

博士論文 平成 27 (2015) 年度

トンボ目・直翅目の生態に基づいた  
エコロジカル・デザイン手法

慶應義塾大学大学院政策・メディア研究科

板川 暢

# 主 論 文 要 旨

No.1

報告番号	甲 乙 第	号	氏 名	板川 暢
主 論 文 題 目： トンボ目・直翅目の生態に基づいたエコロジカル・デザイン手法				
(内容の要旨)				
<p>本研究では、東京首都圏及びジャカルタを対象に、マクロ・ミクروسケールの構成要素及び包括的な組成に焦点を絞り、都市内の環境におけるトンボ目（トンボ類）・直翅目（バッタ類）の生態学的知見の蓄積とそれに基づいた生物多様性のためのエコロジカル・デザインの手法の提示を目的とした。</p> <p>都市河川のトンボ類の生息規定要因の解明とエコロジカル・ネットワークの現状評価を行った。低水敷面積や水生植物の被度、溜まりの有無、周辺の樹林地・水域面積などが、トンボ類の生息を促進することが明らかになった。また、現状では都市河川を軸としたエコロジカル・ネットワークには分断箇所が存在し、網羅的なネットワークが形成されていないことが明らかになった。シナリオ分析から、マトリクスとなる周辺環境の整備は、都市河川のエコロジカル・ネットワーク形成に効果的であることを示した。</p> <p>ジャカルタ郊外の小規模池の分布・利用実態の把握、消失する池の特性を明らかにし、優先的に保全すべき池を抽出した。消失する池は管理状態と消極的利用の強度、積極的かつ多様な用途の強度の2尺度によって特性付けられると判断した。加えて、微視的環境要因と人為的な利用などの要因がトンボ類の多様性に及ぼす直接・間接的な影響を明らかにした。結果から、水生植物などの植生、水質、人為的な管理・利用の状況などの影響が示された。オーバーユースや家庭排水の貯留などは、水質や植生を介してトンボ類の多様性に負に作用する傾向が明らかになった。</p> <p>港湾部埋立地の草地環境のバッタ類と緑被分布及び緑地構造との関係を明らかにした。地点毎の累積個体数に基づいて調査地点と種を分類し、バッタ類の種組成・個体数を規定する環境要因を明らかにした。バッタ類の生息・分布に寄与する要因として、緑被分布については、緑被地タイプ、周辺の草地・樹林地の面積率及びパッチからの距離などが示された。緑地構造では、最高時草丈、高中木常緑及び落葉樹の被度、埋立て以前の海岸線からの距離が示された。</p> <p>結果から、これまで不足していた草地環境や都市河川における知見が示された。生息規定要因などに基づき、エコロジカル・ネットワーク及びマイクロハビタットに注目して、生物多様性の保全・向上のためのエコロジカル・デザインの手法を提示した。特に、複数の環境要素の組み合わせとエコトーンの創出、人為的圧力を軽減する管理・利用のあり方の重要性を示した。</p>				
キーワード： トンボ類， バッタ類， 生物多様性， 都市， エコロジカル・デザイン				



## 目次

### 1章 はじめに

- 1.1 都市の生物多様性 . . . p. 1
- 1.2 生物多様性とエコロジカル・デザイン . . . p. 7
- 1.3 研究の目的・意義・構成 . . . p. 23
- 1.4 研究方法 . . . p. 26

### 2章 トンボ類の生息規定要因及びハビタットの状況

- 2.1.1 都市河川におけるトンボ類の生息規定要因と生息予測モデルの構築 . . . p. 30
- 2.1.2 生物分布情報に基づいた都市河川のエコロジカル・ネットワークの検証と要改修箇所の抽出 . . . p. 43
- 2.2.1 ジャカルタ郊外集落内の小規模池（コラム）の分布・利用実態と消失リスクに関する研究 . . . p. 54
- 2.2.2 ジャカルタ郊外の小規模池（コラム）のトンボ相と微視的環境及び管理・利用実態の関係に関する研究 . . . p. 66

### 3章 バッタ類の生息規定要因

- 3.1 東京湾沿岸部埋立地における緑被分布とバッタ類の生息分布との関係について . . . p. 83
- 3.2 横浜市金沢区の港湾部埋立地におけるバッタ類の分布状況とそれに影響を及ぼす環境要因 . . . p. 91

### 4章 トンボ類・バッタ類の生息規定要因に基づいたエコロジカル・デザインの手法・指針の提示

- 4.1 エコロジカル・デザインの指標としてのトンボ類・バッタ類 . . . p. 100
- 4.2 エコロジカル・ネットワークのプランニング手法・指針 . . . p. 103
- 4.3 マイクロハビタットのエコロジカル・デザイン . . . p. 112

### 5章 総括 . . . p. 123

- 謝辞 . . . p. 127
  - 引用文献 . . . p. 129
  - 巻末資料 . . . p. 144
-

# 1章 はじめに

## 1-1. 都市の生物多様性

### 1) 生物多様性と生態系サービス

「人と自然との共存・共生・調和」といったフレーズが近年頻繁に使用されている。例えば、日本においては21世紀環境立国戦略の中では、環境の面から経済成長や地域活性の実現する「環境立国・日本」の創造が掲げられており、持続可能な社会の構築に向けて、「低炭素社会」、「循環型社会」、「自然共生社会」の3つの側面を統合した取組が求められているとしている(環境省, 2007)。また、国土のグランドデザイン 2050(国土交通省, 2014)や国土形成計画(国土交通省, 2008)では、エコロジカル・ネットワークや自然環境の保全・再生を通じて、人と自然が調和の取れた持続的かつ魅力的な国土・都市の形成を図るとされている。このように経済成長を優先した発展だけでなく、自然環境に配慮・重視した発展のあり方が求められている。特に、人間生活・福祉は基礎的かつ直接的に生態系サービスに依存しており、その提供の基盤となっている生物多様性の重要性が謳われているとともに、近年その経済的効果の試算も活発に行われている(TEEB, 2010)。

生物多様性の中には3つのレベルがあるとされている。生物多様性の包括的な保全を図るために、1992年に国連環境開発会議(UNCED)で採択された「生物の多様性に関する条約(生物多様性条約)」(Convention of Biological Diversity (CBD))の中で、「種内(遺伝子)の多様性」、「種間(種)の多様性」及び「生態系の多様性」の3つが「生物多様性」として定義された。生物多様性は、すべての生物の間に違いがあり、その相互のつながりが少しずつ異なりながら関係し合っている様子を指す。約3,000万種といわれる多様な生物は、長い時間をかけて進化・適応を繰り返すとともに、直接的・間接的に支えあい、それぞれが相互のつながりの中で役割を果たしながら生きている。「遺伝子の多様性」は、こうしたプロセスの中で、空間的な隔離やそれぞれの空間に適応して、個体や個体群の間に遺伝子レベルで違いがあることで、同一の生物種でも形態・生態などが多様化している様子を指す。「種の多様性」は、哺乳類を始め、昆虫や植物、菌など多くの生物が存在し、それぞれの分類の中でも形態や機能が多岐に渡ることを言い、「生態系の多様性」は、生息する生物の構成によって、環境毎に成立する生物同士のつながりが多様化し、物質の循環や栄養素の生産などのシステム・プロセスが異なることを指す(環境省, 2012)。

地球環境とそこに暮らす我々人間をはじめとした生物は、これらの「生物多様性」によって支えられている。我々の生活は、生物多様性を基盤とする生態系がもたらす直接的もしくは間接的な恩恵があってこそ成り立ち、こうした恩恵は「生態系サービス」と呼ばれる(CBD, 2012)。生態系サービスには、すべてのサービスの基盤となる「基盤サービス」と、その上で成立する「供給サ

サービス」・「調整サービス」・「文化的サービス」があるとされ、さらにこれらの根源的サとして「生息・生育地サービス」がある(図 1-1)。これらは、市場経済で流通するものや、それに付随して貨幣価値に換算できるものはもちろんのこと、経済的評価だけでは説明できないものまで含まれる(TEEB, 2010)。2010年に名古屋で開催された生物多様性条約第10回締約国会議(COP10)で採択された2020年までの生物多様性保全新戦略目標「愛知ターゲット」(Aichi Biodiversity Targets)では、「自然と共生する」世界として、「生物多様性が評価・保全・回復され、賢明な利用によって生態系サービスが保持され、及び健全な地球が維持され、全ての人々に不可欠な恩恵が与えられる」(CBD, 2010a)ための20個の目標が定められた。

都市に暮らす我々にとっては、都市の外から受けるサービスと身近なものから受けるサービスがあるが、供給サービス及び基盤サービスについては、都市は特に外部の生態系サービスに強く依存している。全世界の人口の50%以上は都市に集中しており、今もなお増加を続けている。加えて、後進国の都市域では人口の増加に伴い、居住域をはじめとする都市的土地利用の拡大が今もなお進んでおり、2000年-2030年の間に都市域は3倍まで拡大することが見込まれているため(CBD, 2012)、都市にとってその生活を支える生物多様性の重要性とそれに与えるインパクトは非常に大きい。一方で、調整サービスと文化的サービスの一部は都市内部の生物多様性からもたらされる。生物多様性が保持され、生物多様性によって形成される緑地や開放水面は、ヒートアイランドの抑制、周辺環境の冷却効果、そして樹木の遮光・遮熱による人体の体感を緩和するなどの都市気候の調整・緩和機能を有することに加え(浜田・鈴木, 1996)、十分なアメニティ空間機能を有しており、レクリエーションの場となる。都市内部の身近な環境で広く行われるアクティビティーには、釣りや潮干狩り、バードウォッチングなどのように生物自体を利用するものだけでなく、豊かな自然環境によってその価値が向上するものがある。



図 1-1 生物多様性からもたらされる生態系サービス (TEEB, 2010 及び CBD, 2012 を参考に作成)

## 2) 都市の生物多様性の果たす役割・保全の意義

生物多様性国家戦略 2012-2020(環境省, 2012)では、生物多様性を保全する意義として「すべての生命が存立する基礎となる」、「人間にとって有用な価値を有する」、「豊かな文化の根源となる」、「将来にわたる暮らしの安全性を保証する」の4つを掲げ、人間側の視点を中心にまとめられている。一方で、生物側・人間側の両面から見た場合、都市における生物多様性を保全の意義として、「都市内部及び隣接地域における生物多様性保全上重要な地域の存在」、「絶滅危惧種などの避難場所としての機能」、「都市に生息する生物の環境教育的・レクリエーション的価値」の大きく3つに集約されるとされている(一ノ瀬, 2010a)。また、Cities and Biodiversity Outlook(CBD, 2012)では、10のキーメッセージを掲げ、都市の生物多様性がもたらす生態系サービスの例として、気温上昇の緩和、洪水の抑制、生物の生息地の提供、人間の健康維持、リラクゼーション効果、持続的発展に向けた教育機会などを挙げている。中でも、すべての生態系サービスの根源となり、その基盤である生物多様性を支える「生物の生息・生育地の保全」は、都市の生物多様性の果たす役割とその保全の意義は大きい。

緑地率50%以上の地域の退行線と一致する形で、トノサマバッタやトンボ類が退行していることや(品田, 1974)、ごく一般的に見られるスズメですらその個体数を減らしているという研究結果が示されているように(三上, 2009)、都市化に伴う土地利用の変化、自然環境の消失・分断・孤立、水辺環境の変化、外来種の移入などに伴って、多くの種の分布を減少させているとされる(高岡, 2013)。一方で、環境省や各都道府県のレッドデータブックの記載種に挙げられるような希少種も、都市部の限られた自然環境に生息しているとされる(一ノ瀬, 2010a)。都市部に残存している環境の多くは、概ね他の同等の環境から分断・孤立状態にあり、外部からの外来種などの移入種の影響を受けずに残存している種が確認されているほか(須田ら, 2014)、長期に渡って隔離されていることで遺伝的に多様化してきている可能性も挙げられる(Toma *et al.*, 2015)。

また、近年では、都市に新たに創出された環境に適応し、分布を再び拡大させている種が報告されている。横浜市内の河川で行われた調査では、ウグイやアユ、ハグロトンボの生息個体数と生息範囲を拡大させていることが報告されている。1973年からの継続調査の結果では、一度は姿を消したアユが、1993年以降徐々に個体数と確認地点が増えている(横浜市環境科学研究所, 2012)。ハグロトンボは、横浜市・川崎市で一度は絶滅したとされたが、2000年以降記録が増えつつあるとされ(神奈川県, 2006)、2005年に1地点のみの確認であったのが、2009年には13地点、2011年には18地点にまで増えている(横浜市環境科学研究所, 2012)。横浜市南部の柏尾川流域で行ったトンボ類を対象とした調査では、最も確認数が多かった種で659個体が確認され(板川, 2011)、翌年に行われた調査では、柏尾川流域、大岡川流域、帷子川流域のほぼ全域で普遍的に生息が確認されていることから(板川, 未発表)、当該地域の中小河川に生息するトンボ類の表徴的な種となっており住宅地などの都市的土地利用を主とした地域においてもその個体数はおおそ回復し、

生息域を再び拡大させていることがうかがえる。植物では、同じく柏尾川でミズキンバイが1998年から2006年の間に、上流方向に0.4km・下流方向に1.7kmも分布を拡大させたことが報告されている(大澤, 2007)。草地を主な生息環境とするバッタ類では、道路や法面の植栽でチガヤ草地が増えたことにより、一度は個体数を減らしたショウリョウバッタモドキが各地で確認されるようになったことなどが報告されている(内田, 2006)。客土された土壌基盤であり、生物の生息空間とはかけ離れた人工的な空間であったはずである埋立地でも、工場用地内に設けられた人工池でトンボ類の確認種数が増加していることや(トンボはドコまで飛ぶかフォーラム, 2012;2013)、工場緑地などで採用されてきた地域が持つ潜在的な自然植生の創造に配慮して植栽された、いわゆる「エコロジー緑化」された樹林が、造成から数十年という時を経る中で、生物生息空間としての緑地環境が改変しつつあるとされている(中島ら, 1998;2000)。他にも、カワセミやハヤブサ、オオタカ、タヌキなどで個体数の増加、分布の拡大が広く報告されている。このように、都市内部の自然環境は多くの生物に利用されており、生物多様性を生み出す根源となる生息・生育地サービスとして機能を十分果たしている。

また、都市における生物の生息・生育地を保全することは、生物などの自然環境の接触機会や環境教育の場にもつながり、生物多様性の主流化にも貢献する。愛知ターゲットの第一に「遅くとも2020年までに、生物多様性の価値と、それを保全し持続可能に利用するために可能な行動を、人々が認識する。」という目標が掲げられている。特に、都市に人口が集中している以上、都市住民には生物多様性の重要性の理解と、インパクトの軽減及び保全・向上に向けた積極的なアクションが求められる。しかしながら、身近な自然への要求が高まりつつある一方で、生活圏の自然環境と生物多様性が乏しく、自然との付き合い方を知らない子供やそれを教えることのできない大人が増えていることが課題に挙げられており(環境省, 2012)、2014年に行われた調査では、「生物多様性」の認知度が2012年から低下したことが報告されており、都市部でも約半数が認知にすら及んでいない状況にあるなど(内閣府, 2014)、危急的対策が必要である。日本国内はもちろん、発展途上国をはじめとした都市部には、遠方の豊かな自然環境に足を伸ばすことのできないう人々が多く存在し、特に子供世代には顕著である。虫捕りに見られるような幼少期の自然体験は、家から10分圏の身近な自然によってもたらされるとされ(吉野ら, 2011)、小学生が描く居住地の将来の理想像に自然・風景、動物が多く取り込まれており、半数が自然志向にあることを明らかにし、理想とする身近な環境のあり方に、自然資源が影響を与えているとしている(椎野, 2013)。都市域で地域住民を対象に行われた環境教育事業が、親子の自然環境への関心や理解を促進するという結果が示されており(山田ら, 2011)、都市内での自然環境を復元する取り組みは、小学校の理科教育などの学習機会、環境教育の場としての価値が非常に高く(Krasny *et al.*, 2013)、童謡や俳句などの伝統文化に登場する生物の観察も十分に可能であるなど、文化的な価値も高い。こうした観点から、生物多様性の普及、認知・理解を促進するためにも、都市内部の身近な生物の



生息・生育地を保全し、生物多様性を保全・向上させることが求められる。

### 3) 都市の生物多様性保全の動向

人口の大半が居住し、開発や資源の過剰使用により貧弱になっている都市の自然環境は、これまで積極的な保全の対象となつてこなかった。しかしながら、都市における生物多様性の保全による生態系サービスが社会的な利益をもたらすこと、そして人類の使用する資源の多くが都市で消費され、都市外部の資源がオーバーユース状態にあることを鑑みて、都市の生物多様性の保全・向上は重要な課題であり、国際的な議題となっている。愛知ターゲットの中で、「各締約国は新たな生物多様性国家戦略及び行動計画を策定し、政策手段として採用・実施していること」(目標 17)が掲げられており(CBD, 2010a)、それに付随して 2011 年から 2020 年までの「都市と地方自治体の生物多様性に関する行動計画」(X/22. Plan of Action on Subnational Governments, Cities and Other Local Authorities for Biodiversity)も承認され、生物多様性の保全と持続可能な利用を進めるにあたって、自治体レベルでの「生物多様性地域戦略」の策定などの自治体に求める役割や行動が示された(CBD, 2010b)。特に、人間活動によるインパクトの大きい都市においては急務であるとされ、各都市で地域戦略の策定も急がれているほか、生物多様性に配慮した都市計画・都市デザインが奨励されている(CBD, 2010b;2012)。

先進国では 20 世紀を中心に都市化が進み、都市域の自然環境は著しく減少した。例えば横浜市では、緑被地面積が 1975 年の市域面積 45.4%から 2009 年の 29.8%まで減少している(横浜市, 2007;2011a)。これは現在の後進国の都市域でも同様の状況にあり、人口の増加に伴って居住域をはじめとする都市的土地利用の拡大が今もなお進んでおり、生物生息環境は分断・消失を続けている。また、日本は人口減少期に突入し、都市の縮退が懸念されており、それに伴う環境の変化などが予想される。前述のように一部の生物は、下水道の整備や都市緑地の成熟などによる環境の改善によって、都市内で分布域を再び拡大させているものの、都市化率が高くなるにつれて種多様性が低下し、種組成が均一化することや(McKinney, 2006)、国際的なレベルでは開発などの人間活動は生物多様性を低下させていることが示されており(McGeoch *et al.*, 2010)、無秩序な開発を抑制し、生物多様性を維持・向上を目指した中・長期的な計画的な開発が求められている(CBD, 2010b)。

我々人間の生活や経済活動の基盤となる生態系サービスの源泉としての生物多様性を確保するために、生物の生息・生育地(ハビタット)となる自然環境の保全と創出とともに、その「量」、「質」、「規模」、「連続性」、「組成」などの生態的なまとまりを配慮するなど包括的な視点が欠かせない。特に、経済活動の場として人口が集中し、高密度な土地利用、開発や造成などの人間活動といった高い環境負荷により、自然環境分断が進んでいる都市域においては、新たにまとまった空間を確保・創出が困難であるため、既存の環境を効率的に活用した施策が求められる。また、

生物の分布を促進する要因は、微視的環境（マイクロハビタット）やハビタットの内部環境に起因するミクروسケールの要因だけに留まらず、環境要素の配置や周辺土地利用などマクروسケールの要因からの影響していることが示されている（例えば、鶴川・加藤, 2006; Hamasaki *et al.*, 2009; Altmoss & Henle, 2010 など）。すなわち生物多様性を向上させるためには、ハビタット内部の改善に加えて、外部・周辺環境を包括的に取り扱うことが求められ、都市においても生物多様性の保全に向けてモザイク性の高い土地利用の推進(CBD, 2010b)、緑地などによる生態系ネットワーク(エコロジカル・ネットワーク)の形成(環境省, 2012)、低未利用地の自然再生(国土交通省, 2014)などが提案されている。

こうした施策は、生物の生息・生態情報に基づいて施行・計画策定を進めて行かなくてはならず、そのためには生物多様性の状況の把握と、各都市の環境条件とそれぞれの環境要素に則した定量的な基準の構築の必要性が議論されている（森本, 2010 など）。同様に愛知ターゲット目標 19 には、「生物多様性の現状や傾向、損失の状況それぞれに関する知見、科学的基礎及び技術の発展と共有、適用」が掲げられており、これに伴って生物多様性を測る指標の構築が必要であるとされている(CBD, 2010a)。そのためには、希少種のような環境の状態を示す指標となりうる種（指標種）を含め、現地の生物の生態・分布情報、総合的な生物多様性の状態、そしてそれらの生態的知見の蓄積が欠かせない。しかしながら、現状では都市を構成する環境要素や面的な空間を生態的な機能から記述する手法は十分に検討されておらず、それに伴い具体的なスケール・サイズ・組成などが示されていないなど、生物多様性の保全・向上のための基準の構築も遅れている。

## 1-2. 生物多様性とエコロジカル・デザイン

### 1) エコロジカル・デザイン

景観要素の生態学的な構造や機能に注目した景観生態学 (Landscape ecology) (Forman & Godron, 1981) を筆頭に、ランドスケープや都市の領域でも生態学分野は適応・発展してきた (Steiner, 2011)。特に、都市の人間活動と自然環境が織りなす都市景観のパターンやプロセス、生態系サービスやそれに関わる社会経済的要因などの様々な動向に多面的にアプローチする学問である都市生態学 (Urban ecology) では、生物の行動や分布・動態パターン、生態系サービスの効果・便益に対して、都市に内在する諸要因が及ぼす影響などについての考察が行われている (Grimm *et al.*, 2008; 土屋ら, 2013)。ランドスケープ・アーバニズムなどの既往の都市計画・デザインに、都市生態学などの知見を自然環境などの新たな価値とアイデンティティーとして取り込み、一度改変された人工的な空間の中で、再び自然環境とそれに伴う生物多様性と生態系サービスを取り戻し、都市の中に共存させるエコロジカル・アーバニズムという新潮流が出てきた (Mostafavi & Doherty, 2010)。

ランドスケープ・アーキテクチャという概念を提唱した Ian MacHarg は、ランドスケープ・プランニングの原典とも言える「Design with Nature」の中で、自然の持つプロセスに人間活動を統合させることを前提に、地勢や自然環境の自然作用、すなわち地域の持つ生態系サービスに関わる様々な機能を階層的かつ複合的に分析・考察することで、空間のポテンシャルを最大限活かしながら地域の持続的な発展・開発計画を策定する手法を整理・確立させた。MacHarg は、「人間は自然から切り離された存在ではなく、自然と一体の存在として、そのプロセスに統合されなくてはならない」ことから都市もまた自然を必要としていることを訴え、「人間の生存も健全なる営みも、自然とそのプロセスを正しく理解することから生まれる」として、生態学の重要性を説いた。生態学や地理学などの視点から都市のアイデンティティーとなる基本的要素を精査し、これらの要素を自然特性や都市の個性を基本に選択するという生態学的都市計画の手法は、「まちづくり」に制約を課す一方で、都市に新たな価値を創出し、発展の機会を提供するものであるとした (MacHarg, 1969)。これは、自然環境とそれが持つ機能やプロセスを失わせることなく、人間、そしてその生活基盤である都市と自然環境をつなげるための事前予防的な改善策である。

MacHarg が擁立させた手法は、自然環境や緑地を必要不可欠な構成要素として都市デザインに取り込ませ、人と自然環境を大きく近づけるとともに、ランドスケープ・アーバニズム (Landscape Urbanism) の発展の基礎となった (Steiner, 2011)。しかしながら、近年の都市化の過程で、都市に内在していた自然環境は大きく損なわれ、ほとんどその姿を見ることはできない。都市環境についての議論は、既に発生している問題への対処から、災害や人口増加・減少といった今後起こりうる問題に対する持続性 (sustainability)、回復力 (regeneration)、弾力性 (resilience)、

そしてこれらを内包する生態系サービスの確保へとシフトしている(Steiner, 2011; Gandy, 2015)。

Van der Ryn & Cowan(1996)は、エコロジカル・デザインとは「自然のプロセスと統合することによって、環境への破壊的影響を最小化するすべてのデザイン形態」と定義し、自然環境の破壊・劣化と資源の浪費を防ぎ、持続性を確保するために、エコロジカル・デザインは「Conservation (保全)」、「Regeneration (再生)」、「Stewardship (自然との関わり (奉仕・管理・関与・貢献))」という3つの重要な戦略を提供するとしている。保全は損害を最小化するものの、サステナビリティに到達することはできず、退化したエコシステムやコミュニティを積極的に修復することによって、天然資源を拡張するとともに、その資源を持続させるための人間と自然環境との賢明な関係性によってエコロジカル・デザインは成立するとしている。対象となる場や課題が持つ生態学的な文脈をなるべく深く理解することから始め、自然そのものがもつフロー・サイクル・パターンに人間の目的を統合する1つの方法であるという考え方は、MacHarg(1969)の理念を継承しているものである。

Steinitz(2012)は、地域を改変する一連の取り組みであるジオデザインは、グローバル・地域圏・ローカルのすべてを網羅するとし、スケールとプロジェクトの規模における焦点となる要素、ステークホルダーとその協働における役割を整理している。また、ジオデザインの性質上、デザインとプランニングといった線引きは意味を為さず、同義であるとしている。エコロジカル・デザインの事例には、エコトイレや自然浄化システムなどの具体的なツール・手法から、MacHargらが行ってきたランドスケープ・プランニングなどの取り組みまで多岐に渡り、自然再生などの都市の生物多様性を保全・向上させていくための様々な施策も含まれる。エコロジカル・デザインとは、もっとも深いレベルでは生物多様性のためのデザインであるとされる(Van der Ryn & Cowan, 1996)。

以上より、ジオデザインや前述の事例を含め、生態学的な検証の基で、多様なスケール・規模・ステークホルダーにおいて検討される様々な施策は、すべてエコロジカル・デザインに内包される。特に、野生生物の保全や生息の促進・拡大などにより、生物多様性の保全・向上させるための計画・施策・管理・手法は、総じて「エコロジカル・デザイン」であると言える。エコロジカル・デザインは、人間活動による影響を最小化することでトレードオフの関係にある生物多様性との折衝を図り、豊かな生態系サービスを享受できる持続的な社会を実現するための一手段なのである。

エコロジカル・デザインの適用は、都市が本来有する自然環境から、空閑地・低未利用地やポスト工業用地の再開発などの人工的な空間にまで及び、自然再生・回復(ecological restoration)や伝統的なランドスケープ管理手法の適用などの事例が見られる(Steiner, 2011)。都市生態学によってもたらされた知見は、自然環境と共生し、都市に内在する生物多様性を保全・向上させ、都市が持つ機能を最大限利用しながらその恩恵を享受していくため、すなわちエコロジカル・デ

ザインの一助となる。しかしながら、示唆は与えるものの、具体的な施策に取り込まれているケースは未だ少なく、既往のデザインに比べて、エコロジカル・デザインの広がり未だ小さい(Gandy, 2015)。多自然川づくりなどの河川改修においても、生態学分野との連携やその効果検証の不足、慣行的な定型に留まることなどが指摘されており、地域性・独創性・順応性に応じた計画・施行などの手法が確立されていないとされる(祖田・柚洞, 2012)。エコロジカル・デザインを適用していくためには、都市域を対象とした景観生態学や都市生態学によってもたらされる知見のさらなる蓄積や既往事例の検証を通して、具体的な実践理論を確立していくことが求められている(Steiner, 2011)。

## 2) エコロジカル・デザインの尺度・基準としての生態学的知見

これまでも行われてきた自然再生事業などにおいては、対象とする環境要素の過去や近隣のより良い状態にあるものの状況を参考に、生物多様性の劣化の程度やその原因を把握し、目標となる環境条件や空間構造、それに合わせた生物種の設定が求められており(日置, 2005)、生物の保全や生物多様性の向上のために、エコロジカル・デザインを社会に適用していくには、現地の生物の生態・分布情報などの生物多様性の状況や、既往研究などからもたらされた生態学的知見に基づいて実施していくことが望ましい。特に、エコロジカル・デザインを決定する際の根拠として、生態学的な知見・検証から決定された定量的な数値や基準、定性的な尺度などに準拠することが求められる。対象とするエコロジカル・デザインの空間スケール(地球規模・国土・都市・地域・環境構成単位など)に応じて、注目すべき生物多様性のレベルも異なるため、対象のエコロジカル・デザインのスケールに適応した基準の構築、それに準じた方針の決定、具体的なエコロジカル・デザイン手法の適用が必要である。

こうした尺度・基準を確立するためにも、まずその前提となる生態学的な知見の蓄積が必要となる。入手した生物及び生物多様性情報を基に、それらに影響を与える要因を明らかにすることで、生物分布情報を代弁する環境情報を用いた基準、すなわちエコロジカル・デザインの際のルールを、ある程度の普遍性を持って構築することができる。生物群集と環境条件との対応を多変量解析により検証し、地域計画へ応用する手法が示されているほか(加藤, 1996; 日置ら, 2000)、特に近年研究が進んでいる数理モデルによる生物の分布・生息可能性の予測を用いることで、モデルに採用された生息規定要因から、環境条件しか把握できていない地点での分布推定や気候変動や開発による環境の変化、エコロジカル・デザインを適用した場合の将来的な効果など、変化に対する将来予測が可能になる(角谷, 2010)。例えば、気候変動に伴う将来的な気温上昇と降水量低下による生物多様性の変化に対する研究では、ベルギー全土の現地調査で得られた分布情報と地勢情報の関係から作成されたモデルを用いて、5 パターンの気候変動シナリオにおける昆虫類の分布の変化を検証した結果、種数と多様性の高い地域は全てのシナリオで減少し、自然度の高い

地域での多様性が著しく損なわれることが示唆されている。また、中間標高での種構成の変化が激しく、スペシャリスト種が普通種に入れ替わることなどが予想されている (Maes *et al.*, 2010)。また、Kadoya & Washitani (2011) は、農業的景観における土地利用の混在度 (不均一性) を示す *Satoyama Index* (SI) を提案し、6km 四方のユニット空間に含まれる 1km 四方の土地被覆の混在度を示す SI が、サンバの生息の有無、及び両生類とイトトンボ類の種数と正の相関を示すことを明らかにしている。併せて、国土及び世界スケールでの SI を算出することで、生物多様性の高いエリアを予測・抽出している。生物多様性や生物の分布を予測するモデルを構築することで、生息規定要因の解明に加え、コストの軽減、効果的な実施計画の策定に繋げることができるため、対象となる種の積極的なモデル化、その予測結果を基にした地図化が急がれている (三橋・鎌田, 2006; 高倉, 2010)。

これまで都市域の生態学的知見の蓄積には植物や鳥類が多く取り上げられてきた。特に、樹林地を対象とした研究に集中しており、草地や都市河川などの環境要素についてはその重要性が議論されながらも、対象とした研究は少なく生態学的知見が不足していると言わざるを得ない。マクロスケールでは樹林地の規模や量、配置など、単体での議論はされているが、「水と緑」というフレーズが頻繁に用いられているにも関わらず、水域や草地環境などの他の環境要素との関係性を議論しているものは少ない。また、ミクロスケールでは樹林内の階層構造や微視的気候などとの関係性は検証されているものの、より微視的なマイクロハビタットや複数の環境要素との関係などへの言及は限定的である。特に、人間活動に密接し、その影響を受けやすい環境は扱われてこなかったため、人為的圧力の影響についての生態学的知見の蓄積は未だ限定的である。加えて、欧米や日本などでは都市域を対象とした研究は進みつつあるものの、発展途上国の都市域を対象とした研究はほとんど行われていない。

こうした状況も相まって、根拠となる生態学的な知見の整備も未だ不十分と言わざるを得ず、それに伴って都市の生物多様性を保全・向上のためのエコロジカル・デザインの広がりも、未だ限られている。これまでは鳥類などの知見を基に、樹林地の配置や管理に関して提示されているものの、樹林地以外の環境要素の配置やマイクロハビタットについては限られている。特に、昆虫などの他の生物群の生態学的知見を根拠としたものは少なく、それらを包括的に扱ったエコロジカル・デザインは見当たらない。都市内で行われる自然再生やビオトープの造成などの規模を鑑みると、限られたリソースを活用した微視的なマイクロハビタットの改善や人為的圧力を軽減する管理・利用のあり方、点在するハビタットなどの連携・連動を加味したエコロジカル・デザインなどを検討する必要がある、それらへの展開を見越した生態学的知見の蓄積が求められる。

### 3) 都市の生物多様性保全・向上のためのエコロジカル・デザイン

生物多様性を保全し、向上させるエコロジカル・デザインの扱うスケール、対象とする環境要

素・空間は多岐に渡り、その手法・取り組みも多様である。生物多様性の保全・向上のためのエコロジカル・デザインには、国土・都市レベルのエコロジカル・ネットワーク計画や都市計画・保全計画、パッチとなる樹林地の保全・創出、緑化などによる緑被地の拡大などから、近自然工法の導入、人工ビオトープの造成、さらには水質の改善や植栽管理の形態・手法といった人間活動にまで及ぶ。種の多様性を維持するためには、環境要素、生態系、地域といった複数のレベルで取り組まなくてはならず、国土や地域・都市といったランドスケープレベルから、ハビタットレベルまでを包括的に扱う必要がある。特に、都市という空間においては、これまでの都市化の過程で均一な都市的土地利用が拡大し、ハビタットは分断・縮小した状態にあり、大規模なハビタットの創出や土地利用の改変は困難であるため、既存の環境を効率的に活用した施策が求められる。

生物の生息や分布、多様性は、対象とするハビタットの内部とその近隣の空間の環境要素、及びに人間の利用・管理などの人為的圧力などのマイクロハビタットといったミクروسケールの要因から、周辺の環境要素の配置や規模、土地利用の組成などの個々のハビタットの外側からもたらされるマクروسケールの要因まで、多様な要因の影響を受けている。エコロジカル・デザインの対象とするスケールは、こうした環境要因によって規定される。マクروسケールでは、複数のハビタットをまたぐようなある程度の広がりを持つ空間内で、ハビタットとなる環境要素の量や規模、配置・連結性を議論する。エコロジカル・ネットワークなどのように都市・地域レベルの広範なスケールにおいて扱われるものは、マクロスケールにおけるエコロジカル・デザインである。一方で、ミクロスケールは、マクロスケールにおいては単一の環境として扱われるような個々のハビタットを対象とし、狭小な範囲かつ具体的な箇所における微視的な環境要素（マイクロハビタット）を議論する。植栽地や水辺の配置や形状、その利用や管理などについて扱うものは、ミクロスケールにおけるエコロジカル・デザインである。

#### ①マクロスケールの生物多様性規定要因とエコロジカル・ネットワーク

マクロスケールにおけるエコロジカル・デザインとして、持続的なモザイク状の土地利用、生物の移動・交流を促進する生態的回廊(エコロジカル・コリドー)で生物の生息地が連結したエコロジカル・ネットワークの構築が挙げられる(例えば、CBD, 2010b など)。

日本の里山に見られるような多様かつ複雑に構成されたモザイク状の景観は、それぞれに独自の生態系を形成するだけでなく、複数の環境に依存するマルチハビタットユーザーに利用され、相互に関係し合いながら地域の生物多様性を育んでいる(Katoh *et al.*, 2009)。モザイク状の土地利用は、ある場所での生物多様性の劣化や個体群の絶滅に発生に際して、ハビタットとなる相互の個々の土地利用が補完し、回復に向かわせるレジリエンスを有し、その総体の生物多様性を維持している (Van der Ryn & Cowan, 1996)。モザイク状の土地利用がこうした機能を発揮するため

には、個々の土地利用（環境要素）がハビタットとして役割を果たすのはもちろん、複数の要素が共存するとともに、相互が生態的に連結しなければならないため、野生生物の生息空間の確保、生物多様性の保全には、個々のハビタットを保全するとともに、相互が有機的に連結し、生物の交流を維持・促進するエコロジカル・ネットワークが有効である。エコロジカル・ネットワークは、生物多様性の保全に加え、緑の生態的機能の向上、人と自然とのふれあいや環境学習の場の提供、地球温暖化防止、都市環境・水環境の改善等多面的な機能・効果が発揮されることも期待されるものである（都市緑化技術開発機構, 2000; 狩谷ほか, 2001）。

エコロジカル・ネットワークは、樹林地、草地、農地、水辺、河川、海浜などの生態系の拠点（パッチ）と相互をつなぐ空間（コリドー）が適正に配置され、面的かつ生態的に連続している状態を指し、生物の移動・分散が可能な生息地同士のネットワークのことを意味する（都市緑化技術開発機構, 2000）。生物の生息・生育空間の核となるパッチをつなぐコリドーは、面的もしくは線状の空間（緑道や街路樹、河川など）で構成されているものはもちろん、里山と呼ばれるような農地や屋敷林、ため池などの細分化された土地利用がモザイク状に入り組み、飛び石上に断続的に連なっているものも含め、同じ生息地同士だけでなく、樹林地と草地、農地、水辺といった複合的な環境要素の組合せから成立する。

エコロジカル・ネットワークの構築における焦点の一つとして、局所的な個体数を増加させ、絶滅の危険をなくすために、ハビタットの規模と質を向上させること、移動と再コロニー化の可能性を向上させるために、ハビタットの数を増やすことが提示されている（Opdam *et al.*, 1993）。パッチの規模はかねてより議論されており、面積が大きくなるほど内包する微視的環境が増えるため形成される生物多様性が上がることや（樋口ら, 1982; 村井・樋口, 1988）、外部・縁辺からの負の影響が反映されにくく、希少種などの生息が可能になるとされる（Oishi, 2009; 大石, 2011）。また、パッチの量・大きさだけでなく、生物の移動の障害となる都市的土地利用などの影響を除去し、距離、連続性、生態的なまとまりを配慮した、移動・分散の可能性を高めるためのコリドーの必要性が掲げられている（UNEP, 2010; 環境省, 2012）。種の供給源となる、より規模の大きいパッチは周辺の断片化したパッチの個体群や種の多様性を担保するとされ（Opdam, 1991）、農村域のため池では、連結性のある池の水草の多様性が上がることや（Akasaka & Takamura, 2012）、都市域では、パッチとなる樹林から一定の距離内にある街路樹・樹林帯で鳥類の種組成が多様化することや（一ノ瀬, 2003）、緑道と連結した樹林地の種数が高くなることが示されている（森本・加藤, 2005）。逆に、都市近郊から山間地にかけての非飛翔性哺乳類では孤立傾度の高くなるにつれて種多様度が低くなることや（園田・倉本, 2008）、孤立度が高い樹林地ほどタヌキの交通事故の発生率が高くなることが示されている（園田・倉本, 2002）。また、パッチやコリドーを取り巻くマトリクスの影響も重要である。マトリクスは周辺の均質な空間を意味し、都市域においては都市的土地利用がそれに該当するが、都市域のマトリクスは複数のタイプの空間で構成される集合体で



あり、住居の庭や施設内の植栽地などの狭小な緑地を含んだモザイク状を呈している。エコロジカル・ネットワークをさらに有効に機能させ、都市の生物多様性を向上させるには、このマトリクスとその質の向上が重要であることが指摘されている(一ノ瀬, 2008; 2010c)。周辺の樹林地及び農地・水域利用率が樹林内の鳥類の種数に正の影響を及ぼしており、他のハビタットとの移動可能性を反映しているとしていることや(加藤・吉田, 2011)、マトリクス空間の種数も向上させることが示されていること(鶴川・加藤, 2007)、外側に隣接した空間の道路被覆率が水辺空間のアリの多様度に影響することに加え(Ives *et al.*, 2010)、集水域の都市的土地利用と樹林地の面積率が、近接した空間の土地利用以上に河川内の魚類の多様度と出現確率に影響を及ぼしていること(Roy *et al.*, 2007)、集水域の過去の土地利用とその変遷が魚類相の構成に影響していることなどが示されているなど(Hardings *et al.*, 1998)、個々のハビタットだけでなく、それを取り巻くより広範なスケールの要因も加味した必要であることが窺える。

エコロジカル・ネットワークの計画は、国家間を跨ぐ広域計画から国土レベル(日置, 1995; 高橋, 2008)、州や都市圏の広域レベル(日置・井手, 1996)、県レベル(岩田ら, 2001)、市区町村レベル(島田ら, 2007)で計画されており、各々が担うエリアによってエコロジカル・ネットワークを形成する要素も異なってくる。2010年に愛知県で開催されたCOP10で採択された決議X/22では、国内自治体、都市、他の地方政府による生物多様性行動計画の策定を求めるとともに、その行動計画に沿って計画主体同士の連携によりコリドーの形成とモザイク性の高い土地利用の整備が推奨されている(CBD, 2010b)。日本国内では、COP10での決定された事項を踏まえて新たに昨年9月に策定された「生物多様性国家戦略2012-2020」においても、国土や農村域はもちろん、都市における生物多様性を実現するため施策として提示されている。それ以外にも、各省庁が個別に進めている計画や各市町村が定める「都市計画マスタープラン」(例えば、町田市, 2011)及び「緑の基本計画」(横浜市, 2007; さいたま市, 2007; 川崎市, 2008など)、の中でも広く取り扱われており、それぞれの骨子を担っている。独自の計画には、藤沢市が策定した「藤沢市ビオトープネットワーク基本計画」があり、他では少ない生物情報を基づいた計画で、緑地整備事業の具体的な指針を提示したものである(藤沢市, 2007; 島田ら, 2007)。

特に、都市におけるエコロジカル・ネットワークの確立において、中小の都市河川の役割は非常に重要視されており、近年の緑の基本計画や都市計画マスタープランなどでは、計画地域内を流れる河川をコリドー(生物の移動空間)として定めた緑地ネットワーク計画が多く見られ(例えば、)、平成15年に策定された都市計画運用指針では、生物生息・生育地のコリドーとなる河川は都市施設としての緑地の都市計画決定を行うほか、諸制度と相まって保全を図ることが方向付けられている(国土交通省都市・地域整備局公園緑地・景観課, 2010)。都市内の樹林地などは、宅地造成や交通用地の拡大などにより、縮小・分断が進んでいるが(池上・木下, 2008)、一方で、雨水処理・防災・アメニティなどといった観点から、河川は都市を構成する要素として不可欠な

存在であるとされ、排除・転用されることは少ない。都市河川が該当する線状のコリドーには、エコロジカル・ネットワークにおける生態的機能として、生物の生息・生育空間(Habitat)、移動経路・移動促進(Conduit)、移動経路の断絶(Barrier)、移動の阻害(Filter)、供給源(Source)、消失地(Sink)があり(Hess & Fischer, 2001)、ネットワークを形成する上で欠かせない重要な要素である。

都市のエコロジカル・ネットワーク計画の策定、そしてネットワークの状況や改善の度合いをモニタリングするためには、計画目標種もしくは指標種を設定する必要がある。これらの種の選定には、地域の特性、環境の特徴・重要性、地域住民との親和性などの配慮が必要とされるが(狩谷ら, 2001)、特にそれらの生態的な情報の蓄積が欠かせない。エコロジカル・ネットワークの主たる目的が生物の生息・移動の促進による生物多様性の保全であるということから、場当たりの事業の実施は望ましくないのは明らかで、その効果の最大化を図るために、重点的に保全すべき箇所や施策を実施すべき箇所を抽出することが求められる。これらは、生物種の分布状況はもちろん、生息規定要因や移動能力といった生態的な情報に基づいて行わなければならない。しかしながら、生物情報に基づいた計画は国内ではごく少数しか行われていない。広域的な生物情報の整備が進んでいないことや、生態的な知見が不足していることもあり、生態情報に基づいたエコロジカル・ネットワーク形成に向けた具体的な手法はほとんど提示されていない(国土交通省都市・地域整備局公園緑地・景観課, 2010)。鳥類を指標とした街路樹(一ノ瀬, 2003)や樹林地パッチ(山田・島田, 2007; 外村・宮下, 2014)のネットワーク状況に関する知見、樹林性の鳥類と肉食性哺乳類の代表種の分布と景観パターンとの関係からコリドーとなりうる空間を抽出した研究(Beni *et al.*, 2002)、チョウ類の緑被分布との関係(横田・武内, 2006)や構成種毎に樹林帯の持つ環境要素とその周辺環境との関係からコリドーの質を検討した研究(横田ら, 2009)、トンボ類を指標に止水環境のネットワーク状況を評価した研究(財団法人都市緑化技術開発機構, 2006; 李ら, 1998; 1999; 2001; 橋本ら, 1998)などは提示されているが、樹林地・止水環境以外の環境を対象としたものは少ない。都市河川では、砂礫地でカワラバタの生息状況と移動距離に基づいた生息地間ネットワークの検証、法面や河川敷の草地でバタ類(根津ら, 2011)やネズミ類(黒田ら, 2009)などでハビタットとしての機能についての研究が行われているものの、エコロジカル・ネットワークの状況や形成に関する知見は少なく、特に都市の中小河川を対象とした研究はほとんど行われていない。また、草地環境のエコロジカル・ネットワークに関わる諸研究は、自然地域の草地のネットワークのハビタットの質の評価についての研究や(Bazelet & Samways, 2011)、都市郊外に残存する草地のチョウ類の移動・分散の状況とそれを促進する要因についての知見などがあるもの(Akaboshi *et al.*, 2015)、都市内部の草地についてはこれまでほとんど議論が行われておらず、具体的な評価手法やネットワークの形成に向けての知見は示されていない。

また、水と緑の関連性が明らかになっていないことが指摘されており(一ノ瀬, 2010b)、既往の計

画の中で頻繁に使われている「水と緑のネットワーク」というフレーズを考えると、単一の環境とその連続性だけでなく、周辺の環境要素の状態と配置関係を考慮した指標、計画手法の構築が求められ、生態系の基本単位である「流域」をベースに、エコロジカル・ネットワークを計画していくことも議論されている(Bryant, 2006)。こうしたことから、単一種のみでの評価では不足との指摘があり(一ノ瀬, 2010b)、ミクロからマクロのスケールにおいて複数の環境を包括的に考慮するには、複数種や種群、もしくは多様な環境に依存する種から評価することが求められる。これに加えて、それぞれの環境の質の状態を把握するには、環境の変化に対する応答性を配慮する必要があるため、環境の安定度や変化に対する応答力に富んだ種にも注目する必要がある。さらに、ネットワークが地域や都市の生物多様性にどの程度貢献しているかどうかという点については、検討されているものの、具体的に示されておらず、パッチやコリドー内の局所的な環境についての言及に留まっている。

## ②ミクロスケールで生物多様性に寄与する微視的環境（マイクロハビタット）のデザイン

これまで、核となる緑地の保全に加え、そのハビタットの距離や配置などの連結性やコリドーとなる街路樹や緑道の整備などの「ネットワーク」の形成、都市緑化に見られるような緑被率の向上といった「量」の確保を主眼においた施策が主に進められてきた。しかし、これらに加え、構成される環境要素の「質」の向上が重要であることが指摘されている(一ノ瀬, 2010c)。都市内に存在している緑地や見かけ上は連続している河川や樹林帯が、仮に面的・線的にネットワークを形成したとしても、その環境の状態が生物の生息に耐えないものであった場合には、逆に個体数を減らすシンクとして作用してしまい、生物多様性を危機にさらしてしまうこともあり得る(Hess & Fischer, 2001)。また、都市におけるマトリクスは、生物に利用されるとともに影響を及ぼす空間であるため、その質も焦点となっている(一ノ瀬, 2010c)。都市の生物多様性を保全・向上のためのエコロジカル・ネットワークやモザイク状の土地利用の構築の前提に、各要素の期待される効果を発揮させるためにも、従来のハビタットの質の向上や、新たなハビタットの創出を図るなど、ミクロスケールでのハビタットの「質」に配慮した施策を展開していかなければならない。

生物はハビタットの内部の構造・組成、それらを構成する様々な要素の微視的環境（マイクロハビタット）に大きく依存し、その範囲は植生構造や水辺の形態といった物理的要因から、気温・土壌・水質などの化学的要因にまで及ぶ。こうしたマイクロハビタットの質の改善を図るには、生物の生息に与える影響などを鑑みながら、対象となる要素を抽出する必要がある。

特に、ハビタットの「際」のデザインは非常に重要である。林縁や水辺空間に見られる移行帯など、異なる複数の環境要素が緩やかに混じり合う空間であるエコトーンは、増水による攪乱や光環境などの違いから多様なマイクロハビタットが形成され、生物の多様度が高いことが示され

ている(Smith *et al.*, 1997; Ward *et al.*, 1999)。ライフサイクルの過程で生じる産卵や採餌、移動などに利用され、両生類やトンボ類などは水域と陸地、鳥類やチョウ類は草地と樹林地のエコトーンを利用するなど、マルチハビタットユーザーにとっては欠かせない空間である。しかし、マクロスケールでは面的に隣接していたとしても、側溝や直立護岸、広幅員の道路などの障害物があることで、移動・登坂能力の低い種にとってはその空間がシンクになってしまう。面的なつながりだけでなく、三次元での生態的なつながりを創出することで、他の要素との連結性の確保・拡充、その機能を高めていくことが重要になってくる。周辺環境への緩やかなつながりを創出し、三次元でのネットワークの形成するエコトーンは、生物多様性の保全・創出を図る上で重要な要素である。

また、都市空間は人間活動の場であり、それに伴う草刈りや植栽といった人為的管理、農業や養殖といった経済活動、アメニティ活動による利用圧、生活排水の流入や騒音、夜間照明の影響など、ハビタットとなる空間における人為的圧力が生物多様性に及ぼす影響も大きい。物理的なマイクロハビタットの質の改善とともに、こうした人為的圧力を軽減する管理手法や利用のあり方などを検討する必要がある。

#### 4) トンボ類・バッタ類のエコロジカル・デザインの指標性と生態学的知見の整理

これまで扱われてきた鳥類は移動能力が非常に高く、分断されている空間の影響を受けづらく、より狭小なスケールにおけるマイクロハビタットについての議論しきれていない。同様に、哺乳類はハビタットの分断についてなどの検証は行われているものの、扱われているハビタットが樹林地に限られることや、その規模や配置などへの言及に留まる。逆に植物では、移動・分散能力が限定され、分布の拡大新たな環境への移入や、植物自体やそれらの総体である植生構造による影響などは検証できていない。また、同じ昆虫類でもチョウ類は既往の知見が散見されるが、幼虫期や産卵に特定の植物に依存するため、その植物の存在の有無が前提になるなどの限定的な面がある。マルチハビタットユーザーである両生類を扱った研究は、農村域での研究は散見されるものの、依存環境の欠損などから都市域での知見は少なく、複数の環境要素との関係性の議論は進んでいない。

昆虫類は世界に80万種以上が記載されているとされ、目・科・属で食性や採餌・産卵形態が異なり、さらに種間でも生態環境の選好性や適応力が異なるなど、最も多様性に富んだ生物の一つである。特に、トンボ類のように成育過程で水域から陸域へと依存する環境が変わるなどのマルチハビタットユーザーとしての特性や、バッタ類のように同一環境内に生息する種間でも生態が多様であることなど、複数の環境要因への応答性が高いため、マクロスケールからミクロスケールの環境要素まで幅広く扱うことができ、より微視的かつ多様なマイクロハビタットとの関係性を検証できるとともに、複数の環境要素を同時に扱うことができることで、相互が混じり合う空

間であるエコトーンなどに焦点を充てた検証が可能である。また、種群で扱うことで、単一種のみでの評価では不足とされる多様性を考慮したエコロジカル・デザインの手法の提示に適している。さらに、土壌などの環境基盤が脆弱で、リソースの規模が矮小・限定的になりやすい都市域でも、依存する資源量の少ない昆虫類は十分に生息が期待できるとともに、屋上緑化やビオトープなどの都市部に人工的に創出された空間や工場跡地にも生息が報告されるなど、比較的早い段階から移入することが期待できる生物であるため(養父ら, 1992)、狭小なスケールのハビタットをも扱うことができる。加えて、幼少期の虫取り体験などで身近な存在であり(吉野ら, 2011)、意匠や童謡などに取り入れられるなど、人間の生活や文化との親和性も非常に高い(久保田, 2005)。都市の生物多様性が果たす役割の一つに生物多様性の主流化があることを鑑みると、昆虫類は人間の生活空間である都市に適した指標であると言える。

中でも、トンボ類・バッタ類は、マクロスケールにおいても複数の環境要素を同時に扱うことができ、ミクロスケールにおいてもエコトーンやより微視的なマイクロハビタットの検証が可能である。特に、既往の知見が少ない環境要素についてなど、都市の生物多様性の保全・向上に向けた新たな知見を蓄積・提示できる指標生物である。エコロジカル・デザインの基準となる生態学的知見に関する既往研究も多数整理されている。

