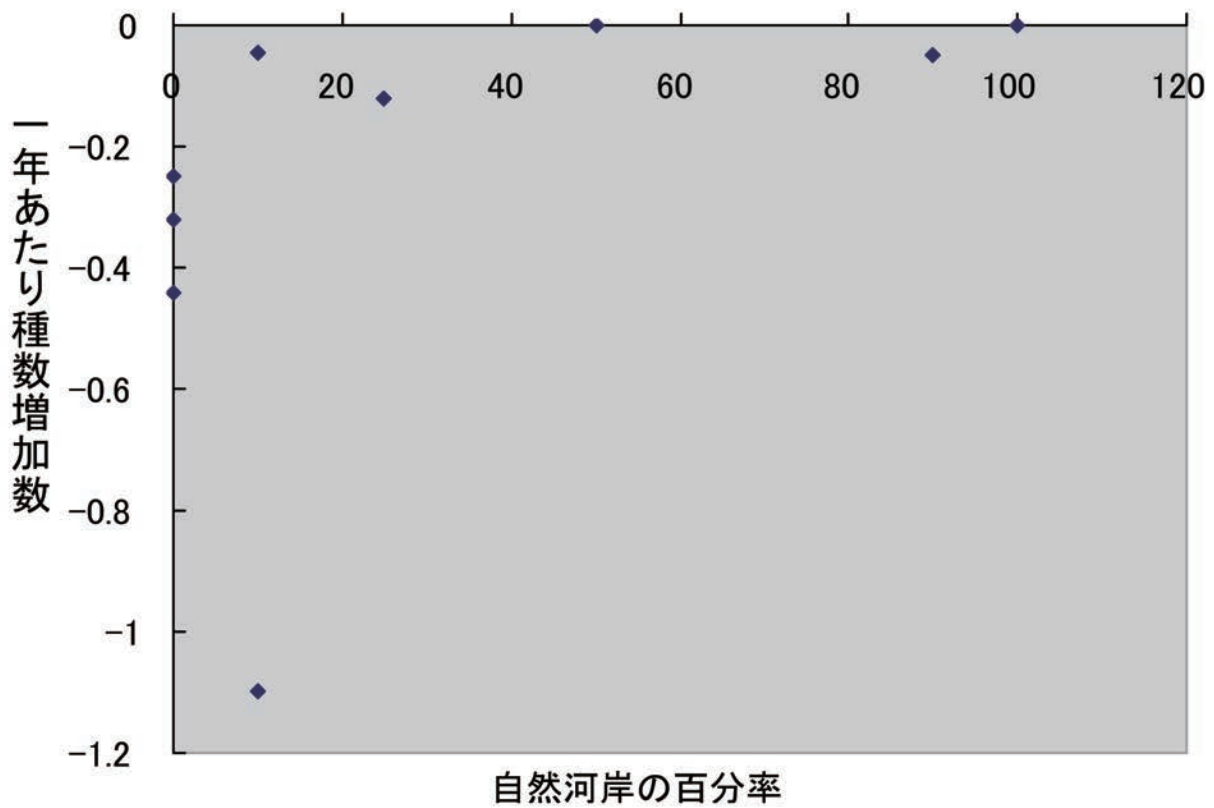


図3.20 全国9つの河川のデータに基づく自然河岸の百分率と1年あたり種数増加数の関係。

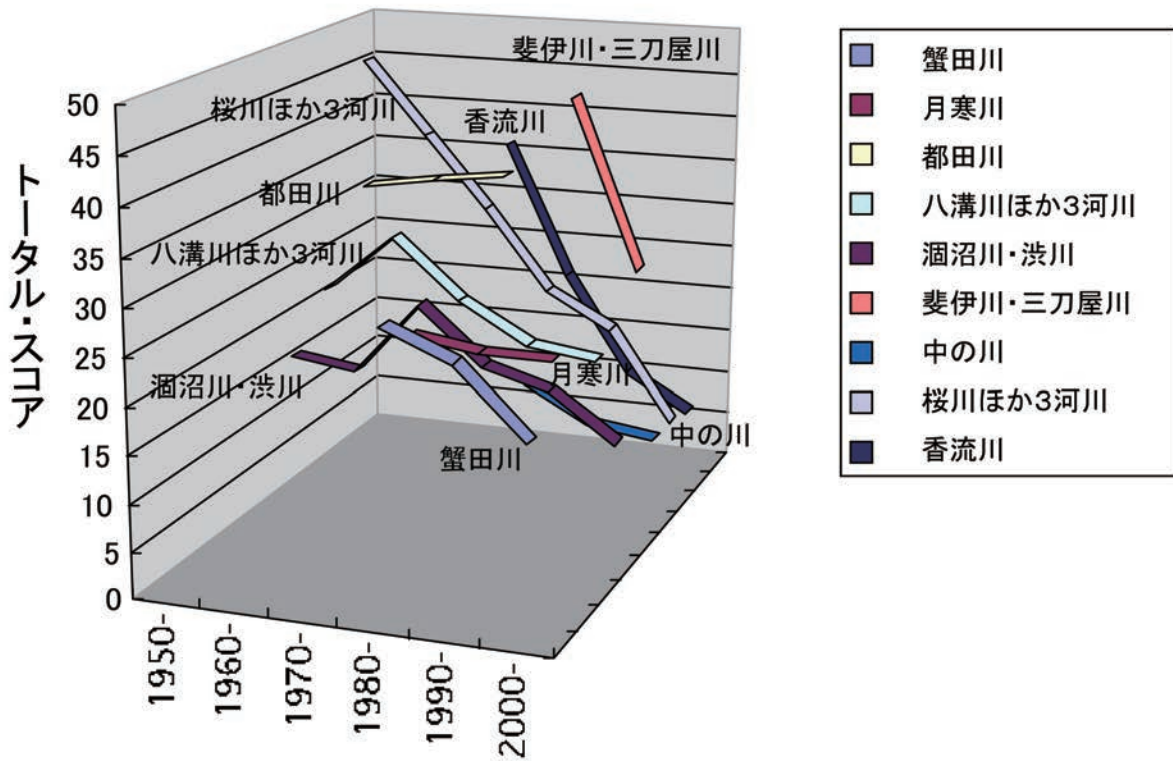


図3.21 日本の9つの河川におけるトータル・スコアの長期変化。

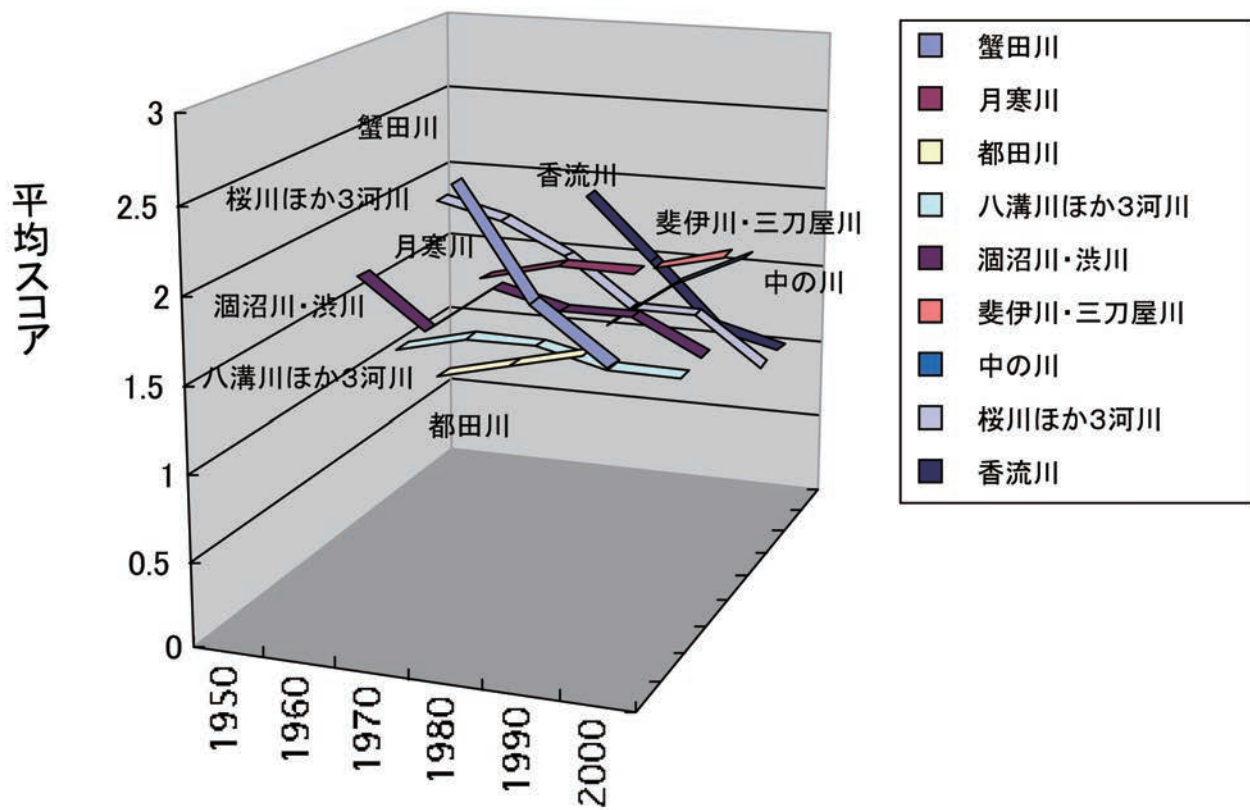


図3.22 日本の9つの河川におけるトンボ目の平均スコアの長期変化。

言えるのは、河川の環境の人工化で多くの種で個体数が減少し、その結果種数も減少していくが、一部の種はそのような人工環境に耐えて一定の個体数を維持することができると言える。

4. 結 論

日本のレッドデータブックに登載された流水性の種の割合は止水性の種よりも高いことから、流水環境が止水にくらべてより圧迫されてきたことが示唆された。

北海道から山陰までの9河川調査区についての7名の協力者からの回答結果の分析から次のようなことが明らかになった。

複数の調査区において、オナガサナエ、ホンサナエの2種が明らかにコンクリート護岸の造成によって絶滅したこと、キイロサナエ、メガネサナエ、ナゴヤサナエもおそらくそうであることが指摘された。このほか、コオニヤンマ、アオハダトンボ、オジロサナエ、キイロヤマトンボも同じ原因で絶滅あるいは減少していると指摘された。