#### ①トンボ類の生態的特性と指標性

本文の中では、トンボ目(Odonata)と分類される昆虫をトンボ類と総称している。トンボ目は、形態的な特徴から均翅亜目(ヤンマ科・トンボ科など:Dragonfly)と不均翅亜目(カワトンボ科・イトトンボ科など:Damselfly)に大きく二分され、それぞれの中でさらに細かく分類される。しかし、選好する環境はこの分類によって規定されるものではなく、同一の環境において多様な種が混在している。トンボ類は生活史の中で依存する環境が変わり、種によっても環境の選好性や適応力が異なる。幼虫期は主に水域を依存するが、利用する水域環境によって止水性種と流水性種に二分され、その性質は大きく異なる。但し、両方の環境に適応している種も存在する。羽化後の未成熟期は採餌や生育に樹林や草地などの環境を利用する。未成熟期間も種によって異なり、成熟までに要する時間(羽化から産卵まで)が長い種(長期種)は、一般的に移動・分散可能距離が長い傾向があり、依存する環境も多くなる。発生回数は季節変化に依存し、日本では年一回となる。一方で、短期種は移動距離が短く、発生箇所からあまり移動せずに過ごす。年数回発生し、未成熟期間とともに幼虫期間も短い傾向にある。また、こうした特性によって、絶滅リスクも異なるとされる(Kadoya *et al.*, 2009; 角谷ら, 2010)。成熟期には、産卵場所やパートナー確保のために水辺などに戻ってくる。羽化や繁殖、産卵の際には、開放水面だけでなく、水陸の交わる移行帯(エコトーン)を重要なハビタットとして利用し、縄張り行動や産卵形態・産卵基質、定位体勢などの違いなどから、水辺の定位構造(止まり木)などの物理的環境や水生植物、水質な

どの微視的な環境（マイクロハビタット）の影響をも受ける。さらに、活動時期、時間帯、地理、気候にも大きく差が見られるなど(石田ら, 1998; Corbet, 1999)、種によって環境の選好性（ニッチ）や適応力が異なり、環境への応答性が高い。このような特性から、水環境や特定の環境条件、それらの変異などを表す指標として適しているとされており(Kalkman *et al.*, 2008; 枝, 2010)、多様な環境の状態やその組成についての評価が可能である。

また、トンボ類の多くは高い移動能力を有しているものの、移動距離・範囲は種によって異なるため、対象とする課題やスケールに合わせて適正な種を選定することで、狭小なスケールから比較的広範なスケールまでも扱うことができる。他の昆虫群に比べ、トンボの移動距離についての研究は多く行われている。供給源から発見・生息場所までの距離から推測されたハッチョウトンボの移動距離は 65m-1500m 程度(上田ら, 2004)、アジアイトトンボ・オオイトトンボでは 1200m-1300m、ショウジョウトンボでは 1000m-1100m(守山ら, 1990)と報告されている。また、都市近郊のため池で行われた研究では、アオヤンマの成虫および羽化殻の両方が確認された 3 箇所の羽化場所(ソース)と成虫のみ確認されている一時的な生息場所(シンク)7 箇所があることから、その相互間平均距離(2, 260±841m)がアオヤンマの恒常的な移動距離として推察されている(河瀬・夏原, 2007)。中山間地に新たに創出された水域で行われたトンボ類の移入・遷移の調査では、該当地域では確認されていなかったチョウトンボ・キイトンボの移入が見られたとされており(静・小池, 2005)、相当距離の移動が可能であることが予測される。両種は、内陸の水域から遠く離れた臨海部の埋立地の孤立した緑地や工場地帯での出現が確認されていることから(トンボはドコまで飛ぶかフォーラム, 2012)、都市部でも長距離の移動・分散が行われていると考えられる。テレメトリ法やアークサイン法など、生物の移動距離や範囲を測定する方法は数多く検証されているが、トンボ類のような小型昆虫では標識法による調査が一般的である(田口, 2003)。トンボ類を対象とした標識法による調査は散見され、水田域のショウジョウトンボでは 100m-1300m(守山ら, 1992)、アジアイトトンボは 1100-1200m(若杉ら, 2002)、アオイトトンボやクロイトトンボなどのイトトンボ類は特定条件のため池間を 200m 程度移動する(一ノ瀬, 2004)などの報告があり、他にもカワトンボ属(平均 200m 程度, 最大 2,000m 程度)に関する調査は頻繁に行われている(Suzuki *et al.*, 1981; Stettmer, 1996 など)。これらの多くは水域で確認された個体を対象としているが、樹林で行われたアオイトトンボの調査では、羽化場所に隣接した山林 5ha が活動範囲であると示している。しかし、羽化場所との間に 200m の荒れ地が存在する山林では、アオイトトンボの出現が見られないことから、土地利用などが移動の阻害要因になっている可能性が示唆されている(田口, 2009)。

トンボ類の生息に影響を及ぼす要因については、国内外問わず多数の研究が行われており、ハビタット内部のマイクロハビタットに関わるミクروسケールの要因から土地利用などのマクروسケールの要因、空間配置など、多岐に渡るとされる(Hamasaki *et al.*, 2009)。多くの既往研究に

共通する知見として、トンボ類の分布には樹林地の存在の重要性が示されている。農村地域のため池で行われた調査では、隣接した樹林の割合がトンボ類の構成種に影響を与えていると指摘しており、出現種によって分類される3つのグループ(「草原型」,「樹林型」,「閉鎖樹林型」)では、樹林隣接度が大きく異なるという結果が示された(山野ら, 2002)。同じくため池で行われた別の調査では、一定の標高以下でかつ樹林隣接率が44%以上のため池における出現種数が最も多かった(一ノ瀬・森田, 2002)。特定の種を対象とした研究では、周辺の樹林率がトンボ類の出現個体数に影響していることを明らかにしており、特にアオイトトンボ・マユタテアカネでは正の影響を、モノサシトンボ・シオカラトンボでは負の影響を与えていることが示されている(一ノ瀬ら, 2008)。一方で、湿地における調査では、周辺の木本群落と抽水植物群落の合計植被率が一定以下の場合、隣接した陸域植生が樹林であるとトンボ出現種が最大になるが、合計植被率が一定以上の場合には出現種が限定的になることが分かっている。さらに、木本植生の構成でも差が見られ、常緑樹群落型であると種数・個体数ともに減少するが、落葉広葉樹・混交林型の場合は比較的高い植被率でも、出現種が顕著に限定されることはないとされる(長田ら, 1997)。樹林や樹木の存在に起因する陰の存在の影響がトンボ類の分布を規定しているとされる。河川と河畔林が持つ環境要因とトンボ類の生息分布の関係を示した研究では、最も重要な要因として樹林の被覆による陰(以下、緑陰とする)を掲げている(Clausnitzer, 2003)。

トンボ類の一部の種は、産卵場所及びに幼虫期の生息場所として水生植物を利用することが知られており、既往研究においても広く扱われている。形態の異なる水生植物群それぞれの種数(一ノ瀬ら, 2008)やヨシ原(抽水植物)と水草(沈水/浮葉)の植被面積(生方・倉内, 2007; Schindler *et al.*, 2003; Hofmann & Mason, 2005)がトンボ類の出現個体数に関与していることが明らかになっている。水生植物を含めた植生群落型の組み合わせがすべて存在する水域でのトンボ類の出現種数が最も多いことが明らかになっている一方で、浮葉植物の植被率が高い水域と抽水植物の植被率が高い水域では出現構成種に違いが見られる(長田ら, 1997)。ケニアの河川で行われた調査(Clausnitzer, 2003)では、水生生物の植被率がトンボ類の分布に関与していることが示されているものの、周囲の環境の変化により、準抽水・抽水といった水生植物群落の構造が変化することで、出現構成種に与える影響も変わってくるため、その重要性を議論するのは難しいとしている。

また、幼虫期を水中で過ごすトンボ類は、水質が生息に影響することが示されている。溶存酸素濃度やpH(Hamasaki *et al.*, 2009; Júnior *et al.*, 2015)、無機体窒素イオン濃度(一ノ瀬・森田, 2002; 一ノ瀬ら, 2008)、電気伝導度がトンボ類の個体数(一ノ瀬ら, 2008; 角道・日下部, 2004)、 $\text{Na}^+$ ・ $\text{Cl}^-$ イオン濃度、濁度(Silva *et al.*, 2010; Kietzka *et al.*, 2014)が、トンボの生息に影響していることが示されている。

トンボの生息に周辺環境が及ぼす影響は、先述までのような隣接した環境だけでなく、マクロ・景観スケールが及ぼす影響が検証されている。一ノ瀬ら(2008)が行った研究では、ため池から周

囲 50m における土地利用がトンボ類の個体数に影響を与えることを明らかにしている。また、トンボ類の種構成と景観タイプには対応関係が見られるとされている。森林・居住地・公園・都市(工場地帯)の4つの調査地域で確認されたトンボ種を用いて TWINSPAN によって調査地点を分類すると、その構成は調査地タイプと一致するという結果が示されていることから、景観タイプによって出現種にはっきりとした差が見られた(Samways & Steytler, 1996)。生活史の異なるトンボ類の分布にも、景観スケールの違いが影響しているとされる(Kadoya *et al.*, 2008)。周囲の樹林地、水田及びに水域の分布量から算出された変数を説明変数に、各出現種のロジスティック回帰モデルを構築した結果、ほとんどの種の分布に景観要因が正の影響を及ぼしていることが明らかになった。さらに、前生殖期間が長期間の種では、短期間種と比べ、景観スケールレベルの要因による説明力が高く、最も説明力の高くなる空間スケールも大きかった。これらから、景観的な要因がトンボ類の分布を制限し、移動分散・移入に影響を及ぼすことが予想される。

こうした生態的特性から、トンボ類は環境の状態の評価やエコロジカル・ネットワークの指標に用いられている。ハビタットレベルでは、河川環境の多様な環境要素の包括的な健全性(Silva *et al.*, 2010)や周辺の環境の状態(Dutra & De Marco, 2015)、湿地生態系の健全性(Kutcher & Bried, 2014)とその水質(Karthika & Krishnaveni, 2014)の評価に用いられているほか、世界レベルでの生物多様性の状況の把握(Clausnitzer *et al.*, 2009)や国土レベルでの気候変動や開発などの圧力の影響(Maes *et al.*, 2010; Bush *et al.*, 2013)の指標として採用されている。また、イトトンボ類が流域レベルでの都市化(Júnior *et al.*, 2015)や開発などによる樹林の消失・改変(Dolny *et al.*, 2012)、トンボ類の多様度が都市の水辺環境の状態及びその周辺の都市化の影響の指標になることが示唆されている(Jeanmougin *et al.*, 2014)。トンボ類を指標としたエコロジカル・ネットワークのモデルも散見し(橋本ら, 2002; 財団法人都市緑化技術開発機構, 2006)、対象地域内のエコロジカル・ネットワークのモデルを作成したところ、トンボ類の平均移動距離を 1km と仮定した場合のビオトープ間の生物の移動・分散などの生態的相互作用を示す相互作用指数が最も高く、モデルとしての説明力が高くなることが示されている(李ら, 1999)。

上記までのように、トンボ類の生態学的知見は多く、生息環境を包括的に評価でき、都市の生物多様性の向上に向けたエコロジカル・デザインの知見の解明に適した指標種であると言える。しかしながら、微視的な環境要因に関する知見に比べ、マクロスケールに関する要因に関しては未だ知見は少なく、生態学的な検証が行われている段階だと言える。また、日本の都市河川のような狭小な流水環境を対象とした研究は少なく、人為的な影響などの検証は不足している。Goertzen & Suhling (2013)はトンボ類の生息に及ぼす要因から、水生植物の移植やより自然度の高い水辺環境への改変など、都市の水辺環境のデザインのあり方を示しているものの、エコロジカル・デザインへの応用、具体的な手法の提示は十分ではない。



## ②バッタ類の生態的特性と指標性

本研究で定義するバッタ類は、バッタ亜目及びキリギリス亜目（主にキリギリス上科・コオロギ上科）を含めた直翅目の全般を扱い（日本直翅類学会, 2006）、それぞれバッタ類・キリギリス類・コオロギ類とする。バッタ類は主に草地環境に生息し、植物を主食とする昆虫である。好む植物や環境は種によって異なり、イネ科やマメ科などの食べ分け、シバ草地、チガヤ草地、ススキ草地、裸地といった構成される植生や草丈などの棲み分けがある。飛翔能力や発生回数にも差があり、個体群密度などの影響を受け、形態や生態的特性が変化するとされる。キリギリス類は、さらに生態的特性が多岐に渡り、食性・採餌形態は草食から他の昆虫を捕食する肉食性や雑食性、種によってはライフヒストリーによって草食性から肉食性へと変化する。また生息する環境は、開放的な草地から、林縁の藪や生垣、樹上と多様で、産卵も土中、葉や茎などの植物体内と異なり、飛翔能力を持たない種も存在する。コオロギ類は、肉食性・腐食性に近い雑食性が多く占める。地上徘徊性の種が多いものの、草本や樹木も利用する種もいる。それぞれ、活動時間帯が異なり、多くが翅や後肢をこすり合わせることで音を発し、ペアとなるメスの誘引やオス同士の縄張り行動を行う（日本直翅類学会, 2006）。

トンボ類に比べ、バッタ類の生息規定要因や生態的特性に関する研究は少ないものの、主に草地で行われた研究では植生の構造がバッタ類の生息に影響していることが明らかになっている。草丈はバッタ類の多様度（Wettstein & Schmid, 1999）や生息に正の影響を与えていることが示されている（Batary *et al.*, 2007; 吉尾ら, 2009）。一方で、種によってその応答は異なっていることや（五十嵐ら, 1983）、狭小なスケールでは一定の丈高以上の草本植被が上がるると生息頻度が下がることなども示されている（Altmoos & Henle, 2010; 吉尾ら, 2009）。植生多様度や群落構成、植生被度も重要であり、植物の種の不均一性や多様度がバッタ類の種数に正の影響を与えていることや（Kruess & Tschardtke, 2002; V. Kati *et al.*, 2012）、植物の種数がより多い箇所でバッタ類の出現種数も多かったこと（竹内・藤田, 1998）、一定の植生被度で出現頻度が上がるなどが示されている（Altmoos & Henle, 2010）。また、コオロギ類では樹林の林齢による応答が種で異なることが示されている（谷脇ら, 2005）。これらは、種によって定位置や微視的な気候条件の選好性が異なることなど、生態的な特性の多様性に依るものであるとされており（秦ら, 2003）、逆に上記の項目を忌避する種もいる。草刈りなどの人為的圧力の影響を受けていることが、多様度に負の影響が示されている（Wettstein & Schmid, 1999; Kruess & Tschardtke, 2002; Kati *et al.*, 2012）。一方で、草刈りが入ることによって個体数・種数が増えることも示唆されており（Batary *et al.*, 2007; 根津ら, 2011）、こうした人為的な圧力によって植生構造が単純化・多様化することでバッタ類に影響していると考えられ、管理の際の草丈の高さや頻度などの具体的な知見が求められる。

また、周辺環境の影響も示されており、都市域では草地を中心とした周囲の緑地面積率が高く、小規模な緑地が多数存在する地域ではバッタ類の生息密度が高いことや（養父ら, 2001）、水田の畦

畔では周囲の水田被覆や林縁長がバッタ類の個体数や出現に影響していること(吉尾ら, 2009)、より単調な景観構成に比べ、周囲に複雑な景観が構成されている草地では、バッタ類の種数が多いこと(Batary *et al.*, 2007)、キリギリス類の一種であるクツワムシは周囲 100m の市街地面積率が負に影響していることが示されている(徳江・大澤, 2014)。また、他の昆虫と比較して、バッタ類は分断化の影響は受けにくく、特に草刈りが行われている草地では小規模な草地の方が種数は多いことが示されている(Wettstein & Schmid, 1999)。一方で、大規模河川の河川敷でカワラバッタの生息状況と生息地間ネットワークについて検証した結果では、ネットワークの分断はハビタットとなる砂礫地の面積の小さい箇所が集中しているところであること、砂礫地面積が大きいほど総個体数が増えることに加え、面積の小さい砂礫地では移出率が高まることが示されている(野村・倉本, 2005)。

こうした特性から、バッタ類の組成は、草地の健全性や土壌の状態を示す指標にもなり得るとされているほか(五十嵐ら, 1983)、エコロジカル・ネットワークを構成する環境の質を図る指標としても有効であるとされている(Bazelet & Samways, 2011)。また、気候変動による影響が分布や種組成の変化によく反映され、特に希少種に注目することで、対応策を講じる上で有用であることが示唆されている(Maes *et al.*, 2010)。しかしながら、エコロジカル・デザインへの応用は見られず、それに資する具体的な数値など知見は少ない。さらに、エコロジカル・ネットワークに関しても、生態的な特性を含めた知見が乏しく、相互のハビタットとの連結性などについては未だ示されていない。

### 1-3. 研究の目的・意義・構成

#### 1) 目的

こうした背景を踏まえ、都市が内包する生物生息空間（ハビタット）としての機能を果たす環境要素に焦点を絞り、トンボ目（トンボ類）・直翅目（バッタ類）の生息状況とマクロスケール及びミクロスケールの環境要因の関係性から、エコロジカル・デザインの基準となるトンボ類・バッタ類の生息規定要因などを解明するとともに、それらに基づいて導き出される生物多様性の保全・向上のためのエコロジカル・デザインの手法・指針を提示することを、本研究の目的とした。

特に、既往事例の少ない草地環境を中心とした埋立地内の緑地、都市河川の水辺環境、及び開発により生物生息空間が改変・消失の危機に瀕している発展途上国において、都市化が進む郊外の農村型集落内の小規模池を取り上げ、複数の環境要素の組み合わせとその境界であるエコトーンのデザインの重要性、植生の多様度・構造や水質などのマイクロハビタットと、それに及ぼす人為的圧力の影響を定量的に明らかにした。これらの生態情報に基づいて、エコロジカル・ネットワークの構築、及び個々のハビタットにおけるマイクロハビタットのエコロジカル・デザイン手法を提示した。

#### 2) 意義

これまで、都市の生物生息空間を対象とした研究は散見されるものの、農村域などの自然度の高い環境に比べてその数は少なく、生物多様性保全およびその向上に向けた具体的な施策のあり方にまで言及しているものは限定的である。特に、生物多様性に配慮した計画や施行が求められているものの、慣例的に採用されている手法や考え方に依存しているケースが多く、生態学的な知見に基づいた事例はごく少数に留まる。本研究で示される、実際のフィールドで収集した生物分布情報などのデータとそこから見出される生態学的知見はもちろん、それらに基づいた具体的なエコロジカル・デザイン手法の提示は、今日の社会の要求に応じたものであり、愛知ターゲットが掲げる 2050 年の最終目標の達成に貢献できるものである。

また、これまでほとんど扱われてこなかった草地環境や都市河川に関する知見の蓄積は、生態学的知見を新たに提示するものである。発展途上国の都市域周辺の生物多様性に関しては、研究だけでなく、基本的な情報についても未だ整備が遅れている状況にあることに加え、都市の拡大により消失が懸念される環境を扱ったことで、本研究で示される生物生息情報やそれに関わる知見は、今後の生物多様性保全に貢献するものである。

加えて、環境への応答が種によって異なるトンボ類・バッタ類を指標にすることで、多様な要因と複数の環境要素を同時に扱うことができ、これまで単一の指標での評価では不十分であるという指摘に対応した分析とエコロジカル・デザイン手法を提示することができる。特に、ハビタ

ツの選好性などから種群を分類し、生態的特性が類似した種をまとめて分析するという手法は、気候や構成する種などが異なる国や都市を超えて適用できる汎用性が高いものであり、それぞれに共通した知見を提示できるとともに、地域性などの差異による過大・過少評価を避けることができる。また、種群で扱うことで、類似した種との共通性を解明できるため、発展途上国などでこれまで情報が不足していた種に関する知見の蓄積に貢献できる手法である。

### 3) 構成

本研究では、まず現地調査で得られたトンボ類・バッタ類の生息分布情報及び環境要因などから、生息規定要因の解明及びハビタットの状況の把握を行い、それに基づいたエコロジカル・デザインの手法・指針を提示した(図 1-2)。また、対象としたハビタットの内部とその近隣の空間の環境要素、及びに人間の利用・管理などの人為的圧力などのマイクロハビタットの要因について主に議論するものをミクロスケールにおける研究、周囲の環境要素の面積率やその連結性などの個々のハビタットの外側から受ける要因との関係性を議論するものをマクロスケールにおける研究とし、トンボ類とバッタ類のそれぞれでマクロスケール・ミクロスケールにおける研究を実施した。

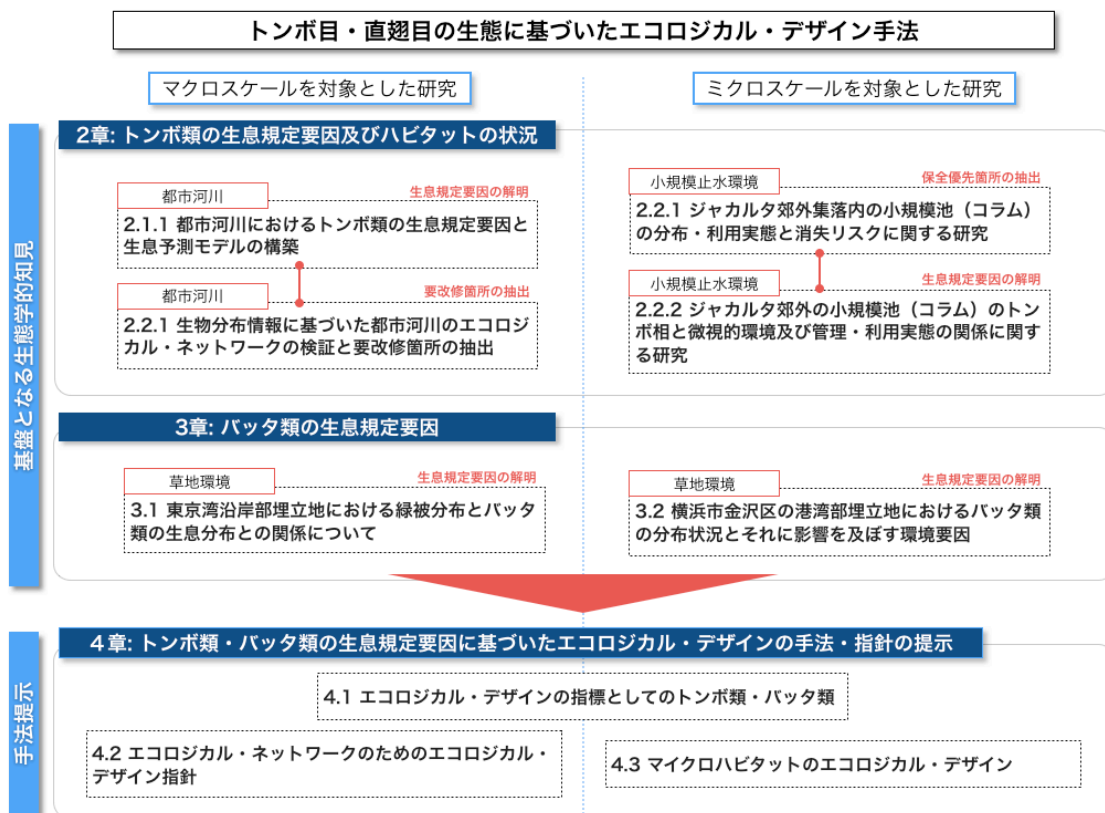


図 1-2 本研究の構成

2章では、都市河川及び発展途上国の小規模止水環境を対象に、トンボ類の生息規定要因の解明と各ハビタットの状況の把握を行った。都市河川を対象とした研究では、2.1.1で都市河川におけるトンボ類の生息状況の把握し、それに基づいて生息規定要因の解明と生息予測モデルを構築した。2.1.2では、前節で示した現地調査の結果と生息予測モデルから、都市河川のエコロジカル・ネットワークの検証と、ネットワークの改善のための改善箇所の抽出を行った。2.2.1では、発展途上国の都市の拡大により失われつつある農村景観要素の一つであり、人間活動と密接した環境要素である小規模止水環境に注目し、地域住民による利用実態から消失リスクを検証した。2.2.2では、小規模止水環境のトンボ類の多様性とマイクロハビタット及び人為的利用との関係を解明した。

3章では、港湾部埋立地の草地環境を中心とした緑地を対象に、バッタ類の生息規定要因を明らかにした。3.1では、環境要素の量・規模・配置などのマクロスケールの生息規定要因と、3.2では植生構造などのマイクロハビタットとバッタ類の生息状況との関係について解明した。

4章では、2章及び3章での調査・分析の結果から明らかになった生息規定要因やハビタットの状況などの生態学的知見から、トンボ類・バッタ類のエコロジカル・デザインの指標としての有用性を整理し(4.1)、それらを基に、エコロジカル・ネットワーク(4.2)とマイクロハビタット(4.3)に焦点を絞り、生物多様性の保全・向上に向けたエコロジカル・デザインの指針・手法を提示した。

## 1-4. 研究方法

### 1) 生物多様性の指数

フィールドで得られる情報から生物の生息状況の把握や生物多様性の測定の基準となるものは、Abundance（量）、Absence（在/不在）、Richness（多様度）が主である。「量」を表す個体数・密度、「在/不在」を表す生息確率は、特定の種、特に保全上優先度の高い希少種や対象環境の生態系や群衆に影響度の高い種（キーストーン種）、生態系の健全度を表す食物網の上位にある高次捕食者（アンブレラ種）、特定の環境を代表するような指標種、外来種や獣害を及ぼす種の生息状況を把握する際に頻繁に用いられる。「多様度」には、種数や群衆の類似性・均一性、もしくは群衆そのものの組成の変化・差異などを対象とする。多くの研究では、個別の地点や地域の多様度（ $\alpha$  多様性）自体が評価の対象となる。一方で、環境の変化に伴い、各種の採餌や繁殖、産卵、生活史などの生活型、大きさや形態などの生活形、共通の栄養段階や食物資源、利用・選好環境、生態系内で果たす役割・機能などが異なる種の出現状況は移り変わる。特に、特異な環境に依存する種や、他種から排除されやすい種などの低頻度でしか出現しない生物種の分布は、一概に種数が多い空間と一致しないことが示されており（中尾ら, 2014）、対象地域全体の多様度（ $\gamma$  多様性）に対し、調査地間の種の入替わりの度合い（ $\beta$  多様性）や特定の種の出現状況に注目する必要がある。このように、対象とする環境やその状況、スケールに応じた指数を選択するとともに、目標種・指標種の出現状況や種組成に配慮した精査をすることで、個別の調査地間の環境の変化を把握することができる。

また、都市における生物多様性の状況を把握するためには、各都市の実情を加味する必要がある。各都市で構成される生物相や出現種は当然同一ではなく、総種数や特定の種群の存在などに差異が見られ、日本のアカネ類のように、特定の環境に特化した種が多数存在するケースなどもあるため、結果に偏りが出ることも懸念される。既往研究では、繁殖形態、ハビタットの選好性などの生態形質（生態的特性；ecological trait）及び個体サイズなどの機能形質（functional trait）による Functional Diversity (FD) の分類に基づいた多様度指数の方が、種の多様度指数に比べ、農業的土地利用の強度に伴う多様度の減少が顕著であるとされ（Flynn *et al.*, 2009）、特定の環境に特化した種が多数存在する場合には、種数のみによる評価では、過大に評価してしまう恐れがあり、適正な評価ができない可能性があることを懸念されることを示している。環境の変化に伴って、生物群集がどのように反応し、その結果として生態系機能がどう変化するのかなどを明らかにするための解析手法として、形質ベースアプローチ（trait-based approach）が昨今注目されている（田中, 2010）。形質ベースアプローチは、生態形質（生態的特性；ecological trait）及び機能形質（functional trait）に基づいて、生物群集の生態的な特性・特徴を表す手法である。FDはこの考え方に基づいたもので、生態系における生態的立ち位置により、対象とする地域にお

ける複数の生物種群や同一種群を類似グループに分類することで生物多様性を表す指標である (Petchey & Gaston, 2002; 2006)。既往研究においては、系統分類に基づき、気候及び地域差の解決を図ったもの(大谷ら, 2010)や、熱帯雨林における人為的攪乱の影響を、トンボ類の分類群(この場合は不均翅目)と森林依存種、及び地域固有種に分け、それぞれの被影響度合から測ったもの (Dolny *et al.*, 2012)や、ほ乳類を体長及び食性、鳥類を体重、食性及び採餌環境、植物を成長高、落葉・常緑及び実の大きさで分類し、各分類群の在・不在データを用いた多様度指数と農的土地利用の強度との関係を示しているものがある (Flynn *et al.*, 2009)。こうした形質を加味した指数と、微視的な環境要因や空間分布などのデータとの関係性を解析することで、群集応答による生態系機能の変化や種の絶滅や分散などの生態的な過程、これらを引き起こす要因を特定することが可能であり、概観的に動態を予測・理解するのであれば、形質ベースアプローチのように集約された値により群集の総体として扱うことで一般化することができる。これは類似した動態や種をまとめあげることで個々の種の特異性(identity)を無視するため、詳細な生態情報が不足している場合においても適用可能である(山浦・天野, 2010)。この考え方に基づいて同様のニッチを埋める種で整理することで、各地域が有する総資源量による偏りを除外し、対象種の個々の情報、特に局所生態学に基づいた微視的な生息規定要因や化学的な反応に関する既往知見の蓄積が乏しいという問題点の解決を図ることもできる。

こうした指摘を踏まえ、本研究では主に、生物の分布状況及びその多様度を表す指数を目的変数、それに影響を及ぼす各種の要因を説明変数に用いた統計分析を行う。多様度を表す指標には多数の知見が蓄積されているが(Buckland *et al.*, 2005)、本研究では、一般的に用いられる対象の空間に出現する種数 (Species richness) と出現する種数、その不均一性を表す多様度 (*Simpson index*)、及びに前述の環境選好性などの生態的特性から分類される種群の数と多様度、各種群の個体数を用いる。生物群集は環境の異質性や変化に応じて入れ子状の組成を見せることから(平尾ら, 2005)、種の増減に注目することで、環境の状態の劣化や要素の欠落を反映した分析が可能である。一方で、仮想データを用いて、生物多様性の変化への応答性に対するこれらの指数の強みと欠点を比較した研究では、伝統的に用いられてきた Species richness や *Simpson index* などの種の量を反映する指数は、反比例的に個体数が変動する種が存在する場合 (Monotonicity; 単調性) や全ての種が均等に変動する場合 (Proportionality; 比例性) は十分にその状況を説明できず、空間的スケールの変化の影響を受けやすいことが示されている (van Strien *et al.*, 2012)。また、特に広域スケールや継続的に行われるモニタリングを評価する場合は、種の欠損や入れ替わりへの応答ができないとされている (Lamb *et al.*, 2009)。こうした問題に左右されないようにするために、調査地を一定に保ち、複数の環境要因の影響を同時に考慮すると共に、生態や環境の選好性の類似する種群に分類することで、特定の環境に特化した種が集中して出現することなどで生じる種組成の偏りを排除し、種の入替わりに対する応答を高めるよう努めた。また、種群に注

目することで、既往の知見が少ない種や出現頻度が低い種を含めた分析・生態的知見の解明ができ、それぞれの生息に適正な環境要因の特定や生態的な特性から生じる要因への応答の違いを踏まえたエコロジカル・デザインへの応用が可能である(加藤, 1996)。

この種群の分類には TWINSpan (Two-Way Indicator Species Analysis) を用いた。TWINSpan は生態学特有の分類手法で (Hill, 1979; 加藤, 2002)、これまでも多くの既往研究に適用されている。出現頻度や個体数、被覆面積、バイオマス量などの生物の分布量を表す情報 (pseudospecies cut level) を基に、数段階の階級に分類が行われる。特に「在・不在」の情報を表現できるため、環境の傾度や要素の有無で生息が規定・制限される生物の生態的特性が反映された分類ができる。本研究では、複数回の調査で得られた累積個体数もしくは出現回数を pseudospecies cut level に設定した。示された結果を基に、既往の知見で示されている生態的特性や調査中に把握した傾向が良く反映されているかどうかを確認した上で、分類の階級を決定した。特に狭小な環境を扱った研究では、種の入替わりが少なく、時期による状況の変化を反映させるために出現頻度を設定し、マイクロハビタットに対する応答をより詳細に把握するために、より細かい分類を採用した。

## 2) 生息規定要因の解明・傾向の把握

エコロジカル・デザインに資する生態的知見を解明するために、各種の環境要因に対するトンボ類・バッタ類の応答を統計解析により検証した。前述の生物多様性や分布状況を表す指数を目的変数に設定した回帰モデル及びパーティション (決定木分析) を行った。

回帰モデルは、生物の生息規定要因などの解明に広く用いられており、各要因に対する応答の傾向とその寄与の度合いを示すことができる。トンボ類・バッタ類の分布に地域差が見られた研究では、一般化線形混合ポアソン回帰モデル (Generalized Linear Mixed Model; GLMM) を用いた。GLMM は、回帰係数や定数項のモデルパラメータを個人や個体レベルといったマイクロレベルとグループや地域といったマクロレベル毎に推定することができる手法であり、心理学や社会学のように個人やグループといった属性を加味する必要がある分野で広く利用されている。近年、生態学分野での有用性が議論されており、個体差のような表面化しづらい違いによるばらつきを配慮することでより精度の高いパラメータを推定できるとされる (久保・粕谷, 2006)。一般化線形混合モデルを使用した生態学分野の研究には、ランダム効果として植生自然度を考慮してアライグマの個体数を推定したものや (金井ら, 2010)、トンボ類の絶滅リスクを分布域の広さや生息地タイプなどの生態的特性によるグループの差を配慮したモデルで推定したものなどがある (Kadaya *et al.*, 2009)。出現箇所や種組成、個体数に偏りが見られ、種群によっては出現がなかった箇所が多数存在した研究では、ゼロ強調ポアソン回帰モデル (Zero-inflated Poisson model; ZIP モデル) を用いた。ZIP モデルは、ゼロに対する過分散を扱うことができる線形モデルで、Count モデル (ポ



アソン分布: link=log) と Zero-inflation モデル (二項分布: link=logit) で構成される。Zero-inflation モデルは、「カウント値がゼロ (0) である確率」を予測するモデルであり、個体数がゼロである要因、すなわち最低でも 1 個体以上が出現する条件を解明できる。加えて、個体数がゼロの地点を除外した上で、Count モデルで個体数に寄与する要因を検証できる。一般病院数や交通事故発生数のようにイベントが発生しづらい、すなわちゼロが多いデータを扱う場合に用いられているが(古谷, 2010)、モデルの特性・長所から、近年では生態学分野での有用性が議論されている(Wenger & Freeman, 2008; Zuur *et al.*, 2009)。また、人間の生活に密着した空間において、マイクロハビタットがトンボ類の多様性に及ぼす影響を検証した研究では、パス解析を用いた。パス解析は重回帰分析の集合で、直接効果・間接効果に分けて、影響の度合いと相互の因果・作用関係を明らかにする手法である(小杉・清水)。マイクロハビタットへの応答を解明すると共に、人為的圧力の影響を明らかにするために、既往知見や相互間の実測値の相関関係からパスを設定し、その総合的な効果を検証した。

パーティションは、データマイニング手法のひとつで、X 値と Y 値の関係に従ってデータを再帰的に分岐させ、パーティションツリーを作成する手法である。Y の値を最もよく予測できるような X の値のグループを見つけるのが目的で、考えられる限りの分岐とグループ化が実行される(SASInstituteJapan, 2009)。生態学の分野で用いられている分類・回帰樹木と同様の手法であり、シバ草地の草量に与える要因の解析などにも用いられている(富松ら, 2008)。バッタ類の種組成に影響するマイクロハビタットなどの要因の解明と、その生態学的閾値を示唆する数値を示すための分析に用いた。

また、調査を実施した箇所や地域、人間活動の影響などによる分布・多様性の状況の違いを把握するために、随時、二項・多項間の検定などを行った。

## 2章 トンボ類の生息規定要因及びハビタットの状況

### 2.1.1 都市河川におけるトンボ類の生息規定要因と生息予測モデルの構築

#### 1) 目的

都市河川の廊下としての役割は重要である。緑の基本計画や都市計画マスタープランなどでは、河川を廊下として定めている(例えば、藤沢市, 2007 など)。都市河川は、水域と陸域、それらが混じり合うエコトーンを併せ持ち、連続した良質な空間を保持しているため、生息地およびに廊下として生態的機能を有している。しかしながら、空間自体は保持され、見かけ上は連続しているものの、都市域の河川の多くは防災上などの理由から河床・護岸整備が進み、生息空間・エコトーンの消失、周囲の環境の縮小・消失による縦のつながり・横のつながりの断絶などによって「質」が低下することで、生物生息・生育空間および廊下としての本来の役割を十分に果たせなくなっている(佐藤・東, 2004)、生物多様性は失われつつある。

都市の生物多様性の向上において、都市河川は治水や利水はもちろん、生物生息環境、レクリエーション機能までもを含めた総合的な対応が求められており(勝野, 2010)、生物の生息・生態情報に基づき、改修およびに計画の策定を進めて行かなくてはならない。しかしながら、河川環境の生物生息空間としての機能性について着目した研究は魚類などで一部行われているものの(溝尾ら, 2008)、特に都市河川では事例がごく少数に限られ、未だ研究段階である。

そこで、本研究では都市河川におけるトンボ類の生息状況と生息規定要因を明らかにし、生息予測モデルを作成する。これらの情報を基に、都市河川を軸としたエコロジカル・ネットワークの現状評価、及び都市河川の水辺環境の改修の際の指針を提示する。の

#### 2) 研究方法

##### ①研究対象地域

神奈川県横浜市の南部を流れる柏尾川流域の河川、柏尾川本川およびに河川次数(本川の河川次数を1次とした場合に、本川に直接合流する支川を2次とした)が2次の支川である阿久和川、平戸永谷川、舞岡川、いたち川、関谷川の6河川を対象に調査を行った(図2-1)。柏尾川は、2級河川である境川の支流であるが、「横浜市水と緑の基本計画」において、「河川を利用した水と緑の回廊軸」として指定されており、将来的に達成すべき「水と緑の回廊像」の骨子を担う河川である。対象河川は市街地を流れる都市・中小河川で、基本的にコンクリートなどの人工構造物による護岸整備が行われており、自然由来の護岸は存在しないが、親水空間や近自然工法による護岸・河床整備が積極的に進められており、水質の改善およびに生物相の回復が進んでいると報告されている(横浜市環境科学研究所, 2012)。

各河川の源・上流部には緑の基本計画の中で「緑の七大拠点」に指定されているまとまった緑地が残されており、阿久和川の支川である名瀬川・子易川の源流部には「大池・今井・名瀬」、平

戸永谷川・舞岡川の源流部には「舞岡・野庭」、いたち川源流には「円海山周辺」が展開している(図5)。これらの緑地は、市街化調整区域もしくは風致地区に指定されており、包括的な保全がなされている。一方で、中流域では戸塚駅周辺の一般住宅地や工業・物流の集積地が広がっており、小規模な緑地などが残されているものの、その殆どが孤立した状態である(横浜市, 2007)。また、環境省レッドデータブックで絶滅危惧 IA 類に指定されているミズキンバイ (*Ludwigia peploides* ssp. *stipulacea*) が広く生育しており、ミズキンバイと昆虫類(大澤, 2005)やイトトンボ類(大澤, 2003)の生息・分布状況の関係についての既往研究では、ミズキンバイ群落が昆虫をはじめとした生物群の優良なハビタットとして機能していることが報告されている。

以上から、都市河川が持つ環境の評価および周辺の緑地環境との関係性を明らかにする必要がある本研究において、非常に有意な対象地であると考えられる。

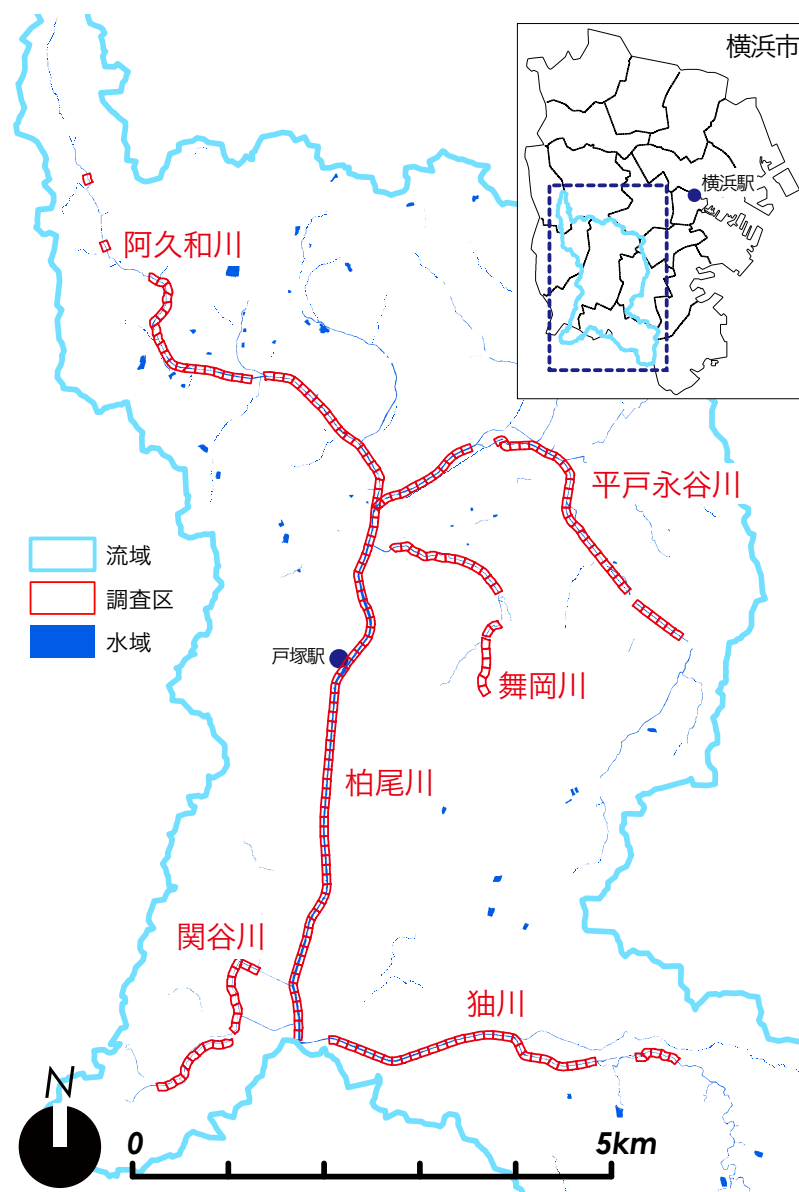


図 2-1 対象地域概要

## ②トンボ類調査

当該地域のトンボ類の生息状況を把握するためにラインセンサス法による調査を行った。対象河川に沿って安全に調査が可能な範囲で最も近づける場所を歩き、水域・陸域側のそれぞれ幅 10m 程度の範囲内に出現したトンボ類を、目視もしくは捕獲で確認し、個体の確認地点、種名、個体数などを GPS (GARMIN 60CSx) で記録した。調査の努力量を均一にするために、一定の歩行スピード(おおよそ毎分 20m)を定めた。肉眼による確認が困難な場合は双眼鏡などを用い、さらに目視による同定が困難な場合、もしくはその場での同定が難しい場合は、捕虫網で捕獲して持ち帰り、図鑑(石田ほか, 1998)を用いて同定を行った。調査時期は初夏(2009年6月下旬-7月上旬)、夏期(8月)、秋期(9月末-11月上旬)、春期(2010年5月-6月上旬)の4回で、晴天もしくは薄曇りの日の10時-16時の概ねトンボ類が活動する天候・時間帯を選択した。トンボ類は種によって活動する時間帯が異なるため、各回でそれぞれの調査区の調査時間帯がばらつくように配慮した。調査は著者1人で行った。

## ③環境要因

生物の生息には、マクロスケールからミクロスケールまで多様な要因が影響しているとされる。飛翔移動能力が高く、利用環境が多岐にわたるトンボ類は、ハビタットの選択に微視的環境だけでなく周辺環境の影響を受けていることが予測される。そこで、トンボ類の生息を規定する要因として、河川自体が持つミクロスケールの環境要因と周辺環境のマクロスケールの環境要因を選定した。ミクロスケールの環境要因として、低水敷の面積、水生植物(沈水、水辺、抽水)被度、陰被覆度、溜まりの有無、護岸高、隣接する緑地(樹林地、草地、農地)の面積率の11項目、マクロスケールの環境要因として、パッチとなる緑地(樹林地、草地、農地、止水域)からの距離と調査区周辺の緑被地面積率(樹林地、草地、農地、止水域)を算出した。各々の算出方法などについては表 2-1 に別記した。

## ④生息規定要因の分析方法

分析に際して、100m 毎の調査区を設定し、221 箇所の調査区を設けた。各調査区でトンボ類の種数・個体数及びに環境要因を集計した。護岸の整備状況の違いや水生植物の分布など、微視的な環境は短い間隔で異なっているため、比較的細かい区分を設けた(図-1)。区域の作成方法は、「数値地図 25000(空間データ基盤)」(国土地理院, 2003)の河川中央線から調査実施箇所を抽出し、GIS を用いて 100m 毎に分割した線分を作成し、それぞれを個別の区域とし、エコロジカル・ネットワークの最小単位とした。数値地図の河川中心線には、河川整備による河道変更などが原因と思われるずれが生じていたため、「都市計画基礎調査(土地利用現況)」(横浜市都市計画局, 2008)を参照し、若干の修正を加えた。

分析には、カウントデータモデルを扱うゼロ強調ポアソン回帰モデル(Zero-inflated Poisson model:以下、ZIP モデル)を用いた。当研究では、トンボ類が確認された調査区、すなわちゼロデータが多数存在したことから、各環境要因がトンボ類の分布に及ぼす影響を適正に推定するため

表 2-1 環境要因の算出方法

項目	分類・算出方法
低水敷面積	両岸の幅員合計で換算 (0:なし, 1:0-5m, 2:5-10m, 3:10m-)
水生植物被度 (沈水・水辺・抽水)	水中で生育する沈水植物(カナダモ類)など, 丈の低い植物を水辺植物(オランダガラシ, ミズキンバイなど), 丈の高い植物を抽水植物(ヨシ類, ガマ類など)に分類。 それぞれの河川水域における被度を4段階で記録 (0:なし, 1:0-25%, 2:25-50%, 3:50-75%, 4:75-100%)
陰被覆度	陰が生じるような樹木や橋などの構造物による被覆を3段階で記録 (0:なし, 1:0-25%, 2:25-50%, 3:50%以上)
溜まりの有無	ワンドや水たまりなどの擬似的な止水環境 (0:なし, 1:あり)
護岸高	0:0-30cm程度, 1:2m以下, 2:2-5m程度, 3:5m以上
隣接緑被地面積率 (樹林地・草地・農地)	河川中央線の線分を中心に両側40mを集計範囲とした。緑被地データ(横浜市環境創造局, 2009)を使用して集計範囲内の面積率を算出後、逆正弦変換
周辺緑被地面積率 (樹林地・草地・農地・開放水域)	調査区の線分から100-1500mまで100m毎に15通りのバッファを作成。バッファ内の緑被地面積率を算出後、逆正弦変換(首都圏・近畿圏緑被分布図データ(国土交通省都市・地域整備局, 2008)を使用)

に、ZIPモデルを採用した。目的変数には、TWINSPAN(Two-Way Indicator Species Analysis)により分類された各種群の累積個体数を用いた。エコロジカル・ネットワークの指標には複数の種群を扱うことが望ましいとされることから、同じような出現パターンを示す種群を包括的に扱い、目的変数として採用することにした。TWINSPANによる分類の際、3地点以上で記録された種、及びトンボ類の出現が確認されなかった調査区は分析から除外し、197地点・16種で分析を行った。pseudospecies cut revelには、それぞれの種の累積出現個体数を用い、cut revelを0, 2, 5, 10, 20, 50に設定した。分析には、MjM社のPC-ORD for win ver. 5.20を使用した。

説明変数には、先述の環境要因を用いた。事前に分析に用いる説明変数の選択を行った。変数間で多重共線性が認められた場合、目的変数との相関がより高い変数を採用した。モデルの選択方法は、15段階のバッファサイズにおいて、先述で採用した説明変数のすべての組み合わせ(総当たり)からなるモデル群に対してそれぞれのAIC(赤池情報量規準: Akaike Information Criteria)を算出し、AICが最小となったモデルを各々の組み合わせにおけるベストモデルとした。さらに、各組み合わせのベストモデルのAICを比較し、最もAICが低いモデルを対象種群の出現個体数予測をよく説明するモデルとみなした。採用した変数を用いて、ZIPモデルのうちのポアソンモデルに対して総当たり法によるモデル選択を行った。その後、ポアソンモデル及び二項分布モデルにおいて、選択された説明変数のうち、統計的有意水準( $p < 0.1$ )を満たしていない変数を $z$ 値の低い順に取り除き、すべての変数が有意水準を満たしたところで、最終モデルとした。一連の分析にはESRI社 ArcGIS Desktop 9.3.1、及び統計ソフトR 2.14.0を使用し、ZIPモデルにはRパッケージpscl 1.4.9、総当たりによるモデル選定にはMuMIn 1.3.6を使用した。

### 3) 結果

#### ①トンボ類の生息状況

記録された種と個体数を表 2-2 に記載する。4 回の調査を通して、25 種・合計 2794 個体が確認され、このうち流水性 6 種・止水性 19 種で、普通種や環境成立後の比較的早い段階で出現する (Kadoya *et al.*, 2004) 初期移入種であった。1 調査区あたりの最多確認種数は 10 種、最多確認個体数は 167 個体であった。一方で、全く確認されなかった調査区は 221 箇所中 23 箇所あった。当該地域では、それぞれの河川でトンボ類の出現状況が異なっており、クラスカル・ウォリス検定で種数及び各種群の個体数を比較した結果、有意に差があることが明らかになった ( $p < 0.001$ )。総じて阿久和川で出現が集中しており、平戸永谷川、いたち川でも目立って高かった。

神奈川県 RDB の記載種が 10 種確認された。特に、要注意種に指定されているハグロトンボは最多の 659 個体が確認された。ほぼ全域で分布が確認されたことから、当該地域の代表的な種であると言える。2000 年以降、横浜市内の河川で絶滅もしくは確認がまばらであったが、徐々に記録が出るようになっていくとされる (神奈川県, 2006)。調査を実施した 2009 年時点では個体数はおおよそ回復し、分布域も再び拡大していることが推測できる。要注意種のセスジイトトンボ、クロイトトンボは阿久和川と平戸永谷川の合流地点付近で局所的に多数の生息が確認された。

#### ②TWINSpan の分析結果

調査地点の分類および出現種の分類には、2 段階までの分割結果を採用した。TWINSpan の結果、出現種は 3 つのグループに分類され、それぞれをグループ A, B, C とした (表 2-2)。種群は、第一段階でイトトンボ類を中心とした止水性種で構成されたグループ C が分類された。次に流水性種を中心としたグループ A、シオカラトンボやアキアカネといった普通種とされる広域に分布する種で構成されるグループ B が分類された。

#### ③ZIP モデルの分析結果

ZIP モデルの分析結果から、トンボ類の生息に影響する環境要因として 15 項目が選択された (表 2-3)。複数のグループのポアソンモデル及び二項分布モデルにおける共通傾向として、低水敷面積、溜まりの存在、バッファ内の森林・水域の面積率の 4 項目はトンボ類の生息の有無及び個体数に正の影響を、護岸高、バッファ内の草地面積率の 2 項目は負に影響を及ぼしていた。各モデルで統計的に有意となったバッファの大きさはグループ A で 1500m, グループ B で 1400m, グループ C で 600m であった。バッファの大きさという指標は、生物の移動・分散や周囲から移入してくる資源の影響など、外の環境が及ぼす影響の度合や範囲を表しており (角谷, 2010)、先述の行動圏とは異なるものである。

##### (1) グループ A

グループ A に分類された種群の個体数を目的変数としたモデルにおいてバッファ距離 1500m のときに最も当てはまりが良く、ポアソンモデルでは低水敷面積, 水辺植物の被度, 隣接樹林地率, バ