キイロサナエはまた、明らかに水草の消失が一因となって絶滅したこと、オナガサナエ、ナゴヤサナエ、ホンサナエもおそらくそうであることも複数調査区で指摘された。このほか、コオニヤンマ、アオハダトンボ、キイロヤマトンボも同じ原因で絶滅あるいは減少していると指摘された。

自然河畔の比率の高い上位3つの川ではほぼトンボ目の種数は不変であったのに対して、他の川ではいずれも減少傾向を示した。特に斐伊川調査区、桜川調査区、香流川で強く減少していた。斐伊川調査区は水草の減少が、桜川調査区、香流川はそれに加えてコンクリート護岸の出現がトンボの種数の減少に強く作用していることが明らかにされた。

トンボの1年あたりの種数減少率は、自然河畔が20%以上の川では0~0.12で、人工護岸100%の川では0.25~0.44であった。その中間の自然河畔10%の2つの川の種数減少率は0.05と1.10と大きく離れていて、自然河畔率10%あたりを境にトンボの種数減少率が大きく変わっていることを示唆した。

月寒川、都田川を除くすべての川でトータルスコアが減少傾向にあり、特に斐伊川調査区、香流川、桜川調査区で著しく減少していることが分った。桜川調査区では、1950年代にトータルスコアは46だったものが2000年代にはほぼ7分の1の7へと、原形を留めないほどに減少した。

自然河畔100%の蟹田川でも複数の種で平行して個体数が減少し、トータルスコアが低下した。河畔の構造や植生以外の条件、たとえば水質汚濁や水温の変化などが個体数の減少に作用しているのかもしれない。それ以外の川ではコンクリート護岸と水草の消失の両方またはどちらか一方、特にコンクリート護岸が種数、個体数の両方を低下させたのが最大の原因であるのは間違いないだろう。

平均スコアの変化の分析から、河川の環境の人工化で多くの種で個体数が減少し、その結果種数も減少していくが、一部の種はそのような人工環境に耐えて一定の個体数を維持することができることが明らかになった。

謝 辞

以下の諸氏(敬称略)には、全国各地の河川トンボ現在と過去における生息状況の調査アンケートに回答して頂いた。平塚和弘、奈良岡弘治、岡田一二三、広瀬 誠、新井 裕、苅部治紀、佐藤良次、桜

沢英郎、武藤 明、福井順治、相田正人、高崎保郎、吉田雅澄、田端 修、村木明雄、大浜祥治、杉村光俊。

引用文献

- 1) 杉村光俊・石田昇三・小島圭三・石田勝義・青木典司(1999)：原色日本トンボ幼虫・成虫大図鑑。北海道大学図書刊行会。
- 2) 高橋定雄(1998)：河川改修－建設省の視点。 <http://env.civil.yamaguchi-u.ac.jp/~sekine/etc/98sympo/proc/takahasi/index.htm>