表 2-2 出現種名およびに分類

和名	学名 (Scientific name)	グループA	グループB	グループC	RDB	個体数
<b>Zygoptera</b>						
<b>Coenagrionidae</b>						
アオモンイトトンボ	<i>Sympetrum frequens</i>			○		178
アジアイトトンボ	<i>Ischnura asiatica</i>			○		121
クロイトトンボ	<i>Cercion calamarum</i>			○	注	272
ムスジイトトンボ	<i>Cercion sexlineatum</i>	-	-	-		4
セスジイトトンボ	<i>Paracercion hieroglyphicum</i>			○	注	342
・モノサシトンボ科 (Platycnemididae)						
モノサシトンボ	<i>Copera annulata</i>	-	-	-	準	1
・カワトンボ科 (Calopterygidae)						
ハグロトンボ	<i>Calopteryx atrata</i>	○			注	659
<b>不均翅目科 (Anisoptera)</b>						
・サナエトンボ科 (Gomphidae)						
ダビドサナエ	<i>Davidius nanus</i>	-	-	-		1
・オニヤンマ科 (Cordulegastridae)						
オニヤンマ	<i>Anotogaster sieboldii</i>	○				6
・ヤンマ科 (Aeshnidae)						
コシボソヤンマ	<i>Boyeria maclachlani</i>	○			注	5
ミルンヤンマ	<i>Planaeschna milnei</i>	-	-	-	注	1
ギンヤンマ	<i>Anax parthenope julius</i>			○		62
・トンボ科 (Libellulidae)						
シオカラトンボ	<i>Orthetrum albistylum speciosum</i>		○			317
オオシオカラトンボ	<i>Orthetrum triangulare melania</i>	○				83
ショウジョウトンボ	<i>Crocothemis servilia mariannae</i>		○			23
ナツアカネ	<i>Sympetrum darwinianum</i>	○				3
アキアカネ	<i>Ischnura senegalensis</i>		○			179
マユタテアカネ	<i>Sympetrum eroticum eroticum</i>	-	-	-	注	2
ノシメトンボ	<i>Sympetrum infuscatum</i>			○		5
コノシメトンボ	<i>Sympetrum baccha matutinum</i>	-	-	-		2
コシアキトンボ	<i>Pseudothemis zonata</i>	○				34
ウスバキトンボ	<i>Pantala flavescens</i>		○			313
チョウトンボ	<i>Rhyothemis fuliginosa</i>	-	-	-	I B	1

1) ○：上欄種群に該当 2) I B：絶滅危惧 I B 類，準：準絶滅危惧種，注：要注意種

ツファ内の開放水域面積率の 4 項目が正の、抽水植物の被度、護岸高、隣接農地面積率、バッファ内の草地面積率が負の相関を示した。トンボ類が出現しない確率を示す二項分布モデルでは、低水敷面積、抽水植物の被度、陰被覆度、護岸高、隣接樹林地面積率、バッファ内の農地面積率が負の、バッファ内の草地面積率が正の相関を示した。特に、両モデルで共通した傾向を示す低水敷面積、隣接樹林地面積率はトンボ類の生息を促進し、バッファ内の草地面積率は抑制しているという結果になった。

## (2) グループ B

グループ B のベストモデルはバッファ距離 1400m のときに最も当てはまりが良く、ポアソンモデルでは抽水植物の被度、溜まりの有無、隣接草地面積率、バッファ内の樹林地及び農地の面積率の 4 項目が正に、陰被覆度、護岸高、バッファ内の草地面積率の 3 項目が負に相関していた。二項分布モデルでは、抽水植物の被度が負の、水辺植物の被度、陰被覆度、護岸高が正の相関を示した。特に、抽水植物の被度が生息を促進、陰被覆度、護岸高が抑制していた。

表 2-3 ZIP モデルの分析結果に基づく各パラメーターの推定値

種群 ZIPモデル	グループA		グループB		グループC	
	Count (Poisson)	Zero-inflation (Binomial)	Count (Poisson)	Zero-inflation (Binomial)	Count (Poisson)	Zero-inflation (Binomial)
切片 (定数項)	1.18 ***	4.31 ***	0.793	-3.72 ***	5.26 ***	4.90 .
低水敷面積 (%:0-3)	<b>0.124 **</b>	<b>-1.02 **</b>				<b>-0.579 *</b>
沈水植物被度 (%:0-4)					1.08 ***	-1.40 *
水辺植物被度 (%:0-4)	0.343 ***			0.657 .	0.756 ***	
抽水植物被度 (%:0-4)	-0.189 ***	-1.32 ***	0.122 **	-0.671 *	-0.507 ***	0.578 .
陰被覆度 (%:0-3)		-1.27 ***	<b>-0.203 ***</b>	<b>0.898 **</b>	<b>-0.237 ***</b>	<b>0.736 .</b>
溜まりの有無 (0-1)			<b>0.541 ***</b>		<b>0.656 ***</b>	
護岸高 (m:0-3)	<b>-0.545 ***</b>	-1.18 **	<b>-0.290 ***</b>	<b>0.94 **</b>	<b>-0.778 ***</b>	
隣接樹林地面積率 (度)	<b>0.0187 ***</b>	<b>-0.0442 .</b>				
隣接草地面積率 (度)			0.0253 ***		-0.0226 ***	-0.0491 .
隣接農地面積率 (度)	-0.0125 *					
(バッファ距離)	(1500m)		(1400m)		(600m)	
周辺樹林地面積率 (度)	-	-	<b>0.209 ***</b>		<b>0.106 ***</b>	<b>-0.174 *</b>
周辺草地面積率 (度)	<b>-0.223 ***</b>	<b>0.283 **</b>	<b>-0.327 ***</b>		<b>-0.235 ***</b>	<b>0.508 ***</b>
周辺農地面積率 (度)		-0.235 **	0.0273 **		-0.119 ***	
周辺水域面積率 (度)	<b>0.844 ***</b>					<b>-1.06 ***</b>
帰無モデルのAIC	971.2		1108.1		978.1	
AIC	1762.0		1330.9		2616.1	

1) 表中の値は切片の値および説明変数の係数を示す 2) . :  $p < 0.1$ , \* :  $p < 0.05$ , \*\* :  $p < 0.01$ , \*\*\* :  $p < 0.001$

3) ( - ) : 他の説明変数と相関が認められたため除去した変数 4) 赤文字 : 複数モデルで共通する傾向

### (3) グループC

グループCのベストモデルはバッファ距離600mのときに最も当てはまりが良く、ポアソンモデルでは沈水及び水辺植物の被度、溜まりの有無、バッファ内の樹林地の面積率の4項目が正に、抽水植物の被度、陰被覆度、護岸高、隣接草地面積率、バッファ内の草地面積率及び農地面積率の6項目が負に相関していた。二項分布モデルでは、低水敷面積、沈水植物の被度、隣接草地面積率、バッファ内の樹林地及び水域の面積率の5項目が負の、抽水植物の被度、陰被覆度、バッファ内の草地面積率が正の相関を示した。特に、沈水植物の被度、バッファ内の樹林地面積率はグループCの構成種の生息を促進し、抽水植物の被度、陰被覆度、バッファ内の草地面積率が生息を抑制しているという結果になった。

## 4) 議論

### ① トンボ類の生息を規定するミクروسケールの環境要因

分析の結果、トンボ類の生息に影響を及ぼすミクروسケールの環境要因として11項目が選択された。微視的な環境要因のうち、低水敷面積、溜まりの有無は、選択されたすべてのモデルにおいてトンボ類の生息を促進していることが分かった。一方で、護岸高はおおよそトンボ類の生息を抑制していることが明らかになった。



### (1) 低水敷の重要性

低水敷面積は、グループ A の構成種の個体数及びグループ A・C の構成種の生息を促進することが明らかになったが、当研究で対象とした地域では、近自然工法や親水空間を確保するための低水敷が整備されており、低中茎のイネ科やヨシ(*Phragmites australis*)やオオブタクサ(*Ambrosia trifida*)といった高茎の草本類を中心とした擬似的な草地環境が創出され、樹木も点在している。クロイトトンボをはじめとしたイトトンボ類は、羽化後しばらくの未成熟期には隣接した樹林地に移動するとされる(石田ら, 1988)。しかし、都市河川の堤防の外側には道路や住宅造成地といった都市的土地利用が隣接していることが多く、草地や樹林地のような自然的環境が確保されていることが少ない。当調査と同一の河川でイトトンボ類を対象にした移動状況の調査(大澤ら, 2003)では、再捕獲された個体の多くは放逐地点から移動しておらず、同一の洲内で確認されたとされ、当対象地におけるイトトンボ類の移動は限定的であると考えられる。こうした孤立した環境において、河川敷に確保された空間がトンボ類にとっての代替的なハビタットとして機能していることが考えられる。

また、河川中流域で行われた鳥類の研究では、河川の水位地から堤防の最高位までの横断距離が長くなるほど、鳥類の種数と種多様性が向上することが報告されている(鈴木, 2006)。これは、水辺から湿生植生、乾性植生、河畔林といったような複雑な植生・土地被覆分類が構成されていることによるものだと示唆されている。当研究の結果で示されたように、複数の種群において影響を及ぼしている低水敷面積は、面積が広がることで同様の効果を及ぼしていることが考えられる。トンボ類は、捕食や繁殖のために定位する構造物を必要とする(石田ら, 1988)ことから、比較的丈の高い草本類の存在は重要である。そこに内包される微視的な環境が多様化することで、トンボ類のハビタットの多様化はもちろん、捕食性であるトンボ類の餌資源にも関係していることが推測出来る。

さらに、河川敷の草地(オギ: *Miscanthus sacchariflorus*)群落における昆虫類(総翅類)の状況を調べた研究(中尾ら, 2000)では、オギの群落高や人の立ち入りなどの人為的な圧力といった植栽管理状況の時間的・三次元空間的な広がり、総翅類昆虫の多様性に影響していることが示されている。当研究対象地でも、アメニティ整備されている箇所を除いては人の立ち入りは困難であるとともに、植栽管理は年に1~2回と粗放的であるため、増水・氾濫などによる植生改変はあるものの、低水敷には比較的安定した環境が確保されていることが推察出来る。上述のような理由から、低水敷の面積が、トンボ類の生息に正に作用していると考えられる。

### (2) 水生植物の存在

水生植物がトンボ類の生息に影響していることは、多くの既往研究で示されているが、生方ら(2007)の研究では抽水植物、沈水植物および浮葉植物の植被面積がトンボ類の出現個体数に関与していることが示されている。特に、クロイトトンボなどでは正の影響を受けていることが明らかになっているが、当研究と比較するとイトトンボ類を含むグループ C では沈水植物及び水辺植物、またグループ A では水辺植物が正に影響を受けているという結果になった。セスジイトトンボをはじめとするイトトンボ類、ギンヤンマ、ハグロトンボなどは、植物の生体に産卵するとさ

れる(石田ら, 1988)ことから、沈水植物や水辺植物の存在がこれらの種を誘引していることが示唆される。水辺に生息するミズキンバイとイトトンボ類の関係を示した研究(大澤ら, 2003)では、ミズキンバイが産卵基質として選択されている可能性があげられているほか、群落が構成されることで止水に近似した環境が創出されることでイトトンボ類の幼虫(ヤゴ)のハビタットとして機能していることが論じられている。岩崎ら(1997)は、川岸に発達した植生の存在が止水環境に依存した生物の生息を可能にし、種の多様性を高めていることを述べている。幼虫期を水中で過ごすトンボ類の一部の種では、挺水植物の根際や茂みに身を隠しているとされ(石田ら, 1988)、河川のような流水環境において止水性種のヤゴが生育するためには、定位するための構造体としてや流れを遮るような効果としての植物体が有効であることが考えられる。幼虫期のハビタットとして適正な環境が確保されていることで、繁殖・産卵のための空間として選択されていることが推察される。

一方で、抽水植物の被度はグループA・Cの個体数に負の影響を、グループAの生息及びグループBの個体数、生息については正の影響を与えていることが明らかになった。一ノ瀬ら(2008)の研究では、議論はされていないものの、抽水植物の種数がクロイトンボとアオモンイトンボの個体数に負に作用していることが示されており、大澤ら(2003)でも抽水植物であるヒメガマを中心とする植生が構成されている地点では、イトトンボ類の出現が少なかったとされていることから、今回の結果とおおかた一致すると言える。グループBの構成種については既往研究で示されている結果と一致しない点もあるが(一ノ瀬ら, 2008; 生方ら, 2007)、ヨシなどの抽水植物が多く、トンボ類の生息に寄与していることが示されている(Schindler *et al.*, 2003; Hofmann & Mason, 2005)。

### (3) 微視的な止水環境

当研究では、溜まりの存在はグループB及びグループCの個体数に正の影響を与えていることが明らかになった。小規模河川敷に形成されたワンド・タマリにおける底生動物相は、本川とは異なる止水性種を中心とした独自の構成をしており、河川内の生物相を多様化させる重要な環境であることが示されている(黒川ら, 2009)。溜まりが存在は、河川において擬似的かつ微視的な止水環境を創出していることで、止水性種を中心としたトンボ類のハビタットとして重要な役割を果たしていることが示唆される。

### (4) 陰被覆度

既往研究の中では、樹木の被覆による陰(緑陰)の影響を受けて植生構造を多様化することで、トンボ類の種構成に作用していることが示されているほか(Clausnitzer, 2003; Hofmann & Mason, 2005)、水温とトンボ類の関係を示した研究においても、日陰が安定的な水温保つことが重要であるとされ、陰の存在が間接的にトンボ類の生息に影響していることが示唆されてきている(Samways & Steytler, 1996; Stewart & Samways, 1998)。今回の結果では、グループAの構成種の生息を促進しているものの、グループB, Cについては個体数、生息の有無に共通して負の影響を及ぼしていることが明らかになった。これは、当研究で示されている陰被覆度が樹木による被覆に限らず、橋などの構造物も含んでいるためであることが考えられる。橋などの構造物を忌避する

明確な理由は提示出来ないものの、樹木とは異なり、橋などの構造物には時間的変化がないため、橋の下部や周囲の植生が単純化することで、繁殖に必要な空間が欠如している可能性が挙げられる。一方で、調査を通して見られた傾向として、初夏の調査ではハグロトンボの多くは、樹木の下部や構造物の陰で多数確認出来た。ハグロトンボは未成熟期に水辺から離れた樹林などの薄暗い環境に移動して過ごすと考えられる(石田ら, 1988)、近隣の住宅地の植え込みや神社の境内に移動していることが確認されている(東, 1997)。しかし、当対象地のような都市域では、水域に被覆するような形で樹林が存在していることは少ないため、上述のような局所的な日陰環境に依存していることが推察される。また、木陰の多い流れに生息するとされるコシボソヤンマ(石田ら, 1988)は、樹木による被覆が見られる水域やその周辺の区間での出現が確認された。こうしたことから、本研究で示されたグループ A の構成種の生息を促進するという結果と合致するものと言え、陰被覆度が特定のトンボ類の生息の有無に重要な要素であることが明らかになった。

#### (5) 護岸の高さ

当研究の結果から、護岸の高さが全種群の個体数及びにグループ B, C の生息の有無に負の影響を及ぼしていることが明らかになった。既往研究では、イギリスの河川に生息する *Calopteryx splendens* (Family *Calopterygidae*) の出現と環境要因との関係を調べた研究では(Ward & Mill, 2005)、護岸が高さと対象種の出現個体数の間には負の相関があることが示されているほか、イギリスの低地で行われた調査でもトンボ類の種構成に護岸の高さが影響していることが示されており(Hofmann & Mason, 2005)、今回の結果と一致している。

当研究においては、護岸の高さがトンボ類の生息に関与している理由として、河川と周辺環境とのつながりの分断が影響している可能性が挙げられる。比較的に飛翔能力の高いトンボ類にとって、10 数 m 程度の護岸を超えて移動することはさほど困難ではないと推察されるものの、既往の知見で示されている飛翔距離は面的なものであって、三次元的な移動についてはではない。ハグロトンボが河川と周辺環境を往来しているという報告(東, 1997)もあるものの、垂直構造が移動コストを高めていることが推察出来る。

#### (6) 近接空間の緑被地の影響

結果から、河川に近接する緑被地の存在がトンボ類の生息に影響を及ぼしていることが明らかになった。近接する樹林地は、流水性種を中心に構成されるグループ A の個体数及び生息を促進するという結果になった。止水を対象とした既往研究の多くで、水域に隣接した緑被地とトンボ類の生息の関係について論じられており(例えば、山野ら, 2002; 一ノ瀬ら, 2002 など)、流水環境についても同様の結果が得られた。今回記録されたハグロトンボやコシボソヤンマといった流水性種は、羽化後から成熟するまでの間、樹林などの薄暗い環境に移動するとされる(石田ら, 1988)ことから、生息する水域から近距離に樹林地が存在していることが必要であると考えられる。

草地は、グループ B の個体数に正の影響を、グループ C の個体数に負の影響を及ぼしていることが明らかになった。隣接空間の草地環境がトンボ類に及ぼす影響として、捕食のための空間として利用していることが考えられる。河川環境内に存在する餌資源だけに留まらず、鱗翅目や半翅目といった餌資源となる昆虫類が豊富に生息する草地にも依存していることが推察される。ま

た、草地環境はアカネ類の夜間などの休息や逃げ込み、繁殖のための空間に利用されている。一方で、イトトンボ類では草地の存在が負に影響している点については、農村地域で行われた研究でも同様に周囲の草地が負に影響しており、その理由として周辺の休耕地・耕作放棄地による悪影響が挙げられている(一ノ瀬ら, 2008)が、当該地域において同様の議論が成り立つとは言い難い。当研究においては、捕食圧の影響の可能性が挙げられる。イトトンボ類は体長が小さく、他のトンボ類の餌資源となっている。そのため、他のトンボ類の個体数の少なく、捕食圧の少ない環境を選択していることが考えられる。

また、近接した農地の面接率がグループ A の個体数に負の影響を及ぼしているという結果になったが、この理由を明確に提示することはできない。今回扱ったデータの「農地」には、水田とそれ以外の耕作地が含まれているため、将来的にこの2つの分類を行った上での検証が待たれる。

## ②マクロスケールの要因がトンボ類に及ぼす影響

### (1) バッファの大きさとトンボ類の関係

分析の結果、すべてのモデルでマクロスケールの要因が説明変数として選択され、グループ A では 1500m、グループ B では 1400m、グループ C では 600m という結果になった。バッファの距離という指標は、生物の移動・分散の影響や周囲から移入してくる資源の影響など、ハビタットの外の環境からの影響の範囲を表している(角谷, 2010)。

トンボ類の移動距離は様々な種で検証されており、アジアイトトンボでは 1100m-1300m(守山ら, 1990; 若杉ら, 2002)、ショウジョウトンボでは 100m-1300m(守山ら, 1990; 守山ら, 1992)、クロイトトンボなどのイトトンボ類では 200m 程度(一ノ瀬ら, 2004)、ハグロトンボでは 200m-1300m 程度(板川, 2009)移動することが報告されているほか、800m-900m の範囲であればトンボ類の多くが移動・分散することが示唆されている(守山ら, 1992)。今回の結果で示されたバッファ距離がトンボ類の移動・分散能力に起因するものであると仮定した場合、既往の知見から逸脱するような値ではないと言える。

また、トンボ類の生活史の違いによって、景観レベルの要因による影響が異なることが明らかになっており、未成熟期間(短期種)が短い種に比べ、未成熟期間が長い種(長期種)の方がより広い範囲からの影響を受け、かつ景観レベルの環境要因により強い影響を受けるとされる(Kadoya *et al*, 2008)。当研究で記録された種について見てみると、長期種のアキアカネで 2200m、ノシメトンボで 3000m、ナツアカネで 200m、長期種全体では 1600m 程度、短期種のアジアイトトンボで 100m、シオカラトンボで 200m、ショウジョウトンボで 100m、アオモンイトトンボで 1400m、ギンヤンマでは 600m、短期種全体では 600m 程度という結果になっている。当研究結果と比較すると、短期種で主に構成されるグループ C の 600m はほぼ合致する結果となっている。当研究では、生活史を配慮した分類は行っていないため、各種群では明確な影響は顕在化していないものの、選択されたバッファ距離は未成熟期間の長さによる影響が反映されていることが示唆された。

### (2) 周辺の土地被覆が及ぼす影響

分析の結果、樹林地面積率はグループ B の個体数及びグループ C の個体数、生息を促進している

ことが明らかになった。また、1500m バッファ内における樹林地面積率は、草地面積率と強い相関が見られたため、分析から除外したことで、その効果をすべての種群で検証することは適わなかったが、グループ A の個体数と 1500m バッファ内の樹林地面積率との単回帰モデルでは、正の相関を示したことから、総じてトンボ類の生息を促進する要因であると言える。草地面積率はトンボ類の種数とすべての種群の生息を抑制していることが明らかになった。これは、今回の結果において特筆すべき点である。また、農地面積率はグループ A の生息の有無及びグループ B の個体数に正の影響を、グループ C の個体数には負の影響を与えていることが明らかになった。水域面積率はグループ A の個体数、グループ C の生息の有無に正の影響を及ぼしていることが分かった。

樹林地の面積率がトンボ類の生息に正の影響を及ぼしている要因については、トンボ類が未成熟期に樹林地を利用することが作用していると考えられる。また、当地域の大規模な樹林地は、舞岡公園をはじめとする谷戸由来の樹林が多く、水域環境を残しているものが散見される。そのため、トンボ類の供給源を表す変数である可能性も挙げられる。

周辺草地面積率が総じて、トンボ類の生息に負の影響を与えているという結果になった。一部のトンボ類はライフサイクルの中で草地をハビタットとして利用している(石田ら, 1998)。李ら(1998; 2001)の研究では畑・牧草地というカテゴリで分析をしているため、一概に草地だけの効果は検証できないものの、畑・牧草地の面積がトンボ類の種数に正に相関していることを示されている。この理由として、当対象地域では下流に向かって都市化が進んでいる傾向があり、都市化に伴って裸地面積が増加することも示されていることから(越智ら, 2000)、草地面積率は河川周辺の都市化を代替的に説明していることが考えられる。今回はバッファ内の草地面積率と河口からの距離の間には有意な負の相関が見られ、特に 1300m-1500m 範囲内については顕著であった(ともに  $r < -0.70$ ,  $p < 0.001$ )。樹林地における鳥類の種多様性は立地環境の影響を受けるとされ、周辺植被地の減少、すなわち人為的な環境の改変によって負の影響を受けることが明らかになっていることから(鶴川・加藤, 2006)、トンボ類の生息・分布にも都市化が負の影響を及ぼしていることが推察される。そのため、草地の存在自体がトンボ類に悪影響を及ぼしている訳ではなく、今後、都市化を表す別の指標を用いたさらなる検証を行う必要があるだろう。また、今回扱ったデータでは、草地として分類されているものの中にゴルフ場や公園などの芝地も含まれており、管理圧の高い草地ではすべてが昆虫類の生息環境として適切な環境ではない可能性があり、トンボ類の生息に負の影響を及ぼしていることが推察される。

トンボ類の生息確率と周囲の樹林地、水田及びに水域の分布量を 1 つの成分に統合し、景観レベルの変数として取り入れた分析では、トンボ類の生息に景観レベルの要因が正の影響を及ぼしていることが明らかになっている(Kadoya *et al.*, 2008)。この変数は水田の分布量を正に、周囲の樹林地およびに水域の分布量を負に表す変数であることから、水田の分布がトンボ類の生息に正に作用していることを示すものである。当研究の結果でも、水田を含めた農地の面積率がアカネ類などを含む種群の個体数に正の影響を及ぼしており、おおかた既往研究の知見と一致する。しかし、イトトンボ類については負に作用している点については合致しなかった。当研究で使用したデータは、水田と耕作地を含む農地の面積を対象としたものであるためであることが考えら

れ、今後、両者を分類した指標を用いて検証し直す必要があるだろう。

バッファ内の水域面積率は、トンボ類の生息に影響することは既往研究の中でも示されており、溜め池の周囲 200m の水域面積がコシアキトンボ、ギンヤンマに関与していることが示されているほか(Hamasaki *et al.*, 2009)、ナツアカネ、シオカラトンボ、ギンヤンマが景観スケールの一要因として水域面積が正に影響している可能性が示唆されている(Kadoya *et al.*, 2008)。水域面積がトンボ類の生息に及ぼす要因として、個体及び種の供給源による影響を表していると考えられる。2ha 以上の樹林地から 400m 範囲内に存在する列状植性では、鳥類の個体数が増えることが明らかにされている(一ノ瀬, 2006)ほか、緑道から樹林パッチまでの距離および 100m 周囲の植被地面積率が、緑道に生息するチョウ類の種構成および多様度に影響していることが示されており(横田ら, 2009)、種の供給源となる環境が周囲に存在することが、コリドー状の環境における生物群の生息に影響を及ぼすことが示されている。河川というコリドーにおいても、周辺の供給源の存在がトンボ類の生息に正の影響を及ぼしている可能性が示された。グループ A の中でも、今回多数確認されたハグロトンボは止水環境でも出現することが確認されており(一ノ瀬ら, 2002)、河川周辺の止水域を補完的に利用していることが考えられるほか、今回扱った水域データには河川水面も含まれていることから、河川水面の連続性を表している可能性も考えられる。今回の結果だけでは検証が困難であるが、河川に生息するトンボ類にとって、ハビタットとなる環境が連続的に確保されていることが正に作用することが考えられる。

## 5) 小括

本研究では、都市河川を軸としたエコロジカル・ネットワークに向けての基本情報となる生態的知見として、都市河川に生息するトンボ類の生息規定要因を提示することができた。これらの結果を踏まえて、生態・生息情報に基づいたエコロジカル・デザインのあり方の提示、エコロジカル・ネットワークの現状を把握するための具体的な手法の提示が求められる。しかし、生物の移動距離や生息要因などの知見はまだ不十分であり、早急な情報収集が求められる。また、今回は成虫のみを対象に調査を行ったため、水中の要因や影響と言うものを加味することができなかった。幼虫を対象とした調査は今後の課題である。

## 2.1.2 生物分布情報に基づいた都市河川のエコロジカル・ネットワークの検証と要改修箇所抽出

### 1) 目的

前節では、都市河川におけるトンボ類の生息状況の把握と、在/不在・個体数を目的変数とした生息予測モデルを作成し、それぞれに影響を及ぼす生息規定要因を明らかにした。本節では、これらの生息分布情報と生息予測モデルを用いて、都市河川の水辺空間におけるトンボ類の生息促進とエコロジカル・ネットワーク機能の観点から、現状および施策シナリオにおけるネットワーク状況の検証を目的とする。検証結果を基に、将来的なエコロジカル・ネットワーク構築に向けて、それぞれのシナリオに基づいた要改修箇所の抽出を行う。

### 2) 方法

#### ①研究対象地及び分析の手順

前章と同じ対象調査区である神奈川県横浜市の南部を流れる柏尾川流域(柏尾川, 阿久和川, 平戸永谷川, 舞岡川, いたち川, 関谷川)を対象とした。前章で設定した 221 箇所の調査区を、対象河川のエコロジカル・ネットワークの現状評価、及びに将来的な水辺空間の改善・形成に向けての指針を提示するための分析に用いる区域とした(図 2-1・2-2)。区域の作成方法は、「数値地図 25000(空間データ基盤)」(国土地理院, 2003)の河川中心線から調査実施箇所を抽出し、GIS を用いて 100m 毎に分割した線分を作成し、それぞれを個別の区域とし、エコロジカル・ネットワークの最小単位とした。数値地図の河川中心線には、河川整備による河道変更などが原因と思われるずれが生じていたため、「都市計画基礎調査(土地利用現況)」(横浜市都市計画局, 2008)を参照し、若干の修正を加えた。100m の区域という単位を設けたのは、都市河川は河床の改修・整備や近自然工法による護岸の状況の違い、橋などの構造物の有無、水生植物の分布などの微視的な環境が短距離の間隔で変化していることから、こうした河川環境の違いを極力配慮し、より詳細なエコロジカル・ネットワーク計画を立てるためであり、トンボ類の生息環境に適した区域の抽出やネットワークの連結性などの評価を行うことを考慮したものである。

本研究の対象地である横浜市は、横浜市水と緑の基本計画(横浜市, 2007)において 2025 年度までに緑地などみどりの確保、生物多様性の向上を目指すとし、計画策定時の 2006 年の水緑率 35%・緑被率 31%をさらに向上させるとしている。しかしながら、2009 年には緑被率はさらに 1.2%低下したとされており(横浜市, 2011a)、目標達成に向けての積極的な対応が求められ、諸計画の中で、緑地整備・緑化などによる緑被地の拡大や生物多様性を前提としたエコロジカル・ネットワークの構築、遊水池や河川などのエコアップを実施することを掲げている。

前章の ZIP モデルによる分析の結果、トンボ類の生息を促進・向上させる要因として、ミクロスケールの環境要因 7 項目、マクロスケールの環境要因 3 項目が選択された。特に、低水敷面積、低茎の水生植物の被度、溜まりの存在、周辺の樹林地と水域の面積率は、複数の種群で促進要因として選択された。そこで本研究では、上述の施策の一部が実施された場合のシナリオを設定し、

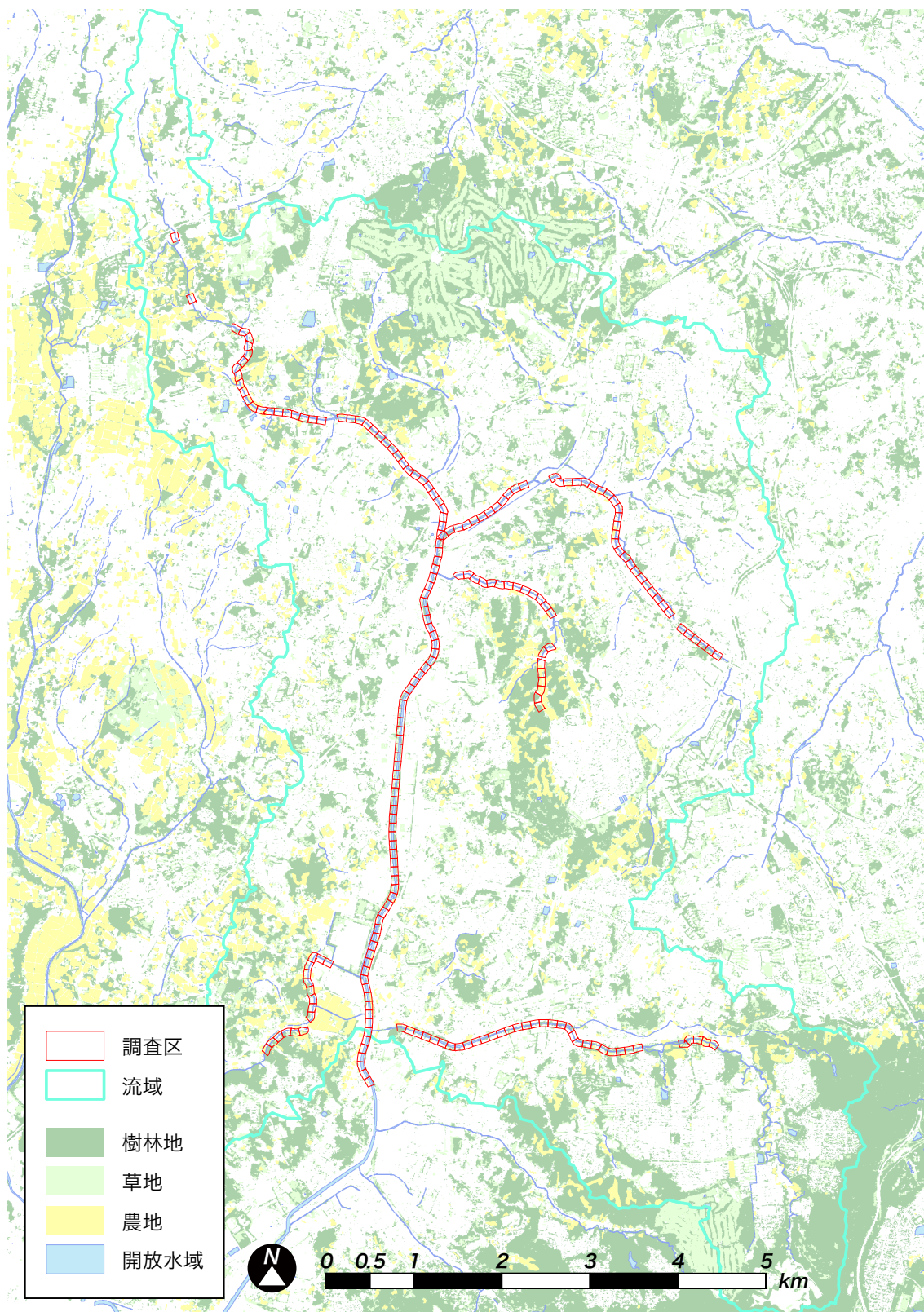


図 2-2 対象地域の緑被分布状況



各パラメータの変化に沿って対象河川のトンボ類の生息及びにネットワークの状況が現状からどのように変化するかを分析することで、施策の効果の検証と指針の提示を試みる。

シナリオ分析は下記の手順で実施した。まず、前章の調査結果及びゼロ強調ポアソン回帰モデル(Zero-inflated Poisson model:以下、ZIP モデル)の予測値から、現状のトンボ類の生息状況を把握するために、一定の目標値以上の個体数が出現する区域を GIS 上で抽出した。次に、施策に伴う樹林地及び開放水域の面積の変化を加味した数段階のシナリオ毎に、パラメータ値を変化させたデータセットを作成し、各シナリオにおける ZIP モデル予測値からトンボ類の個体数を算出し、同様に区域を抽出した。抽出した区域の連結状況を検証するために、各種群のトンボ類の行動圏を考慮したネットワーク図を作成した。最後に、トンボ類の生息が見込めず、ネットワークが形成されていない区間を、ミクロスケールの整備などを要する区域として抽出した。

## ②シナリオ分析及びデータセットの作成

シナリオ分析において、将来的に実施される緑被地の拡大施策として、「公共用地及び工場用地の樹林を中心とした緑化」(施策①)及び「低未利用地の樹林を中心とした緑化」(施策②)を、開放水域では「水面が確保されていない遊水池の水辺ビオトープ整備」(施策③)及び「低未利用地の水辺空間整備」(施策④)を仮定した。横浜市は、緑被地及び水面の面積の合計を目標値である市域の 35%以上まで回復させるとしており、公共用地や民有地の緑化などの施策を掲げている(横浜市環境創造局, 2013)。また横浜市は、工場立地法における「敷地外緑地制度」を設けて、対象工場の緑地面積率約 12.9%から横浜市工場立地法地域準則条例(横浜市, 2000)の定める目標値(工業地域/工業専用地域: 15%, 準工業地域: 20%, その他(住居系用途等): 25%) (横浜市, 2003)に向けて、積極的な工場緑地の整備を義務・推奨している(横浜市, 2009)。対象地域の柏尾川沿いには工場用地や水処理施設などが連続していることから、工場緑地法などを活かして樹林地、水域環境の増加・拡大させられることが 1 つの可能性として挙げられる。水辺空間については、生物多様性の確保のために水辺ビオトープや遊水池の自然創出などの水辺拠点整備、多自然川づくりなどを行っている(横浜市, 2007; 横浜市, 2011a; 横浜市, 2011b)。中でも、治水のための遊水池は降雨時以外には水面が確保されていないことがあるが、常に水辺環境を維持することで、トンボ類のハビタットとして機能することが図られる。また、人口減少やコンパクトシティ化によって発生する空き地などの低未利用地を、必要に応じて自然回帰・回復させるとしている。横浜市では、利便性の低い郊外部で人口減少傾向の地域があり、空き地は減少にあるものの 6.8%あるとされる(横浜市, 2010)。

以上を踏まえ、施策①の仮定値の算出方法は、土地利用データ(「都市計画基礎調査(土地利用現況)」(横浜市建築局, 2008))の「公共・処理施設, 文教施設, 公園緑地, 工場用地」を GIS で抽出し、緑化によって樹林地面積が増加したと仮定して、それぞれの敷地面積の 2%及び 5%を、緑被分布データ(首都圏・近畿圏緑被分布図データ(国土交通省都市・地域整備局, 2008))から作成した現状の樹林地面積に加えたデータセットを仮定値として作成した。施策③の算出方法は、既存の遊水池が水辺ビオトープ化などにより水面の確保された状態になったと仮定して、土地利用デー

タの「遊水池, 調整池」のうち、緑被分布データで水域として判別されていない箇所を GIS で抽出し、その面積の 50%及び 100%を現状の水域面積に加えたデータセットを作成した。また、施策②については、低未利用地が緑化などにより樹林地に転換したと仮定して、土地利用データの「未利用地」の面

表 2-4 樹林地・水域の拡大を想定したシナリオの設定値

シナリオ	樹林地面積の拡大施策		水域面積の拡大施策	
	公共用地・工場用地など	低未利用地	水面が確保されていない遊水池	低未利用地
1	-	-	50%	-
2	-	-	100%	-
3	2%	-	-	-
4	5%	-	-	-
5	2%	-	50%	-
6	5%	-	50%	-
7	2%	-	100%	-
8	5%	-	100%	-
9	-	-	-	30%
10	-	-	-	50%
11	-	-	-	100%
12	-	30%	-	-
13	-	50%	-	-
14	-	100%	-	-
15	-	30%	-	30%
16	-	50%	-	50%

積の 30%, 50%及び 100%を現状の樹林地面積に加えたデータセットを作成した。同様に、施策④については水辺空間の創出により水域が確保されたと仮定して、「未利用地」の面積の 30%, 50%及び 100%を現状の水域面積に加えたデータセットを作成した。GIS による作業は、ESRI 社 ArcGIS Desktop 10.2 を用いた。

これらの施策が実施されたことで樹林地及び水域が拡大したと仮定するデータセットを組み合わせ、16 パターンのシナリオを設定した(表 2-4)。前章の ZIP モデルによる分析の結果、グループ A は個体数の増加に水域面積率が影響していることから、水域の拡大を仮定した 5 パターンのシナリオに基づいて分析を行った。グループ B は個体数の増加に樹林地面積率が影響していることから、樹林地の拡大を仮定した 5 パターンのシナリオに基づいて分析を行った。グループ C では、個体数を増加させる要因として樹林地面積率が選択されたことに加え、生息確率を高める要因として樹林地及び水域面積の両方が選択されたことから、樹林地及び水域の拡大を仮定したシナリオを組み合わせ、16 パターンのシナリオに基づいて分析を行った。

### ③区域の設定・抽出方法

対象河川におけるトンボ類のエコロジカル・ネットワークの状況の検証、及びシナリオ分析による等改修箇所の抽出のために、前章の調査・分析で得られたトンボ類の種群の個体数、及びそれらを予測する ZIP モデル(表 2-3)を用いて算出した生息個体数予測値から、各区域を 6 段階に分類した。エコロジカル・ネットワークの評価は単一種のみでは不足とされるため、前章で示された複数種で構成される 3 種群を対象にそれぞれで分析を行った。

個体数の目標値には、トンボ類の出現する可能性としての在データ（1個体以上）、及び現地調査で出現が確認された区域における各種群の個体数の平均値を設定した。現地調査の結果からトンボ類の1個体以上の出現が確認された区域を「出現確認区域」、平均個体数が出現することが確認された区域を「調査確認区域」とした。また、調査中は確認できなかったが、ZIPモデルによる予測で1個体以上の出現が期待された区域を「出現可能性区域」、平均個体数の出現が期待された区域を「現状値予測区域」とした。前述のシナリオで周辺環境の整備を行った場合に变化する仮定値のデータセットを用いた場合に、ZIPモデルによる予測で1個体以上の出現が期待できる区域を「シナリオ出現予測区域」、平均個体数の出現が期待できる区域を「シナリオ予測区域」とした。各種群の現地調査で出現が確認された区域における平均個体数は、グループAは6個体、グループBは5個体、グループCは12個体であった。

「出現可能性区域」、 「シナリオ出現予測区域」の抽出には、ZIPモデルの二項分布モデルによる予測値を用いた。このモデルは、「対象区域のカウント値（個体数）がゼロ（0）である確率」を予測するモデルである。現状を表す初期のデータセットによる確率予測値と実測値から算出されるROC曲線におけるカットオフ値を下回る区域、すなわち個体数がゼロではないと予測される区域を、対象とする種群のトンボ類が1個体以上出現する区域であるとした。「シナリオ出現予測区域」については、二項分布モデルで樹林地面積率、水域面積率が選択されたグループCのみを対象にした。また、「現状値予測区域」、 「シナリオ予測区域」の抽出には、ZIPモデルによる予測値を用いた。これらの分析には、統計ソフトR 3.1.0 GUI 1.64 Mavericks buildを使用し、予測モデルはpsclパッケージの`zeroinfl()`、及び予測値の算出は同じくpsclパッケージの`predict(, type="response")`及び`predict(, type="zero")`、カットオフ値の算出にはpROCパッケージの`roc()`を用いた。

#### ④ネットワーク図の作成

エコロジカル・ネットワークは生物の移動・分散を前提としてものものであり、都市部のように確保出来る空間に限られている場合、その地域におけるメタ個体群維持のためにも、ハビタット同士が対象となる生物種の移動可能距離・範囲内に適切に配置される必要がある。そこで、前述の区域が相互に連結し、ネットワークが構築されるように、トンボ類の実際の移動・分散能力に関する既往知見から、各目標種群の行動圏を設定した。「生息地の拡大を目指すレベル」として対象種・種群の恒常的な行動圏のネットワーク状況を把握するために平均・短距離移動距離を行動圏とした。流水性の3種が分類されたグループAでは、確認個体数が最多だったハグロトンボを含むことから、ハグロトンボの平均移動距離である300mを行動圏として採用した(板川, 2009)。グループBを主に構成する広範囲に分布し、比較的長距離移動する普通種・先駆種とされる種は、0.8~1.3km程度(守山ら, 1990;1992)という知見や、近年継続的に行われている調査では直接移動した距離として0.8~6.0kmが確認されていることから(トンボはドコまで飛ぶかフォーラム, 2013)、今回は800mを行動圏として設定した。グループCでは、200m(一ノ瀬ら, 2006)を設定した。

区域同士間が行動圏で設定した距離以下になるように、前述の平均個体数以上の出現が確認・期待された区域から、行動圏の半分に該当する距離のバッファを発生させた。各バッファが重複・連結している場合にネットワークが形成されているとみなすネットワーク図を作成し、各シナリオ・各種群におけるネットワークの連結・分断状況を検証した。最後に、トンボ類の生息が見込めず、ネットワークが形成されていない空隙区間が存在する場合、ミクروسケールの整備などを要する区域として抽出し、各種群において該当区間の状況・特性に応じた整備方針を検討した。

### 3) 結果

#### ①現状の分布及びネットワーク状況

現地調査及び現状値でのモデル予測の結果、各種群の現状の分布状況及びネットワークの状況を明らかにした。作成したネットワーク図は巻末資料(巻末資料-1~24)に添付した。221箇所内の、現地調査でグループAのトンボ類が1個体以上確認された「出現確認区域」は130箇所、ZIPモデルによる予測で1個体以上の出現が期待される「出現可能性区域」は142箇所、合計161箇所だった(表2-5)。柏尾川本線以外ではほぼ全域で出現が見込まれた。現地調査で出現が確認された区域におけるグループAの個体数の平均値である6個体以上の出現が確認された「調査確認区域」は41箇所、ZIPモデルによる予測で出現が期待される「現状値予測区域」は36箇所、合計55箇所だった。阿久和川ではほぼ全域で6個体数以上が分布し、現状でネットワークが形成されていた(図2-3)。グループBでは、「出現確認区域」は170箇所、「出現可能性区域」は160箇所、合計193箇所だった。「調査確認区域」は68箇所、「現状値予測区域」は54箇所、合計88箇所だった。柏尾川本線といたち川の一部で分断があるものの、ほぼ全域でネットワークが形成されていた。グループCでは、「出現確認区域」は81箇所、「出現可能性区域」は122箇所、合計132箇所だった。柏尾川本線ではほぼ全域で出現が見込まれるものの、舞岡川、いたち川、関谷川では分布が限られた。「調査確認区域」は18箇所、「現状値予測区域」は20箇所、合計25箇所とごく限定的な分布で、殆どネットワークは形成されていなかった。

#### ②シナリオ毎の分布及びネットワークの予測

##### (1) グループA

現状で水面が確保されていない遊水池の50%で水辺整備を施したことを想定するシナリオ1では「シナリオ予測区域」が95箇所抽出され、「調査確認区域」と合計して104箇所、6個体以上の出現が期待される(表2-5)。阿久和川、平戸永谷川及びいたち川では一部分断があるもののおおよそネットワークが形成されるが、舞岡川及び関谷川の上流、柏尾川本線では分断状況にある。100%の水辺整備を想定するシナリオ2では「シナリオ予測区域」が152箇所抽出され、合計155箇所に拡大する。阿久和川、平戸永谷川及びいたち川の全域でネットワークが形成される。低未利用地の30%で水辺整備を図ることを想定したシナリオ9では111箇所が抽出され、「調査確認区域」と合計して152箇所となった。ネットワークの状況は、シナリオ2とほぼ同様であった。整備範囲を50%に設定したシナリオ10では、さらに34箇所が抽出され、合計186箇所に拡大する。

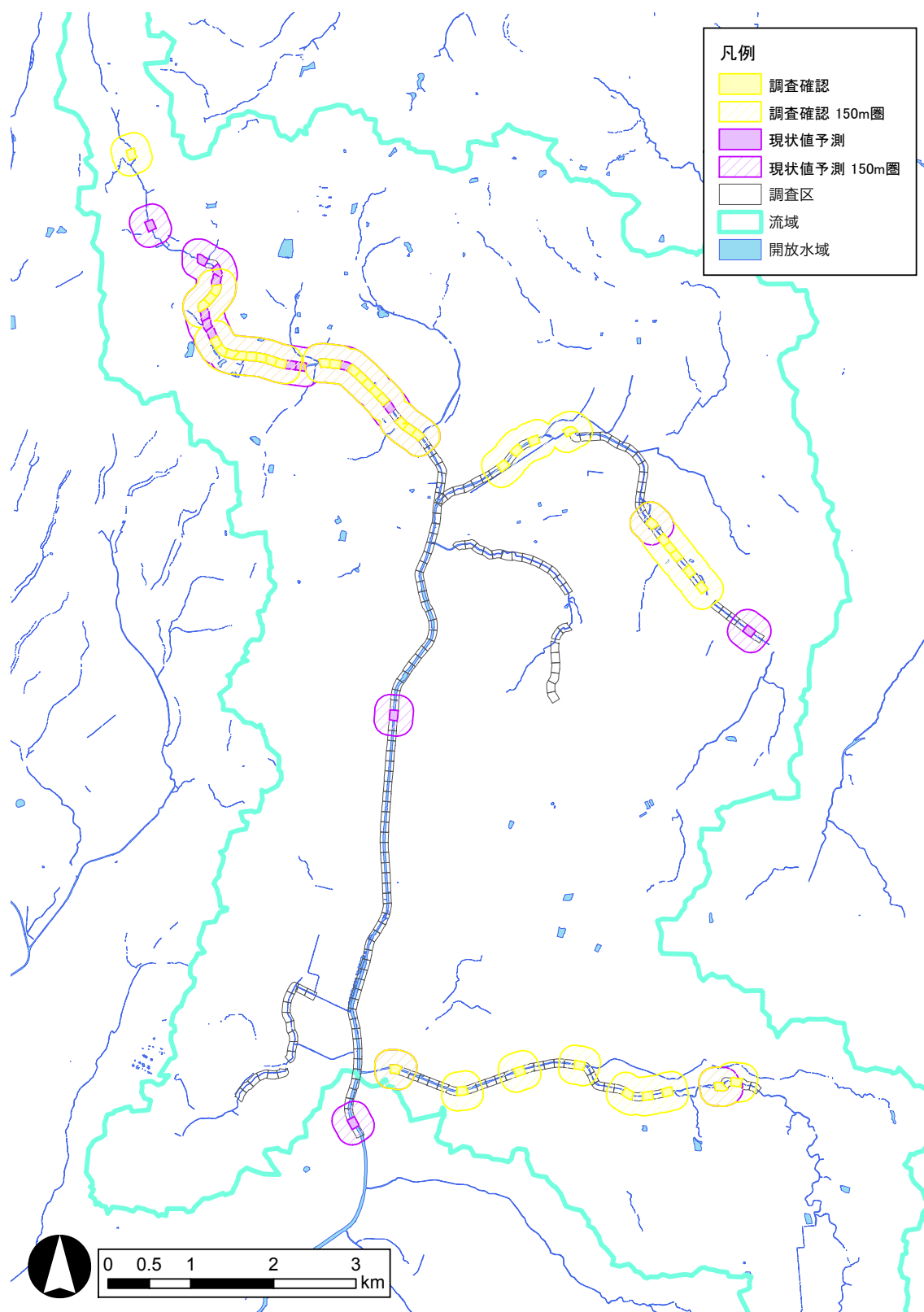


図 2-3 グループ A の現状ネットワーク図

※ グループ A のトンボ類の個体数が一定以上出現を調査で確認した「調査確認区域」、及びにモデルによる予測で出現が期待される「現状値予測区域」から、150m バッファ（行動圏 300m の半分）を発生させている。

表 2-5 「シナリオ予測区域」及び「シナリオ出現予測区域」の抽出数・変化

※ 各シナリオにおいて各種群の個体数が一定以上出現することが期待される「シナリオ予測区域」、最低1個体以上が出現することが期待される「シナリオ出現予測区域」の抽出区域数を示している。また、調査での確認箇所及び現状値による予測箇所との合計区域数・増加区域数も併せて示している。

種群	シナリオ	シナリオ予測区域 (平均個体数以上)			シナリオ出現予測区域 (1個体以上)		
		抽出区域数	現状との 合計区域数	現状からの 増加区域数	抽出区域数	現状との 合計区域数	現状からの 増加区域数
グループA	現状	55	-	-	161	-	-
	1	95	104	49	-	-	-
	2	152	155	100	-	-	-
	9	150	152	97	-	-	-
	10	186	186	131	-	-	-
	11	209	209	154	-	-	-
グループB	現状	88	-	-	193%	-	-
	3	54	88	0	-	-	-
	4	62	92	4	-	-	-
	12	59	90	2	-	-	-
	13	64	92	4	-	-	-
	14	76	101	13	-	-	-
グループC	現状	25	-	-	132	-	-
	1	20	25	0	151	155	23
	2	22	27	2	168	171	39
	3	20	25	0	125	135	3
	4	22	27	2	125	135	3
	5	20	25	0	151	155	23
	6	24	29	4	152	155	23
	7	23	28	3	169	172	40
	8	24	29	4	169	172	40
	9	20	25	0	157	161	29
	10	20	25	0	179	181	49
	11	22	27	2	212	212	80
	12	20	25	0	126	136	4
	13	21	26	1	126	136	4
	14	22	27	2	129	139	7
	15	21	26	1	161	164	32
	16	21	26	1	183	185	53

柏尾川本線の一部を除くほぼ全域ネットワーク化される。低未利用地の全ての水辺整備化を想定するシナリオ 11 ではさらに 23 箇所が加わり、209 箇所に分布域が拡大するものの、ネットワークは延長するものの、柏尾川本線の一部で分断状況にある。

## (2) グループB

緑化で公共用地・工場用地などの敷地面積の2%の樹林地が増加することを想定したシナリオ3では、5個体以上が出現する区域は前述の現状から変化しなかった(表2-5)。5%に設定したシナリオ4では、「シナリオ予測区域」は24箇所抽出され、合計で92箇所になるものの、ネットワークの状況は現状から改善されなかった。また、低未利用地を樹林地化することを想定した場合は、シナリオ12では合計90箇所、シナリオ13では合計92箇所、シナリオ14では合計101箇所と分布区域は拡大するものの、ネットワークの状況は現状から改善されなかった。

## (3) グループC

「シナリオ出現予測区域」は、水域の増加を想定したシナリオ1では151箇所が抽出され、前述の現状の分布域と合わせて合計155箇所て1個体以上の出現が期待された。シナリオ2では、さらに16箇所が加わり、合計171箇所に拡大した。また、シナリオ9では現状から29箇所増えて合計161箇所、シナリオ10では合計181箇所、シナリオ11では合計212箇所に拡大した。樹林地の増加を想定したシナリオ3では125箇所が抽出されて合計135箇所となったものの、シナリオ4ではシナリオ3から増加しなかった。低未利用地の樹林地化を想定したシナリオ12及びシナリオ13では共に合計136箇所て、現状から分布域が4箇所拡大した。シナリオ14ではさらに3箇所拡大し、合計139箇所となった。水域及び樹林地を共に増加させることを想定したシナリオ5及びシナリオ6では合計155箇所て、シナリオ1と同じ結果となった。シナリオ7及びシナリオ8では、現状から40箇所増加し、合計172箇所に拡大した。低未利用地の30%ずつを樹林地と水域に割り当てたシナリオ15では現状から32箇所増加して合計164箇所、50%ずつを設定したシナリオ16ではさらに21箇所が増加して、合計185箇所に拡大した(表2-5)。

12個体以上の出現が期待される「シナリオ出現区域」は、シナリオ1、シナリオ9、シナリオ10は現状から変化がなかったものの、シナリオ2及びシナリオ11では22箇所が抽出され、現状と合計して27箇所となった。共に、いたち川に新たに2箇所て分布が期待されたが、分断状況にあった。シナリオ3及びシナリオ12では現状から変化はなく、シナリオ4では現状から2箇所、シナリオ13では1箇所、シナリオ14では2箇所の分布域が拡大した。しかしながら、ネットワークは多少延長するものの、総じて大きな改善は見られなかった。また、シナリオ5では現状から変化はなく、シナリオ6では4箇所、シナリオ7では3箇所、シナリオ8では4箇所の分布域が拡大した。これらはシナリオ2、シナリオ11と同様に、いたち川での分布域の拡大が期待されたが、ネットワークは分断状況にあった。シナリオ15では、21箇所が抽出され、現状と合計して26箇所となったが、ネットワークは改善が見られなかった。シナリオ16は、シナリオ15と同じ結果となった。

## 4) 議論

### ①現状のエコロジカル・ネットワークの評価

現地調査及びにZIPモデルによる予測によるネットワーク図から、各種群とも当該地域全体を網羅するような状態ではなく、ネットワークは分断されている状態にあり、現状でエコロジカル・

ネットワークが形成されていない状況にあることが分かった。グループ A は、1 個体以上が出現する分布域は柏尾川本線の一部を除く全域に広がっているものの、平均個体数以上の分布域は阿久和川、平戸永谷川、いたち川に限定された。阿久和川ではほぼ全域が連結されており、現状でもネットワークが確保されていると予測される。グループ B は分布域が全域に広がっており、一部で分断が見られるものの、おおよそネットワークは網羅されていた。グループ C は、1 個体以上の出現が見込まれる区域は柏尾川本線を中心に連続的に分布しているものの、平均個体数以上の分布域は局所的で、いずれの行動圏においてもネットワークも限定的なものであることが分かった。

各種群で分布域及びネットワークの状況が異なり、複数の種群で評価する必要があることが分かる。各ネットワーク図を重ねてみると、柏尾川本線の下流部やいたち川・関谷川の合流部付近など、共通した分断箇所が見受けられた。また、舞岡川及び関谷川は、少数の分布は確認されるものの、一定以上の個体数は維持されていないことが分かる。特に、いたち川は現状でもトンボ類の生息地として機能している箇所が多数見られるものの、他の河川から分断されている状態にあるため、遺伝的交流が遮断されていることが予測され、急激な環境の変化があった場合に個体群が維持できなくなることが予想される。こうした分断箇所は優先的に整備していくことが求められる。

## ②シナリオによる将来的なネットワークの評価

各シナリオに基づいて作成したネットワーク図から、マトリクスとなる周辺環境を整備することは、都市河川のエコロジカル・ネットワーク形成に効果的であることが分かった。平成 9 年の河川法改正や自然環境への関心の高まりから、生態系を配慮した川づくりが行われてきた。横浜市でも近自然工法を用いた河川改修が進められ、いたち川や阿久和川でも既に施行から十数年経過している(横浜市, 1995)。こうした取り組みや下水整備が進んだことにより生物相が復元してきているとされ、絶滅したとされていたハグロトンボの姿がごく普通に見られるようになった。しかし、結果から分かるように、近自然工法などによる整備が既に行われ、マイクロハビタットの条件が揃っている河川でも、トンボ類の生息が見込めない区域が散見されることから、マイクロハビタットだけでなく、周辺環境の整備という視点も必要であることが明らかになった。

グループ A は ZIP モデルで選択された周辺水域面積率の寄与度合が高かったこともあり、周辺の水域を増加させることで、各区域の生息を促進させる効果が顕著に表れ、一定の個体数に届かなかった区域でも分布が拡大し、ネットワーク状況の改善が見込まれた。特に、現状である程度はネットワークが形成されているものの分断状況にある地域での改善が見られた。また、グループ C では、二項分布モデルでのみ水域面積率が影響していたものの、周辺の水域を増加させることで、平均個体数以上の分布域がいたち川で少ないながらも拡大した。以上から、平戸永谷川やいたち川を中心に、水域を増加させる整備が効果的であることが示唆された。一方で、周辺の樹林地を増加させた場合、グループ B 及びグループ C で、共にネットワークの大幅な改善は見られなかったものの、分布域を拡大させ、一部ネットワークを延長させることが分かった。しかし、グループ B 及びグループ C では、小規模の改変を設定したシナリオでは、分布域の変化は見込ま



れなかったことから、ある程度まとまりのある面積での整備が望ましいことが示唆される。特に、グループ C では、樹林地及び水域を共に増加させた場合、どちらか一方だけを増加させたシナリオに比べ、より効果的に分布域が拡大したことから、樹林と水辺空間の双方を一体的に整備することが望ましい。また、大きな開きはないものの、公共用地などの樹林化と遊水池整備の組み合わせを対象にした整備の方が効果は高かった。これは、低未利用地を分割して割り振ったことに加え、対象河川の近辺に工場用地がまとまっていること、河川に併設された遊水池が点在していることが影響していると考えられる。

しかしながら、周辺環境の樹林地や水域を拡大させるだけでは、分布域の拡大が見込めない種群や箇所があることが分かった。改善が見込まれない箇所については、前節までで明らかになったトンボ類の生息規定要因などを基に、マクロスケールの整備と併せて、ミクロスケールにおける整備を優先的に行い、マイクロハビタットの改善を図る必要がある。

## 5) 小括

本章では、都市河川を軸としたエコロジカル・ネットワークの現状を把握するとともに、生態的知見に基づく整備指針や知見を提示することができた。また、シナリオ毎に分析を行うとともに、その状況を図示することで、それぞれにおけるネットワークの状況を容易に把握することができるようになり、生態・生息情報に基づいた具体的な手法を提示できたと考える。しかし、今回はトンボ類の成虫のみを対象に分析を行っているため、水中の環境要因などの影響は加味しておらず、他の生物群における評価が求められる。また、今回は樹林地・水域の面積率のみでの検証であるため、線形のコリドーという特性を鑑みた連続性、周辺環境との連結性、それぞれの必要なパッチの大きさなどの検証に関する研究が今後求められる。

## 2.2.1 ジャカルタ郊外集落内の小規模池（コラム）の分布・利用実態と消失リスクに関する研究

### 1) 目的

生物多様性を維持し、それによって支えられる生態系サービスを持続的に享受していくために、無秩序な開発を抑制し、農村が有する生物多様性の維持・向上を目指した中・長期的な計画的な開発が求められている(CBD, 2010b)。しかしながら、東南アジアをはじめとした発展途上国では、人口増加に伴う都市の拡大などにより、縁辺部の農村景観はその姿を消しつつあり、樹林地や草地はもちろん、水田や畑地、ため池などの農村景観を構成する空間要素が消失している。農村景観において、ため池などの開放止水環境は、食料資源の供給や洪水緩和、多様な文化の醸成、水生昆虫や両生類・爬虫類などの生物の生息地としての生物多様性の保全といった多面的な機能を有する、持続可能な発展に向けて重要な役割を果たす景観要素である。

経済発展と人口増加の著しいインドネシア・ジャカルタ郊外に残存する農村型集落において、持続的な生態系サービスの享受とそれを支える生物多様性の基盤である小規模池（Kolam; コラム）は、都市的土地利用の拡大や生活スタイルの変化によって放棄・消失が進んでおり、多面的機能からもたらされる生態系サービスの享受・維持のためにも積極的な保全が求められている。しかしながら、その利用実態や消失傾向は明らかになっていない。そこで本節では、持続的な生態系サービスとそれを支える生物多様性保全に向けて、農村景観の変容とその要因の解明の一助として、コラムの分布と管理・利用実態の把握と消失するコラムの特性を明らかにすると共に、保全に向けた指針を検討する。

### 2) 研究方法

#### ①小規模池（コラム）について

ジャカルタ郊外地をはじめとした西ジャワ地域では、果樹・熱帯広葉樹で構成された小規模樹林（Kebon; 以下、クブン）や水田を中心とする農地に加え、農村景観を代表する構成要素としてコラムと呼ばれる小規模な池がある。ナマズ類を中心とした魚の養殖池としての利用に加え(宮浦ら, 2014)、農作物の灌漑、釣り堀など多様な用途に用いられ、以前は洗濯や炊事、水浴び（マンディ）、トイレなどの副次的な用途にも利用されていた。また、下水道が整備されていない当該地域において家庭排水などを貯留することで浄化し、特に排泄物は循環する過程で養殖魚の栄養源になり、底泥は肥料として利用されるなど、該当地域における従来の持続的な生活スタイルを支える基盤の一つである。この多用途に用いられる特性を持つ池であるコラムは、日本の灌漑用ため池とは同一定義はできないものの、タンパク源としての魚類の養殖とそのための施肥、釣り場利用や都市排水の流入など共通点も多く(野村, 1982)、農村景観における開放水面として果たす地域の栄養源の涵養や貯水、微気候緩和などの機能は相違ないと言える。コラムはおおよそ 10m 四方程度の小さな池で、近隣住民が個人でそれぞれを所有・管理しており、多くは各住居の裏手や周辺に併設されている。集落内部もしくは集落縁辺に分布し、複数が隣接・連続して設置されてい

るものもある。周辺環境は家屋や庭、水田や耕作地、クブ内部など多岐に渡り、堤にバナナやパイナップルなどの果樹が植栽されているものが目立つ。

また、コラムはトンボ類をはじめとした止水環境に依存する水生生物のハビタットとなっており、一部では雨季に *Rhacophorus* sp. などのカエル類の卵塊や幼生、それを捕食する大型のゲンゴロウなどが確認され、生活サイクルの一時期を水辺環境で過ごす生物種にとっては重要なハビタットになっていることが伺える。しかしながら、生物生息空間をはじめとしたコラムが持つ多面的機能に関する評価・研究は行われておらず、保全策の検討は不十分である。コラムは個人ベースでの利用・管理が基本であるため、行政主導の計画などに組み込まれておらず、利用実態は明らかになっていない。

## ②調査対象地及び調査方法

インドネシア・ジャカルタ特別州 (DKI Jakarta) の西部に位置するタンゲラン市 (Kota Tangerang) のポリスガガ (Poris gaga) 集落で、集落内のコラムの分布及び利用実態に関する調査を行った。タンゲラン市はジャカルタのベッドタウンである郊外都市で、人口増加に伴う住宅地開発が進み、集合商業施設や工業用地などの都市的土地利用が拡大している地域である。一方で、旧来の住宅様式や生活環境が残っている農村型集落 (Kampung) が点在しており、対象地であるポリスガガ集落もその一つである。

調査対象は、ジャカルタ都市 (jabodetabek) 圏で作成された 500m×500m メッシュのうち、リスガガ集落を内包するメッシュを基本とし、集落内とその縁辺部に点在するコラムを範囲とした。コラムの分布調査は、ハンディ GPS (Garmin GPSMAP 62SJ) で位置情報を記録するとともに、航空写真上に位置と形状を記録した。併行して、所有者・近隣住民にヒアリングを行い、利用実態 (所有者・管理者、利用/放棄、用途、ゴミの投棄の有無) などを記録した。過去の航空写真で存在が確認できるものとヒアリングによって存在を確認できたものについても、位置と利用実態を記録した。聞き取りはインドネシア語を母語とする者を介して行った。足を運んでの調査は、乾期・雨期に 2 回ずつ実施し、2012 年 9 月時点の情報をベースに、その後 (2013 年 2 月、2013 年 8・9 月、2014 年 2・3 月) 状況の変化が確認されたコラムの情報を随時更新した。また、2014 年 8・9 月に補足のヒアリング調査を実施した。また、ヒアリングから、コラムの直接的な利用はないものの、前回調査時と植生状況を比較して、人為的な管理 (水面植生の除去、法面雑草の刈り取りなど) による植生の変化が認められるものを粗放的管理として記録した。貯水状況については、岸から 1m 程度の位置における池底からの水位を鋼製巻尺で計測し、貯水位 50cm 以上を多、10cm 以上 50cm 以下を中、10cm 以下を少、貯水なしに 4 分類した。貯水状況・利用用途の記録の一部として、流入源と水路の状況も現地確認し、その変化も記録した。

## ②分析方法

用途や管理の状態などの利用実態からコラムの特性を把握し、それらの属性による消失リスクと貯水状況の傾向を明らかにするために、利用履歴が得られなかったコラムを除いた 106 箇所を

対象に、DCA（除歪対応分析；Detrended Correspondence Analysis）及びクラスター解析による分析を行った。前節の人為的な管理・利用に関する項目を分析に用いた。同様にカテゴリカル変数に変換し、利用の有無（使用:1、放棄:0）、粗放的管理の有無（有:1、無:0 [図表中:粗放管理]）、各用途（養殖/農業灌漑/釣り堀/家庭排水/その他）の該当（有:1、無:0）、ゴミ投棄の有無（有:1、無:0 [図表中:ゴミ投棄]）、水路の有無（有:1、無:0）家庭排水の流入の有無（有:1、無:0 [図表中:排水流入]）、トイレ（痕跡含む）の有無（有:1、無:0）、現時点でのトイレとしての利用の有無（有:1、無:0 [図表中:現存トイレ]）、法面構成（土:1、その他:0）とした。それぞれ、最終調査時点もしくは消失が確認される直前の調査時点の状況を採用した。DCAの結果の解釈には、各コラムの軸のDCAスコアと分析項目とのPearsonの積率相関係数の値、及び各軸と消失したコラム（消失・一部消失:1、現存:0）、各軸と最低・最高時水位（多:3、中:2、少1:、貯水なし:0）とのPearsonの積率相関係数の値を参考にした。DCAによる序列化の結果算出されたスコアを元にしたクラスター解析により、コラムを分類した。その後、各分割内の消失及び一部が消失したコラムの箇所数、最低及び最高時水位の状況を確認した。

分析にはR 3.1.0 GUI 1.64 Mavericks buildを使用し、DCAではveganパッケージのdecorana()、クラスター解析ではstatsパッケージのhclust(,method="ward.D")を用いた。

### 3) 結果

#### ①分布状況

調査の結果、ポリスガガ集落周辺にはコラムが97箇所、宅地造成や埋立てなどにより消失したものが22箇所、合計119箇所を確認した（図2-4）。コラムの多くは住宅と近接・隣接する形で分布しており、特に現存のものは集落縁辺部の住宅地と農地などの境界付近に分布していた。一方で、集落内部で現存しているものは少数で、他は既に宅地化されていたか、4期目の調査までに宅地化されてほぼ消失した。

4期の調査のうち、初回時点で既に消失していたものが7箇所、調査期間中に消失したものが15箇所、新たに造成されたものが7箇所であった。消失したコラムのうち、直前まで使用されていたものは3箇所、それ以外は既に放棄されているものだった。消失の理由は、主に住宅建設に伴う埋立てやゴミ溜め化したもので、他に農地化されたものが4箇所、養殖していた魚が死滅し今後の使用予定がなくなったことから埋め立てられたコラムが1箇所あった。他にも、住宅建設などにより一部だけが消失したのや、消失していなくても、そのまま放置されて藪化しているものが数箇所あった。一方で、一度は放棄していたものを整備し直して、再度利用を始めたものが3箇所確認された。また、新設されたものは農地や水路を掘り下げて造られたものだった。

#### ②利用実態

残存しているコラムのうち、現在も使用されているものは45箇所のみで、半数以上が放棄されていることが明らかになった。しかし、コラムとしての積極的な利用があるという証言は得られなかったものの、トイレとしての利用は継続されているものがあつた。他にも、接続している水

路からの家庭排水の流入していることや家庭ゴミの投棄などを確認したなど、消極的な利用がなされているものも複数あった。また、使用されているものでは、定期的な法面の草刈りや水面の水草の除去、周辺の樹木の剪定、ゴミ浚いなどが確認されたほか、放棄されたものでも同様の管理が確認されたものが8箇所あり、積極的な利用・管理はないものの、粗放的な管理状態にあることが明らかになった。こうしたコラムは共通して、農地に隣接しているものだった。

コラムの用途は、既に放棄されたものを含め、魚や釣り餌用の藻類などの養殖、農業用灌漑用水、釣り堀、家庭排水の貯水に大きく分類され、最も多いのが養殖用の54箇所、次いで家庭排水の貯水用36箇所であった(表2-6)。養殖と灌漑用水の用途は重複しているものがあったほか、家庭排水が流入している養殖用や灌漑用のコラムが複数あり、これらの用途は重複している傾向にあった。他にも、水質浄化や井戸工事の呼び水、炊事への使用も確認された。現在も使用しているという証言が得られたもののうち養殖用の用途が最も高く、一方で家庭排水用のコラムの放棄率が高い傾向にあった。また、トイレとして利用もしくはその痕跡が確認できたものは14箇所あり、養殖用で10箇所、家庭排水用で3箇所、灌漑用で1箇所だった。

### ③貯水状況

利用状況により乾期と雨期で貯水状況が大きく異なることが確認された(表2-7)。乾期に実施



図2-4 ポリスガガ集落周辺のコラムの分布

※ 写真 : Google Earth [2012年9月12日撮影] を使用

表 2-6 コラムの主な用途

※ 表内の数字：コラムの利用状況と各用途の箇所数

※ 主の用途に加えて副用途を持っているものもある

利用 状況	主な用途					計	(その他) (トイレ)	
	養殖	農業灌漑	釣り堀	家庭排水	不明			
使用	29	8	2	6	-	45	5	5
放棄	21	3	-	20	8	52	-	9
消失	4	1	-	10	7	22	-	-
計	54	12	2	36	15	119	5	14

した2時期では114箇所のうち69箇所で貯水が確認され、雨期に実施した2時期では113箇所のうち103箇所で貯水が確認された。4時期通して貯水量がなかったものは7箇所で、最高時水位と最低時水位で差が見られたものは39箇所あり、その内7箇所が水位50cm以上から貯水なしまでの変化が確認された。使用されているものは定常的に貯水されており、一定の水量が確保されていた。一方で、放棄されているものの多くは、乾期での調査時には貯水がなく、さらに雨期でも貯水がないか、もしくは貯水量が極めて少ない傾向にあった。

#### ④分析結果

第1軸と第2軸上にクラスター解析で分類したコラム群と調査項目を配置した(図2-5)。DCAの第1軸から第4軸までの固有値(Eigen value)は、0.460, 0.299, 0.249, 0.200であった。第1軸は、消失したコラムと弱い相関( $r: -0.255, p$  値: $<0.01$ )、最多水位( $r: 0.513, p$  値: $<0.001$ )及び最低水位( $r: 0.509, p$  値: $<0.001$ )との相関が見られたが、それ以外の軸では有意な相関は認められなかった。DCA第1軸と分析項目間のPearsonの相関係数については、利用状況( $r: 0.710$ )と強い相関、家庭排水貯留としての用途( $r: -0.768$ )と負の強い相関、ゴミ投棄の有無( $r: -0.670$ )及び家庭排水の流入の有無( $r: -0.658$ )とやや強い負の相関が見られた。第2軸は、養殖の用途( $r: 0.707$ )と強い相関、農業灌漑用の用途( $r: -0.507$ )とやや強い負の相関が見られた(表2-8)。

クラスター解析では、各分割内の消失したコラム数と貯水状況の変動を判断基準に、上から3分岐(4分割)までを採用した(図2-6)。その結果、分析に用いた106箇所のコラムの内、第1群に25箇所、第2群に27箇所、第3群に33箇所、第4群に21箇所が分類された。第1分割で第3群とそれ以外が分かれた。次に、第2分割で第1群が分かれ、最後に第3分割で第2群と第4群に分かれた。DCA座標上では、第1群は第2象限を中心に位置し(図2-5)、放棄されたコラム

表 2-7 コラムの貯水状況

※ 多:貯水位50cm以上, 中:10cm以上50cm以下, 少:10cm以下, なし:貯水なし, 消失:調査時に消失済み

貯水状況	利用状況			計	
	使用	放棄	消失		
最高時 水位	多	22	13	2	37
	中	15	11	5	31
	少	8	24	3	35
	なし	-	4	6	10
	(消失)	-	-	6	6
最低時 水位	多	19	2	1	22
	中	16	8	3	27
	少	7	12	1	20
	なし	3	30	12	45
	(消失)	-	-	5	5

で主に構成され、使用中のコラムは分類されなかった(表 2-9)。分析に用いた消失したコラム 20

箇所内、5 箇所が第 1 群に分類された。第 2 群は DCA 第 1 軸及び第 2 軸双方の中心付近に位置し、主に使用されているコラムで構成され、消失したのは 2 箇所のみだった。第 3 群は第 3 象限に位置し、放棄されたコラムを中心に構成された。消失したコラムの半数を超える 11 箇所が分類された。第 4 群は使用中のコラムを中心に構成され、消失したのは一部が宅地化された 1 箇所と農地化された 1 箇所のみだった。

各コラム群の貯水状況の傾向については、第 2 群と第 4 群は最高時と最低時の水位変動が見られたものはともに 6 箇所のみで、最高時に貯水量がなくなるものは無く、最低時でもごく少数だった(表 2-9・図 2-6)。一方で、第 1 群と第 3 群は最低時に貯水がない状態にあるものが多く、特に第 3 群については最高時でも貯水がない状態もしくは水量が少ないものが大半を占めた。第 1 群については、最高時と最低時の水位変化が激しく、14 箇所に変化が認められ、13 箇所が最低時に貯水がなかった。

#### 4) 議論

##### ①コラムの分布・利用実態の特性

おおよそ 500m 四方の範囲内に多数の小規模コラムが確認された(図 2-4)。他にも、現時点での聞き取りでは過去の様子や用途は確認できなかったも

表 2-8 第 1 軸・第 2 軸の DCA スコアと  
分析項目間の Pearson の相関係数

分析項目	DCA1		DCA2	
	r	p value	r	p value
利用の有無	<b>0.710</b>	2.20e-16 ***	-0.205	0.0350 *
養殖	<b>0.350</b>	2.33e-04 ***	<b>0.707</b>	2.20e-16 ***
農業灌漑	<b>0.414</b>	1.03e-05 ***	<b>-0.507</b>	2.91e-08 ***
釣り堀	<b>0.449</b>	1.36e-06 ***	-0.037	0.707
家庭排水	<b>-0.768</b>	2.20e-16 ***	<b>-0.399</b>	2.24e-05 ***
その他	0.128	0.192	<b>0.357</b>	1.75e-04 ***
粗放管理	-0.099	0.314	<b>0.380</b>	5.78e-05 ***
ゴミ投棄	<b>-0.670</b>	4.17e-15 ***	-0.064	0.515
水路	0.195	0.0453 *	<b>-0.435</b>	3.24e-06 ***
排水流入	<b>-0.658</b>	1.90e-14 ***	<b>-0.356</b>	1.82e-04 ***
トイレ	0.076	0.440	-0.183	0.0602
現存トイレ	0.062	0.526	<b>-0.255</b>	8.28e-03 **
法面構成	<b>-0.339</b>	3.82e-04 ***	0.169	0.0842

表 2-9 各コラム群の利用状況及び貯水状況

※ 利用状況 (消失:調査終了時まで消失,一部消失:部分的に消失,農地化:農地に転用)

※ 水位 (多:貯水位 50cm 以上,中:10cm 以上 50cm 以下,少:10cm 以下,貯水なし)

ため池群	第1群	第2群	第3群	第4群	計	
計	25	27	33	21	106	
利用 状況	使用	-	24	5	16	45
	放棄	20	1	17	3	41
	消失	4	2	8	-	20
	(一部消失)	1	-	2	1	4
	(農地化)	-	-	1	1	2
最高 時水 位と 最低 時水 位と の変 動	多-多	2	9	2	7	20
	多-中	2	-	-	3	5
	多-少	-	2	-	-	2
	多-なし	6	1	-	-	7
	中-中	3	9	7	5	24
	中-少	1	-	-	-	1
	中-なし	3	1	3	-	7
	少-少	4	3	6	3	16
	少-なし	2	2	8	3	15
なし-なし	2	2	8	3	15	

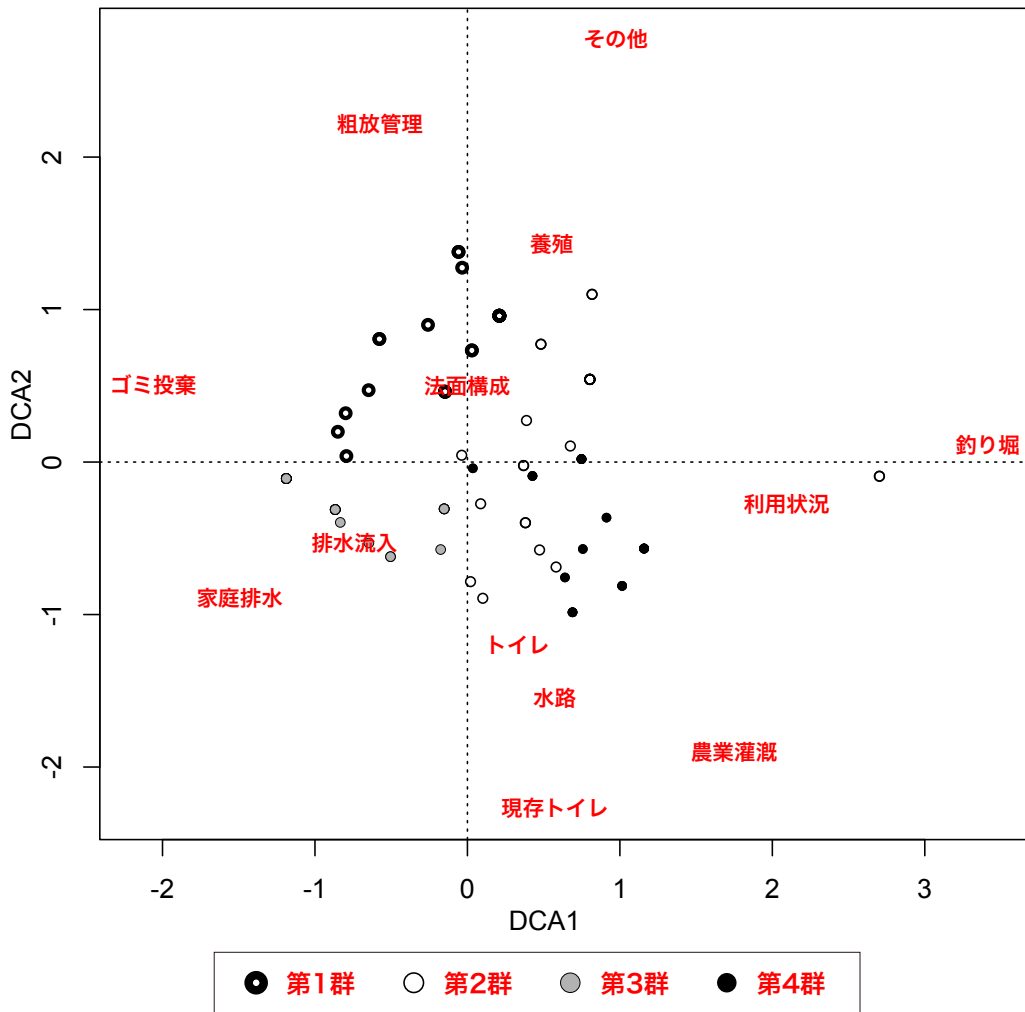


図 2-5 DCA 分析結果及びコラム群の分類

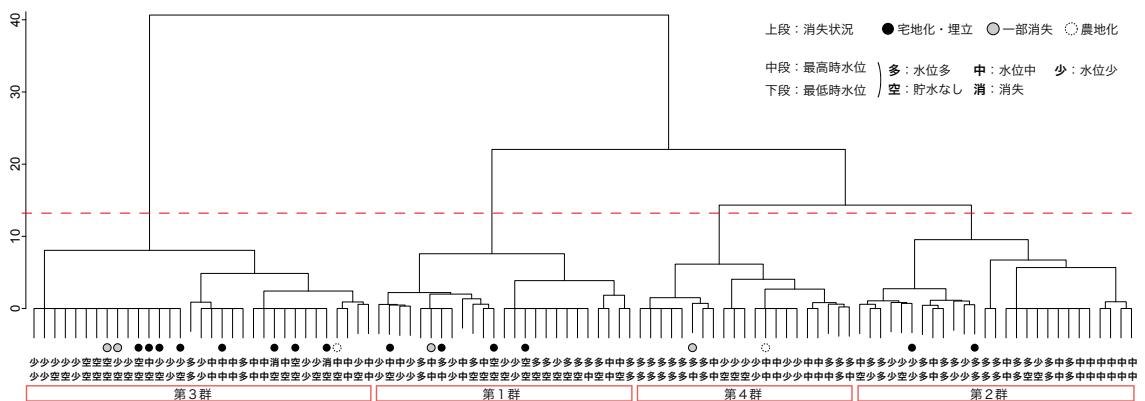


図 2-6 クラスタ解析結果と各コラム群の消失状況及び貯水状況



の、コラムであったとおぼしき窪地を数箇所確認したことから、既に宅地化されてしまったものを含め、以前はさらに高密度にコラムが分布していたと考えられる。集落内の隙間に残されたコラムの殆どは宅地化され消失しているものの、複数のコラムが存在していたことが確認されたことから、養殖などの生活資源、トイレとして利用するために、各住居に併設されていたことが推察できる。しかし、養殖魚の消費低下や浄化槽の導入などのライフスタイルの変化により使用頻度が減ったことと相俟って、人口増加に伴って住宅地がスプロールする過程で消失していったことが窺える。一方で、現存しているコラムの多くは集落の縁辺部に存在していた。灌漑用はもちろん、養殖用は農地に隣接して築造されていた。また、家庭排水の貯留用は、住宅の背後や集落外縁の耕作放棄地などの荒地に分布が集中している傾向がある（図 2-7）。

日本の灌漑用ため池の事例ではあるが、放棄されやすいため池の特徴に、個人管理、小規模であるという特徴があり、米の価格低迷や設備投資負担の増加による採算性の悪化、農業の衰退が理由であることも示されている（田中ら, 2011）。当研究では各コラムの貯水量などの規模は把握していないものの、比較的小規模な池敷面積のものほど消失し、微高地縁辺部の大きなものが残されている傾向がある。これは魚の消費量や市場価格の低下などの諸変化に伴って生産性や貯水収容量が低いコラムほど放棄されていることに加え、集落は微高地上に形成されており、低地の水田地帯は 1~1.5m 程度標高が低いため、集水力が高い縁辺部にコラムの多くが設置されていることが示唆される。また、低地部は降水量の多い時には洪水により水没することから、住宅などの開発から取り残されてきたことが推察される。しかし、上流部の開発や降水量の不安定などにより、洪水時の養殖魚の流出や生育期の水量の不足などによる死滅などの被害から、使用を断念することがヒアリングから明らかになっている。さらに、鉄道の延伸計画や住宅需要から開発業者による低地部の農地などの買い取りが進んでいることと相俟って、こうしたコラムも近い将来に姿を消すことが予測される。

## ②コラムの消失プロセスと消失リスク

分析の結果、DCA 第 1 軸は使用状況、家庭排水貯留、ゴミの投棄、家庭排水の流入が関係していることから、利用状況と消極的利用の尺度を表していると判断した。第 1 軸に沿って、消失したコラムが集中した第 1 群と第 3 群は下方に位置し、一方で使用されているコラムを中心に構成されている第 2 群と第 4 群が上方に位置したことから、消失するコラムの特性として、まず放棄されていて、特に家庭排水の貯留やゴミの投棄などの消極的な利用があるものであることが分かる。今回は、水質などの定量的な調査は行っていないものの、こうしたコラムは外見上の汚濁が著しく、悪臭や蚊などの害虫の発生源になっている。ヒアリングの中でも、状態が悪化したものを選定して、新設住居の排水の流出先やゴミの投棄場所としているという証言があった。このような状態になったコラムは改善・再使用が困難であり、近年の住宅需要に後押しされる形で埋立てが行われていることが示唆される。

第 2 軸は養殖、農業灌漑用、水路の有無が関係していることから、積極的かつ多様な用途の強度を表していると判断した。第 2 軸に沿って、第 1 群が上方に、第 3 群が下方に分かれた。また、



図 2-7 主な用途別のコラムの分布と土地利用状況 (2014年3月時点)

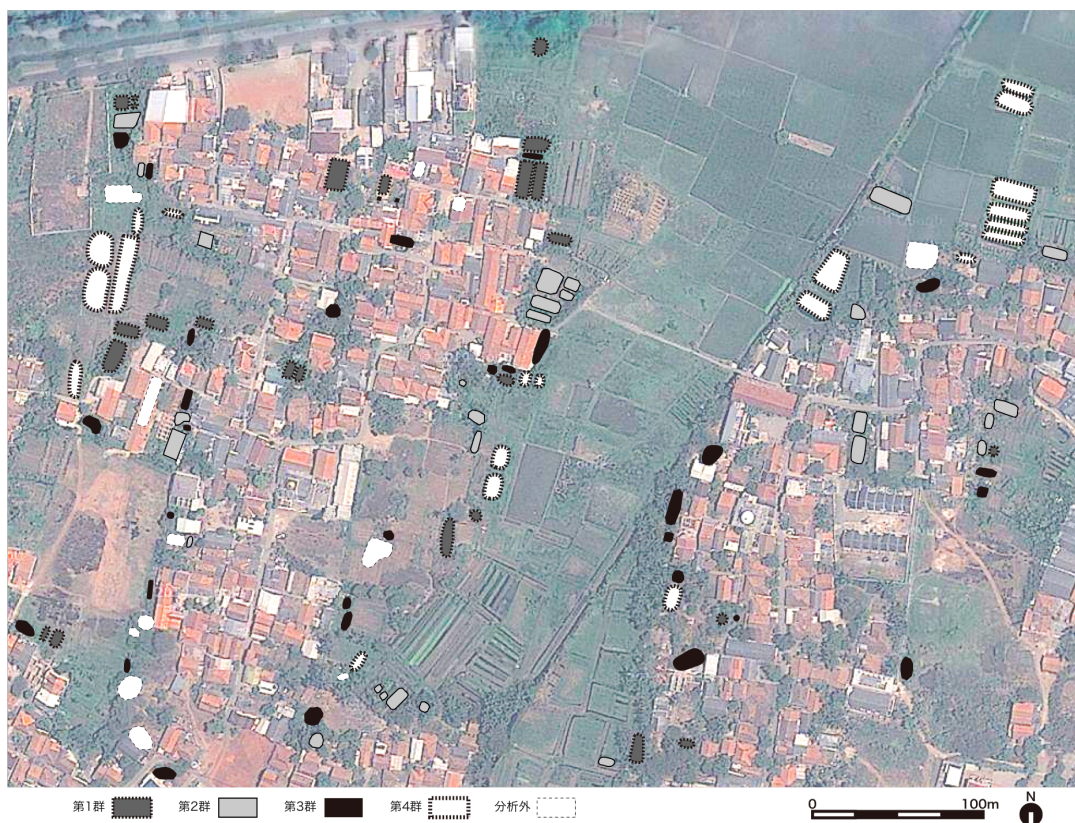


図 2-8 各コラム群の分布状況

第2群と第4群の内、特に第4群が第2軸下方に集中した。DCA座標上では、消失したコラムの箇所数が最も多い第3群は家庭排水貯留の近くに位置し、他の消失したコラムを含む第1群と第2群は、養殖の近くに位置した。完全に消失したコラムが分類されなかった第4群が農業灌漑用の近くに位置した。経済成長が著しいインドネシアでは、都市郊外の農村型集落においても生活習慣が変化しており、コラムの積極的な利用習慣も失われつつあることが伺える。ベトナムでの事例では、素掘りの池をトイレ併設の養殖池として利用していたものの、諸変化により利用機会は失われ、埋め立てられたとされる(帯谷, 2011)。現存のコラムのうち、養殖用が最多であったが、一方で放棄されている箇所数も多かったことから、特に養殖用のコラムはこうした生活習慣などの変化による利用機会の減少が影響していることが示唆される。

ヒアリングの結果から、養殖池や釣り堀として積極的な利用が図られているコラムは、雨水や湧水、農業用灌漑水路からの引き込みで水を確保しており、トイレとしても利用し排泄物の循環は行うものの、生活排水などの汚濁水は流入しないように配慮していた。排泄物は循環の過程で養殖魚の餌となることを理解して、トイレとして利用している。一方で、合成洗剤などを含む生活排水は、魚の育成阻害や死滅を引き起こす可能性があるため、排水の流入を避けているという証言を得た。排水が流入していたとしても、一戸程度に限られ、コラムが従来持つ浄化能力を超えないようにしていることが窺える。しかし、ライフスタイルの変化、洪水の多発、土地の売却などに加え、家庭排水が流入するようになって養殖としての用途に適さなくなったコラムは、積極的な利用が断念される。しばらくは、家庭レベルでの魚の消費や釣りなど個人的な利用されるほか、堤の草刈りなどの粗放的な管理が行われる。これは、一度使用を中断したコラムを再度養殖に利用した事例があることから、再利用を見越したものであると考えられる。しかし、放棄に加え、近年の人口増加や周辺の住宅増設に伴って、コラムの浄化能力を超えた排水流入による水質汚濁や従来の水源が確保できなくなると、周辺住民のゴミの投棄場所として利用されるようになり乾燥化が進む。ゴミ溜め化したものや悪臭源などのマイナス面が際立つものは、不可逆的な状態にありコラムとしての再利用は図られず、埋め立てられて住宅建設用地として消失する。藪化しているものは、当研究では可逆的なものとして残存扱いしているが、消失とみなせるだろう。分析結果から示されたコラム群は、この一連の消失プロセスと対応していると言え、DCA第1軸下方、第2軸下方に位置する第3群は、利用や管理の状態が低く、かつ積極的利用がなく、消極的利用が進んでいるコラム群であり、消失もしくは直前の状態にあると考えられる。第1群はまだ放棄からの日が浅く、家庭排水の排出先やゴミの投棄場所としての利用がなされておらず、また過去の用途がはっきり示されていることから第2軸の比較的上方に位置したと考えられ、消失する過程の過渡期にあたる状態にあると言える。さらに第2群はDCA第1軸及び第2軸双方の中心付近に位置し、調査項目による傾向が把握しづらいものの、養殖用途の近くに位置していることから、従来のコラムの姿を示していると言えるが、ライフスタイルの変化などに追従する形で放棄が進むことで、今後さらなる消失が進む可能性があるだろう。以上より、消失リスクは第3群、第1群、第2群の順で高く、第4群が最も消失の可能性が低いと判断できる(図2-8)。

### ③コラムの水量と保全上の意義

コラムの水量状況は、利用状況に大きく左右されることが分かった。調査時が乾季後半ではあるものの、放棄されているコラムの多くは貯水がない状態にあり、貯水しているものでもその貯水量は極めて少なかった。コラム群毎の傾向については、第2群と第4群では、ともに6箇所で水位の変化があったものの、おおよそ水量が保たれていた。一方、消失リスクの高い第1群と第3群では、最低水位時に貯水がない状態にあるものが半数を占めた。第3群では、11箇所でも水位変化が確認され、さらに7箇所は通年で貯水がない状態にあり、それ以外も水量が少ないものが殆どだった。第1群については、14箇所でも水位変化が確認され、通年で貯水がない状態にあるものは2箇所のみだった。

開放水面は蒸発の潜熱などによる冷却効果を発揮するとされ(浜田・鈴木, 1996)、屋上に設置された簡易池では水面を定常的に確保することで樹林と同等の蒸発散量を有することが示されている(中村, 2006)。また、池底の露呈がトンボ類の種数や個体数の減少に影響しているとされる(角道, 2009)。以上より、当該地域においては水量が確保されていないコラムが多く存在することから、コラム単体及びそれを包括する農村景観の微気象緩和や通年で水辺環境を利用する生物種の生息・生育空間などを含めた多面的機能が低下していることが窺い知れる。

一方で、一部のコラムは季節変動に応じて、水量が一時期は確保されていることも分かったが、積極的に養殖に利用されているコラムは富栄養状態にある上(宮浦ら, 2014)、強度の管理により水草などの植生が除去される傾向にあり、生物生育空間や植物による蒸散(中村, 2006)などの機能の低下に繋がる。また、家庭排水が流入により貯水量が確保されているものについては水質汚濁が見られる。一方、放棄状態にあっても、乾期に貯水量がなく雨期に貯水が認められたコラムなどでは、家庭排水の流入がなく雨水だけで貯水されていることが多いため、見かけ上の水質汚濁は少ない。これらから、現存のコラムのうち、第4群などの使用されているコラムの持続的な利用と管理・利用方法の改善を促すことに加え、放棄・消失過渡期にあるような第2群、第1群に該当するような放棄されているコラムについても保全策を図ることは、生物多様性保全などのコラムの持つ多面的機能の有効性を高める上で有意義であると言える。周辺の開発に伴い排水路が整備されたことで家庭排水の流入がなくなり、一度は放棄していたコラムを再度利用した例が確認された。これは、適切な管理を施すことで、持続的な利用を促進できる可能性を示唆している。

## 5) 小括

本節の結果、ジャカルタ郊外の農村型集落では、多様な利用がなされている小規模池が多数分布している一方で、多くが放棄され、その姿が消えつつあることが明らかになった。利用実態により、消失するコラムの傾向が示されたことは一つの成果であり、当該地域の農村景観を保全する上での基礎情報になる。当該地域では、開発業者による小規模住宅地開発が進められており、本研究の対象であるコラムを含め、従来の農村景観を構成してきた環境は危急的状态ある。補足調査時には、さらにコラムの放棄・消失が進んでいたことから、早急に対応する必要がある。養殖池の存在が住居周辺の植物種の多様性と植物資源の利活用に寄与していることが示されている

こと (Arifin *et al.*, 1996) や市街地の開放水域がもたらす風通しや冷却効果などの緩和性 (深川ら, 2008) を地域住民が重視していることが示されていることから、当該地域の農村景観における生物多様性保全、文化や住環境などの地域ポテンシャル向上のためにも、コラムの保全は重要であると言える。さらに、洪水頻発地帯である当該地域では、治水力を高めるような土地利用が欠かせない。こうした面でもコラムが果たす役割は少なくないことから、生活習慣の変化に伴って積極的な利用がなされなくなっているものの、コラムの持続的な保全・管理が必要である。

## 2.2.2 ジャカルタ郊外の小規模池（コラム）のトンボ相と微視的環境及び管理・利用実態の関係に関する研究

### 1) 目的

人口増加が著しいインドネシア・ジャカルタ近辺では、住宅地などの都市的土地利用の拡大やライフスタイルの変化などにより、都市郊外に残されている農村景観は失われつつある。前節の結果から、当該地域の独自の景観要素の一つである小規模池（コラム）が消失傾向にあることが分かった。コラムは地域住民の生態系サービスの享受とそれを支える生物多様性の基盤である。生活習慣の変化に伴って積極的な利用がなされなくなっているものの、地域の生物多様性の保全などの多面的機能を維持し、持続的に生態系サービスを享受していくためにも、コラムの持続的な保全・管理が必要である。

コラムをはじめとした都市に内在する環境要素は、人間活動による圧力を受け、その状態は大きく左右される。前節では、コラムの分布状況や利用実態、その特性に伴う消失リスクを明らかにし、保全の優先度を提示した。しかしながら、生態系サービスを支える生物多様性を維持・向上させるには、生物多様性の状況を定量的に把握し、それに基づいた具体的な保全策を提示する必要がある。こうした中で本研究では、人間の生活に密接に関係するコラムを対象に、小規模止水環境のトンボ類の種多様度・種構成に影響を与えるマイクロハビタット、及び利用実態に伴う人為的圧力に関する要因を明らかにすることを目的とする。トンボ類の生息に寄与する要因から、当該地域における生物多様性の基盤としてのコラムの保全・整備のあり方を検討する。

### 2) 研究方法

#### ①調査対象地及び調査方法

前節と同じく、インドネシア・タンゲラン市のポリスガガ集落を対象に、集落内に点在するコラムに出現するトンボ類の種および個体数の調査を行った。調査対象は、ジャカルタ都市（jabodetabek）圏で作成された500m×500mメッシュのうち、植生や周辺環境、管理や利用の状態を考慮し、30箇所のコラムを調査対象に選定した（図2-9）。これらのコラムは、相互が近接しているものも含まれる。調査対象のコラムにおいて、水面及び周囲5m程度の範囲内に出現するトンボ類の種名・個体数及びを記録した。1箇所あたりの調査時間は20分程度とし、コラムの周囲をくまなく踏査し、確認し得る個体を全て記録した。調査時期は、乾季にあたる2012年9月・2013年8・9月及び雨季の2013年2月・2014年2・3月に実施し、晴天もしくは薄曇りの9時-16時の概ねトンボ類が活動する天候・時間帯を選択した。トンボ類は種によって活動する時間帯が異なるため、各回でそれぞれのコラムでの調査時間帯がばらつくように配慮した。調査は著者1人で行った。また、調査時期に貯水がないコラムについては調査・記録を行わなかった。

#### ②微視的環境要因及び管理・利用実態に関する項目

コラムにおけるトンボ類の生息に関与する要因として、コラムの形態や植生、水質などの微視

的な環境要因、及び人為的な管理・利用などに関する項目を記録した。コラムの敷設面積を代替する数値として周囲長を記録した。おおよそ垂直に延びる部分を1つの岸とし、50mメジャーを用いて各岸の堤頂部の延長長を計測し、合計値を周囲長とした。岸法面の高さ及び延長長は、水面から堤の頂部までを端点とし、鋼製巻尺を用いて各岸で計測し、その平均値を用いた。岸法面の傾斜は、クリノメーターを用いて各岸法面の傾斜角を計測し、その平均値を用いた。水深は、岸の水際から1m程度の位置における池底からの水位を、鋼製巻尺を用いて各岸で計測し、その平均値を用いた。

水生植生の水面被覆率は、各調査時期におけるそれぞれのコラムの水面全体の被覆率を記録した。水面水生植生の多様度は、被覆・分布形態で水生植物を5分類し、各調査時期における各分類の被覆度の積算値から多様度(Shannonの多様度指数 $H'$ )を算出した。水際被覆率は、岸に接して被覆する水生植物の水際延長に対する割合を記録した。法面被覆率は、岸法面全体に対する被覆率を記録した。緑陰率は、周囲の樹木などによる陰の水面全体に対する被覆率を記録した。高中層被覆率は、コラムの堤から5m周囲内における高中木(3m程度以上)の被覆率を記録した。また、低層被覆率は、同様に5m周囲内における灌木や草本の被覆率を記録した。これらの調査はトンボ類の調査と同時にを行い、調査時期に貯水がないコラムについては、水生植物に関する項目は調査・記録しなかった。



図 2-9 対象地域のコラムの分布及び調査実施箇所

※ 写真 : Google Earth [2012年9月12日撮影] を使用

pH、電気伝導度、浮遊物質濃度（濁度；以下、SS）、溶存酸素濃度（DO）、化学的酸素要求量（COD）、水温、塩素濃度は、多項目水質計を用いて現地で記録した。亜硝酸態窒素濃度（NO<sub>2</sub>）、硝酸態窒素濃度（NO<sub>3</sub>）、アンモニア態窒素濃度（NH<sub>4</sub>）、リン酸態リン濃度（PO<sub>4</sub>）、全窒素濃度（TN）、全リン濃度（TP）は、各コラムで水質サンプルを採取して持ち帰り、分析機器を用いて測定した。

各コラムの利用・放棄の状況、用途、ゴミの投棄の有無などの人為的な管理・利用などに関する項目については、所有者・近隣住民にヒアリングを行った。聞き取りはインドネシア語を母語とする者を介して行った。また、ヒアリングでコラムの直接的な利用はないとされたものの、前回調査時と植生状況を比較して、人為的な管理（水面植生の除去、法面雑草の刈り取りなど）による植生の変化が認められるものを粗放的管理として記録した。利用実態の一部として、家庭排水の流入の有無とその流入源となる住居の戸数、水路の状況、法面構成についても現地確認した。法面構成は、土もしくはその他（人工物・竹杭など）に分類し、各コラムの岸全体の大半を占めるものを記録した。

分析に際して、植生及び水質については、コラムに貯水がないため調査を実施しなかった時期を除き、各項目の記録回数で平均した値を算出した。植生については、百分率（%）を逆正弦変換した値を算出した。また、消失もしくは大幅な改変があったため、調査実施済みのデータを使用できなかったものについては、全体の平均値を割り当てた。最終的に、形態・植生・水質に関する各項目及び家庭排水の流入源戸数については、上記に準じて算出した値を標準化したものを使用して分析を行った。利用実態に関する項目はカテゴリカル変数に変換し、利用の有無（使用:1, 放棄:0）、粗放的管理の有無（有:1, 無:0）、各用途（養殖用/農業灌漑用/釣り堀/家庭排水貯留/その他用途）の該当（有:1, 無:0）、ゴミ投棄の有無（有:1, 無:0）、水路の有無（有:1, 無:0）家庭排水の流入の有無（有:1, 無:0）、トイレ（痕跡含む）の有無（有:1, 無:0）、現時点でのトイレとしての利用の有無（有:1, 無:0）、法面構成（土:1, その他:0）とした。それぞれ、最終調査時点もしくは消失、大幅な改変が確認される直前の調査時点の状況を採用した。各項目の調査実施時期については表 2-10 に記す。

#### ④分析

各コラムに出現したトンボの分布状況と前述の微視的環境要因及び管理・利用実態に関する項目との関係を明らかにするために、パス解析を行った。本研究で対象としているコラムは、地域住民の生活基盤として密着した空間であり、コラム自体が持つ微視的環境要素が相互に影響し合っているだけでなく、人為的影響も作用していることから、それぞれの要因を直接効果・間接効果に分けて、トンボ類の分布・組成に寄与する要因の解明と変数間の因果・作用関係を明らかにすることを試みた。

目的変数には、各コラムにおけるトンボ類の合計出現種数、種群数、及び種数・種群数に対する多様度（Simpson の多様度指数  $D$ ）を用いた。TWINSPAN (Two-Way Indicator Species Analysis) を用いて、各コラムで記録されたトンボ類の種組成及び出現頻度に基づいて分類を行った。1 地点のみでしか記録されなかった種は分析から除外し、30 箇所・14 種で分析を行った。pseudospecies



表 2-10 微視的環境要因及び管理・利用実態に関する項目と調査実施時期

要素	要因・項目	単位	調査時期				
			2012/09	2013/02	2013/09	2014/03	2014/08
コラム形態	周囲長	m			○		
	法面高さ	cm			○		
	法面延長長	cm			○		
	法面傾斜	度(°)			○		
	水深	度(°)	○	○	○	○	
植生	水面植被率	度(°)	○	○	○	○	
	植生多様度	-	○	○	○	○	
	水際植被率	度(°)	○	○	○	○	
	法面植被率	度(°)	○	○	○	○	
	水面緑陰率	度(°)	○	○	○	○	
	高中層植被率	度(°)	○	○	○	○	
	低層植被率	度(°)	○	○	○	○	
水質	pH	-	○	○		○	○
	水温	度(°C)	○	○		○	○
	電気伝導度(EC)	mS/m	○	○		○	○
	浮遊物質濃度(SS)	mg/L	○	○		○	○
	溶存酸素濃度(DO)	mg/L	○	○		○	○
	化学的酸素要求量(COD)	mg/L	○	○		○	○
	塩素濃度	mg/L	○	○		○	○
	亜硝酸態窒素濃度(NO2)	mg/L				○	
	硝酸態窒素濃度(NO3)	mg/L	○	○		○	○
	アンモニア態窒素濃度(NH4)	mg/L	○	○		○	○
	リン酸態リン濃度(P04)	mg/L	○	○			
	全窒素濃度(TN)	mg/L				○	○
全リン濃度(TP)	mg/L				○	○	
管理・利用	利用	1/0	○	○	○	○	
	用途	1/0	○	○	○	○	
	養殖用	(1/0)	○	○	○	○	
	農業灌漑用	(1/0)	○	○	○	○	
	釣り堀	(1/0)	○	○	○	○	
	家庭排水貯留	(1/0)	○	○	○	○	
	その他用途	(1/0)	○	○	○	○	
	粗放的管理	1/0	○	○	○	○	
	ゴミ投棄	1/0	○	○	○	○	
	水路	1/0	○	○	○	○	
	家庭排水流入	1/0	○	○	○	○	
	トイレ	1/0	○	○	○	○	
	現存トイレ	1/0	○	○	○	○	
	法面構成	1/0	○	○	○	○	
家庭排水の流入戸数	戸				○		

cut revel には、それぞれの種の累積出現回数（最大4回）を用い、cut revel を 0, 1, 2, 3, 4 に設定した。分析には、MjM 社の PC-ORD for win ver. 5. 20 を使用した。選好する環境の類似する種を分類することで、調査時に確認できなかった種の潜在的な出現可能性を加味した分析、及び種群毎の傾向を把握することができる。

説明変数には、前述の微視的環境要因及び管理・利用実態に関する項目を用いた。類似する説明変数である法面の高さと延長長の間には、相互間に強い相関が認められたことから、多重共線性の除去するために、各目的変数に対してより相関の高い応答が見られた法面の高さのみを分析

に採用した。分析に用いる要因・項目を選択するために、事前に、各要因・項目の相互間の応答と、それらのトンボ類の合計出現種数、種群数、種・種群の多様度、各種群の個体数に対する応答を確認した。連続変数同士では相関分析を行い、やや強い相関(Pearson の積率相関係数; $r > \pm 0.40$ )が認められた変数を、トンボ類の生息に影響を及ぼす直接要因・間接要因として、各モデルの分析に採用した。また、連続変数変数に対するカテゴリカル変数の応答は t 検定もしくは F 検定、及びカテゴリカル変数同士では  $\chi^2$  検定を行い、統計的に有意な差 ( $p < 0.1$ ) が見られたものを分析に採用した。但し、因果・作用関係として矛盾するものは採用しなかった。これらの変数の内、各目的変数との応答が見られたものに直接要因として 1 次パスを引き、直接要因とする変数との応答が見られる変数に間接要因として 3 次パスまで引いたものを初期モデルとした。また、目的変数に対するコラムの用途などの人為的な要因は、生態学的な解釈などをもって直接的な因果・作用関係を説明できなくとも、今回設定した変数では説明しきれない潜在的な影響があるものとして、直接要因にも採用した。モデルの選択に際して、初期モデルから統計的有意水準 ( $p < 0.1$ ) を満たしていない変数を z 値の低い順に取り除いた。すべての変数が有意水準を満たした段階で、修正指標及びモデルの適合度を確認しながら、事前の相関分析・検定などから対応すると考えられる変数の加除、パスの追加を行った。推奨される修正 (修正指標の値が 3 以上) が見受けられなくなったモデルを、各目的変数における最終モデルとした。修正指数から判断して追加した変数については、統計的有意水準を満たしていないものも含む。一連の分析には統計ソフト R 3.1.0 GUI 1.64 Mavericks build を使用し、パス解析には lavaan パッケージの sem()、修正指数には modificationIndices() を用いた。

また、前節で得られた特性を基に分類した各コラム群(図 2-5・2-6)におけるトンボ類の分布状況を確認した。

### 3) 結果

#### ①トンボ類の生息状況

4 時期の調査を通して、18 種・合計 1643 個体が確認された。1 箇所あたりの最大種数は 10 種、最低種数は 2 種だった。乾季は 15 種・854 個体、雨季では 15 種・789 個体で、各コラムあたりの平均種数や各種の平均出現箇所数にはおおきな差異は見られなかったものの、乾季が若干上回った (平均種数:乾季 5.23 種・雨季 5.10 種;平均出現箇所数:乾季 8.72 箇所・雨季 8.50 箇所)。出現種の分類は、3 段階までの分割結果を採用した。TWINSPAN の結果、出現種は 6 つの種群に分類され、それぞれをグループ A、B、C、D、E、F とした。グループ A に分類されたトンボ類は、開けた水面や草地を好む 3 種、グループ B は比較的小型の均翅亜目の 2 種、グループ C は小型の不均翅亜目の 2 種で構成された。グループ D・E は普遍的に確認される普通種が分類され、特にグループ E はジャカルタ中心部の人工的な水辺環境にも生息する種で、本研究においても全箇所を確認された。グループ F は、木陰や藪に身を隠す種で、樹林やブッシュの内部や縁辺部で確認される 3 種だった。環境選好性や形態、生態的特性などがおおよそ類似した種で、それぞれ分類された結果と言える(表 2-11)。

表 2-11 出現したトンボ類の一覧および TWINSpan による分類

※1 表内記号 - : 分類対象外

学名 (Scientific name)	和名	箇所数	個体数	種群
<b>Zygoptera (均翅目科)</b>				
<b>Coenagrionidae (イトトンボ科)</b>				
<i>Ischnura senegalensis</i>	アオモンイトトンボ	22	251	C
<i>Agriocnemis pygmaea</i>	ヒメイトトンボ	2	26	C
<i>Agriocnemis femina oryzae</i>	コフキヒメイトトンボ	30	669	E
<i>Ceriagrion auranticum</i>		17	162	F
<b>Anisoptera (不均翅目科)</b>				
<b>• Gomphidae (サナエトンボ科)</b>				
<i>Ictinogomphus decoratus</i>		1	1	-
<b>• Aeshnidae (ヤンマ科)</b>				
<i>Anaciaeschna jaspidea</i>	トビイロヤンマ	3	4	F
<i>Gynacantha bayadera</i>		1	1	-
<b>• Libellulidae (トンボ科)</b>				
<i>Brachydiplax chalybea</i>	アオビタイトンボ	9	16	B
<i>Diplacodes trivialis</i>	ヒメトンボ	3	5	A
<i>Lathrecista asiatica</i>	アジアアカトンボ	1	1	-
<i>Potamarcha congener</i>		24	132	D
<i>Crocothemis servilia</i>	タイリクシヨウジョウトンボ	7	13	A
<i>Orthemis sabina</i>	ハラボソトンボ	29	211	E
<i>Neurothemis terminata</i>	ナンヨウベッコウトンボ	1	1	-
<i>Tholymis tillarga</i>	アメイトトンボ	25	69	D
<i>Zyxomma obutsum</i>	コフキオオメトンボ	7	16	F
<i>Pantala flavescens</i>	ウスバキトンボ	10	46	A
<i>Brachythemis contaminata</i>	ヒメキトンボ	11	19	B

各コラム群におけるトンボ類の多様性の状況の違いを把握するために、多重比較検定 (Tukey's Honest Significant Differences もしくは Holm's pairwise t-test) を行った結果、種群多様度及び TWINSpan で分類したグループ C の個体数はコラム群間で差異が認められた。種群多様度では第 2 群と第 3 群のコラムの間で有意な差が見られ ( $p < 0.05$ )、他のコラム群に比べて第 3 群の種群多様度は顕著に低かった (巻末資料-25)。また、グループ C の個体数は第 1 群と第 4 群 ( $p < 0.05$ )、及び第 2 群と第 4 群 ( $p < 0.1$ ) の間に差が見られ、顕著に第 4 群の個体数が多かった (巻末資料-26)。

## ② トンボ相に対する各要因・項目の応答

相関分析及び検定の結果 (表 2-12)、種数にはコラムの周囲長、法面の高さ、D0 が正に、EC 及び SS が負に相関し、トイレ ( $p < 0.05$ ) 及び粗放的管理 ( $p < 0.05$ ) の有無の間に有意な差が見られた。種多様度には、法面高さ、水面植被率、水生植物の植生多様度が正に相関し、その他用途の該当の有無 ( $p < 0.1$ ) の間に差が見られた。種群数には周囲長、及び D0 が正の、EC、水面緑陰率、高中層植被率が負の相関を示し、ゴミの投棄 ( $p < 0.1$ )、トイレ ( $p < 0.1$ ) の有無の間に差が見られた。種群多様度には、法面高さ、pH、D0 が正に、NO<sub>3</sub>、NH<sub>4</sub> が負に相関し、トイレの有無 ( $p < 0.1$ ) の間に有差が見られた。また、種群毎の個体数には、グループ A では周囲長及び法面高さが正に、水面緑陰率、高中層植被率が負に相関し、その他用途の該当の有無 ( $p < 0.01$ ) 及び水路の有無

表 2-12 トンボ類の分布への要因・項目の応答（相関分析・検定の結果）

※1 表内数字：Pearson の積率相関係数 ※2 緑色掛け：正の影響，赤色掛け：負の影響

※3 表内記号 \*\*：有意水準  $p < 0.01$ ，\*： $p < 0.05$ ，.： $p < 0.1$ ，-：有意差なし

要素	要因・項目	多様性				種群(グループ)個体数						共通傾向
		種数	種群数	種多様度	種群多様度	A	B	C	D	E	F	
コラム形態	周囲長	<b>0.600</b>	<b>0.680</b>	0.182	0.164	<b>0.602</b>	<b>0.457</b>	<b>0.499</b>	0.158	<b>0.488</b>	-0.013	正
	法面高さ	<b>0.585</b>	0.376	<b>0.492</b>	<b>0.508</b>	<b>0.491</b>	<b>0.540</b>	0.017	<b>0.628</b>	-0.054	-0.065	正
	水深	0.105	0.207	-0.240	0.118	0.118	0.202	-0.005	-0.102	-0.045	-0.226	
	法面傾斜	0.083	0.027	0.176	-0.024	-0.090	-0.076	-0.311	-0.040	-0.319	-0.222	
植生	水面植被率	0.145	0.296	<b>0.406</b>	0.064	0.270	0.299	0.359	-0.131	<b>0.589</b>	-0.066	正
	植生多様度	0.115	0.208	<b>0.426</b>	-0.008	0.136	0.171	0.233	0.069	<b>0.525</b>	-0.002	正
	水際植被率	0.049	0.149	0.394	-0.043	0.127	0.045	0.153	-0.190	<b>0.538</b>	0.021	正
	法面植被率	0.219	0.343	0.153	-0.106	0.091	0.355	0.148	0.059	<b>0.589</b>	0.004	正
	水面緑陰率	-0.300	<b>-0.486</b>	-0.242	-0.208	<b>-0.584</b>	-0.336	-0.386	0.017	-0.284	0.283	負
	高中層植被率	-0.322	<b>-0.489</b>	-0.193	-0.278	<b>-0.610</b>	<b>-0.464</b>	-0.340	-0.001	-0.185	0.301	負
	低層植被率	0.268	0.311	0.288	0.011	<b>0.180</b>	<b>0.425</b>	0.009	0.033	0.323	-0.130	正
水質	pH	0.272	0.189	0.267	<b>0.416</b>	0.254	<b>0.461</b>	-0.252	0.345	-0.141	-0.183	正
	水温	0.230	0.207	0.190	0.332	0.260	<b>0.484</b>	-0.040	0.137	0.021	-0.203	正
	EC	<b>-0.653</b>	<b>-0.504</b>	-0.096	-0.283	-0.343	<b>-0.487</b>	-0.112	<b>-0.435</b>	0.076	0.132	負
	SS	<b>-0.432</b>	-0.257	-0.141	-0.195	-0.310	-0.297	-0.062	-0.386	-0.072	0.056	負
	DO	<b>0.493</b>	<b>0.402</b>	0.309	<b>0.403</b>	0.208	<b>0.466</b>	-0.137	<b>0.609</b>	0.068	-0.137	正
	COD	-0.194	-0.212	-0.266	-0.139	-0.185	-0.225	-0.241	0.015	-0.061	<b>-0.402</b>	負
	塩素濃度	-0.308	-0.263	-0.101	-0.295	-0.367	-0.348	-0.071	-0.293	0.240	0.178	
	NO2	-0.133	-0.179	-0.242	-0.286	-0.140	<b>-0.430</b>	-0.213	-0.061	-0.109	0.151	負
	NO3	-0.331	-0.304	-0.348	<b>-0.619</b>	-0.155	-0.219	-0.237	-0.300	-0.035	-0.238	負
	NH4	0.013	0.092	-0.060	<b>-0.406</b>	-0.206	-0.152	0.052	-0.048	0.281	0.167	負
	PO4	-0.086	-0.146	-0.315	-0.063	-0.146	-0.194	-0.112	-0.049	-0.131	-0.204	
	TN	-0.137	-0.130	-0.333	-0.279	-0.160	-0.311	-0.057	-0.223	-0.083	0.045	
TP	-0.149	-0.099	-0.328	-0.188	-0.361	-0.280	-0.032	-0.067	-0.125	0.215		
管理・利用	排水流入戸数	0.243	0.291	0.018	0.067	0.080	0.060	0.019	0.362	0.161	0.167	
	利用	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	正
	養殖用	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	農業灌漑用	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	釣り堀	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	家庭排水貯留	-	-	-	-	-	-	*	-	-	*	負
	その他用途	-	-	.	-	**	**	.	-	-	-	正
	粗放的な管理	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	正
	ゴミ投棄	-	.	-	-	-	**	*	-	**	**	負
	水路	-	-	-	-	*	-	.	**	-	**	
	家庭排水流入	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	トイレ	*	.	-	.	-	*	-	*	-	-	正
現存トイレ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
法面構成	-	-	-	-	-	*	-	**	-	*	正	
応答要因・項目(変数)数	7	7	4	6	6	13	6	6	6	5		

( $p < 0.05$ ) の間に有意な差が見られた。グループ B では、周囲長、法面高さ、pH、水温、DO、低層植被率が正に、EC、NO<sub>2</sub>、高層植被率が負に相関し、その他用途の該当の有無 ( $p < 0.01$ )、ゴミの投棄 ( $p < 0.01$ )、トイレ ( $p < 0.05$ ) の有無、及び法面構成 ( $p < 0.05$ ) の間に有意な差が見られた。グループ C は周囲長とのみ正に相関し、利用 ( $p < 0.05$ )、家庭排水貯留 ( $p < 0.05$ ) 及びその他用途 ( $p < 0.1$ ) の該当、ゴミの投棄 ( $p < 0.05$ )、水路 ( $p < 0.1$ ) の有無との間に差が見られた。グループ D では法面高さ及び DO が正に、EC が負に相関し、トイレ ( $p < 0.05$ )、水路 ( $p < 0.01$ ) の有無、法面構成 ( $p < 0.01$ ) の間に有意な差が見られた。グループ E は周囲長、水面及び水際の水生植物の植被率、水生植物の多様度、法面植被率が正に相関し、ゴミの投棄の有無 ( $p < 0.01$ ) との間に有意な差が見られた。また、グループ F は COD とのみ負に相関し、家庭排水貯留の用途の該当 ( $p < 0.05$ )、ゴミの投棄 ( $p < 0.01$ )、水路 ( $p < 0.01$ ) の有無、及び法面構成 ( $p < 0.05$ ) との間に有意な差が見られた。これらの相関は、すべてやや強い相関 (Pearson の積率相関係数： $0.4 < |r| < 0.7$ ) だった。また、トンボ類の分布に及ぼす影響は、おおよそ共通する傾向にあった。

表 2-13 種数を目的変数としたモデルの詳細

効果	目的変数	説明変数 (図表中)	標準化係数	標準誤差	Z値	p
直接効果	種数 (species)	(定数項)	-0.089	0.112	-0.755	
		周囲長 length	0.339	0.115	2.809	**
		法面高さ bankH	0.296	0.115	2.473	*
		粗放的管理 ROUGH	0.188	0.240	2.193	*
		電気伝導度 EC	-0.406	0.150	-2.610	**
間接効果	周囲長	(定数項)	0.278	0.214	1.302	
		その他用途 OT	-0.346	0.308	-3.008	**
		ゴミ投棄 DUST	-0.371	0.238	-5.195	***
	法面高さ	(定数項)	-1.797	0.297	-5.968	***
		養殖用 CT	0.445	0.200	4.969	***
		トイレ Toilet	0.426	0.357	2.942	**
		周囲長 length	0.394	0.126	3.083	**
		ゴミ投棄 DUST	0.353	0.430	2.699	**
	電気伝導度	法面構成 soil	0.326	0.263	3.287	***
		(定数項)	0.086	0.165	0.516	
		塩素濃度 cl	0.505	0.191	2.643	**
		周囲長 length	-0.232	0.160	-1.436	
	粗放的管理	トイレ Toilet	-0.252	0.313	-1.989	*
		(定数項)	1.307	0.166	2.683	**
		ゴミ投棄 DUST	-0.392	0.166	-2.683	**
	塩素濃度	利用 Using	-0.641	0.166	-2.683	**
		(定数項)	0.285	0.197	1.429	
		トイレ Toilet	-0.249	0.317	-1.933	.
		周囲長 length	-0.331	0.126	-2.593	**
		ゴミ投棄 DUST	-0.466	0.540	-2.833	**
モデル適合度		カイ2乗値(自由度) = 24.239(32) GFI =0.977, AGFI =0.936, CFI =1.000, TLI =1.141 AIC =544.709, BIC =588.146, RMSEA =0.000, SRMR =0.077				

## ③パス解析

## (1) 種数

事前の相関分析及び検定の結果から、トンボ類の種数に影響を及ぼす要因に、直接効果として1次パスを7変数から引き、それらの直接要因に応答を示す述べ28変数から2次パスを引いた初期モデルを作成した。最終モデルでは、直接要因に4変数、間接要因に延べ15変数を採用した直接要因では、コラムの規模である周囲長と法面の高さ、及び粗放管理の有無が正に影響し、電気伝導度が負に影響していた(表 2-13・図 2-10)。モデル全体で採用された11の要因・項目の総合効果は、7変数が正に、4変数が負にトンボ類の種数に影響していた(表 2-14)。総合効果ではゴミ投棄の有無が正に作用しているものの、その度合いは小さく、2次までの効果では負に作用していた。また、当モデルでは、植生に関する要因は採用されなかった。

表 2-14 種数を目的変数としたモデルに関する要因・項目の効果

モデル	要因・項目	(図表中)	効果	総合効果	2次までの効果
種数 (species)	周囲長	length	直接+間接	0.618	0.550
	電気伝導度	EC	直接	-0.406	-
	法面高さ	bankH	直接	0.296	-
	トイレ	Toilet	間接	0.279	0.228
	塩素濃度	cl	間接	-0.205	-
	粗放的管理	ROUGH	直接	0.188	-
	養殖用	CT	間接	0.132	-
	ゴミ投棄	DUST	間接	-0.132	-0.095
	利用	Using	間接	-0.121	-
	その他用途	OT	間接	-0.117	-
	法面構成	soil	間接	0.096	-

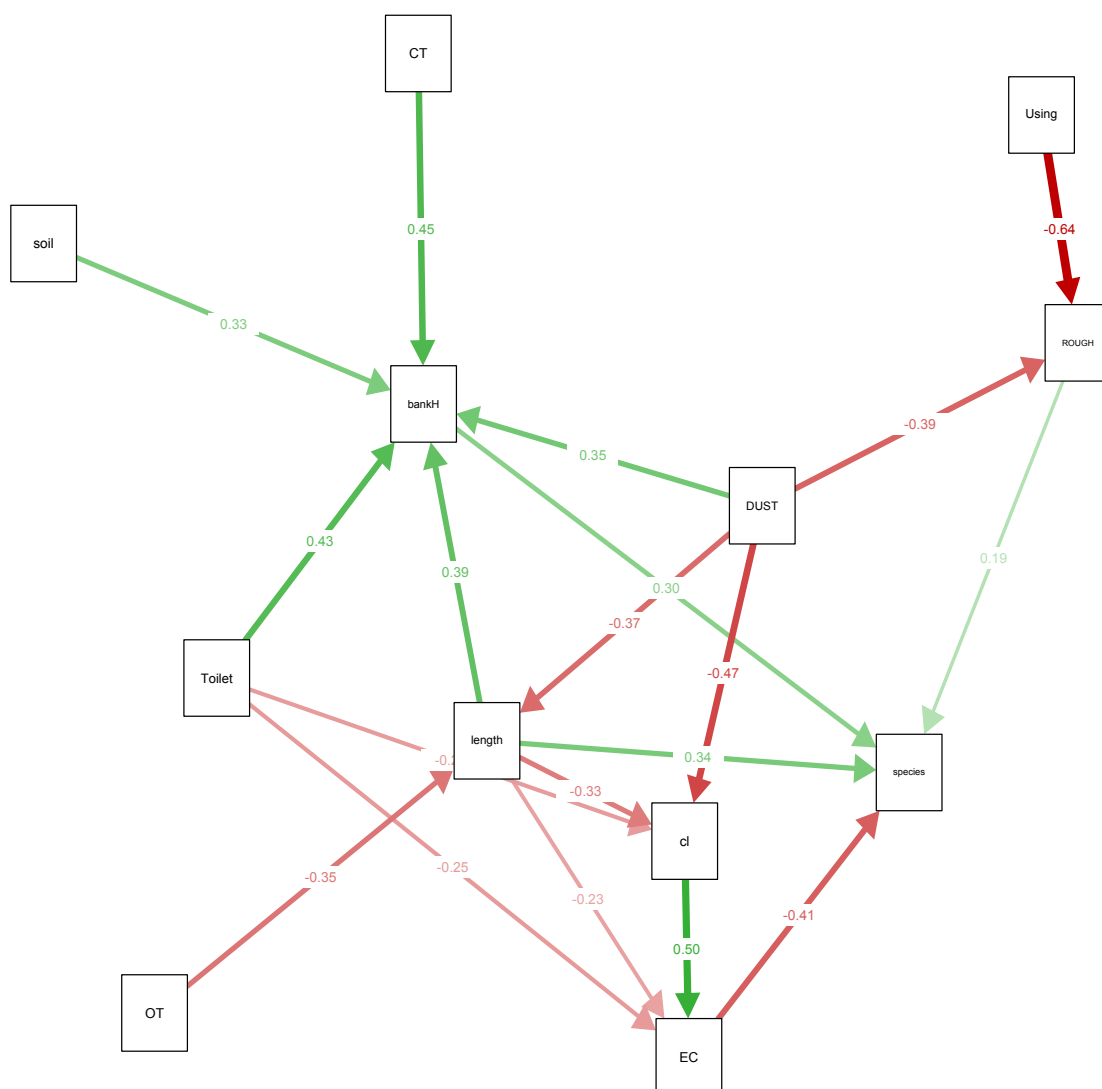


図 2-10 目的変数を種数に設定したパス解析のモデル図

※1 緑矢印：正の効果，赤矢印：負の効果 ※2 より効果の度合いが高いパスが濃く表示されている。矢印の向きは、起点となる要因から到達する要因への作用関係を示している。

表 2-15 種群数を目的変数としたモデルの詳細

効果	目的変数	説明変数 (図表中)	標準化係数	標準誤差	Z値	p
直接効果	種群数 (groups)	(定数項) groups	0.075	0.117	0.637	
		周囲長 length	0.37	0.105	3.502	***
		電気伝導度 EC	-0.378	0.129	-2.985	**
		高中層植被率 VC_sh	-0.215	0.108	-2.004	*
		ゴミ投棄 DUST	-0.267	0.445	-1.994	*
間接効果	周囲長	(定数項) length	0.278	0.214	1.302	
		ゴミ投棄 DUST	-0.371	0.238	-5.195	***
		その他用途 OT	-0.346	0.308	-3.008	**
	電気伝導度	(定数項) EC	0.087	0.165	0.516	
		塩素濃度 cl	0.511	0.191	2.643	**
		トイレ Toilet	-0.255	0.313	-1.989	*
	高中層植被率	周囲長 length	-0.235	0.16	-1.436	
		(定数項) VC_sh	0.033	0.206	0.16	
		水路 DRN	-0.288	0.355	-2.357	*
		その他用途 OT	0.178	0.374	1.263	
	塩素濃度	(定数項) cl	0.256	0.138	1.834	.
		全窒素濃度 TN	0.581	0.105	5.538	***
		ゴミ投棄 DUST	-0.457	0.445	-3.384	***
		トイレ Toilet	-0.242	0.248	-2.412	*
	全窒素濃度	周囲長 length	-0.229	0.108	-2.094	*
(定数項) TN		-0.867	0.148	-5.761	***	
家庭排水流入 DOM		0.57	0.245	4.752	***	
	その他用途 OT	0.352	0.564	1.648	.	

カイ2乗値(自由度) = 20.651 (27)  
 モデル適合度 GFI =0.938, AGFI =0.822, CFI =1.000, TLI =1.119  
 AIC =575.236, BIC =617.272, RMSEA =0.000, SRMR =0.067

表 2-16 種群数を目的変数としたモデルに関する要因・項目の効果

目的変数	説明変数 (図表中)	効果	総合効果	2次までの効果
種群数 (groups)	周囲長 length	直接+間接	0.563	0.519
	電気伝導度 EC	直接	-0.378	-
	ゴミ投棄 DUST	直接+間接	-0.316	-0.404
	高中層植被率 VC_sh	直接	-0.215	-
	その他用途 OT	間接	-0.206	-0.166
	塩素濃度 cl	間接	-0.193	-
	トイレ Toilet	間接	0.143	0.096
	全窒素濃度 TN	間接	-0.112	なし
	家庭排水流入 DOM	間接	-0.064	なし
	水路 DRN	間接	0.062	-

## (2) 種群数

初期モデルでは、種群数に影響を及ぼす要因として、直接要因を7変数、間接要因を述べ27変数で作成した。最終モデルでは、直接要因に4変数、間接要因に延べ14変数を採用した。直接要因では、周囲長が正に影響し、EC、高中層植被率、ゴミ投棄の有無が負に影響していた(表 2-15・巻末資料-27)。モデル全体で採用された10の要因・項目の総合効果は、3変数が正に、7変数が負にトンボ類の種群数に影響していた(表 2-16)。

### (3) 種多様度

初期モデルでは、種多様性に影響を及ぼす要因として、直接要因に 5 変数、間接要因に述べ 55 変数を取り入れたものを作成した。最終モデルでは、直接要因に 5 変数、間接要因に述べ 27 変数を採用した。直接要因では、周囲長が正に影響し、EC、高中層植被率、ゴミ投棄の有無が負に影響していた(表 2-17・巻末資料-28)。モデル全体で採用された 12 の要因・項目の総合効果は、8 変数が正に、4 変数が負にトンボ類の種多様性に作用していた(表 2-18)。養殖用の用途は、総合効果では負に作用しているものの、2 次までの効果では正に作用していた。

### (4) 種群多様度

初期モデルでは、種群の多様性に影響を及ぼす要因として、直接要因に 7 変数、間接要因に述べ 98 変数を取り入れたものを作成した。最終モデルでは、直接要因に 5 変数、間接要因に述べ 19 変数を採用した。直接要因では、P04 濃度、法面高さ、トイレの有無が正に影響し、N03 及び NH4 の濃度が負に影響していた(表 2-19・巻末資料-29)。モデル全体で採用された 13 の要因・項目の総合効果は、7 変数が正に、6 変数が負に作用していた(表-20)。

## 4) 議論

### ① トンボ類の生息に影響を及ぼすコラムの微視的環境要因

#### (1) コラムの規模

コラムの周囲長と法面の高さがトンボ類の生息に影響を及ぼしていることが明らかになった(表 2-21)。両者とも複数のモデルに採用され、正の効果を与えていた。相互に正の相関関係にあることから、コラムの規模を表していると考えられる。ハビタットの大きさは、種の多さ・多様度と相関を示すことは広く議論されており、日本のため池で行われた研究では、より面積の大きい池に構成種数の多い種群が分類されていることが示されており(一ノ瀬・森田, 2002)、今回の結果と相違ないと言える。また、電気伝導度、塩素濃度、窒素濃度などの水質に負に関係しており、より規模の小さいコラムほど富栄養化しているため、コラムの規模は代替的に水量を説明し、間接的にトンボ類の多様度に関与していることが示唆される。

#### (2) 植生の影響

パス解析の結果、種の多様度のモデルにのみ、コラム自体の植生が正に影響した。他節の結果を含め、一般的にトンボ類の生息には水生植物の被度などが関与していることが示されている(生方ら, 2007; 関崎ら, 2012 など)。相関分析の結果を見ると、最も多くの個体数が確認されたコフキヒメイトトンボ(*Agriocnemis femina oryzae*)を含む、グループ E がコラムの植生とやや強い相関があったことから、各種の個体数が加味される Simpson の多様度指数の特性が反映された結果だと言える。今回確認された種の多くは比較的分布が広く、環境を選ばない出現する種で構成されたため、水生植物の存在に左右される種が少なかったことが示唆される。また、水生植物自体も一般的な種で構成され、沈水植物などが分布していなかったことも原因であると考えられる。しかしながら、水辺の植生に関する各要因が種数及び種群数にも有意ではないものの正に相関する傾向にあり、コフキヒメイトトンボを含む小型の均翅亜目は産卵基質に植物体を利用することな



表 2-17 種多様度を目的変数としたモデルの詳細

効果	目的変数	説明変数 (図表中)	標準化係数	標準誤差	Z値	p	
直接効果	種多様度 (simpson)	(定数項)	0.909	0.281	3.123	**	
		法面高さ	bankH	0.638	0.134	4.635	***
		法面構成	soil	-0.465	0.347	-3.467	***
		ゴミ投棄	DUST	0.396	0.430	2.960	**
		水際植被率	C_r	0.436	0.158	2.716	**
		法面植被率	C_b	0.422	0.160	2.586	**
間接効果	法面高さ	(定数項)	-1.697	0.391	-4.282	***	
		養殖用	CT	0.469	0.281	3.686	***
		法面構成	soil	0.323	0.310	2.764	**
		トイレ	Toilet	0.410	0.398	2.548	*
	ゴミ投棄	(定数項)	0.833	0.125	2.000	*	
		利用	Using	-0.408	0.125	-2.000	*
	水際植被率	(定数項)	0.302	0.101	2.939	**	
		水面植被率	C_w	0.618	0.075	8.423	***
		排水貯留用	DW	-0.359	0.159	-6.519	*
		トイレ	Toilet	-0.334	0.255	-3.215	***
		NO2	no2	0.236	0.083	2.778	***
	法面植被率	(定数項)	0.867	0.434	1.961	*	
		養殖用	CT	-0.647	0.244	-5.828	***
		法面構成	soil	0.466	0.289	4.237	***
		ゴミ投棄	DUST	-0.408	0.341	-3.921	***
		利用	Using	-0.471	0.269	-3.508	*
		排水貯留用	DW	-0.344	0.435	-2.287	***
	養殖用	(定数項)	2.242	0.022	45.965	***	
		排水貯留用	DW	-0.515	0.195	-3.485	***
		利用	Using	-0.327	0.103	-2.905	**
水面植被率	(定数項)	0.000	0.133	0.000			
	植生多様度	WV_shannon	0.474	0.123	3.686	***	
法面植被率	植生多様度	C_b	0.436	0.129	3.311	***	
	(定数項)	0.011	0.165	0.067			
植生多様度	NO2	no2	-0.454	0.159	-2.856	**	
	(定数項)	0.218	0.050	1.470			
排水貯留用	ゴミ投棄	DUST	0.523	0.277	2.141	*	
	(定数項)	-0.114	0.171	-0.673			
NO2	法面高さ	bankH	-0.328	0.098	-3.407	**	
	排水貯留用	DW	0.353	0.397	2.629	***	

カイ2乗値(自由度) = 33.324(48)

モデル適合度

GFI =0.972, AGFI =0.940, CFI =1.000, TLI =1.157  
AIC =665.525, BIC =731.381, RMSEA =0.000, SRMR =0.088

表 2-18 種多様度を目的変数としたモデルに関する要因・項目の効果

モデル	要因・項目 (図表中)	効果	総合効果	2次までの効果	
種多様度 (simpson)	法面高さ	bankH	直接+間接	0.638	0.638
	法面植被率	C_b	直接+間接	0.539	0.422
	水際植被率	C_r	直接	0.436	-
	排水貯留用	DW	間接	-0.369	-0.302
	利用	Using	間接	-0.351	-0.360
	水面植被率	C_w	間接	0.269	-
	植生多様度	WV_shannon	間接	0.226	0.098
	トイレ	Toilet	間接	0.116	-
	養殖用	CT	間接	-0.050	0.026
	ゴミ投棄	DUST	直接+間接	-0.017	0.224
	法面構成	soil	直接+間接	-0.008	-0.062
	NO2	no2	間接	0.000	0.103

表 2-19 種群多様度を目的変数としたモデルの詳細

効果	目的変数	説明変数	(図表中)	標準化係数	標準誤差	Z値	p
直接効果	種群多様度 (simpsonGR)	(定数項)		-0.083	0.103	-0.742	
		N03	no3	-0.837	0.071	-10.733	***
		P04	po4	0.654	0.099	6.492	***
		NH4	nh4	-0.364	0.072	-4.798	***
		法面高さ	bankH	0.323	0.134	2.306	*
		トイレ	Toilet	0.168	0.187	2.083	*
間接効果	N03	(定数項)		-0.117	0.089	-1.332	
		P04	po4	0.595	0.073	8.747	***
		家庭排水貯留	DW	0.527	0.768	2.044	*
		ゴミ投棄	DUST	-0.267	1.024	-0.881	
	P04	(定数項)		-0.647	0.212	-2.873	**
		COD	COD	0.667	0.156	4.419	***
		その他用途	OT	0.383	0.231	4.196	***
		家庭排水流入	DOM	0.193	0.157	2.402	*
		養殖用	CT	0.151	0.223	1.456	
	NH4	(定数項)		-0.546	0.13	-4.123	***
		家庭排水流入	DOM	0.435	0.276	3.215	***
	法面高さ	(定数項)		-1.731	0.391	-4.282	***
		養殖用	CT	0.47	0.281	3.686	***
		トイレ	Toilet	0.419	0.398	2.548	*
		法面構成	soil	0.329	0.31	2.764	**
	家庭排水貯留	(定数項)		-0.156	0.038	-1.407	
		ゴミ投棄	DUST	0.516	0.225	2.606	**
		家庭排水流入	DOM	0.287	0.09	2.234	*
	ゴミ投棄	(定数項)		0.833	0.125	2	*
		利用	Using	-0.408	0.125	-2	*
	COD	(定数項)		-0.453	0.157	-2.628	**
		家庭排水流入	DOM	0.373	0.263	2.681	**
		法面高さ	bankH	-0.329	0.134	-2.314	*
	養殖用	(定数項)		2.2	0.036	26.951	***
家庭排水貯留		DW	-0.491	0.198	-3.197	***	
利用		Using	-0.369	0.113	-2.938	**	
その他用途		OT	0.253	0.121	2.465	*	

カイ2乗値(自由度) = 42.275(57)  
 モデル適合度 GFI =0.964, AGFI =0.926, CFI =1.000, TLI =1.159  
 AIC =634.792, BIC =693.642, RMSEA =0.000, SRMR =0.094

表 2-20 種群多様度を目的変数としたモデルに関与する要因・項目の効果

モデル	要因・項目	(図表中)	効果	総合効果	2次までの効果
種群多様度 (simpsonGR)	N03	no3	直接	-0.837	-
	家庭排水貯留	DW	間接	-0.519	-0.441
	NH4	nh4	直接	-0.364	-
	トイレ	Toilet	直接+間接	0.289	0.303
	法面高さ	bankH	直接+間接	0.289	0.323
	家庭排水流入	DOM	間接	-0.217	-0.032
	養殖用	CT	間接	0.159	0.251
	P04	po4	直接+間接	0.156	-
	COD	COD	間接	0.104	0.436
	法面構成	soil	間接	0.095	0.106
	ゴミ投棄	DUST	間接	-0.044	0.223
	利用	Using	間接	-0.041	なし
	その他用途	OT	間接	0.040	なし

表 2-21 要因・項目の総合効果の共通傾向

※1 相関分析・検定との整合性 青色掛け：一致，灰色掛け：不一致

※2 共通傾向 緑色掛け：正の効果，赤色掛け：負の効果

要素	要因・項目	(図表中)	種数 (species)	種群数 (groups)	種多様度 (simpson)	種群多様度 (simpsonGR)	共通傾向 (要因・項目)	共通傾向 (要素)
コラム形態	周囲長	length	0.618	0.563			正	正
	法面高さ	bankH	0.296		0.638	0.289	正	正
植生	水面植被率	C_w			0.269			
	植生多様度	WV_shannon			0.226			正
	水際植被率	C_r			0.436			
	法面植被率	C_b			0.539			
	高中層植被率	VC_sh		-0.215				
水質	電気伝導度	EC	-0.406	-0.378			負	負
	塩素濃度	cl	-0.205	-0.193			負	負
	COD	COD				0.104		
	全窒素濃度	TN		-0.112				負
	NO2	no2			0.000			
	NO3	no3				-0.837		
	NH4	nh4				-0.364		
	PO4	po4				0.156		
管理・利用	利用	Using	-0.121		-0.351	-0.041	負	負
	その他用途	OT	-0.117	-0.206		0.040	負	負
	法面構成	soil	0.096		-0.008	0.095	正	
	養殖用	CT	0.132		-0.050	0.159	正	正
	トイレ	Toilet	0.279	0.143	0.116		正	正
	粗放的管理	ROUGH	0.188					正
	水路	DRN		0.062				正
	家庭排水貯留	DW			-0.369	-0.519	負	負
家庭排水流入	DOM		-0.064		-0.217	負	負	
	ゴミ投棄	DUST	-1.132	-0.316	-0.017	-0.044	負	負

どから(石田ら, 1988)、水生植物はトンボ類にとって欠かせない要素である。特に、水生植物の多様度は直接要因として採用されなかったものの、トンボ類の種多様度を向上させることが分かった。均翅亜目を中心としたトンボ類の個体数に水生植物の種数が正の影響を及ぼしていることや(一ノ瀬ら, 2008)、水生植物の多様度などの指数がトンボ類の多様度に影響していることが示されていることから(Goertzen & Suhling, 2013)、同様に成育形態の異なる水生植物の複数存在することが、トンボ類の多様性を向上させる上で重要であることが示唆される。また、水面の植被率に比べ、水際植被率がより高い効果を与えていた。これは、法面の植生と合わせて、羽化や縄張り行動の際に定位するために利用されていることが考えられる(石田ら, 1988)。さらに、当該地域では浮葉植物である *Ecengondok* (*Eichhornia crassipes*; 和名: ホテイアオイ) が繁茂し、他種などを排他する傾向にある。今回は、形態の異なる水生植物毎の在・不在による傾向は把握していないものの、水生植物の形態による多様度が正に影響していることと併せて、岸から水際に沿って繁殖もしくは張り出す形態の植生が、コラムのトンボ類にとって重要な要素であると考えられる。

一方で、周囲の高中層植被率が種群数に負の影響を及ぼしていた。グループ F 以外の種群の個体数でも負の相関を示したことに加え、多重共線性はなかったものの水面緑陰率と強い正の相関

( $r=0.809$ ,  $p<0.001$ )があったこと、周囲長から負の効果が作用していることから、今回は開放的な水面や草地を好む種で主に出現したことが影響していることが考えられる。他節でも、一部の種群では水面の緑陰を忌避している結果が得られており、概ね同様の傾向だと言える。しかし、樹林やブッシュを利用するグループ F の個体数には弱いながらも正の相関を示しており、種の分類に採用しなかった出現が低頻度の種も樹林内や周囲に樹木があるコラムに出現したことから、個々のコラムでは開放的な水面を確保することでトンボ類の多様度を確保できるものの、樹林に囲まれたコラムなどがあることで地域レベルでの多様性は上がっていることが示唆される。

### (3) 水質の影響

パス解析の結果、窒素濃度 ( $\text{NO}_3 \cdot \text{NH}_4 \cdot \text{TN}$ )、電気伝導度及び塩素濃度が共通して負の効果を及ぼしていることが明らかになった。無機体窒素イオン濃度がトンボ類の複数種の個体数に負の影響を及ぼしていること(一ノ瀬ら, 2008)、アンモニアイオン濃度が高いため池の種組成がより貧相であること(一ノ瀬・森田, 2002)が示されており、おおよそ今回の結果と一致する。また、電気伝導度がトンボ類の個体数(一ノ瀬ら, 2008)や種多様度(角道・日下部, 2004)に影響していること、 $\text{Cl}^-$ イオン濃度がトンボ類の幼虫の生息を規定することなどが示されている(横田ら, 2006)。電気伝導度は溶存イオンの総量を代替する指数であり(中田・塩沢, 2010)、今回測定した無機体イオン濃度では塩素 ( $\text{Cl}^-$ イオン) 濃度とやや強い相関 ( $r=0.608$ ,  $p<0.001$ )があったことから、トンボ類の多様度を低下させるという点は既往知見と一致する。また、相関分析では SS も種数に負に相関しており、濁度の高い地点では種数が低下するとされる知見とも一致する(Silva *et al.*, 2010; Kietzka *et al.*, 2014)。アンモニアやリンなどが土壌吸着するため一般的に SS との相関関係があると言われていたことから、アンモニア態窒素イオン濃度の負の効果などを代替していると考えられる。

一方で、COD、 $\text{NO}_2$ 、 $\text{P}_04$  は、トンボ類の多様性に正の影響を与えているという結果になった。今回の相関分析の結果では総じてトンボ類の多様性と有意な相関は見られず、媒介変数を介して総合効果の値が低下したことなどから、今回測定できなかった要因の効果などを代替的に示している可能性がある。 $\text{NO}_2$  の効果は非常に小さく 0 に近似したものの、正の効果を与えていた。亜硝酸イオンは硝化の過程で生成される副生成物質で、水温の高い当該地域では脱窒が進みやすく、実環境化には殆ど存在しない。こうした分解過程に水中の溶存酸素が影響することから、トンボ類の多様性と正の相関を示した  $\text{D}_0$  の影響を代替していることが示唆される。一ノ瀬ら(2008)の  $\text{P}_04$  濃度がトンボ類の個体数に正の影響を与えているという結果とは一致するものの、その具体的な因果関係は明らかにできなかった。また当該地域では、循環の過程で養殖魚の餌となるプランクトンなどが増殖することを理解して、施肥に加え、排泄物や残飯などをコラムに投入しており、こうした活動がトンボ類の幼虫期の餌資源の増加に関与していることも示唆される。

また、事前の相関分析では  $\text{D}_0$  が種数、種群数及び種群多様度に正の相関を示したが、変数の選択段階で除外され、パス解析には採用されなかった。

これらの水質に関する項目は、それ自体がトンボ類の多様性に影響する微視的環境要因であると共に、人間活動に由来・左右されるものであることから、人為的な利用による影響を代替的に

示していると考えられる。

## ②人為的な管理・利用の状況による影響

住民・利用者の活動は間接的にトンボ類の多様性に影響を与えていることが考え得るが、定量的にその効果は示されていない。そこで当研究では、当該地域の人為的な管理・利用が与える影響を明らかにするために、擬似的な直接・間接要因としてモデルに取り込み、その効果を検証した。

結果から、管理・利用の状況及びその他の用途は、トンボ類の多様度に負に作用する傾向が明らかになった。特にその他用途が確認されたコラムは、主な用途と重複して、副次的な用途としても用いられている。当該地域ではコラムの放棄が進んでいるものの、現在も積極的に利用されているものでは、施肥の投入や管理に伴う水面の植生の除去・草刈り、収穫のための池干しなどが行われているため、水質の富栄養化(宮浦ら, 2014)やトンボ類が依存する水生植物に関する要素の欠如につながっていることが示唆される。

家庭排水の貯留としての用途、排水の流入とゴミの投棄の有無は、総じてトンボ類の多様性に負の効果を与えていた。これらは、主に水質や植生に関する項目を媒介して負に作用しており、水質の悪化に大きく影響した結果であることが分かる。また、排水の流入やゴミの投棄が確認されたコラムは、積極的な利用はなく、比較的小規模なものだった。モデル中では周囲長や養殖を介した負の間接効果としても作用していたことから、収量の小さいコラムは優先的に利用が中断され、放棄・荒廃が進む過程で具体的な用途が失われることで、消極的な利用形態として排水の貯留やゴミの投棄先に選択されていることが伺え、結果的にトンボ類の多様性に悪影響を及ぼしていることが示唆される。

養殖の用途、痕跡を含むトイレ、粗放的管理、水路の有無、法面構成は正の効果と及ぼしていた。こうした要素が正に作用していた点については、前述のコラムの積極的な利用と放棄・荒廃の中間の状態を示していると考えられる。養殖の用途やトイレの利用は積極的な用途を示す項目ではあるが、従来の用途や利用があったことは分かっているものの、現在は利用されていない状態にあるものが多い。一方で、粗放管理や水路の整備がなされているということは、前述の放棄・荒廃状態までに至っていないことを示していると考えられる。法面構成は、法面植生の被度や法面の高さなどを介して正に作用していたことから、前述のハビタットの規模やトンボ類が利用する植生要素を代替的に説明していると考えられる。さらに、規模が異なるものの、コンクリートで護岸された池で、エコトーンの欠如などにより水生昆虫の多様度が下がることが示されている(Nakanishi *et al.*, 2014)。同様の議論として人工物に比べ、土で構成された法面は羽化の際の登坂・定位に適していることも示唆される。さらに、人工物で整備されているコラムは積極的に利用されているため、前述の議論にも適合すると言える。コラムの放棄・荒廃が進んでいるものの、放棄・利用の中断から日が浅く、家庭排水の流入などによってトンボ類の生息に適さない状態には至っていないコラムは、自然化での浄化・復元作用によって一時的にトンボ類のハビタットとして機能していることが示唆される。

また、貯水がない状態のコラムが多数分類されたコラム群では、トンボ類の個体数や多様度が低下することが明らかになった。グループ C に分類されたトンボ類は、産卵基質として水生植物を利用し、年間で発生を複数回繰り返す種である(石田ら, 1988)。池底の露呈がトンボ類の種数や個体数の減少に影響しているとされることから(角道, 2009)、通年で水辺環境を利用する種には大きな負荷になっており、生物多様性は低下傾向にあることが窺い知れる。また、第 3 群に分類されたコラムなどは、家庭排水の流入やゴミ投棄などにより貯水量が確保されているものについては水質汚濁が見られた。一方、放棄状態にあっても、乾期に貯水量がなく雨期に貯水が認められたコラムなどでは、家庭排水の流入がなく雨水だけで貯水されていることが多いため、見かけ上の水質汚濁は少ない。これらのコラムの一部では、雨季に *Rhacophorus sp.* などのカエル類の卵塊や幼生、それを捕食する大型のゲンゴロウなどが確認され、特に生活サイクルの一時期を水辺環境で過ごすトンボやカエルなどの種にとっては重要なハビタットになっていることが伺える。こうしたこともトンボ類の分布に差が見られたことに影響していることと考えられる。

## 5) 小括

コラムという特異的な環境を扱ったものの、トンボ類の多様性に影響を及ぼす微視的要因と人為的な利用などによる影響を定量的に示すことができた。微視的要因については既往研究とは違わぬ結果を得られたとともに、相互の作用を踏まえた詳細な効果を検証できた。特に、知見の蓄積が少ない水質に関する項目の影響を明らかにできた。また、人為的な利用による影響は、これまでも議論されているものの、定量的に示されてこなかったため、他の要因を介して具体的な因果・作用関係を示した当研究は意義があると言える。この結果を踏まえて、トンボ類の多様性の向上に資するコラムのあり方が提示できる。

### 3 章 バッタ類の生息規定要因

#### 3.1 東京湾沿岸部埋立地における緑被分布とバッタ類の生息分布との関係

##### 1) 目的

生物多様性の保全・向上のために、従来行われてきた街路樹の植栽、都市公園の整備に加え、生物生息空間を意識した整備・管理が行われるようになり、その流れは港湾部埋立地においても例外ではなく、アメニティの確保を目的とした都市緑地、工場立地法に基づく工場緑地が整備されている(大塚, 2007)。東京湾は、20 世紀を中心に工業用地や港湾の整備を目的とした埋立てが行われてきた(遠藤, 2004)。埋立地は本来、人工的な空間であったが、造成から数十年という時を経る中で、生物生息空間として機能している場所も見られる(中島ら, 2003)。近年では、東京都が進めている「海の森公園構想」等に見られるように、沿岸部埋立地における緑地への関心が高まっており、生物の生息空間としての機能も求められている(東京都, 2000)。しかしながら、現状では埋立地の緑地環境を生態的な機能から記述する手法は十分検討されておらず、特に広域・面的な評価は不十分である。

当研究では、都市部のような人工的に創出された緑地空間にも生息が期待でき(養父ら, 2001)、広域の環境(Bazelet & Samways, 2011)の指標となる生物としてバッタ類(直翅目: バッタ・キリギリス・コオロギ類)を選定し、臨海部埋立地の緑地の質を生物の視点から把握することを目的に調査を行った。また、東京湾のような広範囲において、詳細な環境情報を現地調査によって把握することは、労働力やコストの面から非常に困難である。当研究では、安価かつ広域を取り扱える衛星画像から作成した緑被分類図を用い、環境情報の抽出を試みた。これらを基に、バッタ類の生息状況と緑地環境の関係性を明らかにすることを目的とする。

##### 2) 研究方法

###### ①調査地概要

当研究では、埋立地を中心とした東京湾沿岸部の緑地で調査を行った。川崎や市原の沿岸部埋立地は、主に工場・流通施設が集積している。防災やレクリエーションを目的とした港湾緑地が配置されており、基幹的広域防災拠点として整備された東扇島東公園等、1箇所あたりの緑地規模は比較的大きいものも多い。台場や幕張周辺部は住宅や商業施設が多く、都市公園の他に、お台場海浜公園や幕張海浜公園等の大規模な緑地も整備されている。

調査地は、対象地域内の都市公園、防災緑地、港湾緑地に加え、道路植栽や中央分離帯、施設緑化等から選定した。調査対象とした地域および調査地点数は、神奈川県川崎市 17 地点、東京都港区・中央区・江東区・品川区 26 地点、千葉県千葉市 17 地点および市原市 12 地点の 4 地域 72 調査地点である。

調査地点は、用途や利用・管理圧、配置、植生タイプ(草地:草丈で区分/樹林地:落葉,常緑,針

葉)等の環境要素・条件を考慮し選定を行なった。異なる環境が含まれていると判断できる場合、同一の緑地内においても複数の調査地点を設けた。各調査地点では、10m×10m のコドラートを設定し、その中で調査を行った。10m×10m が確保できない場合は、それに準ずる面積を確保した。

## ②調査方法

当研究では、主に踏み分け法とスweeping法を用い、出現個体数とその種の記録を行った。当調査では、樹上性種を対象とした調査は行っていない。各調査地点で、10m×10m もしくは同等の面積のコドラートを設定し、調査を行った(およそ 20~30 分間)。踏み分け法は、コドラート内を重複しないように隈無く踏査し、目撃した種類と個体数の記録を行った。スweeping法も同様にコドラート内での調査とし、踏み分け法の実施後に行った。踏み分け法とスweeping法で重複する個体がいることを考慮し、種毎に両手法で記録された個体数を比較し、出現数が多かった結果を採用した。調査は、2009年7月と10月の2回実施した。晴天または薄曇りの概ね良好な天候の日を数日選び、目視が可能で、バッタ類を中心に多くの種が活発に活動すると思われる10時から16時までとした。

## ③調査方法

バッタ類の生息には、マクロスケールからミクロスケールまで多様な要因が影響しており(吉尾ら, 2009)、扱うスケールによっても寄与する環境要因が違ってくるとされる(Altmoo & Henle, 2010)。当研究では、広域の緑地計画の際に用いる指標の作成を目指していることから、汎用性が高く、比較的簡便に得られるマクロスケールの環境要因を用いることとし既存の基盤データから、GISを用いて抽出した。

当研究では、東京湾沿岸部の緑被地の現況を把握するために、衛星画像を基に作成された緑被分類データを利用した。当データは国土交通省都市・地域整備局より提供を受けた「首都圏・近畿圏緑被分布図データ」(国土交通省都市・地域整備局, 2007)を用いた。構成される緑被分類は、樹林地・草地・水域・農地で、セルの大きさは2.5m四方である。

当研究で用いる環境要因は、調査コドラートの中心から発生させたバッファ(50m および 100m-1000m までの 100m 毎)内の緑被地(樹林地/草地/農地)の面積率(逆正弦変換した値を使用、以下、周辺樹林地/草地/農地面積率)、バッファ内の各分類の最大パッチの面積およびパッチ(0.1ha 以上, 0.5ha 以上, 1.0ha 以上の3階級)の数、バッファ内に含まれる各分類のパッチの周縁長の合計および最長パッチの周縁長、さらに最近隣のまとまりのあるパッチ(0.1ha 以上, 0.5ha 以上, 1.0ha 以上の3階級)からの距離、陸地との分断の有無、緑被地タイプの8項目である。パッチの周縁長に関する変数は、吉尾ら 8)を参考に、パッチの分断状況を考慮するものである。また、パッチからの距離およびパッチ数で定めている3階級のパッチサイズは、それぞれが重複しないように設定し、分析の際には同じサイズの組み合わせによりモデルの検討を行った。それぞれの算出・分類方法は表 3-1 に示す。これらの算出には、ESRI 社の ArcGIS Desktop 9.3.1 を使用した。



表 3-1 環境要因一覧

項目	算出・分類方法
陸地との分断	運河や大規模な水路等によって埋立て前の陸地と分断されている場合 1:分断あり、橋梁等の構造物を除き、陸地が連続している場合 0:分断なし に分類し、ダミー変数に変換。
緑被地タイプ	調査実施時点における調査地点の緑被地のタイプを、草地:1, 樹林地:0 の 2通りに大きく分類し、ダミー変数に変換。
緑被地パッチからの距離	一定サイズ(0.1ha 以上/0.5ha 以上/1.0ha 以上)の緑被地(草地/樹林地/農地)パッチを抽出。各調査地点と再近隣のパッチとの距離を算出。(単位:m)
周辺緑被地面積率	調査コドラートの中心点から 50m および 100-1500m まで 100m 毎に 11 通りのバッファを作成。バッファ内の緑被地(草地/樹林地/農地)の面積率を算出後、逆正弦変換する。(単位:度)
最大パッチ面積	バッファ内に含まれる緑被地のうち、各分類(草地/樹林地/農地)における最大パッチを抽出し、面積を算出。(単位:m <sup>2</sup> )
パッチ数	バッファ内に含まれる緑被地のうち、一定サイズ(0.1ha 以上/0.5ha 以上/1.0ha 以上)の緑被地(草地/樹林地/農地)パッチを抽出。バッファ内に含まれるパッチの数をそれぞれ集計する。(単位:個)
周辺緑被地総周縁長	バッファ内含まれる緑被地(草地/樹林地/農地)の周縁長を算出し、分類毎に合計。(単位:m)
最大パッチ周縁長	バッファ内に含まれる緑被地(草地/樹林地/農地)のうち、各分類における最大パッチを抽出し、周縁長を算出。(単位:m)

#### ④分析方法

TWINSPAN (Two-Way Indicator Species Analysis)を用いて、各調査地点で記録されたバッタ類の種組成に基づき、出現種の分類を行った。1 地点のみでしか記録されなかった種、バッタ類の出現が確認されなかった 12 地点は分析から除外し、60 地点・25 種で分析を行った。pseudospecies cut revel には、それぞれの種の累積出現個体数を用い、cut revel を 0, 2, 5, 10, 20, 50 に設定した。分析には、MjM 社の PC-ORD for win ver. 5.20 を使用した。

TWINSPAN により分類されたバッタ類の種群が、広域的な(マクロスケール)環境から受けている影響を明らかにするために、切片にランダム効果を加えたポアソン分布の一般化線形混合モデル (Generalized Linear Mixed Model with random intercept、以下 GLMM)による分析を行った。従属変数を TWINSPAN で分類された各種群の個体数、独立変数を先述の環境要因を定める。調査地点が使用した緑被分類データの欠落部分に該当する 1 地点を分析から除き、71 地点を分析に使用した。多重共線性を除去するために、事前に説明変数間で相関分析を行い、他の説明変数との間で強い相関( $r > 0.80$ )が認められた項目のうち、合計出現個体数に対し、統計的に有意である説明変数を分析に採用した。

ランダム効果を加えた切片には、調査地自体の属性を配慮するために、調査地域の違いをランダム効果として与えた。これは、各地域における緑地配置の傾向、埋立ての年代、内陸地の土地被覆状況の違い等の定量的に可視化することのできない要因を配慮するためである。調査地域の分類は、大きく「川崎周辺」・「台場周辺」・「幕張周辺」・「市原周辺」の4分類とした。また、事前に調査地域毎に各グループの個体数の出現状況に差異が存在するかを把握するために、一般化線形モデル(GLM:Generalized Liner Model)の結果に対して、分散分析を行なった。

モデルの選択方法は、11段階のバッファサイズおよび3段階のパッチサイズの組み合わせ33通りにおいて、先述で採用した独立変数のすべての組み合わせ(総当たり)からなるモデル群に対してそれぞれのAIC(赤池情報量規準: Akaike Information Criteria)を算出し、AICが最小となったモデルを各々の組み合わせにおけるベストモデルとした。さらに、各組み合わせのベストモデルのAICを比較し、最もAICが低いモデルを対象種群の出現個体数予測をよく説明するモデルとみなした。この工程を、各種群について行う。一連の分析には統計ソフトR 2.14.0、GLMMにはRパッケージglmmML 0.82-1、総当たりによるモデル選定にはMuMIn 1.3.6を使用した。

### 3) 結果

#### ①調査地結果

2回の調査を通して、31種・2137個体の出現を確認した。その内訳は、7月が27種・1424個体、10月が26種・713個体で、都県のレッドデータブックの記載種4種も確認された。1地点における最多総個体数は255個体、最多確認種数は16種であった。最も確認個体数が多かったのはショウリョウバッタ:415個体で、次いでシバズ:326個体、コバネイナゴ:205個体であった。

#### ②TWINSPANの結果

調査地点の分類および出現種の分類には、4段階までの分割結果を採用した。TWINSPANの結果、出現種は5つのグループに分類され、それぞれをグループAからEとした。調査地点は7つのグループに分類された(図3-1)。種群は、第一段階でコオロギ類を中心とした、樹林地、特に常緑樹林に多く見られた種で構成されたグループEが分類された。次にシバズとハラヒシバッタでグループAが分類され、この種群に対応する調査地点はシバ草地等の刈り取り圧の高い地点で構成された。残りは草地に生息する種を中心に構成され、第三段階でグループB、第四段階でグループC、Dにそれぞれ分類される。グループBが最も多くの調査地点で確認され、確認地点数はグループB、C、Dの順番で減少し、おおよそ入れ子状の出現構成となっていることが見て取れる。

#### ③GLMMによる分析結果

分散分析の結果、グループA、B、C、Dは0.1%水準( $Pr < 0.001$ )で、グループEは5%水準( $Pr < 0.05$ )で帰無仮説が棄却されたことから、調査地域によってグループ毎に出現状況が異なることが明らかになった。グループA、B、C、Dでは川崎周辺が他地域に比べて出現個体数が多い傾向が見られたが、グループEについては、統計的有意ではあったものの、地域間での差異は少なかった。

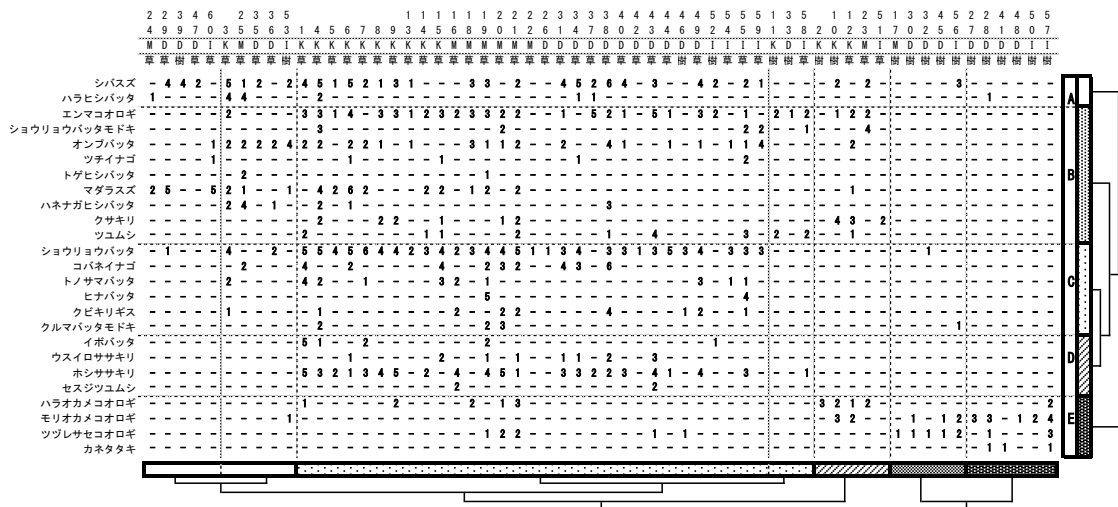


図 3-1 TWINSpan によるバッタ類の種群および調査地点群の分類

今回の分析では、pseudospecies cut revel にそれぞれの種の累積出現個体数を用いた。左の列は種名、上段の数字は調査地点番号、中段は調査地域(K:川崎周辺, D:台場周辺, M:幕張周辺, I:市原周辺)、下段は緑被地タイプ(樹:樹林地, 草:草地)、図中の数字は、累積個体数(1:1 個体, 2:2-5 個体, 3:6-10 個体, 4:11-20, 5:21-50 個体, 6:50 個体以上)を示す。

GLMM の分析結果から、埋立地におけるバッタ類の分布に影響する環境要因として 12 項目が選択された(表 3-2)。全モデルで採用された変数は、緑被地タイプ、周辺樹林地面積率および草地パッチからの距離の 3 項目であった。グループ A、B、C、E で選択された陸地との分断は、共通して負の影響を及ぼしている。最も説明率が高かったのはグループ D で、9 項目の説明変数により帰無モデルの逸脱度の 78.4%が説明された。各モデルにおける、あてはまりのよいバッファの大きさはグループ A で 200m、B、C、D で 1000m、E で 100m であった。パッチのサイズでは、グループ A で 0.5ha 以上、B で 1.0ha 以上、C、D、E で 0.1ha 以上であった。

#### 4) 議論

##### ①東京湾沿岸の埋立地におけるバッタ類の分布

人工的に造成された埋立地という特異な環境において、一部地域でセミ類(中島ら, 2000)やバッタ(板川ら, 2010)の生息が確認されているが、東京湾全域という広域的な調査は行なわれていない。今回の結果では、地域によって分布状況に差はあるものの、東京湾沿岸の埋立地では広域的にバッタ類の生息が認められ、造成以後数十年が経過し、積極的な緑地の整備が進められたことで、生物生息空間として機能してきていることがわかる。断片的ではあるものの、蓄積が少ない地域での分布情報を把握できた。地域によって出現個体数に差異が見られた点については、植生や植栽管理状況、埋立地造成時に運搬された土壌、供給源となる内陸部に近接する生息地の影響等が考え得るが、明確な理由を提示する事は難しく、今後の課題である。

説明変数	グループA	グループB	グループC	グループD	グループE
切片(固定効果)	0.266	1.65 ***	-0.181	-13.3	5.51 ***
陸地との分断	-1.80 ***	-0.215	-0.690 ***		-2.18 ***
緑被地タイプ	2.04 ***	1.76 ***	3.04 ***	15.3	-0.778 **
(バッファサイズ)	(200m)	(1000m)	(1000m)	(1000m)	(100m)
周辺樹林地面積率	0.0651 ***	-0.333 ***	-0.146 **	0.306 ***	
周辺草地面積率	0.0653 ***	0.325 ***	-0.100 *		-0.203 ***
周辺農地面積率	1.46 **	0.601 ***	1.96 ***	6.183 ***	(-)
周辺樹林地 総周縁長		0.0000258 *	-0.0000749 ***	-0.000476 ***	(-)
周辺草地 総周縁長	-0.000559 ***	-0.0000278 **	0.0000673 ***	0.000215 ***	(-)
周辺農地 総周縁長	-0.0437 ***	-0.000319 ***	-0.00121 ***	-0.00361 ***	(-)
(パッチサイズ)	(0.5ha)	(1.0ha)	(0.1ha)	(0.1ha)	(0.1ha)
樹林地パッチからの距離	0.00342 ***		0.00558 ***	0.0141 ***	-0.0215
草地パッチからの距離	-0.00164 ***	0.000558 *	0.00217 ***	0.00194 ***	-0.0137 ***
農地パッチからの距離			0.000619 ***	0.000678 ***	0.000264 *
逸脱度	515.5	640.4	542.4	150.7	169.3
帰無モデルの逸脱度	875.8	1041	1866	697	339.4
説明率 (%)	41.1	38.5	70.9	78.4	50.1
AIC	537.5	662.4	568.4	172.7	185.3

表 3-2 GLMM の分析結果に基づく各パラメーターの推定値

1) 表中の値は切片の値および説明変数の係数を示す 2) 説明率=(帰無モデルの逸脱度-モデルの逸脱度)/帰無モデルの逸脱度×100 3) \*: p< 0.05, \*\*: p< 0.01, \*\*\*: p< 0.001

4) (-): 非集計もしくは事前の変数選択時に除去されたため分析から除外 5) バッファ/パッチサイズ: 各グループのベストモデルで選択されたバッファおよびパッチのサイズ

## ②マクロスケールの環境要因の影響

これまで、周囲の水田被覆や林縁長(吉尾ら, 2009)、旧海岸線からの距離(板川ら, 2010)など、マクロスケールの要因がバッタ類の生息・分布に影響していることが示されているが、今回の結果から、周囲の各緑被地の面積率、近隣パッチからの距離、陸地との分断等が関係していることが加えて明らかになった。

各グループについて、統計的に有意であった要因を中心に考察を行なう。グループ A については、緑被地タイプ、各緑被地の面積率、樹林地パッチからの距離が正に、草地および農地の周縁長、草地パッチからの距離が負に影響していることから、供給源となる草地に近く、周囲にまとまりのある草地と農地が多く存在している環境が望ましいことが分かる。構成種の 2 種は、公園のシバ草地等に広く分布する種(日本直翅類学会, 2006)であるため、周辺の草地の量が多く、草地パッチに近接した環境が適していることは既往の知見と変わらない。グループ B は、周囲にまとまりのある草地および農地と小規模に分断された樹林地が存在する環境が好ましいと言える。グループ B は草地に一般に生息し(日本直翅類学会, 2006)、既往研究においても広範に出現が確認された種で構成されている(板川ら, 2010)。当研究においても、最も多くの調査地点で出現している種群であることから、周辺に草地の存在が欠かせず、特に農地が残されているような地域が供給源となっていることが推察できる。また、周囲の分断化された樹林地の存在がエンマコオロギに影響していることが示されており(吉尾ら, 2009)、今回の結果とも一致する。しかし、ツチイナゴや

ツユムシ等のように、イネ科以外を食草とする(日本直翅類学会, 2006)種が主に分類されており、バッタ類の分布は植生(Kemp *et al.*, 1990)の影響を受けていることが明らかにされていることから、調査地点の植生による影響を受けている可能性も考えられる。植生等の調査地スケールの属性や内包する要因については、当研究の趣旨には逸れるものの、今後の検証が求められる。グループ C では、緑被地タイプ、周辺農地の面積率、周辺草地パッチの総周縁長、各緑被地パッチからの距離が正に、陸地との分断、周辺樹林地・草地面積率、周辺樹林地・農地の総周縁長が負に影響している。この結果は既往の知見に基づいた生態学解釈は困難であるが、グループ C は管理圧の高い草地(板川ら, 2010)などにも見られ、広域的に分布する飛翔能力に長けた種(日本直翅類学会, 2006; 内田, 2005)で構成されていることから、環境への適応力および移動・分散能力が高いと言える。そのため、生息地の分断や孤立の影響を受けづらく、かつマクロスケールでの予測が容易ではないことが考えられる。グループ D では、周囲にまとまりのある樹林地と農地と比較的分断化された草地が存在することが重要であると言える。グループ D が出現する地点は出現種数が多く、個体数も多かった。緑地率が高く小規模な緑地が多数存在する地域ではバッタ類の生息密度が高いことが示されており(養父ら, 2001)、種数についての言及はないものの、今回の結果はおおよそ一致するものと言える。緑被地パッチからの距離が正に影響していることについての生態学的解釈は容易ではなく、今回は明確な理由を言及することはできなかった。グループ E については、農地パッチからの距離が正に、陸地との分断、周辺草地面積率、樹林地および草地パッチからの距離が負に影響している。今回はモデルには選択されていないが、周辺樹林地面積と樹林地の総周縁長は共に正の相関を見せることから、周囲にまとまりのある樹林地よりも小規模に分断化された樹林地が存在し、パッチとなる樹林地や草地が近隣に存在している環境が好ましいと言える。このことから、樹林地の中でも外部の影響を受けやすい場所を選択していることが示唆され、林縁部に生息するカネタタキについてはおおよそ一致する結果と言える(日本直翅類学会, 2006)。ツツレサセコオロギやハラオカメコオロギは草地や住宅の庭等、多様な環境にも生息することから、周囲の草地との往来や移入等に起因していることが推察できる。

周辺緑被地の量や(養父ら, 2001; 鶴川・加藤, 2006)やパッチからの距離(横田ら, 2009)、パッチの周縁長(橋本・夏原, 2002; 吉尾ら, 2009)については、様々な生物の分布に影響する議論されている。今回の結果を見ると既往の知見とは合致せず、単純に量だけでなく緑被タイプや種群によって影響が異なることが分かった。陸地との分断については、選択されたすべてのモデルで負の相関を示したことから、バッタ類の移入・分散に影響を与えていることが示唆される。

### ③バッファサイズおよびパッチサイズ

今回の分析では、3つのバッファサイズが選択された。飛翔能力を持たない種で構成されるグループ A、E では、それぞれ 200m、100m と比較的小さい範囲が選択された。バッファの大きさという指標は、生物の移動・分散や周囲から移入してくる資源の影響等、外の環境が及ぼす影響の度合や範囲を表しているとされ(角谷, 2010)、おおよそ一致する結果と言える。グループ B、C、D については、広範囲の影響を受けていることが分かったが、今回は 1000m 以上を取り扱っていない

ため、今後、詳細な検証が求められる。

供給源となり得るパッチのサイズについては、グループ A で 0.5ha 以上、B で 1ha 以上が選択され、まとまりのあるパッチが必要であることが分かる。グループ C、D、E については 0.1ha 以上が選択され、それぞれが生息地とする緑被タイプと総周縁長の対応とおおよそ一致する結果となっていることから、比較的小さなパッチでも十分に適応できることが示唆される。これらは、上述の緑被地面積や周縁長の結果ともおおよそ一致すると言える。

## 5) 小括

わが国における都市域のエコロジカル・ネットワークは、鳥類を指標とした研究が多く、樹林性の生息地について主に検討されてきた。本研究では、草地環境の規模のみならず、種の供給源となる周囲の草地や農地のパッチのサイズやその近接距離がバッタ類の分布に影響している事が明らかになった。今回、草地に生息する種は入れ子状の構成を示したことから、最も出現種数が多い地点に出現するグループ D の構成種に注目することで、良好な条件の草地環境の抽出が可能であると考えられる。種群や緑被タイプによって受ける影響が異なるため、バッタ類を指標とすることによって、樹林に加え草地等も組み合わせたエコロジカル・ネットワークを構築できると考えられる。

また、バッタ類は低次消費者(草食・二次消費)や腐食者等、種によって食性が大きく異なるため、食物連鎖という視点からも重要な指標となり得る。さらに、都市域の小規模な緑地でも生息可能な身近な生物の一つである。以上より、バッタ類は人間活動や都市的土地利用と密接な関係にあり、かつ緑地環境や都市の生物多様性を測る上での重要な指標になると言える。

## 3.2 横浜市金沢区の港湾部埋立地におけるバッタ類の分布状況とそれに影響を及ぼす環境要因

### 1) 目的

埋立地は、全て客土された土壌基盤であり、当初、生物の生息空間とはかけ離れた人工的な空間であったはずである。そこは、内陸部のような地象・水象・気象、そして生物群集が、地誌的時間をかけて相互作用を繰り返してきた自然的な環境基盤は本来望めない空間である。それが、地域が持つ潜在的な自然植生の創造に配慮して植栽された、いわゆる「エコロジー緑化」樹林に代表されるように、造成から数十年という時を経る中で、生物生息空間としての緑地環境が改変しつつある(中島ら, 1998; 2000)。東京都や横浜市では、臨海部の緑地整備を指針として掲げており、生物の生存基盤としての機能の向上を目指しているものの(東京都, 2000; 横浜市, 2007)、港湾部埋立地の人工緑地は、内陸部の緑地に比べて生物生息環境に焦点を当てた調査・研究は少なく、生物生息空間として機能やそこに生息する生物の生息規定要因などの把握は未だできていないのが現状である。

前節では、港湾部埋立地の緑地に生息するバッタ類に影響を及ぼすマクロスケールの環境要因を明らかにしたが、当節では港湾部埋立地の緑地構造をはじめとする個々のハビタットレベルにおける微視的環境要因に焦点を当て、直翅目(バッタ類・キリギリス類・コオロギ類:以下、バッタ類とする)の生息状況との関係を明らかにすることを目的とした。

### 2) 研究方法

#### ①調査地概要

本研究では、東京湾沿岸の港湾部の一部である、神奈川県横浜市金沢区の埋立地、おおよそ南北に4km、東西に2kmに広がる地域を対象として調査を行った。対象地域である港湾部埋立地は、1963年から造成が始まり、1980年までにおおよそが完了した、造成以後、概ね40年という時間を経ている場所である。三浦半島の付け根に位置し、埋め立て地の内側の丘陵地には金沢自然公園や円海山緑地などに代表されるような良質な緑地が確保され、また段丘崖線の斜面には自然林・二次林が多く残されている。金沢区には、金沢自然公園や海の公園といった大規模公園をはじめとし、様々なタイプの緑地の整備が行われており、公園緑地の面積は横浜市で最大である。対象地域でも、造成完了後、富岡総合公園や長浜公園といった大規模・基幹公園に加え、街区公園等の緑地の整備が計画的に為されており、整備後、30年以上経過している緑地も多く、成熟した環境へと姿を変えつつあると言える。

調査対象とした緑地は、対象地域内の公園緑地、防災緑地、港湾緑地、緑道、道路沿い・中央の植栽帯(街路樹・中央分離帯)などで、その中から計15ヵ所の緑地を調査対象として選定した。同一の緑地内でも、微視的に捉えると、植生の違いや水分条件などにより、様々なタイプの環境が混在している。そのため、対象とした緑地の中で、環境要素や条件を考慮して、合計57箇所の調査地点の選出を行った(図3-2)。各調査地点では、10m×10mのコドラートを設定し、その中で

調査を行った。10m×10m が確保できない場合は、適宜幅を変え 100m<sup>2</sup> のコドラートを設定した。

## ②調査方法

調査方法は、主に踏み分け法とスイーピング法を用い、出現個体数とその種の記録を行った。目撃確認法は、前述のコドラート内を重複しないように隈なく歩き、目撃した種類と個体数の記録を行った。スイーピング法については、目撃法と同様に、コドラート内で調査を行った。目撃法による踏査を行ったあとに、捕虫網を用いて同じコドラート内を隈なくスイーピングした。目撃法とスイーピング法で、重複して確認された個体がいることを考慮し、それぞれで記録された個体数を比較し、出現数が多かった方の結果を、その調査地点における出現個体数として採用した。複数の調査方法を併用したのは、定位する位置などが異なるため、方法によって、各種の捕獲されやすさが異なるためである。2008年5月から2008年10月まで、月に一回の調査を行った。調査日には、概ね良好な天候の日を数日選び、調査時間帯は、目視での調査が可能な日中で、概ね昆虫類が活発に活動すると思われる、9時から16時までとした。

## ③環境要因

### (1) 植生に関する要因

埋め立て地をはじめとする都市部の修景型の植栽地では、植栽後間もなく、定期的な植栽管理が行われているため、遷移段階の途中で、自然林や二次林に見られる階層性とは異なる。そのため、研究においては緑地の階層区分を、高木層(5m以上の木本類)、中木層(2m以上5m未満の木本類)、低木層(2m未満の木本類、灌木・植え込みなど)、草本層(草本類および木本類の未床)と定義した。上記の階層区分において、現地での目視調査により、それぞれの階層の植被率を5%間隔で記録した。さらに、木本を対象とした高木層、中木層、低木層では、落葉樹・常緑樹・針葉樹

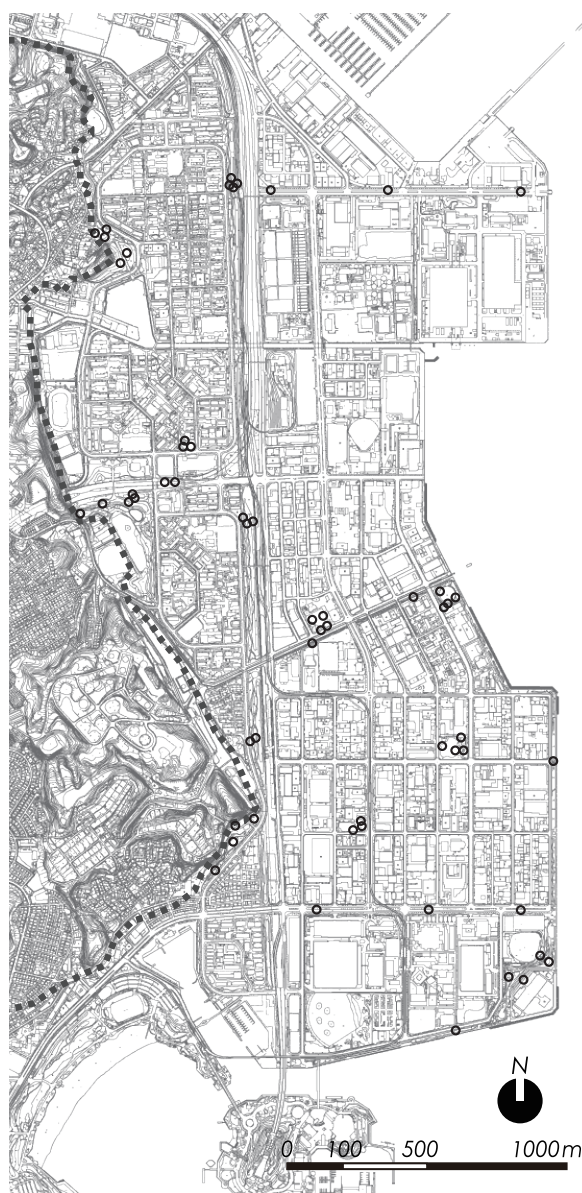


図 3-2 調査実施地点

破線:埋立て以前の海岸線(旧海岸線), ○:調査地点



それぞれの植被率の算出も行った。

また、草本層については、各調査地点における代表種の被度を記録した。その情報を基に、シバ、低中茎イネ科、高茎イネ科、ササ、ヨシの被度とこれらすべてを総合したイネ科の被度、さらにオオバコやシロツメクサなどのイネ科以外の人里植物(沼田・岩瀬, 2002)の被度、セイタカアワダチソウやクズなどの大型雑草群の被度、木本類の未生の被度とそれ以外の種の被度を総合したものを、同じく 5% 間隔で記録した。さらに、その調査地における優占種の草丈を、調査期間を通して、10cm 間隔で記録し、期間中の平均草丈高と最高時の草丈高を算出した。

落ち葉や枯れ枝、枯れ草などで構成されるリターの被度を、同じく 5% 間隔で記録した。さらに、リターの積もっている厚さも記録した。腐葉土が形成されている地点では、腐植が始まっていないリター層の厚さを記録した。

## (2) その他の要因

各調査地点における、土壌水分による DC 電圧および土壌硬度を計測した。両項目とも、8 回ずつ計測し、その平均を記録した。計測の際には、コドラートの中心を通る線を引き、その線上に等間隔に 8 点を設けた。DC 電圧の計測には、ウイジン社製 UIZ3635 プレヒート付き電圧ロガーを使用した。降雨による計測値への影響を軽減するために、前日までに 3 日以上降雨がない日を選択した。また、土壌硬度の計測は、藤原製作所製の土壌硬度計(山中式)を用い、土壌水分の計測日と同じ日に実施した。

先述のように、本研究における調査地域は丘陵地に広範囲の緑地が残されていることから、埋立て以前からの陸地にあたる地域が、本来の生物生息空間や種の供給機能を果たしていると考えられる。そのため、旧海岸線からの距離が、埋め立て地への種の供給と関係していると予測した。国土地理院発行の数値地図 25000(土地条件)を基に、1947 年撮影の航空写真を参照しながら、埋め立て以前の陸地のポリゴンデータを作成した。このポリゴンと調査地点との直交距離を算出し、旧海岸線からの距離とした。

さらに、近接空間の状態の指標として、調査地点から周囲の緑被地面積率も説明変数として取り入れた。算出には、横浜市から借用した第 7 次緑地環境診断調査により抽出された緑被地データを使用した。各調査地点から、50m と 100m のバッファを発生させ、その中に含まれる緑被地の面積をそれぞれ算出した。旧海岸線からの距離と周囲の緑被地面積の算出には、ESRI 社の ArcGIS9.3 を用いた。

## ④分析方法

TWINSPAN (Two-Way Indicator Species Analysis) を用いて、各調査地点で記録された直翅目の種組成に基づき、対象地点と種の分類を行った。一地点もしくは同一緑地内でのみしか記録されていない種、およびに正確な同定ができず、近似種としたものは分析から外した。また、調査期間を通して、直翅目の出現が確認されなかった 1 地点を除き、56 地点・23 種を用いて分析を行った。pseudospecies cut level には、それぞれの種の累積出現個体数を用い、cut level を 0, 5, 20, 50 に変更した。これは、出現した個体数が 100 個体を超える地点がある一方で、極端に出現数が少

ない地点もあったためである。分析には、MjM社のPC-ORD for win ver. 5.20を使用した。

TWINSpanにより分類された調査地点群が、どのような環境要因の影響を受けているのかを明らかにするために、パーティションを行った。説明変数に用いた環境要因は、高木被度、高木常緑被度、高木落葉被度、中木被度、中木常緑被度、中木落葉被度、高中木被度、高中木常緑被度、高中木落葉被度、低木被度、低木常緑被度、低木落葉被度、草本被度、それぞれの代表種群の被度、平均草丈、最高草丈、リター被度、リターの厚さ、土壌硬度、土壌水分によるDC電圧、および旧海岸線からの距離、50m周囲と100m周囲それぞれの緑被地面積の32項目である。今回は、分岐等計量を最大化して分割を行った。分析には、SAS社のJMP ver. 8.0.1を用いた。

### 3) 結果

#### ①調査結果

調査地全地点で、調査期間中を通して記録された出現個体数の総計は1941個体で、月ごとの内訳は、5月が102個体、6月が347個体、7月が546個体、8月が374個体、9月が353個体、10月が219個体であった。確認種数は、28種の直翅目が確認された。神奈川県レッドデータブック(神奈川県, 2006)に記載されている種としては、要注意種に指定されているショウリョウバッタモドキが確認された。最も多くの種が確認されたのは9月の27種で、最も少なかったのは5月の5種であった。

#### ②TWINSpan

調査地点の分類、および出現種の分類には、上位3段階までの分割結果を採用した。TWINSpanの結果、調査地点は5つのグループに分類され、それぞれをタイプAからEとした。出現種は4つのグループに分類された(図3-3)。タイプAとタイプEはそれぞれ2カ所で構成されるグループで、ともに道路の中央に設けられた植栽帯と街区公園に設置した調査地点で構成された。タイプAの二カ所に共通して出現した種はイボバッタで、タイプEの二カ所に共通して出現した種はシバズであった。タイプBは、緑道の脇の草地や公園内の広場などで構成され、比較的に人の立ち入りや利用頻度が高い草地で、高木層の被度が高い地点も多く含まれた。タイプCは、人の立ち入りが少ないと思われる中央分離帯内の植栽帯や、樹木と草本との階層が形成されている草地などで構成されている。タイプDに分類された調査地点は、草本層の被度が低く、防災緑地や街区公園の緩衝樹林で構成された。

#### ③パーティション

パーティションの結果を図3-4に示す。10カ所の調査地点が誤判別され、誤判別率は17.9%、累積寄与率は79.1%であった。分析の結果、第一段階として、最高草丈30cm(寄与率38.2%)を基準に2つに分割された。タイプDとタイプCの1カ所を除くすべてが、最高草丈が30cm以上のグループに区分され、タイプEはすべて30cm未満のグループに区分された。次に、最高草丈の低いグループが、高中木常緑の被度50%(寄与率17.7%)を境に分割され、被度50%以上のグループは

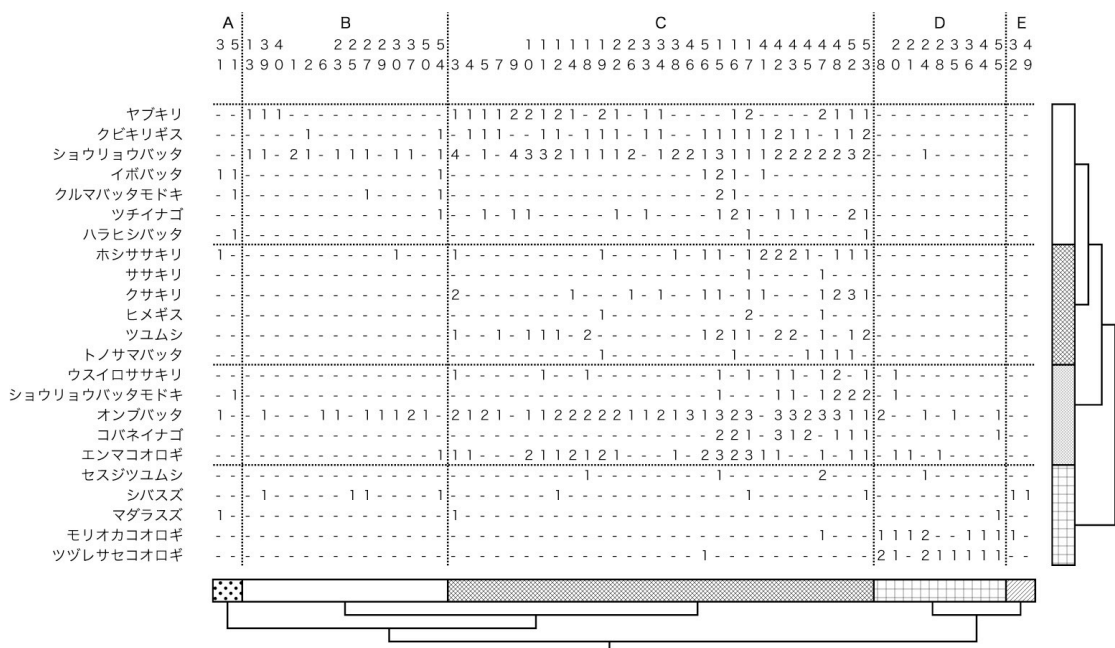


図 3-3 TWINSpan の結果

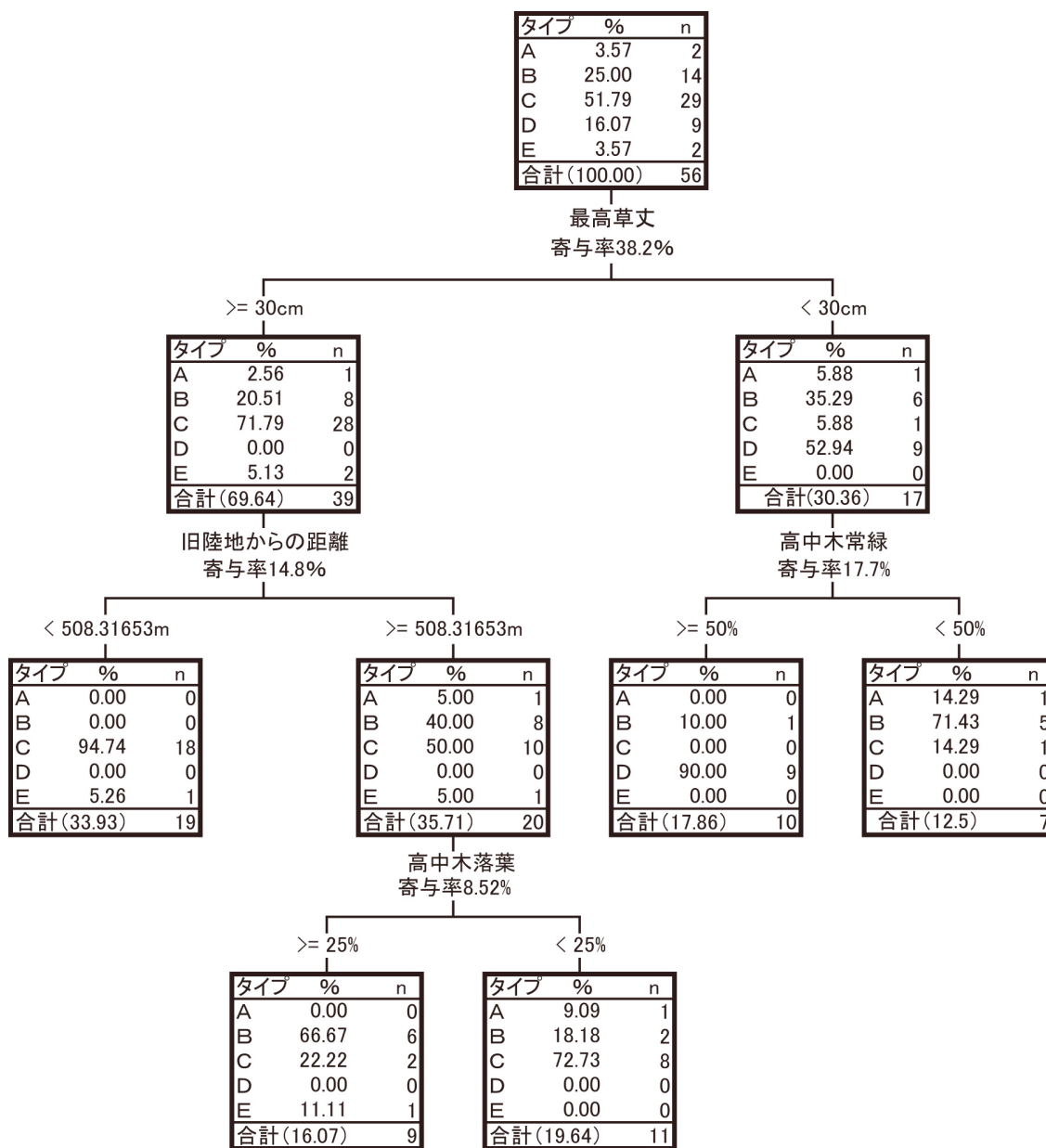
左の列は種名、上の数字は調査地点番号を示す。今回の分析では、pseudospecies cut level にそれぞれの種の累積出現個体数を用いた。図中の数字は、累積個体数を 1 : 1-5 個体、2 : 6-20 個体、3 : 21-50 個体、4 : 51 個体以上の 4 段階で示したものである。

タイプ E と区分され、50%未満のグループはタイプ B と区分された。しかし、タイプ E と区分されたグループにタイプ B の 1 カ所、タイプ B に区分されたグループにタイプ A とタイプ C の 1 カ所ずつが誤判別された。このグループに区分されたタイプ B は 14 カ所中 5 カ所である。最高草丈が 80cm 未満のグループは、旧海岸線からの距離が 508.32m(寄与率 14.8%)を境に二つに分かれ、旧海岸線から近いグループはタイプ C と区分され、タイプ C の 9 カ所とタイプ F の 1 カ所がこのグループに該当した。旧海岸線から離れているグループは、高・中木層の落葉樹による被度が 25% (寄与率 8.52%)を基準に分割され、被度が高いグループがタイプ B、低いグループがタイプ C と区分された。

#### 4) 議論

バッタ類の生息分布とそれを取り巻く環境との関係は、植生(Kemp *et al.*, 1990)をはじめとして、これまでの研究で明らかにされてきている。しかし、それぞれの研究では個々の要因について言及されているものの、幅広い要因を基にバッタ類の生息との対応を見ているものは少ない。本研究では、バッタ類の分布に影響している環境要因として、草本層の草丈、樹木の被度、埋め立て以前の陸地からの距離が選択された。

結果から、タイプ D の調査地点は最高時の草丈が低く、高木・中木層の常緑樹の被度が高いという特徴があることが示された。一方で、タイプ C の調査地点は、草丈が高く、旧海岸線からの



なかった。

### ①草丈

今回の分析では、分割の第一段階で、最高時の草丈高 30cm を基準に区分された。最高草丈が 30cm 以上のグループに出現しているホシササキリやクサキリは、比較的浅く明るい草地を好み、15-20cm 以上の草地に生息するとされ(日本直翅類学会, 2006)、今回の分析結果と大方合致する。また、既往の知見(五十嵐ら, 1983; Wettstein & Schmid, 1999)でも、草丈高がバッタ類の生息に関与していることが指摘されている。こうした中で、最高時の草丈高が選択された要因を考察する。なお、後述するように、あくまで管理強度がバッタ類の生息に関与すると考えられ、その指標として本調査では草丈高 30cm が区分別と判定された。

まず 1 点目として、草丈高が高くなることによって、微視的な生息空間として選択の幅が広がることである。バッタ類は種によって定位置が異なり、それは地上高と気温の影響を受けているとされ(秦ら, 2003)、また、クサキリは成長過程で、葉の先と根に近い茎の低い部位を食べ分けるとされる(日本直翅類学会, 2006)。こうしたことから、草丈高が増減することによって、気温や食相などの要素により、微視的な生息空間の多様度も変化していることが考えられる。既往の知見はないものの、微視的な生息環境に変化を及ぼす要因として、草本の密度や照度、湿度なども考えられるため、今後の検証が求められる。2 点目は、人為的な影響である。飯山ら(2002)が行った調査によると、草刈り回数が増えるとともに、最大植生高は減少するとされる。また、最高時でも草丈が 30cm に満たない地点では、オオバコやシロツメクサ、スズメノカタビラ、メヒシバなど、土地の攪乱や植生の破壊が大小、不規則的に加わる土地を生活の場とする種(沼田・岩瀬, 2002)が優占していた。すなわち、こうした草丈の最高長が 30cm に満たない草地では、草刈りの頻度や踏圧などの人為的な影響が大きいことが考えられる。タイプ C に出現したウスイロササキリ、ツユムシ、クビキリギスなどは、草本の茎中に産卵するとされる(日本直翅類学会, 2006)。こうした産卵形態の違いから、定着しない種があるのではないかと考えられる。特に、クビキリギスは春から初夏にかけて産卵を行うため、人為的圧力の影響は大きいと考えられる。

市街地近郊の公園緑地で昆虫類を対象に行われた研究(島田・丸田, 1988)では、直翅目の生息には草刈りなどの管理による影響は少ないと指摘されているものの、検証の余地があると言えるだろう。

### ②樹木の被度

今回の結果から、樹木の被度に関する二つの項目が、バッタ類の生息に関わる要因として選択された。今回の結果から、高・中木層の常緑樹による被度、およびに落葉樹の被度が、バッタ類の分布に影響をおよぼしていることを示すことができた。腐食性昆虫、糞食性昆虫(島田ら, 1991; 島田, 1984)や鳥類(鶴川・加藤, 2006; 2007)に関する研究では、緑地の階層構造が生物群集の組成に影響を及ぼしているとされている。島田ら(1991)は、高・中木層の植栽密度と林層形態が腐食性昆虫、糞食性昆虫の生息に影響を及ぼしていると報告しており、今回の結果とも一致する。

タイプDはすべて、高・中木層の常緑樹の被度が50%以上の地点であることが明らかになった。タイプDに分類された調査地点の多くは、草本層の被度が低く、防災緑地の樹林地や街区公園などの緩衝樹林で構成される。タイプDに特徴的に出現した種であるモリオカメコオロギの仲間は、落ち葉などの下に生息するとされ(日本直翅類学会, 2006)、分析の結果とも対応していると言える。

草丈が高い調査地点群では、高・中木層の落葉樹の被度が影響していることが明らかになった。タイプBに比べ、出現種数が多かったタイプCの方が、被度の低いグループに選択されたことから、バッタ類の多様性には、高・中木層の樹林の被度が高すぎることは、負に働くことが窺える。タイプBおよびタイプCは、樹林地ではなく、一般的に言われる草地で、両者の低木層・草本層の被度に大きな差はないことから、バッタ類の生息には、緑地の階層性、特に草地環境における木本層の存在が、群集の組成に影響していることが示唆される。バッタ類の徹視的生息場所の選択に気温が関係している(秦ら, 2003)との指摘もあることから、木本層が及ぼす影響として、ニッチとしての生息場所としての機能だけでなく、トンボ類(Samways & Steytler, 1996)で指摘されているような、緑陰が存在することによる気温の変化が考えられる。

二つの選択された要因は、高木層、中木層をそれぞれ分けた被度も説明変数として取り入れてあったのにも関わらず、共に高・中木層合わせてのものであった。このことから、バッタ類にとって、中木層と高木層という区分は有意ではないことが推察される。

### ③旧海岸線からの距離

タイプBとタイプCで構成される最高草丈が30cm以上の調査地点群は、旧海岸線からの距離で分割され、旧海岸線に近いグループにタイプCの多くが区分された。草丈の高さが同じ草地環境の場合、旧海岸線から近い地点が、個体数および種数が多いことがわかった。旧海岸線からの距離が、環境要因として選択された要因を考察する。旧海岸線からの距離と50mおよび100m周囲の緑被地面積の二変数の関係を見ると、旧海岸線から距離が離れた地点ほど、周囲の緑被地面積が小さいことから、緑被地面積がバッタ類の生息に関与していることも考えられる。今回の結果では周囲の緑被地は選択されなかったが、これは今回扱った緑被地が、いわゆる緑地全般をひとまとめにして扱っていることに起因すると考えられる。緑被地と言っても、それぞれが様々な環境要因や条件を有しており、均質なものではないからである。そのため、緑被地をさらに細分化し、検証を行う必要があるだろう。

一方で、500mという距離は、調査地域に隣接した埋立て以前からの陸地の本来の生物生息空間から、造成以後の数十年という期間に、バッタ類の移入が及ぶ範囲であることも考えられる。すなわち、旧海岸線からの距離という変数は、種の供給源からの距離を代弁している可能性がある。都市に造成された緑地における鳥類の調査では、種の定着には約10年必要とされ、造成後数年間の記録種数は増加傾向にあるとされている(橋本ら, 2005)。鳥類に比べ、バッタ類の移動能力が低く、当調査地の殆どは生物の定着を目的としたものではないものの、長い時間を経て、バッタ類の生息空間として徐々に成熟し、移入が進んできていることが考えられる。なお、500mという値自体はあくまでパーティションによる区分点として示されたものであり、本地区で「数十年の期

間で定着できたのが概ね数 100m までであること」が本研究での知見といえる。仮に、埋立て以前からの陸地の緑地が種の供給機能を担っている場合、さらなる種の移入を促進させるためには、計画的に緑地を連続させていくようなエコロジカル・ネットワークの形成が求められる。また、当調査地域の内部には、種の供給源が存在しているとは言えないため、生息環境が一定規模以上に集積した種の供給源となるような緑地パッチの創出が課題であると言える。

#### ④その他の要因

五十嵐ら(1983)は、草丈、土壌湿度など、草地の状態を、指標である直翅目の出現から把握できるとした。今回、草丈では同様の結果が得られたものの、土壌水分による DC 電圧に関しては、説明変数として選択されなかった。当調査地域では、いわゆる湿地や砂礫地、裸地といった環境が存在しなかったため、土壌水分による DC 電圧に目立った差は見られなかったことが、説明変数として選択されなかった理由として考えられる。

バッタ類群集組成には、植生タイプ(Kemp *et al.*, 1990)とその構成(Sanways & Steytler, 1996)が関係していることを指摘しているものの、今回の結果では植生タイプに関する項目は選択されなかった。また、タイプ D の標徴種、リターの被度は選択されなかったが、これは人為的な管理によって、落ち葉の除去や移動がされていることによって、一定の値を得られなかったことが考えられる。今後の課題として、管理作業などの人為的な圧力を定量化し、それがバッタ類にどういった影響を及ぼしているのかを明らかにすることが挙げられる。

#### 5) 小括

当節では、バッタ類の分布に、管理強度の指標としての最高時の草丈、中・高木層の常緑樹およびに落葉樹の被度、およびに埋め立て以前の陸地からの距離が関与しているという、新たな知見を示すことができた。草丈の高さを示すことで、草地の維持管理に関する指針を示すことができた。また、緑地の階層性についての情報は、今後の緑地整備・創出に向けた、ひとつの指針を提示できた。

また、生物情報の乏しかった埋め立て地において、生息状況に関する情報を集めることができたことで、埋め立て地という人工的な環境が、生物生息空間として十分に機能していることを明らかにできた。中島ら(1998)の研究では、湾岸部の人工樹林において、施工竣工 18 年目で階層構造が形成されつつあり、セミ類や甲虫類をはじめとした昆虫類の生物生息空間として機能し始めていると指摘している。今回の調査でも、施工竣工後 26 年が経過している金沢緑地の樹林では、コオロギ類の出現を確認できたとともに、わずかに形成された下層植生で、コバネイナゴやオンブバッタが記録されており、将来的に草本や林縁の灌木などの下層植生が形成された場合には、新たな種の定着も期待できるだろう。

## 4章 トンボ類・バッタ類の生息規定要因に基づいたエコロジカル・デザインの手法・指針の提示

### 4.1 エコロジカル・デザインの指標としてのトンボ類・バッタ類

生物多様性の保全・向上において、生態学的知見に基づいたエコロジカル・デザインの適用が求められていながらも、その基準となる知見や生態学分野との連携の不足などから、具体的な施策に取り込まれているケースが少なく、既往事例を追随した慣行的な整備などが行われてきた。こうした問題を解決し、今日の社会が希求する生物多様性の保全及び向上に貢献するためには、本研究で示されたトンボ類・バッタ類の生息規定要因などのような生物の生息の促進や生物多様性の向上に直結する要因に注目して、より具体的かつ詳細な生態学的知見に基づいたエコロジカル・デザインの手法・指針を検討しなければならない。

本研究の結果から、エコロジカル・デザインの基準となるマクロスケール・ミクロスケールそれぞれにおけるトンボ類・バッタ類の多様性や生息に寄与する要因を明らかにした。トンボ類では、水生植物の被度や多様性、緑陰の有無、水質などに加え、ハビタットの周辺や近接した空間の水域及び樹林地の面積率、溜まりや低水敷などの微視的な止水・草地環境の存在、利用・管理などによる人為的な圧力が影響していることが新たに明らかになった。併せて、都市河川のエコロジカル・ネットワーク、ジャカルタ郊外域の景観要素であるコラムの消失など、ハビタットの状況についての詳細を把握することができた。バッタ類には、草丈高や樹木の被覆、埋め立て以前の陸地との連結性、周辺の草地や樹林地の量や規模、相互間の距離などが寄与していることが分かった。特に、草丈の高さや、それぞれが利用するパッチの大きさや供給源からの距離など、バッタ類の種組成や生息を左右する閾値となる数値が明示された。また、周辺環境からの影響を受ける範囲を示すバッファの大きさについては、トンボ類・バッタ類ともに具体的な数値が示された。

これらは、都市河川や草地環境、そして発展途上国の都市の拡大により消失が懸念される小規模止水環境など、重要性が議論されていながらも知見が不足していた環境要素において新たに蓄積された知見であるとともに、新たな場所での展開や手法の適用など、エコロジカル・デザインに広がりを持たせるものである。

#### 1) トンボ類・バッタ類の生態的特性から見た有用性

トンボ類・バッタ類はどちらも種数が豊富であり、種間で生態的特性が異なることから、それぞれの応答に応じてマクロスケールからミクロスケールまで多様な環境要素に適応できることが示された。特に、ライフヒストリーの中で依存環境が変化するマルチハビタットユーザー種を含むため、これまで議論が集中していた樹林地だけではなく、草地・水域・農地などの複数のハビタットタイプを包括的に考慮・加味することができ、「水とみどり」というフレーズに即したエコ



ロジカル・デザインの検討が可能である。周辺の樹林地や水域、草地などの環境要素の量や配置などとの関係性が明らかになったことに加え、より狭小な空間においても、同様に異なるハビタットタイプが共存することの重要性が提示された。トンボ類では、都市河川の周辺の樹林地・水域の面積率が生息を促進させるだけでなく、低水敷や樹木による被覆など、近接した空間の草地や樹林の存在が重要であることが分かった。バッタ類では、マクロスケールでは主となるハビタット以外の樹林地や草地の面積率や近接性が寄与していること、そして個々のハビタットにおいても樹木の被覆の度合いで種組成が変化することが分かった。これは、マクロスケール・ミクロスケールのどちらにおいても、それぞれを組み合わせた一体的な整備を施し、相互のつながりを持たせるエコトーンを創出することが重要であることを示すものである。

マイクロハビタットについては、トンボ類・バッタ類の生態に注目することで、水質や植生などのように、ハビタットの基盤であり直接的に寄与する要因から、間接的に関係する要素や人為的な影響などの影響まで幅広く扱うことができ、従前のエコロジカル・デザインでも注目されていた要素を含め、その根拠となる定量的な効果の検証と基準を提示できた。例えば、植生の形態や構造、その多様度や組み合わせによって、トンボ類・バッタ類の多様性が向上することが示されたことは、どのような植栽管理を行うべきかを具体的に示すことができる。また、人間の利用や管理などの間接的な影響から、それに伴って変化するマイクロハビタットからの影響までを合わせた総合的な効果を検証できたことから、トンボ類・バッタ類を含めた生物多様性に負の影響を与える人為的圧力を軽減する利用・管理のあり方が求められていることが示された。

## 2) トンボ類・バッタ類の汎用性

港湾部埋立地や都市河川、人間活動に密接した小規模の止水環境など、人為的圧力を受けやすい空間においても、トンボ類・バッタ類が広く生息していることが明らかになった。一方で、一定の環境条件が整った限られた箇所のみ生息する種が存在することや、普通種とされる種すら生息が確認できなかった箇所が存在することも分かった。こうした場所において重点的に改善するためのエコロジカル・デザインが必要であることが示された。これまで、希少種や特定の環境を象徴する種を目標種とすることの重要性が提示されてきたが(日置, 2005)、自然度の低くリソースが限られる都市域においては、移入・定着が早い先駆種などの一般的な種を含め、トンボ類・バッタ類の出現種を総体的に扱うことも有用であることが明示された。

これに付随して、本研究では、単一の種ではなく、生息分布の類似傾向に基づいた種群を扱う分析手法を用いた。これは、生態的特性の類似した種群を設定することで、応答の異なる種群毎の生息規定要因を解明できるため、複数の環境要素の影響を同時に評価することができる。例えば、トンボ類では開放的な水面で多様度が高い傾向がある一方で、閉鎖的な水面を好む種が存在し、緑陰の存在や近接した樹林地が個体数を増加させることが分かった。バッタ類では、最高時の草丈の高さ 30cm を境に種組成が変化することや、周辺の樹林地や草地の量に対する応答も種群によって異なることが分かった。こうしたことから、それぞれの環境要素やマイクロハビタットと生物の生息との関係は一義的ではなく、各種群に応じたエコロジカル・デザインを検討する必

要があることを示す。また、種構成などの偏りを排除することで、気候や土地利用組成などの環境条件が異なる地域を同時に扱え、さらに希少種や出現頻度の低い種などのように、生態学的知見が少ない種を含めて一括して分析することができるため、普遍的な知見や共通性などの傾向を提示できる。こうした手法は、狭小な同一空間においても、生態的特性が多様な複数の種で構成されるトンボ類・バッタ類でこそより有効であり、新たな知見の蓄積に貢献すると言える。即ち、これまで単一の指標での評価では不十分であるという指摘への解決策の一端を示すことができた。

トンボ類・バッタ類は、既往の鳥類や哺乳類など知見に比べて、より微視的なマイクロハビタットを扱えるとともに、前述のように複数のタイプの環境要素を扱うことができる。また、同じマルチハビタットユーザーである両生類と比較して、種数も多く、環境耐久性が高い種も含むため、生物には高負荷である都市域においても適用可能な指標生物である。加えて、チョウ類や魚類に比べて特定の要素への依存度は低く、地表徘徊性昆虫などよりも移動・分散能力にも長けていることなどを鑑みても、トンボ類・バッタ類のエコロジカル・デザインの指標としての汎用性は高い。

## 4.2 エコロジカル・ネットワークのプランニング手法・指針

これまでエコロジカル・ネットワークを形成する要素として取り上げられながらも、既往の知見が少ない都市河川及び草地環境を取り上げ、そこに生息するトンボ類・バッタ類の分布が周辺・外部環境の量・配置から受ける影響及びその範囲を明らかにした。わが国における都市域のエコロジカル・ネットワークは、鳥類を指標とした研究が多く(例えば、山田・島田, 2007 など)、樹林性の生息地について主に検討されてきたが、本研究では樹林地以外の要素の重要性について議論できた。都市緑化などの緑被率の向上に向けた施策が進められているが、増やすべき要素の検討、その距離や配置の仕方など、生態学的知見を取り入れながら、緑被率の向上や土地利用の見直しなど周辺環境の整備を進める必要がある。

そこで当節では、既往の知見に加え、本研究の結果から明らかになった生態学的知見や有意性が示された方法から、周辺環境の整備・配置を念頭に、都市河川及び港湾部埋立地の草地環境のエコロジカル・ネットワーク構築のためのプランニング手法とその指針を提示した。特に、樹林地・水域・草地などの環境要素の関係性を考慮した複合的なエコロジカル・ネットワークを検討するために、出現箇所や分布個体数の状況から環境選好性の類似した種を分類し、それぞれの生息規定要因を明らかにすることで、応答の異なる生物種群毎のネットワークの状況の把握と、それらを重ね合わせた総体的な評価手法を提示した。

エコロジカル・ネットワークの構築において、「事前準備」、「現状評価」、ネットワークの構築・改善のための「エコロジカル・デザイン」の大きく3つの段階がある(図4-1)。まず、「事前準備」においては、エコロジカル・ネットワークの形成ための目標種の設定、及びその生息状況を評価・一般化するための情報を収集する調査箇所(サンプル)を選定する。

「現状評価」の段階においては、まず目標種の生息分布情報及びその生息に寄与する環境情報を収集する。次に、現地調査で確認した出現種を、分布状況や環境選好性から評価のための種群に分類し、生息に寄与する要因などの解明と合わせて、それぞれの種群の生息予測モデルを構築する。併せて、マクロスケールの要因から影響を加味し、エコロジカル・デザインを検討すべき範囲を把握する。現地で収集した生息分布情報及び生息予測モデルから、評価種群の生息が期待できる生息地・生息適地を抽出し、それらの連結・分断状況を行動圏から検証する。各評価種群のエコロジカル・ネットワークの分断状況などから、要改善箇所の抽出に加えて、それぞれを重ね合わせる事で、優先的に改善すべき箇所を抽出する。

「エコロジカル・デザイン」の段階では、生息分布情報や生息規定要因などから、エコロジカル・ネットワークの構築・改善に向けたエコロジカル・デザインを検討すると共に、具体的なエコロジカル・デザインの実施を想定した将来的なエコロジカル・ネットワークの予測・評価を行う。効果検証などの結果を基にしたフィードバックを行い、より効果的なエコロジカル・デザインを検討する。

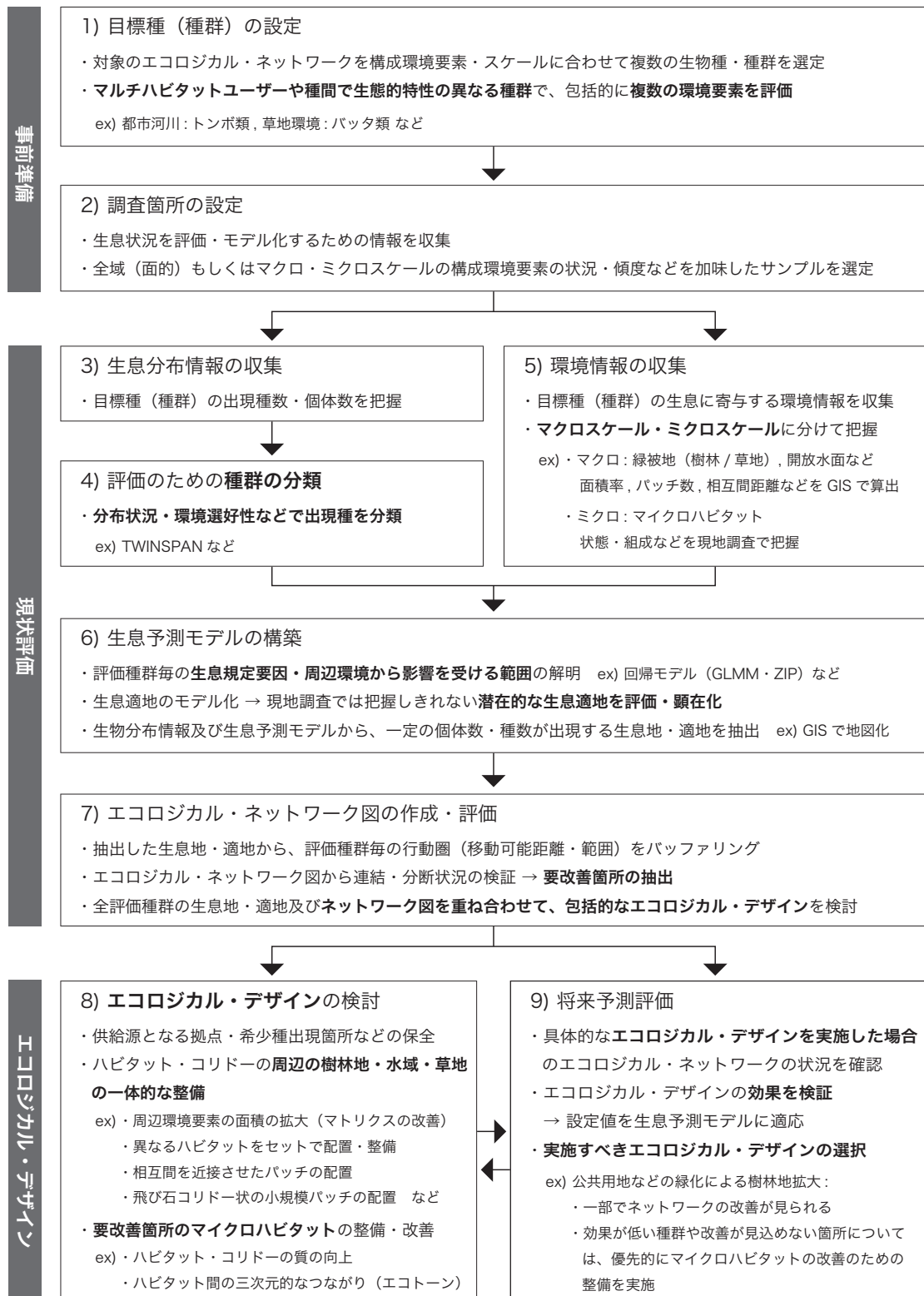


図 4-1 エコロジカル・ネットワーク構築のプランニングのフロー

既往の知見に加え、本研究の結果から明らかになった生態学的知見や有意性が示された方法(太文字部分)を踏まえて検討した。

### 1) 目標種（種群）の選定及び評価のための種群の分類

エコロジカル・ネットワークの評価・計画の目標種については、それぞれの環境の質の状態を把握し、環境の変化に対する応答性を配慮する必要があるため、対象とするエコロジカル・ネットワークを構成する環境要素に合わせて、複数の生物種もしくは種群を選定する必要がある。特に、複数の環境要素で構成される複合的なエコロジカル・ネットワークを構築するためには、相互を利用する生物に注目し、その生息状況と生態に基づいたエコロジカル・デザインを検討しなければならない。本研究ではトンボ類及びバッタ類を扱って、複数の環境要素を加味したエコロジカル・ネットワークについて検討したが、同様にライフヒストリーで依存環境が変化し、複数の環境を利用するマルチハビタットユーザー種や、種間で環境要素の選好性や依存度、繁殖・行動などの生態的特性が異なる種群を対象に、複数の環境要素を包括的に評価することが望ましい。トンボ類・バッタ類に加えて、樹林地以外に水辺や草地も利用する猛禽類や水鳥などの鳥類、草地性と樹林地性の種を含むジャノメチョウやセセリチョウなどのチョウ類、水辺と樹林地などを利用し、都市域にも生息するヒキガエルなどの両生類、水域と草地などを利用するカメ類、複数の環境を幅広く利用し、種によって生息環境も異なるヘビ類なども候補に挙げられる。

また、希少種とされるような環境の安定度や変化に対する応答力に富んだ生物にも注目する必要がある。こうした生物が出現する箇所については、優先的な保全を検討することができる。都市河川では、神奈川県RDB記載種を含むイトトンボ類は局所的な分布に留まることが分かった（表 2-2・巻末資料-6）。また、同じく要注意種であるハグロトンボは、一度は姿を消したとされるものの、近年個体数や分布を増やしていることが示唆された。しかしながら、その分布に偏りがあったことなどから、改めて注目すべき種だと言える（巻末資料-2）。ジャカルタ郊外の小規模止水環境では、比較的広範に分布する種が主に記録されたが、その中でも確認箇所数が少なかった樹林内部や林縁部などをハビタットとする種（例えば、グループ F 構成種）（表 2-11）などにも注意を払う必要があるだろう。バッタ類では、RDB記載種であるショウリョウバッタモドキも、近年では都市域に回帰しつつあるとされるが（内田, 2006）、その出現箇所は限定的であることから、注目する必要がある種であろう。また、ホシササキリやウスイロササキリ、クサキリ、ツユムシといった、多様度の高い草地に出現が集中する種を取り上げることで、良質なハビタットの抽出が可能である（図 3-1・図 3-3）。

### 2) 現地調査及び生息予測モデルによる生息地・生息適地の評価・抽出

エコロジカル・ネットワークの評価・形成に先立って、事前に目標種を含めた生物相の生息分布及びネットワークの状況、そして環境の状態を把握・評価する必要がある。現地調査や既存の調査結果から得られた生息分布情報と環境情報を用いて生息適地をモデル化することで、エコロジカル・デザインのための目標種の生息規定要因を解明するとともに、不足する情報を補い、対象域を網羅したエコロジカル・デザインを検討することができる。本研究で示されたモデルによる生物の分布・生息可能性の予測や、整備要求度が高い箇所を抽出する手法を用いることで、生物多様性の保全・向上に向けた、より効果的な実施計画の策定に繋げることが可能であろう。

また、本研究の中で行った調査結果から、顕著に出現種数・個体数が多い箇所や特定の種が集中して出現する箇所があることが明らかになった。エコロジカル・ネットワークを形成・維持していく上で、生物の供給源となる生息拠点の確保が不可欠であることから、優先的な保全を図る箇所を選定するとともに、地域毎に特化した施策を検討することが求められる。

### 3) 整備を実施すべき範囲の提示

トンボ類及びバッタ類の種群毎の影響を受ける範囲として、分析・評価に用いるバッファの大きさが明らかになった。トンボ類では、流水性種を含む種群では1500m、広域に分布する止水性種で構成された種群では1400m、イトトンボ類などの移動能力の低い種群では600mという範囲が明示された(表 2-3)。バッタ類では、草地に生息する移動能力の低い種群では200m、飛翔能力を有する比較的移動能力の高い種群では1000m、主に樹林に生息する地上徘徊性の種群では100mという範囲が明示された(表 3-2)。バッファの大きさという指標は、生物の移動・分散や周囲から移入してくる資源の影響など、周囲・外部の環境が及ぼす影響の度合や範囲を表していると考えられる(角谷, 2010)。今回明らかになった範囲は、周辺環境要素の量や規模を反映している。対象とする種群の主なハビタットや関係が明らかになった環境要素を拡大させるような整備は、今回示された範囲を中心に優先的に実施することが求められる。種群によって示された範囲は異なることから、複数の種・種群を対象にエコロジカル・デザインを検討する場合には、より高い効果を得るためにも、対象とするパッチやコリドーからより近い範囲のものを選択し、整備を実施していくことが望ましい。線状のコリドーである都市河川では、概ね600mの範囲内を対象とすべきである。面的な配置となる草地環境では、相互間の距離が1000m以下になるように、各パッチから概ね500mの範囲内を対象とし、要所においてより近い範囲を採用することが求められる。

エコロジカル・ネットワークは生物の移動・分散を前提としたものであることから、ネットワーク状況の評価や連結性を考慮したエコロジカル・デザインを講じる際には、実際の生物の移動能力などの生態特性に基づいて検討する必要がある。今回の結果では、埋立て以前の海岸線から分断とそこから500mという距離がバッタ類の生息に関与されることが示された(図 3-4)。これは、供給源となるパッチとの連結性を表していることが示唆されることから、残存している良質なハビタットとのネットワークを図る配置・整備を進めていく必要がある。また、前述のバッファの大きさは、生物の移動・分散に関する既往の知見や類似した種の生態とおおよそ相違ない結果であることから、生物の移動能力に関する補足情報として、エコロジカル・ネットワークを計画・評価する際に利用することも可能である。

このように、周辺環境の整備や新たなハビタットの配置などのマクロスケールでのエコロジカル・デザインを検討する際には、生物の移動・分散に関する知見が欠かせない。一部の生物種群では既往の知見が整理されているものの(徳江ら, 2011)、未だ生態的な知見は不足していると言わざるを得ない状況にあることから、エコロジカル・デザインの一環として、対象とするエコロジカル・ネットワークやその目標となる生物に応じて、移動・分散、影響を受ける範囲などの情報を継続して蓄積していくことも必要である。

#### 4) エコロジカル・ネットワークの検証及びエコロジカル・デザインの検討

現地調査や予測モデルから抽出した評価種群毎の生息地・生息適地、及びに移動可能距離・範囲や前述の周辺環境から影響を受ける範囲に該当する行動圏を加味したネットワーク図を作成することで、対象とするエコロジカル・ネットワークの連結・分断状況を検証しなければならない。それぞれの評価種群のネットワークの状況を検証することで、分断箇所を中心に、改善を図るべき箇所を抽出することができる。特に、出現箇所が限定される種群や希少な種を含む種群を対象に、それぞれの応答の度合いの高い要素に着目することで、良好な条件のハビタットの抽出やより詳細なネットワーク計画、要求されるエコロジカル・デザインの検討が可能である。加えて、地域や種群によって分布箇所・ネットワークの状況に差があることから、複数の評価種群の生息地・生息適地及びネットワーク図を重ね合わせることで、各々に重複・共通した要改善箇所の抽出と、包括的かつ優先すべきエコロジカル・デザインを検討することができる(図4-2)。

また、前述の生息予測モデルを用いることで、検討した具体的なエコロジカル・デザインを実施した場合の将来的な生息分布予測及びエコロジカル・ネットワークの状況を把握することができる。特に、エコロジカル・ネットワークの改善状況から、対象とするエコロジカル・デザインの効果を検証できると共に、効果的なエコロジカル・デザインを選択することが可能である。一方で、シナリオ分析の結果から、周辺環境の整備だけではネットワークが改善されなかった箇所や種群があることが分かった。こうした効果が低い種群や改善が見込めない箇所が存在する場合には、該当種群・箇所において、優先的にマイクロハビタットの改善のためのエコロジカル・デザインを検討する必要がある。

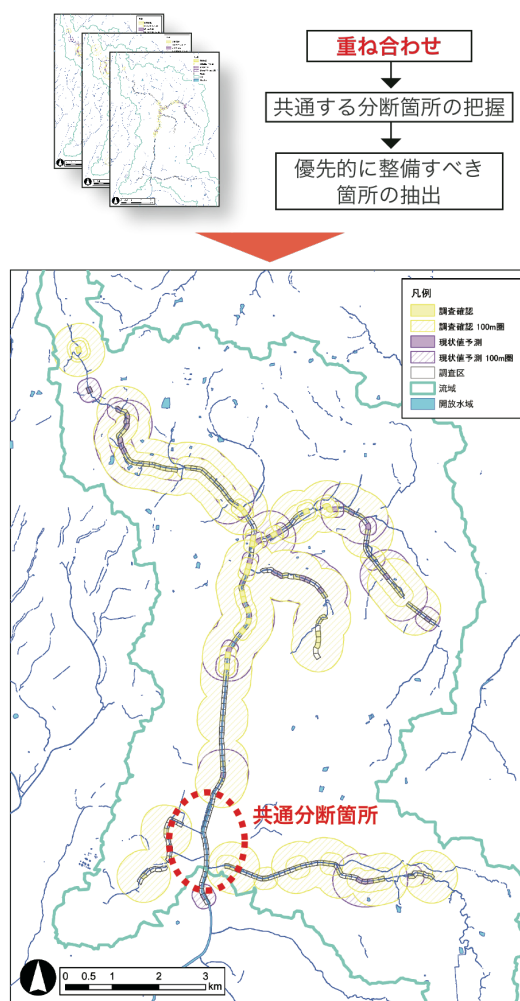


図4-2 ネットワーク図の重ね合わせ

#### 5) 周辺の樹林地・水域・草地の一体的整備

都市のエコロジカル・ネットワークを取り巻く周辺環境は、島嶼生態学におけるマトリクスとは異なり、生物に利用されるとともに影響を及ぼす空間であるため、一時的な利用やハビタット間の生物の移動・交流、周囲から移入してくる資源の量などを反映している(一ノ瀬, 2008; 角谷, 2010)。これまで、生物の分布には周囲に存在するそれぞれの主とするハビタットの量が影響していることが議論されており、それぞれの環境要素が別個に扱われてきた。樹林地は鳥類(加

藤・吉田, 2011 など)やチョウ類(横田ら, 2009)などで、周囲の面積率が示されてきた。それに加えて今回の結果では、トンボ類については周辺の樹林地と水域、及び農地、バッタ類については樹林地、草地及び農地の面積を拡大させることで、生息の促進・向上が可能であることが明らかになり、ライフヒストリーなどの生態的特性を考慮した上で、タイプの異なる複数の環境要素を一体的に整備する必要があることが示された。こうしたことから、それぞれの地域の特性、目標とするエコロジカル・ネットワークに併せて整備方針を設定する必要がある。

都市河川を主軸としたトンボ類のエコロジカル・ネットワークの形成では、ハビタット・コリドーとなる河川の周囲の樹林地・水域の拡大させることが有効である。さらに、移動能力が低く、出現地点の限られた種群(グループC)では樹林地、水域の双方の面積率が生息の促進に関与していたことだけでなく、グループAでは個体数が水域面積率に加えて、統計分析の制約上から採用しなかった樹林地面積率とも正の相関を示した(表2-2・表2-3)。既往研究においても、一定空間内の池及び樹林地の面積が、トンボ類の種数に正に相関することが示されていることから(李ら, 1998; 2001)、対象となるコリドーの近辺に樹林と水辺空間の双方がセットになった空間を一体的に整備することが求められる。

今回は、樹林地面積を拡大させる施策として工場用地及びに公共用地の緑化、公園緑地や街路樹などの樹林植栽、また開放水域面積を拡大させる施策として学校の水辺ビオトープ整備、遊水池の水辺整備といった既存の施設や用地を活用する方法を提示したい(図4-3)。特に、本研究で対象とした横浜市・柏尾川沿いには工場用地や水処理施設などが連続していることから、工場立地法による緑地整備などを活かして樹林地・水域環境を増加させられる可能性がある(森・一ノ瀬, 2007)。横浜市は、工場立地法における「敷地外緑地制度」を設けて、対象工場の緑地面積率約12.9%から横浜市工場立地法地域準則条例(横浜市, 2000)の定める目標値(工業地域/工業専用地域: 15%, 準工業地域: 20%, その他(住居系用途等): 25%)に向けて、積極的な工場緑地の整備を義務・推奨している(横浜市, 2009)。横浜市は公共用地や民有地の緑化などの施策を掲げており(横浜市環境創造局, 2013)、公園緑地や街路樹などを積極的に植栽することで、樹林地率を向上させる施策もある。上永谷小学校に見られるような積極的に学校ビオトープの整備を行っている(井戸ら, 2002)。こうした取り組みを活かし、学校などの敷地の一部をエコロジカル・ネットワークの拠点として据えることも考えられる。水辺空間については、生物多様性の確保のために水辺ビオトープや遊水池の自然創出などの水辺拠点整備、多自然川づくりなどを行うとしている(横浜市, 2007; 横浜市, 2011b; 2011b)。中でも、多くの遊水池は、構造物などで河川と隔てられていることが多く、コンクリートなどで被覆され、平時は貯水されていない状態にある。このような状態にある遊水池を親水空間やビオトープとして整備し、常に水辺環境を創出・維持することで、増水時など

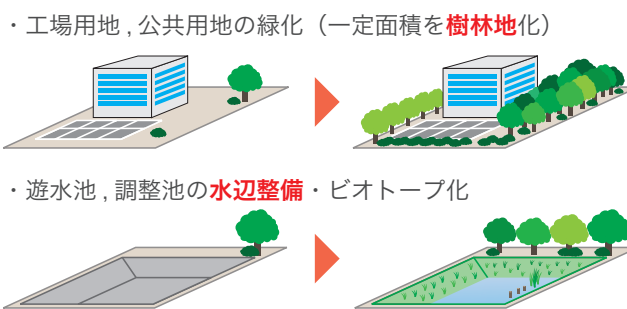


図4-3 周辺環境の整備の検討



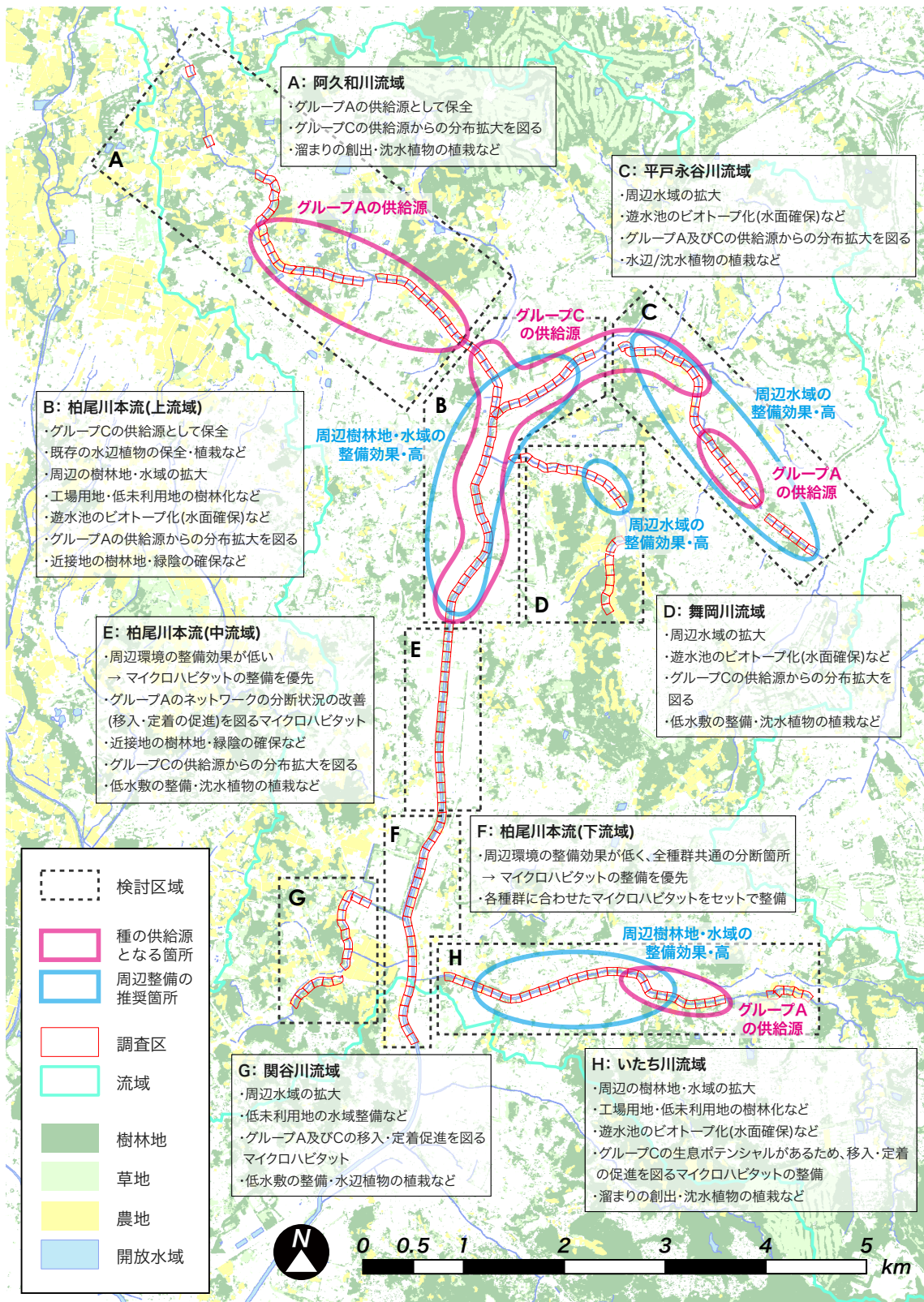


図 4-4 柏尾川流域のエコロジカル・ネットワーク改善のための指針

対象地である柏尾川流域を8区域に分類し、トンボ類の分布状況・ネットワーク状況とシナリオ分析による周辺環境整備の改善効果を踏まえて、それぞれに応じた指針を検討した。

における生物の避難場所、水田やため池に代わる産卵場所などトンボ類のハビタットとして機能するとともに、エコロジカル・ネットワークの形成に大きく貢献することが期待される。また、人口減少やコンパクトシティ化によって発生する空き地などの低未利用地を、必要に応じて自然回帰・回復させるとしている。横浜市では、利便性の低い郊外部で人口減少傾向の地域があり、空き地は減少にあるものの6.8%あるとされる(横浜市, 2010)。加えて、現存の水田の維持・保全や管理放棄された水田などに恒常的に水量を確保させることなども可能性のある施策であろう。こうした施策は、エコロジカル・ネットワークの向上に一定の効果が上げられることも本研究で示されたことから、都市が有する空間を活用・転用することは、エコロジカル・ネットワークの形成に資するポテンシャルであると言える(図4-4)。

港湾部埋立地を中心とした緑地環境のバッタ類のエコロジカル・ネットワークには、樹林地及び草地面積率を向上させることの重要性が示された。また、要求されるパッチのサイズやその近

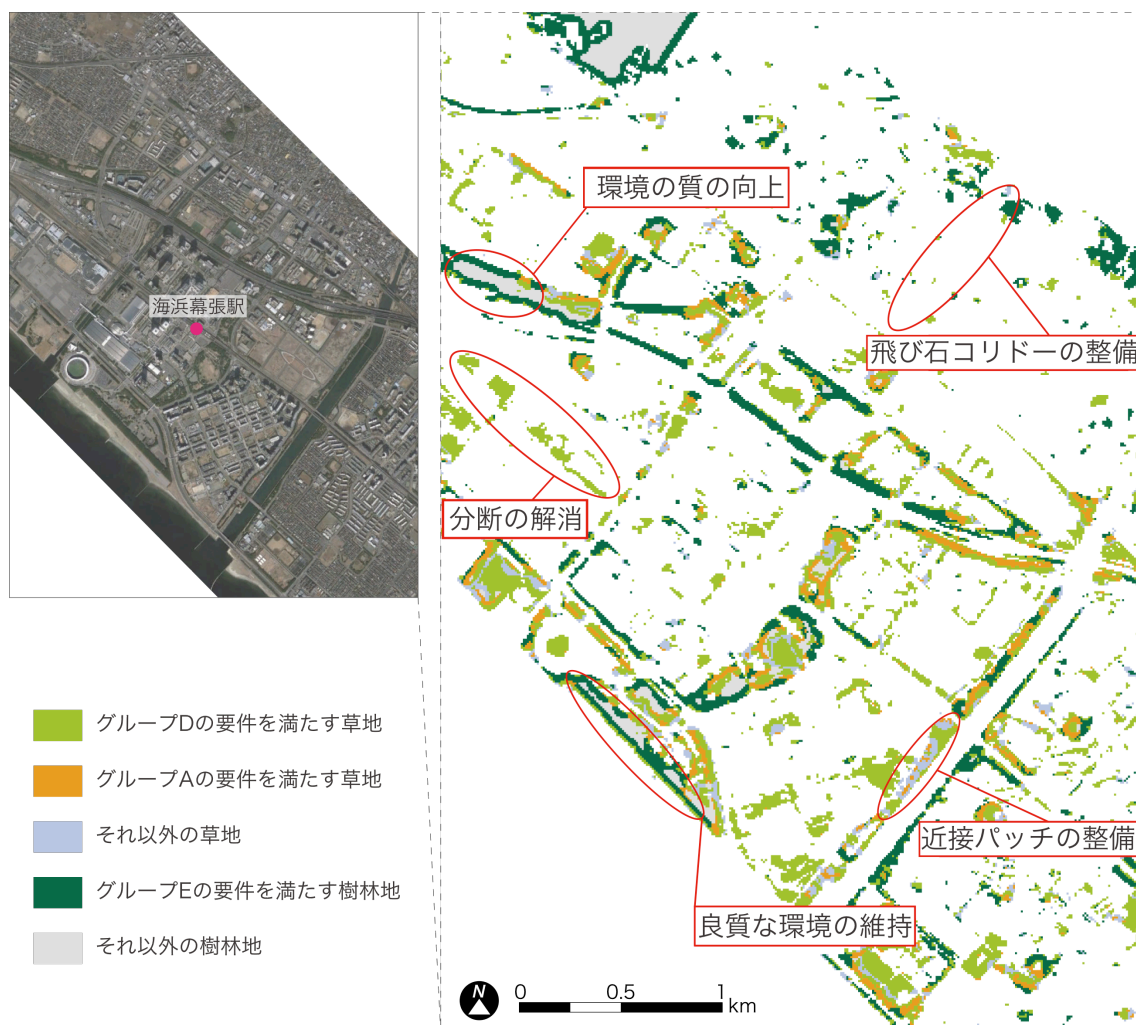


図4-5 バッタ類を対象としたエコロジカル・ネットワーク改善のための指針

バッタ類の生息が期待されるハビタットを抽出し、エコロジカル・ネットワークの改善に向けたエコロジカル・デザインの指針を検討した。

接性についても示された(表 3-2)。特に、種群によって応答は異なり、出現地点に偏りのあった種群や移動・飛翔能力が弱い種群ではその影響度は高かったことなどから、それぞれに応じた配置・整備パターンが求められる。

移動能力の低い種(グループ A・グループ E)は、周辺環境から影響を受ける範囲が狭いことから、ハビタット間が相互に近接させることが重要である。特に、主となるハビタット以外の環境要素の量や規模がそれぞれ影響していることから、樹林地と草地のパッチをセットで整備することが求められる。また、最も構成種数が多い地点に出現する種群(グループ D)では、まとまりのある樹林地の存在の重要性が示された。また、主のハビタットである草地では、0.1ha以上の比較的小規模なパッチを一定範囲内に多数整備することが要求されている。また、総じて埋め立て以前の陸地との分断や農地の面積率と規模の大きいパッチの存在が影響していた。港湾部埋立地は人工的に造成され、本来的な生物の生息空間ではないため、内陸部のハビタットからの移入・供給が成されることで生物相が形成される。沿岸部の都市域や都市的利用を前提として造成された港湾部埋立地では、自然度の高い空間は存在しないものの、一定期間を経て生物の生息空間として機能し始めている(中島ら, 2000)。以上から、農地が残されているような内陸地域や供給源となるパッチの保全を前提とし、既存の緑地を活用したネットワークを図るとともに、暫定利用期間を経て本格的な利用が始まる地域、工場などの撤退により再開発が行われるような地域では、拠点となる樹林地・草地が一体となったハビタットの整備を行っていくことが望ましい。また、ネットワークの分断が見られる箇所や要求度の高い地域を選定し、都市公園や道路植栽地でその相互間を埋める飛び石上の小規模のハビタットを整備していくことで、エコロジカル・ネットワークの形成が期待できる(図 4-5)。

### 4.3 マイクロハビタットのエコロジカル・デザイン

生物多様性の保全・向上には、その基盤となるハビタットの「質」の向上が欠かせない。エコロジカル・ネットワークの構築においても、構成要素であるパッチ、コリドー、マトリクスなどが、ハビタットとして機能することが前提となる。ハビタットに据えたはずの空間が生物の生息条件を満たさなかった場合には、周辺の供給源からの移入が見込めないだけでなく、元来生息していた生物が死滅し、個体数や種数を減らすことになるなど、逆に生物多様性を低下させることになりかねない。こうしたことから、環境条件の悪化が著しい既存のハビタットの改善、及び都市内部の緑地や人工ビオトープなどの新たなハビタットの創出・復元に際して、個々の空間の生物多様性を向上させるには、生物の生息を促進するマイクロハビタットの改善・創出により、その効果を増進させると共に、阻害する要因を取り除くなど、ミクروسケールレベルでの対応が必要である。

トンボ類・バッタ類の生息に寄与するミクروسケールの環境要因に焦点を絞り、生物多様性の向上を図るマイクロハビタットのエコロジカル・デザインの指針・手法を提示する。マイクロハビタットのエコロジカル・デザインの枠組みとして、主となるハビタット空間における「ハビタットの『質』の向上」、「多様なマイクロハビタットの創出」、「人為的圧力の軽減・順応的管理」を前提に、次段階で「複数のハビタットとの組み合わせとエコトーン的设计」、「人間活動の

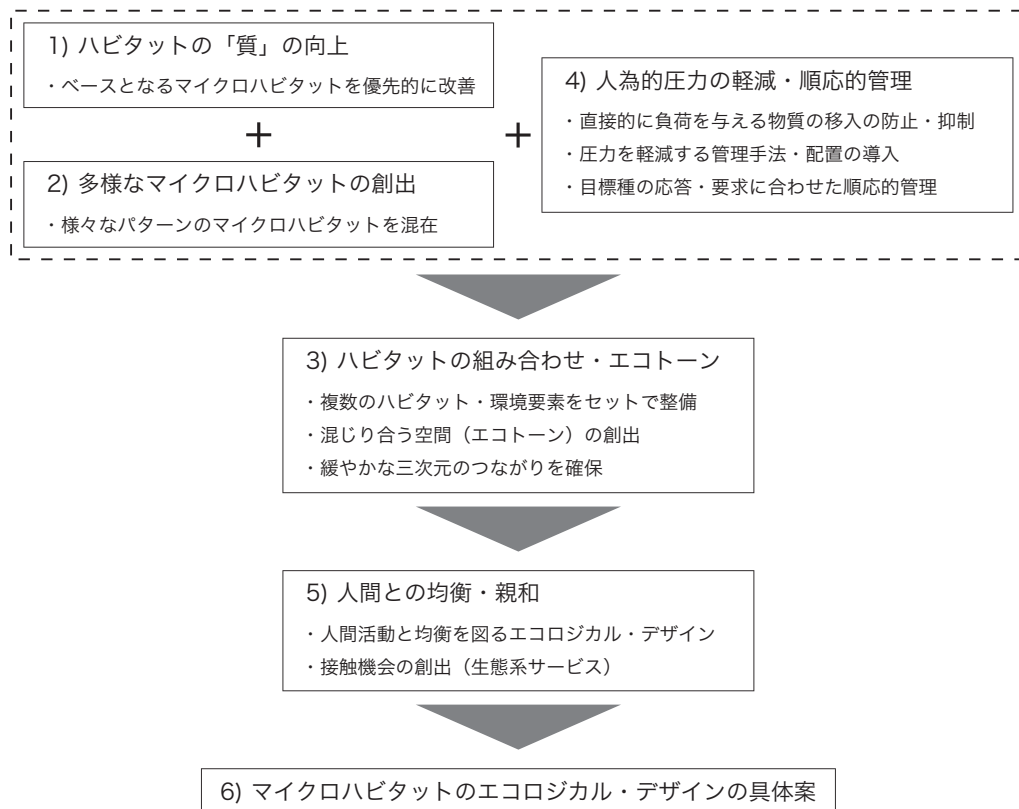


図 4-6 マイクロハビタットのエコロジカル・デザインのフレームワーク

均衡と親和」について検討することが求められる。最後に、これらを包括的に加味した「マイクロハビタットのエコロジカル・デザインの具体案」の検討がある(図 4-6)。

### 1) ハビタットの「質」を高める

まずは、基本的な生物の生息環境条件としてのハビタットの「質」の改善・向上である。生息空間の基礎となる草本や水質の状態に加え、生物の餌資源や産卵基質である植生の量・多様度や登坂や定位といった移動基盤となる護岸などの構成といった、生物の生態・行動の特性に関わるマイクロハビタットを優先的に改善することを優先しなければならない。今回は、トンボ類・バッタ類のみを対象としたものの、これらはチョウ類や甲虫類などの他の昆虫類、両生類、爬虫類、魚類など、多数の生物群で共通するものである。生物相全体の多様性が向上することで、一次消費者から高次捕食者、分解者までに影響し、生態系や物質循環の健全性の向上に寄与する。

トンボ類のハビタットの質を高めるには、水生植物の存在は欠かせない(図 4-7・図 4-8)。水生



図 4-7 都市河川のトンボ類の多様性を向上させるマイクロハビタットのエコロジカル・デザイン



図 4-8 コラムのトンボ類の多様性を向上させるマイクロハビタットのエコロジカル・デザイン  
(※ 赤文字:本研究の結果から直接的に導き出されたエコロジカル・デザイン, 黒文字:間接的に導き出された、もしくは既存の手法を適用したエコロジカル・デザイン) [図 4-6・4-7 共通]

植物には様々な形態があり、水中や水辺に繁茂する沈水植物や抽水植物は水生昆虫や魚類の産卵基質、定位や生息・避難空間になるだけでなく、川岸に発達した植生の存在が止水環境に依存した生物の生息を可能にし、種の多様性を高めていることが示されていることから(岩崎ら, 1997)、多様な水生植物が繁殖できるような条件を優先的に整えていく必要がある。底質・岸の組成、流路の複雑化などの物理的環境、水質などの化学的環境を改善していくことで水生植物の移入・定着を図ると共に、植栽カゴ・マットなどの設置も積極的に行っていくことも効果的であろう(辻, 2004)。こうした施策は、ネットワークの現状及び将来予測の状況から抽出された分断箇所や、消失リスクが低く保全・改善の優先度の高いコラムで、積極的に行っていくことで、より高い効果を上げられるだろう。

バッタ類には、生息基盤であり餌となる草本や落ち葉の供給源となる樹木の多様性を高めることが重要であろう(図 4-11)。本研究の結果では、草丈の高さや樹木の被度が寄与したが、それぞれの種で餌資源や微視的な気候条件などの選好する環境が異なることが考えられる。イネ科はもちろん、クズやシロツメクサなどのマメ科、チガヤなどの特定の種類を好む種も存在する。また、樹木の被度についても、常緑広葉樹と落葉広葉樹で種組成が異なったことから、緑地の整備などの際には、一元的な植栽を行うのではなく、多様な植生が形成されるような種の選定、植栽を行うことが求められる。こうした多様な植生を創出することで、同様に植物に依存するチョウ類などの他の昆虫類、それを採餌する鳥類などの多様性の向上にも寄与する。特に、一元的に管理されている草地や高密度に植栽された樹林帯などでは、こうした植栽管理を今後優先的に行っていく必要があるだろう。

## 2) 多様なパターンのマイクロハビタットを創出する

生物は種によって、その生態的特性に合わせてマイクロハビタットに対する応答や要求する条件が異なるため、それぞれの種群に合わせた多様なマイクロハビタットを創出する必要性が示された。ハビタットの改善や新たに創出する際には、多様なマイクロハビタットを混在させることで、1箇所あたりの生物多様性を向上させることができる。さらに、同一の地域内においても、個別のハビタット毎にマイクロハビタットの構成パターンを変化させることで、それぞれで形成される生物相も変わるため、地域レベルでの生物多様性を向上させることができる。

例えば、トンボ類では陰の被覆や水生植物、周囲の環境に対する応答が異なったことから、草地などとセットになった開放的な水面だけでなく、樹林に接した緑陰のある暗い閉鎖的な環境を創出することや、形態の異なる多様な水生植物の群落を存在させることで、それぞれに適した種が生息・定着することが期待される(図 4-9)。バッタ類では、草地・樹林という単純なハビタットタイプの違いだけでなく、草丈や樹木の被度に対する応答が種群によって異なった。今回示された最高時の草丈高 30cm という閾値を基準にすると、シバ草地のような通年で比較的草丈の低い草地、チガヤなどのように 30cm 程度の高さになる草地、ススキなどのようにさらに草丈が高くなる草地といったようなパターンが挙げられる。また樹木の被度に注目した場合には、広く開けた草地、樹木が点在して緑陰があるような草地、密度が低く林床が比較的明るい樹林、高密度で下層

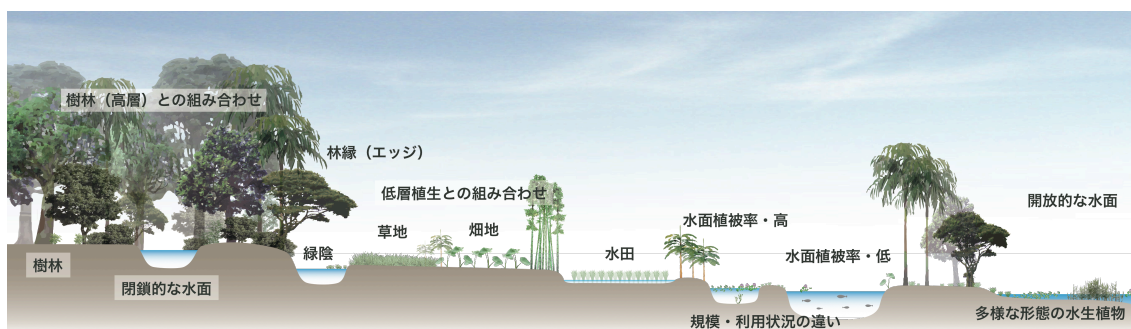


図 4-9 トンボ類のマイクロハビタットのパターン

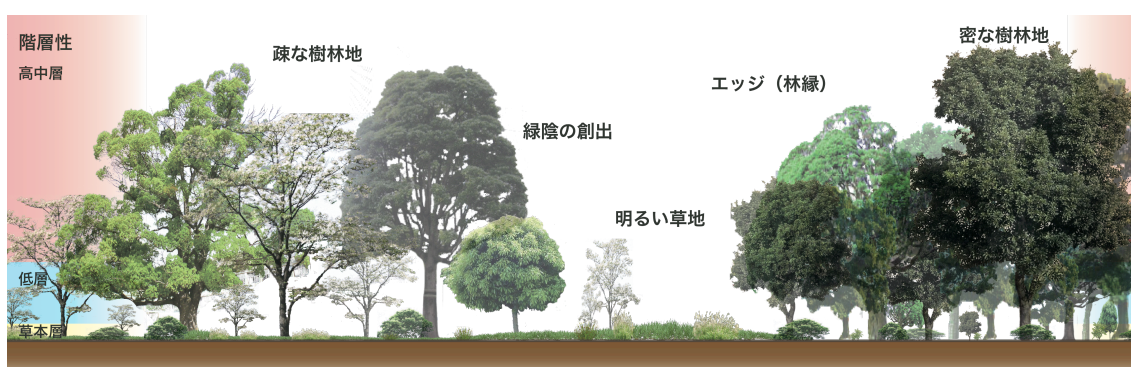


図 4-10 バッタ類のマイクロハビタットのパターン

が暗い樹林といったようなパターンが考えられる。こうした構造の異なる複数のパターンのハビタットを創出することで、バッタ類の多様性を高めることができる(図 4-10)。

### 3) ハビタットの組み合わせとエコトーンデザイン

トンボ類では水域に近接した樹林や草地の存在、バッタ類では常緑広葉樹林と接する草地や落葉広葉樹の被覆がある草地など、それぞれの主となるハビタットと他の環境要素の組み合わせが重要であることが分かった。また、低水敷やタマリ・ワンドと要素が都市河川のトンボ類の息を促進することが明らかになったが、さらにミクロナレベルでの草地や止水環境などと河川環境の組み合わせも有効であることが示唆された。都市河川で行われた調査では、水辺や洲に形成された植物群落が多様な昆虫のハビタットになっていることから(大澤ら, 2005)、狭小であっても河床に低水敷を整備し、水辺に多様な水生植物が形成されるような整備や植栽を進めることが重要である。低水敷が整備されることで、水辺の植生が形成されることはもちろん、水際に隣接する形で低中茎、高茎の草本類を中心とした擬似的な草地環境や増水時に形成される水たまりなどの一時的な止水環境が生み出されることになる(図 4-7・図 4-13)。こうした複数のハビタットの組み合わせは、ヤブキリや一部のトンボ類などのようにライフヒストリーに合わせて複数の環境を利用するマルチハビタットユーザー種はハビタットとしてそれぞれが機能することはもちろん、採餌環境や産卵場所、微視的気候の変化・変動や捕食者からの避難空間などとして一時的・代替

的に機能していると考えられる。狭小なスケールにおいても、複数要素を組み合わせたセットで創出することで、ハビタット単位での生物多様性を高めることが可能である(図4-9・図4-10)。

水辺や樹林の「際」などの異なる環境要素が混じり合う空間であるエコトーンは、生物の多様度が高く、生息空間としての機能としても非常に重要である。相互の環境要素が混じり合うことで複雑な植生や微気候が構成されることで、多様なマイクロハビタットが創出される。河川に隣接して樹林や草地などの多様な環境要素で構成されているアメニティ空間が存在していることがトンボ類の生息に影響を及ぼすこと(Hofmann & Mason, 2005)、河川の水位地から堤防の最高位までの横断距離が長くなるほど鳥類の種数と種多様性が向上することや(鈴木, 2006)、水田と樹林の境界付近に複数の環境要素が存在していることでチョウ類の多様度が高まることなども示されている(楠本ら, 2006)。また、エコトーンの形成によって、主となるハビタットから周辺環境への緩やかにつながりを創出することで、マルチハビタットユーザー種の移動を促進し、三次元でのネットワークの形成を図ることが出来る。面的なつながりだけでなく、直立護岸や道路などの阻害要因を排除し、三次元での生態的なつながりを創出することで、他の要素との連結性の確保・拡充、ハビタットとして機能を高めていくことが重要になってくる(図4-7・図4-8・図4-11)。

#### 4) 人為的圧力の軽減・順応的管理のあり方

生物の生息に寄与するマイクロハビタットは、人間活動による影響を受け、間接的に生物多様性に作用している。本研究の結果では、水質及び植生などに及ぼす利用・管理圧がトンボ類・バッタ類の多様性に影響していることが示された。

人間活動に密接した空間である都市河川やコラムなどの環境では、生活排水などの流入を抑制し、水質をコントロールする必要がある。下水の整備が進んでいないインドネシアでは、生活排水の多くがコラムや河川などに直接流入しているため、一早い下水処理システムの整備が求めら

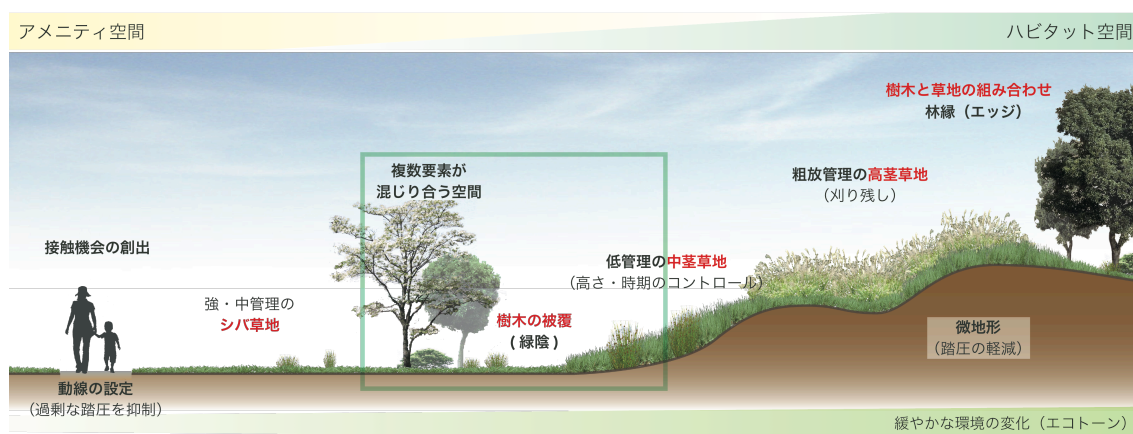


図4-11 バッタ類の多様性を向上させるマイクロハビタットのエコロジカル・デザイン

(人為的圧力を軽減する植栽管理・配置の例)

(※ 赤文字:本研究の結果から直接的に導き出されたエコロジカル・デザイン, 黒文字:間接的に導き出された、もしくは既存の手法を適用したエコロジカル・デザイン)



れる。コラムが持つ浄化能力の許容範囲は明らかになっていないものの、化学合成物を使用した洗剤が混入した排水の流入、ゴミの投棄などは避け、家庭から出る料理や食事の残渣、排泄物に留めるが望ましい。特に、近年普及しつつある浄化槽の積極的な導入は効果的であろう。養殖としての利用などについても、オーバーユースとならない範囲での利用を推奨すべきだろう(図4-8)。

草刈りや剪定、除去といった植栽管理圧や人間の立ち入りによる踏圧も大きな問題であることが示唆された。植栽管理については、一元的な管理を施すのではなく、生物に大きな影響を与えないような管理のあり方が望ましい。利用上支障のない範囲を選定し、特定の箇所に入らずに保全することや、産卵期などの生物の利用する時期を考慮し、場所や時期を替えながら複数回に分けて管理を行うことなどが考えられる(図4-8・図4-11)。こうした対処を施すことで、生物の一時的な避難が図られ、総合的な圧力を軽減できる。また、踏圧の軽減については、縁辺部に人の立ち入りを抑制するような起伏を配置することや、園路などの導線の計画、利用方法のゾーニングなどを事前に検討することで解決し得る(図4-11・図4-15)。

一方で、種群によって植生によってもたらされるマイクロハビタットへの応答が異なるため、優先的な保全・改善を要する箇所においては、対象となる植物を選択的に刈り取りや除去する必要がある。例えば、トンボ類ではヨシの繁茂を忌避する種群や、緑陰などがある閉鎖的の水面を好まない種群が存在することが明らかになった。また、植生の状況については、時間の経過に伴って変化し、それに応じて生息する生物の状況も変化する。対象地の環境要素の変化や生物の動態を観察しながら、その時々に応じた「順応的管理」のあり方が求められる(山本, 2005)。

##### 5) 人間との均衡・親和

エコロジカル・デザインは、都市を中心とした生物多様性やその基盤となるハビタットの質が劣化した空間で積極的に適応されるものである。しかしながら、それは人間の生活と密接した空間であるため、時には人間活動について一定の抑制・規制をせざるを得ないことがあるものの、基本的には人間活動との均衡を図るエコロジカル・デザインを講じる必要がある。

例えば、本研究で対象としたコラムは人間の生活空間基盤の一つであるが、元来の用途を果たしながらも、生物多様性の基盤となっている。中でも、生活排水の貯留は、下水の整備が進んでいないインドネシアでは欠かせない用途の一つとなっているものの、ゴミの投棄も含めて、生物多様性以外へも負荷を与えるものであることは間違いのないため、積極的に改善を図る必要がある。浄化槽の導入などで改善を図ることができるものの、直近で全戸において導入することは困難であるため、当面の対処策として、生物多様性の基盤として保全するコラムと排水の貯留としての使用するコラムの選別があるだろう。また、水質の改善には汚濁の原因となる物質の流入を阻止することに加え、水生植物による自然浄化なども効果があることから(例えば、中村ら, 1999; 藤田ら, 2001 など)、グリーンインフラストラクチャーの事例に見られるように、直接流入させるのではなく、水生植物による吸収や土壌への浸透などの自然浄化を促すために、一時的に排水や越流水を貯留した後、コラムに排出する方法も考え得る(図4-14)。

また、洪水頻発地域であるジャカルタ近郊外地域においては、一定の貯水ができるコラムは遊

水機能を有しており、積極的な保全は防災などの生態系サービスの向上にも寄与していることが推察できる。住宅需要などの背景はあるものの、一様に埋め立てるのではなく、元来の機能や生物多様性を維持できているコラムを選択的に保全・活用しながら、生態系サービスを享受していくべきであろう。保全や積極的な利用を図るコラムの選定、それぞれの利用のあり方は、コラムの放棄の状況とその過程についての考察結果、及びトンボ類の多様性の状況などからも検討できる。トンボ類の多様性に優位に高かった第2群や、生物多様性の基盤として可逆的な状態にある第1群のコラムにおいては、保全を図るとともに、マイクロハビタットの具体的な改善を講じる必要がある。特に規模の大きいものは、優先的に保全すべきである。また、第4群を中心とした元来の用途で利用されているコラムについては、積極的な利用を維持するとともに、生物多様性との均衡の取れた適正な利用を図ることが望ましい。一方で、家庭排水の貯留や住宅建造に伴う用地確保については、既に汚染が進み、生物多様性が劣化している第3群を中心としたものを選択すべきであろう(図4-12)。

加えて、マイクロハビタットのエコロジカル・デザインによる自然度を高める整備は、生物多様性保全・向上といった観点以外にも、親水空間などのように自然との触れ合いの機会を増加さ

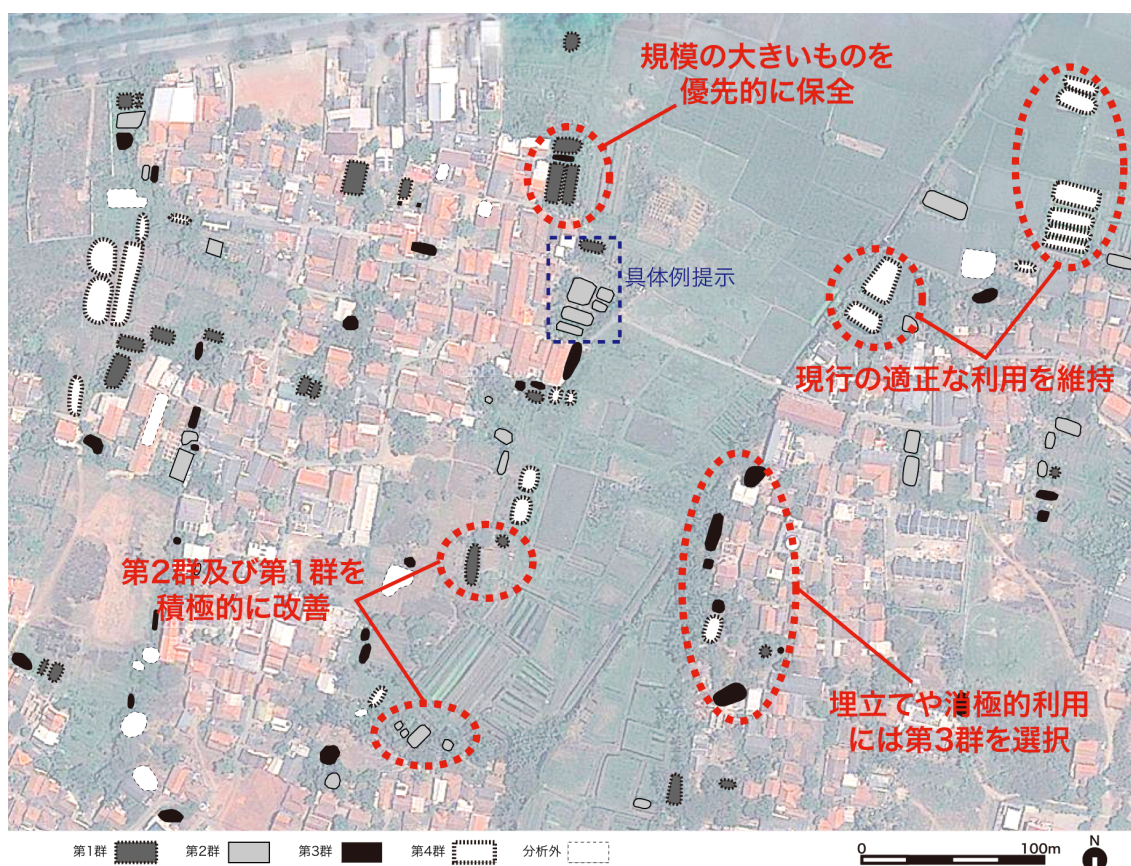


図4-12 コラムの保全・利用の指針

地域住民による利用・管理状況とトンボ類の生息状況に基づき、コラムの保全と利用のための指針を検討した。

せ、近隣住民の利用頻度や満足度の向上させることや微気候の調整といった都市内の人間の生活環境の改善にもつながり、都市の生態系サービスを向上させることにも繋がる。都市緑地は、環境教育や子供が自然と親しむ場としても注目されており、緑地の備えるべき属性や要素として生物の豊富さが求められている(増田ら, 2000)。都市緑地内の草地環境は遊び場などのアメニティ空間として利用されるが、高度に利用される空間の縁辺部など、特定の空間においてエコロジカル・デザインを適用することで、より近接した空間に自然度の高い空間を確保することができ、生物多様性の接触機会の場としての機能の発揮が期待できる(図 4-11・図 4-15)。

また、これまでも多自然川づくりとして親水空間の整備が進められており、一定の効果が認められているが、改めて生態的な知見に基づいた整備の重要性を述べたい。都市河川は元来の雨水管理などの治水・防災に加え、1997年の河川法の改正で「多自然川づくり」が正式に盛り込まれた。2006年に策定された「多自然川づくり基本指針」において、多自然川づくりの定義として、「河川全体の自然の営みを視野に入れ、地域の暮らしや歴史・文化との調和にも配慮し、河川が本来有している生物の生息・生育・繁殖環境及び多様な河川景観を保全・創出するために、河川管理を行うこと」が明記されており、特に、「単に自然のものや自然に近いものを多く寄せ集めるのではなく、可能な限り自然の特性やメカニズムを活用すること」を基本としている(国土交通省河川局, 2006)。都市河川の法面の構成は、防災や利用上、改変することは困難であるが、水生植物の定着、緑陰の創出や低水敷の整備などのマイクロハビタットの改善は、近自然工法などの技術を用いた水辺整備を施すことで近似的な環境を代替することができる。加えて、近接・周辺環境の改善などは治水などの機能を損なわずに適用できる手法である(図 4-13)。都市河川の整備について研究では、河川の自然環境に対する関心の割合が最も高いとともに、緑化護岸の費用効用が高いことや(和田ら, 2005)、親水性を高めた自然的な整備が求められているとともに、特に利用頻度の高い人にその傾向が強いこと(和田・尾崎, 2004)、多自然川づくりによる新水護岸に期待する効果として、生物との触れ合いや河川の景観などがあることから(太田, 2012)、快適性や安全性とともに自然環境が改善されるような整備が有効であることが示されている。本研究で示した知見はもちろん、既往研究で蓄積されている魚類などの知見などと併せて、「多自然川づくり基本指針」にある多様性に富んだ「自然環境」、「生物の生息・生育・繁殖環境」を保全・創出する整備を進めることで、社会の希求に応答していくことができるだろう。

エコロジカル・デザインの適用は、人間活動を一定の制約を強いる面は否めないものの、生物多様性とそれからもたらされる恩恵とのトレードオフの関係にあり、持続的な社会を実現するための解の一つである。蓄積された知見に基づいて、要所においてエコロジカル・デザインを適用していくことで、我々人間と自然環境、生物多様性との均衡を保ちながら、親和していくことは十分に可能であろう。

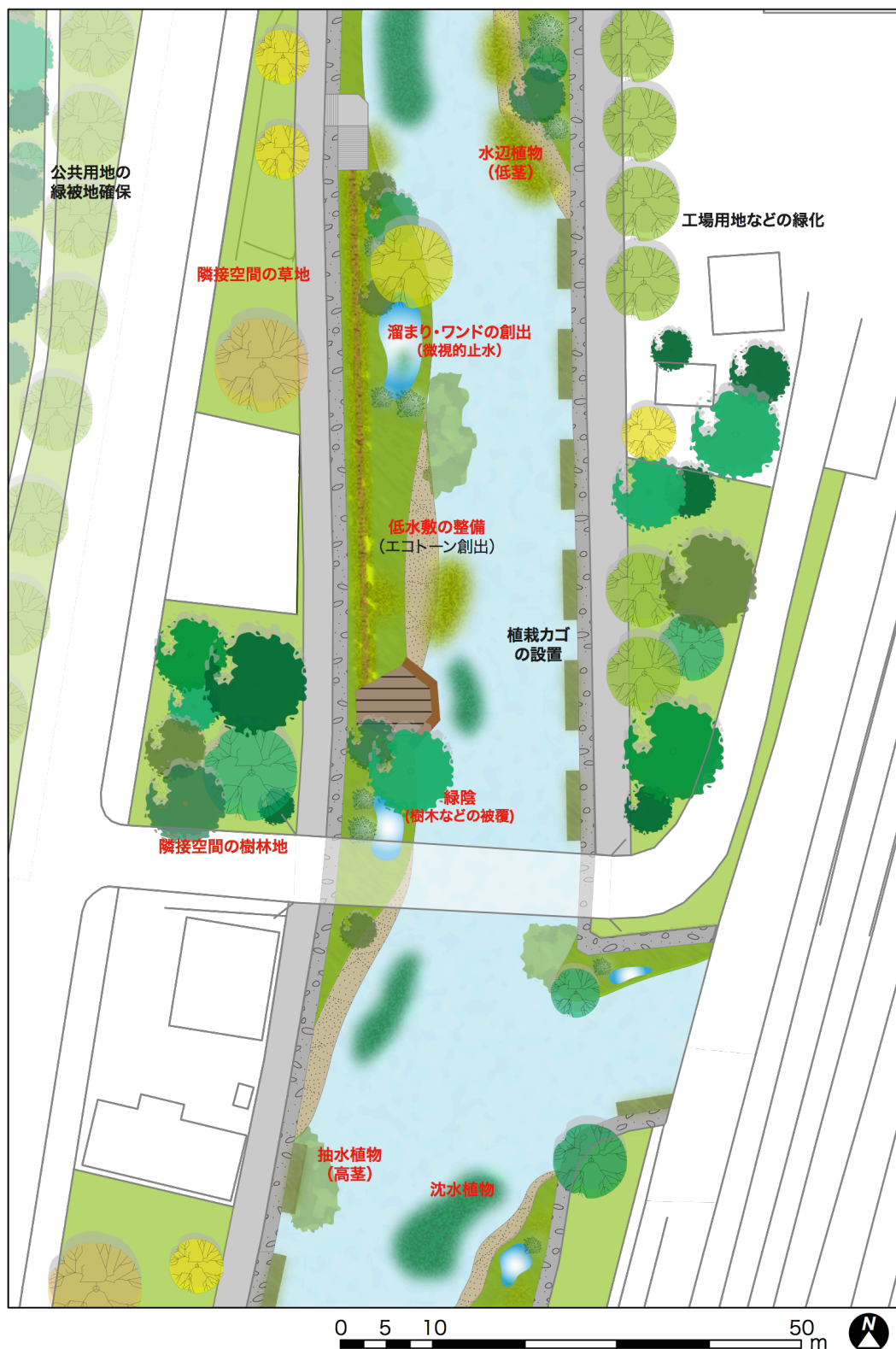


図 4-13 都市河川のエコロジカル・ネットワーク分断箇所におけるマイクロハビタットの改善  
 図 4-2 の「共通分断箇所」において、トンボ類の生息規定要因に基づいたマイクロハビタットのエコロジカル・デザインを検討した。



図 4-14 優先的に保全・改善すべきコラムのエコロジカル・デザイン

図 4-12 の「具体案提示」枠内を事例に、第 1 群（上部 1 箇所）及び第 2 群（下部 5 箇所）のコラムのエコロジカル・デザインを検討した。

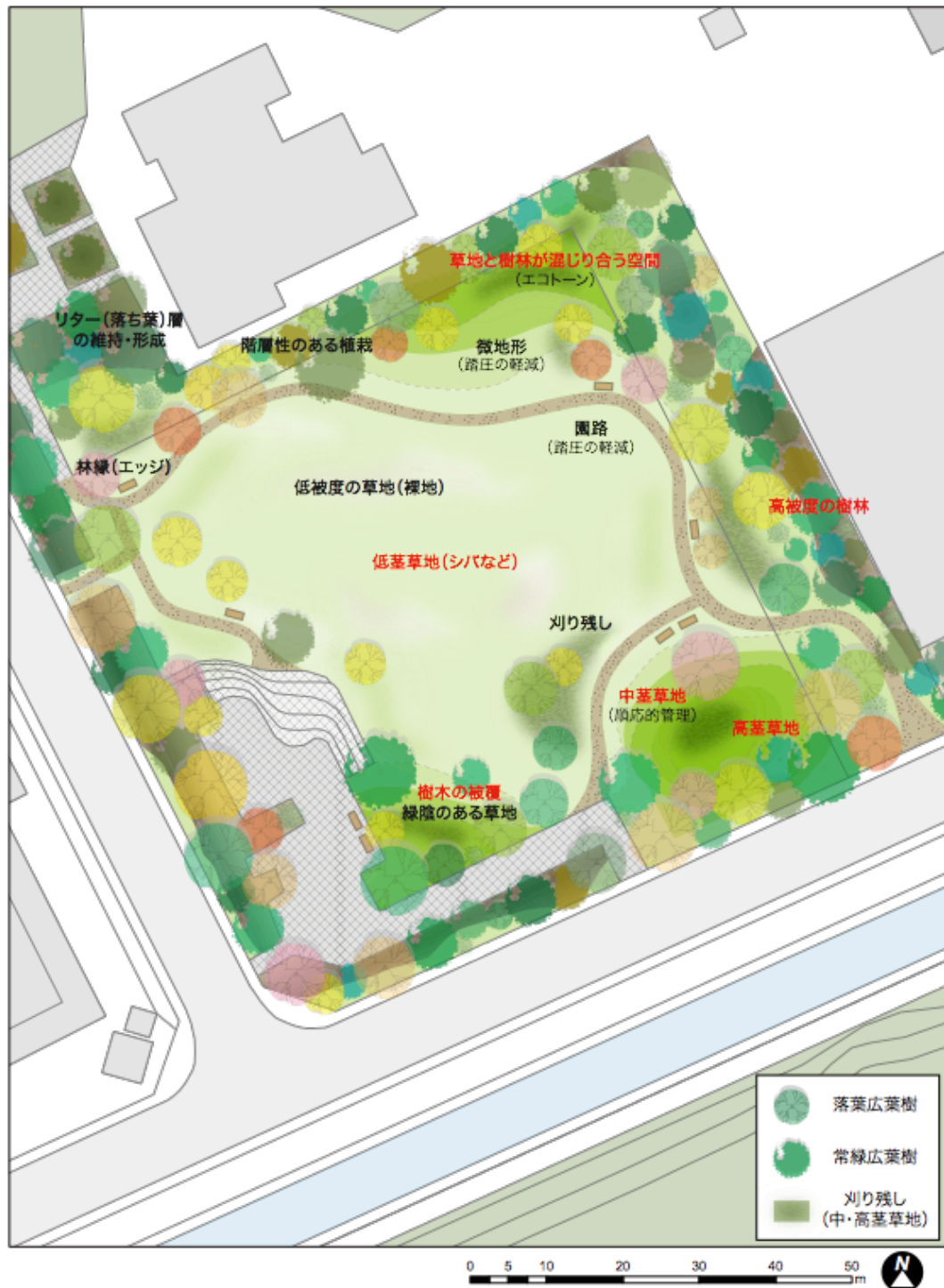


図 4-15 草地を含む緑地におけるバッタ類の多様性を向上させるエコロジカル・デザイン  
調査地の一部(横浜市金沢区)を対象に、バッタ類の生息規定要因に基づいたマイクロハビタットのエコロジカル・デザインを検討した。

(※ 赤文字:本研究の結果から直接的に導き出されたエコロジカル・デザイン, 黒文字:間接的に導き出された、もしくは既存の手法を適用したエコロジカル・デザイン) [図 4-13・図 4-14・図 4-15 共通]

## 5 章 総括

本研究の結果から、都市河川及び人間活動と密接した小規模止水環境におけるトンボ類、草地環境におけるバッタ類の生息規定要因が明らかになった。

2.1.1では、横浜市柏尾川流域を対象に、都市河川に生息するトンボ類を3種群に分類し、それぞれの生息規定要因をZIPモデルで分析した。各種群の共通傾向として、低水敷面積、溜まりの存在、周辺の樹林地・水域の面積率の4項目はトンボ類の生息の有無及び個体数に正の影響を、護岸高、周辺の草地面積率の2項目は負に影響を及ぼしていることが分かった。また、周辺の環境から影響を受ける範囲であり、樹林地や水域の面積を拡大させるべき範囲を示すバッファの大きさとして、流水性種を含む種群では1500m、広域に分布する止水性種で構成された種群では1400m、イトトンボ類などの移動能力の低い種群では600mという値が得られた。2.1.2では、このモデルを用いて、現状及びエコロジカル・デザインの実施を想定したシナリオにおける、都市河川のトンボ類のエコロジカル・ネットワークの状況を検証した。現状では、各種群のネットワークは分断されていることが明らかになった一方で、周辺の樹林地・水域の面積を拡大させることは、エコロジカル・ネットワークの改善に一定の効果があることが示された。これらから、周辺環境の整備やマイクロハビタットの改善など、それぞれの状況に合わせたエコロジカル・デザインの選択が必要であることが提示できた。

2.2.1では、インドネシア・ジャカルタ郊外に残存する農村型集落の小規模池（コラム）を対象に、分布と管理・利用実態の把握、消失するコラムの特性を明らかにした。対象地域内に多数のコラムが存在し、多様な利用がなされていることを把握できた一方で、ライフスタイルの変化などを背景にその多くは放棄され、住宅用地の需要に伴う埋立てなどによって消失しつつあることが明らかになった。消失するコラムは、放棄されていて、かつ家庭排水の貯留やゴミの投棄などの消極的な利用があるという特性があるとともに、貯水量が少なく、水位変動も激しいことが分かった。2.2.2では、一部のコラムを対象に、人間活動に密接した小規模止水環境におけるトンボ類の多様性に、マイクロハビタット及び利用・管理に伴う人為的圧力が与える影響を、パス解析により直接効果・間接効果に分けて検証した。その結果、マイクロハビタットに関する項目では、コラムの規模と水生植物の被度と多様性が正に、水質の悪化を示す電気伝導度や窒素濃度などが負に影響していることが示された。人為的な管理・利用が与える影響については、管理・利用が現在もなされ、複数の用途で利用されているなどオーバーユースにあることを示す項目、及びに家庭排水の貯留としての用途、排水の流入とゴミの投棄の有無などの消極的な利用に関する項目は、水質や植生に関する項目を媒介して負に作用していることが分かった。また、消失傾向にあり、貯水量が少ないコラムでは顕著にトンボ類の多様性が低いことも分かった。一方で、草刈りや水

路の粗放的な管理やトイレの痕跡の有無、土で構成された法面などの項目は正に作用していることが示された。これらから、強度の利用と荒廃の間にある適度な利用状態が、トンボ類の多様性を担保していることが示唆された。

3.1 では、東京湾沿岸の埋立地の人工的な緑地空間を対象に、バッタ類を生息傾向から5つの種群に分類し、緑被分布などのマクロスケールの要因がそれぞれの生息に与える影響を、GLMMを用いて検証した。分析の結果、緑被地タイプ、周囲の樹林地や草地などの緑被地の面積率と総周縁長、近隣パッチからの距離、陸地との分断等が影響していることが示された。特に、依存する緑被地のタイプや生態的特性に応じて、各要因に対する応答が異なることが分かった。併せて、それぞれの種群が周辺環境から影響を受ける範囲としてのバッファの大きさと供給源となるパッチのサイズも明らかになった。バッファの大きさは、飛翔能力を持たない種群では100m-200m、草地に生息する比較的移動能力の高い種群では1000mが示された。パッチのサイズでは、複数の地点で広く出現が確認された2種群では0.5ha-1ha以上が選択され、まとまりのあるパッチが必要であることが分かった。一方で、それ以外の種群については、0.1ha以上というサイズが採用され、比較的小規模なパッチでも適応できることが分かった。3.2 では、横浜市金沢区の埋立地を対象に、マイクロハビタットに焦点を絞り、緑地構造とバッタ類の生息状況との関係を検証した。パーティション分析の結果、バッタ類の分布に影響する要因と種組成を区分・規定するおおまかな閾値として、草本層の最高時の草丈の高さ30cm、高中層の落葉樹木の被度25%と常緑樹木の被度50%、埋め立て以前の陸地からの距離500mという具体的な数値が明らかになった。

これらの本研究で示された知見は学術的な新知見を含み、これまで不足していた環境要素における生態学的な知見の蓄積に貢献するものであることを改めて述べたい。都市域の草地や中小河川は、「緑の基本計画」などでは主軸となる環境要素として扱われていながらも、その生態学的知見に基づいた記述や評価は殆どなされてこなかった。また、港湾部の埋立地や発展途上国の都市域の拡大により消失しつつある農村景観など、都市の開発などの人間活動によって改変された、もしくはその危機にさらされている環境について、生態学的な側面から捉えている研究は未だ少ない。特に、樹林地・草地・水域などの複数の環境要素と生物の分布の関係性をマクロスケール・ミクロスケールの両面から明らかにしたこと、人為的な影響を定量的に評価したことなどは、今後の生物多様性の保全・向上に向けて、新たな視座を与えるものである。

トンボ類・バッタ類は種の中でも多様性があり、依存する環境や生態的特性に応じて、各要因に対する応答が異なるという性質を考慮した分析手法を採用したことで、それぞれに適した良好な条件のハビタットの抽出とエコロジカル・デザインの検討が可能であることが示すことができた。こうした生態学知見に基づき、エコロジカル・ネットワーク及びマイクロハビタットに注目して、生物多様性の保全・向上のためのエコロジカル・デザインの指針と具体的な手法を提示し



た。トンボ類・バッタ類の生息を促進し、多様性を向上させる要因に注目して、複数の環境要素をセットにした一体的な整備と、そして相互が三次元的につながりを持ったエコトーンを創出させることの重要性を示した。また、トンボ類・バッタ類の多様性や生息を促進させるマイクロハビタットを改善・整備することでベースとなるハビタットの質の向上を図るとともに、それらを組み合わせた多様なパターンを創出することで、個々のハビタット及び地域レベルで生物多様性を向上させるという手法を提示した。

加えて、トンボ類・バッタ類の生息に負の影響を与える要素に注目し、それらを排除・抑制するとともに、人為的圧力を軽減する管理・利用のあり方を提示した。特に、対象とするハビタットや地域の状況を精査し、目標種の応答・要求に合わせた順応的管理が必要であることを示した。最後に、生物多様性からもたらされる恩恵を鑑みて、我々人間の活動とトレードオフの関係にある生物多様性との均衡・親和を図るエコロジカル・デザインの適用についての可能性を言及するとともに、その具体例を提示した。

生態学的知見に準拠したエコロジカル・デザインは未だ広がり少なく、今後の展開が望まれている。本研究から導き出されたエコロジカル・デザインは、生息規定要因などの根拠に基づいて示されたものであり、将来の生物多様性の保全・向上の一端を担うものであるとともに、持続的な社会を実現するための一助となるものである。

しかしながら、本研究で示した生態学的知見とエコロジカル・デザインの手法は、必要性はあるものの、十分条件を満たすものとは言い難い。草地環境については、土壌の硬度や水分条件、植生のタイプや多様性、具体的な植物種などは明らかにできていない。水域環境については、今回は水中の物理的な環境条件などについては対象としておらず、魚類や水生昆虫などを対象とした既往知見との連携や新たな情報の蓄積が必要である。同様に、これまで知見が蓄積されている樹林地などについても、鳥類やチョウ類に加え、他の生物群の生態に基づいたさらなる生態学的な記述が求められる。また、トンボ類・バッタ類に絞ってみても、移動や分散に関する能力や、微視的な気候条件などの基礎的な生態の解明、それに伴う生息規定要因などの知見の蓄積が求められる。

エコロジカル・デザインについても、樹林地や草地、水域を組み合わせることの必要性は示したものの、組み合わせ方や相互のつなぎ方、マトリクスとなる周辺環境の質などについては、さらなる検証が必要である。また、具体的な管理作業や施工などについても、その人為的圧力を定量化し、生物の生息にどういった影響を及ぼしているのかを解明するとともに、エコロジカル・デザインの適用後のモニタリングや適用プロセスの検証を通して、具体的かつ実践的な理論や手法を確立していかなければならない。今回は生物の生態からの記述に終始したが、生態系サービスへの需要が高まる昨今においては、ハビタットとしての機能に加え、自然環境が持つ多面

的機能やその効果を定量的に測る研究と、それに基づいた生態系サービスを向上させるためのエコロジカル・デザイン手法の検討も求められる。

加えて、それぞれのエコロジカル・デザインを運用していくためのユーザーとなる主体やその役割、そして関連する法律や制度などについては、言及するに至らなかった。エコロジカル・デザインを社会に適用させていくためにも、こうした視点に立った議論は今後の課題としたい。

社会からの生物多様性に対する希求は、今後益々高まってくることが予想される。エコロジカル・デザインが広く適用され、身近に生物を感じられるような生物多様性と親和した生活、そして、豊かな生態系サービスを享受できる豊かな社会が持続していくことを願い、本研究の結語とする。

## 謝辞

本研究は、財団法人都市緑化機構（旧都市緑化技術開発機構）・技術開発基金、森泰吉郎記念研究振興基金・研究助成金(研究 2. 1. 1 及び 2. 2. 2)、総合地球環境学研究所の研究プロジェクト「メガシティが地球環境に及ぼすインパクト—そのメカニズム解明と未来可能性に向けた都市圏モデルの提案」(代表:村松伸)、科学研究費補助金(特別研究員奨励費:課題番号 25・4978)(研究 2. 2. 1 及び 2. 2. 2)、建設技術研究開発費補助金「東京ベイエリアにおける水と緑のネットワーク形成に関する研究」(研究代表者:石川幹子)(研究 2. 2. 1 及び 2. 2. 2)、教育奨励基金「学習・研究奨励金」(研究 2. 2. 1)の一環で行ったものである。さらに、「戦略的環境リーダー育成事業」及び「組織的な若手研究者等海外派遣プログラム」の支援を受けて、インドネシア・ジャカルタでの調査を行った。また、博士課程在学時は、日本学術振興会特別研究員(DC2)に採用して頂いたことで、研究活動に専念できた。記して、感謝の意とする。

本研究の調査・分析には、多数の方々にご助力頂いた。土金慧子氏、佐々木恵子氏の両名には、柏尾川でのトンボ類の調査に、炎天下にも関わらずご協力頂いた。さらに、山根尚文氏、佐々木恵子氏、水野沙也氏、樋口陽平氏、志摩圭介氏には、年末年始の忙しい時期にも関わらず、データ編集や GIS での作業でご協力頂いた。岸一弘氏、岸しげみ氏ご夫妻には、神奈川県内、そしてインドネシアのトンボ類・バッタ類に関する情報や資料を提供頂いた。深く感謝の意を述べたい。

また、ジャカルタでの調査には、インドネシア科学院 (LIPI) の研究者である Cynthia 氏、Yoyok 氏、Tri 氏、ポゴール農科大学 (IPB) の学生だった Dimas 氏、Prita 氏、Aftian 氏をはじめとした皆様にご協力頂いた。皆様の協力なくしては、現地での調査は成し得なかった。Tri makasih banyak !

ジャカルタ・メガ都市プロジェクトの皆様には大変お世話になった。プロジェクトリーダーの東京大学・村松伸教授には、ジャカルタでの研究の機会を頂戴したとともに、講演やセミナーの登壇者としてもお声掛け頂き、数々の貴重な機会を頂いた。また中国政府奨学金留学生にも推薦して頂いた。プロジェクトチームのメンバーであり、研究 2. 2. 1 の共同研究者でもある Ami Aminah Meutia 氏には、異国の地での研究に関する情報はもちろん、慣れないジャカルタでの生活や言葉の面でも大変お世話になった。プロジェクト自然環境班の岩手大学・原科幸爾准教授、茨城大学・吉田貢士准教授、佐賀大学・中大窪千晶准教授の諸先輩方には、研究者として、いい兄貴分として、本当にお世話になった。特に、日本大学・栗原伸治准教授には中国留学について相談に乗って頂き、北京に行くきっかけを頂いた。また、プロジェクト秘書の近藤房子氏には、旅費、調査許可、滞在ビザの申請など、多方面でお世話になった。

研究 3. 1 及び 3. 2 の共同研究者であり、学部生時に所属していた研究室の先輩である首都大学東京・片桐由希子助教には多大なご助言を頂いたとともに、学部から修士課程に上がったばかりの時期に、多方面でお世話になった。各位に御礼を申し上げる。

学部 1 年生の秋に門戸を叩いたときからお世話になっている日本大学・大澤啓志准教授には、研究へのご助言だけでなく、様々な場面でご指導頂いた。大澤先生との出会いは、研究者の道を志すきっかけになったことは間違いない。この場を借りて、深く御礼申し上げたい。

エコロジカル・デザインというテーマは、中央大学・石川幹子教授に教えを請うたことに他ならない。回顧すると、中国での研修中に石川先生にお会いし、厳しい言葉で鼓舞されたことが、今まで続けてきた研究のきっかけだった。研究 3. 1 及び 3. 2 の機会を頂戴したと併せて、御礼申し上げる。

修士・博士を通して、慶應義塾大学・古谷知之教授、東京大学・中島直人准教授に副査をお引き受け頂いた。両氏には、ゼミの場でのご助言や厳しいコメントはもちろん、お忙しい時間の合間を縫ってご指導を頂いたことで、本研究で不足しがちであった統計的な手法や計画論、制度などの視座を加えることができた。ご指摘に十分に応えられたと自信を持って言えない部分があるものの、長きに渡りご指導頂いたことで、本研究を一步も二歩も前進させることができた。

筑波大学・村上暁信准教授には、メガ都市プロジェクト・自然環境班のリーダーとしてジャカルタで行っていた本研究を側で見守って頂き、数多のご助言と叱咤激励を頂戴したとともに、お忙しい中にも関わらず最後の段階で副査をお引き受け下さり、研究内容を精査し、本研究の弱点とも言える指摘を多数頂戴した。2011年のメガ都市プロジェクトへの参加以降、研究はもちろん、専門の枠を超えて取り組む研究者としてのあり方をご教授頂いた。

副査の先生方に、改めて感謝の意を表したい。

本研究の主査であり、学部4年のときからの指導教官である慶應義塾大学・一ノ瀬友博教授には、研究のご指導を頂いたことはもちろん、数えることができないほどの様々な経験や機会を頂戴した。一ノ瀬先生に教えを請うことができたことは、本研究を続け、完成させる上で、奇跡ともいえることであったのかもしれない。

2008年からの8年間を顧みると、親身になってご指導頂いたこと、多数のご迷惑をお掛けしてきたことが思い起こされる。御礼の言葉を並べれば尽きぬほどであるが、本研究の成果をもって、先生への感謝の意に替えさせて頂きたい。

最後になるが、長い学生生活を容認し、支えてくれた家族に、この場で感謝の意を述べさせて頂きたい。皆様の多大な支援を受けて、本研究は完成に至ったが、家族や身近な友人、大切な人の支えを無くしては、ここまで続けることはできなかつただろう。

本研究はこれからの研究活動のスタート地点に過ぎない。これまで蓄えたものを糧に、今後も研究に勤しんでいく次第である。

生物を身近に感じ、それを幸せとする生活が続くことを願いつつ、本研究を締め括ることとする。

2015年8月10日

板川 暢

## 引用文献

- Akasaka M, Takamura N(2012): Hydrologic connection between ponds positively affects macrophyte  $\alpha$  and  $\gamma$  diversity but negatively affects  $\beta$  diversity Ecology. Ecology. 93(5), 967-973.
- Akeboshi A, Takagi S, Murakami M, Hasegawa M, Miyashita T(2015): A forest-grassland boundary enhances patch quality for a grassland-dwelling butterfly as revealed by dispersal processes. Journal of Insect Conservation. 19, 15-24.
- Altmoos M, Henle K(2010):Relevance of multiple spatial scales in habitat models: A case study with amphibians and grasshoppers. Acta Oecologica.36, 548-560.
- Arifin HS, Sakamoto K, Chiba K(1996): Effects of the Fragmentation and the Change of the Social and Economical Aspects on the Vegetation Structure in the Rural Home Gardens of West Java, Indonesia. Journal of The Japanese Institute of Landscape Architecture. 60(5), 489-494.
- Batary P, Orci KM, Baldi A, Kleijn D, Kisbenedek T, Erdos S(2007): Effects of local and landscape scale and cattle grazing intensity on Orthoptera assemblages of the Hungarian Great Plain. Basic and Applied Ecology. 8(3), 280-290.
- Bazelet CS, Samways MJ(2011):Identifying grasshopper bioindicators for habitat quality assessment of ecological networks: Ecological Indicators, 11, 1259-1269.
- Bryant MM(2006): Urban landscape conservation and the role of ecological greenways at local and metropolitan scales. Landscape and Urban Planning. 76, 23-44.
- Buckland ST, Magurran AE, Green RE, Fewster RM(2005): Monitoring change in biodiversity through composite indices. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences. 360(1454), 243-254.
- Bush A, Theischinger G, Nipperess D, Turak E, Hughes L(2013): Dragonflies: climate canaries for river management. Diversity and distributions. 19(1), 86-97.
- CBD(Secretariat of the Convention on Biological Diversity)(2010a): Aichi Biodiversity Targets. CBD(Secretariat of the Convention on Biological Diversity), <<http://www.cbd.int/sp/targets/>> (2012. 5. 3 参照).
- CBD(Secretariat of the Convention on Biological Diversity)(2010b): COP10 decision X/22. Plan of Action on Subnational Governments, Cities and Other Local Authorities for Biodiversity. CBD(Secretariat of the Convention on Biological Diversity), <<http://www.cbd.int/decision/cop/?id=12288>>.
- CBD(Secretariat of the Convention on Biological Diversity)(2010c): Global Biodiversity Outlook 3. CBD(Secretariat of the Convention on Biological Diversity), 94pp.
- CBD(Secretariat of the Convention on Biological Diversity)(2012a): Cities and Biodiversity Outlook.

- CBD(Secretariat of the Convention on Biological Diversity), 64pp.
- CBD(Secretariat of the Convention on Biological Diversity)(2014): Global Biodiversity Outlook 4. CBD(Secretariat of the Convention on Biological Diversity), 155pp.
- Clausnitzer V, Kalkman VJ, Ram M, Collen B, Baillie JE, Bedjanic M, Darwall WRT, Dijkstrab KDB, Dowf R, Hawkingg J, Karube H, Malikova E, Paulson D, Schutte K, Suhling F, Villanueva RJ, von Ellenrieder N, Wilson K(2009): Odonata enter the biodiversity crisis debate: the first global assessment of an insect group. *Biological Conservation*. 142(8), 1864-1869.
- Clausnitzer V(2003): Dragonfly communities in coastal habitats of Kenya: indication of biotope quality and the need of conservation measures. *Biodiversity and Conservation*. 12, 333-356.
- Corbet SP(1999): トンボ博物学 行動と生態の多様性. (椿宜高・生方秀紀・上田哲行・東和敬訳, 2007). 海遊舎, 798pp.
- Dolny A, Harabis F, Barta D, Lhotac S, Drozd P(2012): Aquatic insects indicate terrestrial habitat degradation: changes in taxonomical structure and functional diversity of dragonflies in tropical rainforest of East Kaliman. *Tropical Zoology*. 25(3), 141-157.
- Dutra S, De Marco P(2015): Bionomic differences in odonates and their influence on the efficiency of indicator species of environmental quality. *Ecological Indicators*. 49, 132-142.
- 枝重夫(2010): 環境指標のトンボ類を水環境. *昆虫と自然*. 45(5), 15-21.
- 遠藤毅(2004): 東京都臨海域における埋立地造成の歴史. *地学雑誌*. 113(6), 785-801.
- Flynn DFB, Gogol-Prokurat M, Nogeire T, Molinari N, Richers BT, Lin BB, Simpson N, Mayfield MM, DeClerck F(2009): Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letters*. 12, 22-33.
- Forman RTT, Godron M(1986): *Landscape Ecology*. John Wiley and Sons, 644pp.
- 深川健太・村川三郎・西名大作(2008): 市街地に所在するため池に対する周辺住民の意識評価の分析: 日本建築学会環境系論文集 73(626), 543-549
- 藤沢市(2007): 藤沢市ビオトープネットワーク基本計画. 藤沢市都市整備部公園みどり課, 126pp.
- 藤田正憲・森本和花・河野宏樹・Perdomo S・森一博・池道彦・山口克人・惣田訓(2001): 水質浄化に利用可能な植物データベースの構築. *環境科学会誌*. 14(1), 1-13.
- 古谷知之(2010): 空間の統計学(12): ベイズ空間計量経済学④. *ESTRELA*. 196, 46-51.
- Gandy M(2015): From urban ecology to ecological urbanism: an ambiguous trajectory. *Area*. doi: 10.1111/area.12162.
- Goertzen D, Suhling F(2012): Promoting dragonfly diversity in cities: major determinants and implications for urban pond design. *Journal of Insect Conservation*. 17, 399-409.

- Grimm NB, Faeth SH, Golubiewski NE, Redman CL, Wu J, Bai X, Briggs JM(2008): Global change and the ecology of cities. *Science*. 319(5864), 756-760.
- Hamasaki K, Yamanaka T, Tanaka K, Nakatani Y, Iwasaki N, Sprague DS(2009): Relative importance of within-habitat environment, land use and spatial autocorrelations for determining odonate assemblages in rural reservoir ponds in Japan. *Ecological Research*. 24, 597-605.
- Harding JS, Benfield EF, Bolstad PV, Helfman GS, Jones EBD(1998): Stream biodiversity: the ghost of land use past. *Proceedings of the national academy of sciences*. 95(25), 14843-14847.
- Hawking JH, New TR(1999): The distribution patterns of dragonflies (Insectia:Odonata) along the Keiwa River, Australia, and their relevance in conservation assessment. *Hydrobiologia*. 392, 249-260.
- 橋本亜矢子・伊藤休一・三井雄一郎・片岡美和・一ノ瀬友博・美濃伸之・斎藤庸平(2002): 生態的ネットワーク計画のための評価手法の提案—洲本市を事例として—. *農村計画学会誌*. 21, 235-240.
- 橋本啓史・夏原由博(2002): ロジスティック回帰をもちいた都市におけるシジウカラの生息環境適合度モデル. *ランドスケープ研究*. 65(5), 539-542.
- 橋本啓史・中村進・長谷川美奈子・夏原 由博・森本幸裕(2005): 復元型ビオトープにおける鳥類相の初期遷移. *ランドスケープ研究*. 68(5), 559-562.
- 秦裕史・中尾史郎・養父志乃夫・中島敦司・山田宏之(2003): 公園緑地におけるバッタ類の微視的生息場所選択. *ランドスケープ研究*. 66(5), 607-612.
- 浜田崇・鈴木智恵子(1996): 都市気候に及ぼす緑地・水面の効果: 生活衛生 40(1), 3-11
- Hess GR, Fischer RA(2001): Communicating clearly about conservation corridors. *Landscape and urban planning*. 55(3), 195-208.
- 東和敬(1997): ハグロトンボの生態と生息環境. *緑の読本*. 43, 805-810.
- 樋口広芳・塚本洋三・花輪伸一・武田宗也(1982): 森林面積と鳥の種数との関係. *Strix*. 1, 70-78.
- 日置佳之・井手佳季子(1996): オランダの 3 つの生態ネットワーク計画の比較による計画プロセスの研究. *ランドスケープ研究*. 60(5), 501-506.
- 日置佳之(1995): オランダにおける国土生態ネットワーク計画とその実現戦略に関する研究. *ランドスケープ研究*. 59(5), 205-208.
- 日置佳之・百瀬浩・水谷義昭・松林健一・鈴木明子・太田望洋(1999): 湿地植生計画のための鳥類の潜在的生息地図化とシナリオ分析に関する研究. *ランドスケープ研究*. 63(5), 759-764.
- 日置佳之(2005): 自然再生の方法論: 自然再生: 自然工学的アプローチ. 亀山章・倉本宣・日置佳之. ソフトサイエンス社, 264pp.
- Hill MO(1979): TWINSPLAN: a FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. Section of Ecology and Systematics, Cornell University, 90pp.

- Hofmann TA, Mason CF (2005): Habitat characteristics and the distribution of Odonata in a lowland river catchment in eastern England. *Hydrobiologia*. 539, 137-147.
- 一ノ瀬友博・森田年則(2002): 兵庫県北淡町の農村地域のため池におけるトンボ類の分布とそれを規定する要因について. *ランドスケープ研究*. 65(5), 501-506.
- 一ノ瀬友博(2003): 大阪市中心部の街路樹と越冬期の鳥類の出現状況の関係. *ランドスケープ研究*. 69(5). 537-540.
- 一ノ瀬友博(2003): 緑地と周辺の土地利用が越冬期の鳥類の分布に及ぼす影響について -都市域における生態的ネットワーク構築に向けて-. *日本都市計画学会学術研究論文集*. 38, 625-630.
- 一ノ瀬友博(2004): 衛星データを用いた鳥類のための生態的ネットワーク構築手法の試み. *都市計画報告集*. 2, 102-107.
- 一ノ瀬友博(2004): 里山の生き物たち. *森林科学*. 42, 31-37.
- 一ノ瀬友博(2006): 大阪市中心部の街路樹と越冬期の鳥類の出現状況の関係. *ランドスケープ研究*. 24, 537-540.
- 一ノ瀬友博(2008): エコロジカルネットワークによる都市の生物多様性の向上 - コリドーからマトリックスへ. *都市緑化技術*. 70, 14-17.
- 一ノ瀬友博・石井潤・森田年則(2008) 淡路島のため池におけるトンボ類の空間的自己相関と環境要因. *農村計画学会誌*. 27, 191-196.
- 一ノ瀬友博(2010a): 都市と生物多様性. *新都市*. 64, 14-17.
- 一ノ瀬友博(2010b): 都市のエコロジカルネットワークと生物生息地としての都市公園. *都市緑化技術*. 76, 14-17.
- 一ノ瀬友博(2010c): 都市におけるエコロジカルネットワークのあり方. *都市計画*. 59(5), 38-41.
- 井戸隆・後藤春彦(2002): 学校ビオトープの整備状況と利活用に関する研究: 横浜市トンボ池エコアップ事業を事例として. *日本建築学会計画系論文集*. 554, 213-218.
- 五十嵐良造・川鍋祐夫・酒井博(1983): 直翅目昆虫と雑草を指標とした草地の生態区分. *草地試研報*. 25, 1-17.
- 飯山直樹・鎌田磨人・中川恵美子・中越信和(2002): 棚田畦畔の構造および草刈りの差異が植物群落に及ぼす影響. *ランドスケープ研究*. 65(5), 579-584.
- 池上絵美子・木下端夫(2008): 生態的機能の重合からみた緑地分布の連続性解析. *環境情報科学論文集*. 22, 541-546.
- 石田昇三・石田勝義・小島圭三・杉村光俊(1998): 日本産トンボ幼虫・成虫検索図説. 東海大学出版会, 317pp.
- 板川暢・片桐由希子・一ノ瀬友博・大澤啓志・石川幹子(2010): 横浜市金沢区の港湾部埋立地における直翅目の分布状況とそれに影響を及ぼす環境要因. *ランドスケープ研究*. 73(5), 431-436.



- 板川暢(2011): 生物生息情報に基づいた都市におけるエコロジカル・ネットワークの検証. 慶應義塾大学大学院政策・メディア研究科 2010 年度修士論文. 50pp.
- Ives CD, Hose GC, Nipperess DA, Taylor MP(2010): Environmental and landscape factors influencing ant and plant diversity in suburban riparian corridors. *Landscape and Urban Planning*. 103, 372-382.
- 岩崎敬二・大塚泰介・中山耕至(1997): 賀茂川中流域の川岸植物群落内の中・大型水生動物群集. *陸水学雑誌*. 58(3), 277-291.
- 岩田彰隆・小島正好・江田敏幸・深見幹朗(2001): 埼玉県における県土レベルのエコロジカルネットワーク計画の策定. *造園技術報告集*. 1, 124-127.
- Jeanmougin M, Leprieur F, Loïs G, Clergeau P(2014): Fine-scale urbanization affects Odonata species diversity in ponds of a megacity (Paris, France). *Acta Oecologica*. 59, 26-34.
- Júnior CDSM, Juen L, Hamada N(2015): Analysis of urban impacts on aquatic habitats in the central Amazon basin: Adult odonates as bioindicators of environmental quality. *Ecological Indicators*. 48, 303-311.
- Kadoya T, Suda S, Washitani I(2004): Dragonfly species richness on man-made ponds: effects of pond size and pond age on newly established assemblages. *Ecological Research*. 19(5), 461-467.
- Kadoya T, Suda S, Tsubaki Y, Washitani I(2008): The sensitivity of dragonflies to landscape structure differs between life-history groups. *Landscape Ecology*. 23, 149-158.
- Kadoya T, Suda S, Washitani I(2009): Dragonfly crisis in Japan: A likely consequence of recent agricultural habitat degradation. *Biological Conservation*. 142(9), 1899-1905.
- Kadoya T, Washitani I(2011): The Satoyama Index: A biodiversity indicator for agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 140, 20-26.
- 角谷拓・須田真一・鷺谷いづみ(2010): トンボの絶滅リスクに及ぼす生態的特性の効果. *日本生態学会誌*. 60, 187-192.
- 角谷拓(2010): 広域スケールでの生物空間分布解析法: 保全生態学の技法 -調査・研究・実践マニュアル-. 鷺谷いづみ・宮下直・西廣淳・角谷拓. 東京大学出版会, 324pp.
- Kadoya T, Akasaka M, Aoki T, Takamura N(2011): A proposal of framework to obtain an integrated biodiversity indicator for agricultural ponds incorporating the simultaneous effects of multiple pressures. *Ecological Indicators*. 11, 1396-1402.
- 角道弘文・日下部貴規(2004): 水生動物の生息空間としての機能を支えるため池の環境特性. *農業土木学会誌*. 72(7), 579-582.
- 角道弘文(2009): ため池における水位変動が浅場に生息する水生昆虫に及ぼす影響. *農村計画学会誌*. 28, 363-368
- Kalkman VJ, Clausnitzer V, Dijkstra KDB, Orr AG, Paulson DR, van Tol J(2008): Global diversity of

- dragonflies (Odonata) in freshwater. *Hydrobiologia*. 595(1), 351-363.
- 神奈川県: 神奈川県レッドデータブック 2006 WEB 版: e-TANZAWA. 神奈川県立生命の星・地球博物館/神奈川県自然環境保全センター, <<http://www.e-tanzawa.jp/>> (2009.9.18 更新; 2009.9.15 参照).
- 金井猛徳・岡山毅・小山修平(2010): 広範な地域における一般化線形モデル・一般化線形混合モデルと GIS を用いたアライグマ(*Procyon lotor*)の個体数の推定. *農業情報研究*. 19(2), 43-51.
- 環境省(2007): 21世紀環境立国戦略. 環境省大臣官房政策評価広報課, 24pp.
- 環境省(2012): 生物多様性国家戦略 2012-2020. 環境省自然環境局自然環境計画課・生物多様性地球戦略企画室, 252pp.
- 狩谷達之・鳥越昭彦・笹倉久・亀山章(2001): 都市のエコロジカルネットワーク計画. *造園技術報告集*. 1, 116-119.
- Karthika P, Krishnaveni N(2014): Impact Assessment of dragonfly diversity in different wetland ecosystems in Coimbatore with special reference to abiotic factors. *International Journal of Advanced Research*. 2(2), 639-648.
- 片桐由希子・山下英也・石川幹子(2007): 小流域を基礎とした緑地計画の検討手法に関する研究. *ランドスケープ研究*. 70(5), 643-646.
- 片桐由希子・大澤啓志・山下英也・石川幹子(2008): 川崎臨海工業地帯における緑地環境の特性に関する研究. *都市計画論文集*. 43(3). 577-582.
- Kati V, Zografou K, Tzirkalli E, Chitos T, Willemsse L(2012): Butterfly and grasshopper diversity patterns in humid Mediterranean grasslands: the roles of disturbance and environmental factors. *Journal of Insect Conservation*. 16(6), 807-818.
- 加藤和弘(1996): 生物群集の多変量解析とその地域環境計画への応用. *ランドスケープ研究*. 60(1), 46-55.
- 加藤和弘(2002): 多変量解析による「分類」で何ができるのか?. *日本生物地理学会会報*. 57, 3-17.
- Katoh K, Sakai S, Takahashi T(2009): Factors maintaining species diversity in satoyama, a traditional agricultural landscape of Japan. *Biological Conservation*. 142, 1930-1936.
- 加藤和弘・鶴川健也(2010): 景観生態学研究における階層線形モデルの有用性の検討. *ランドスケープ研究*. 73(5), 763-766.
- 加藤和弘・吉田亮一郎(2011): 都市樹林地における鳥類群集と樹林地周辺の土地被覆との関係. *ランドスケープ研究*. 74(5), 507-510.
- 勝野武彦(2010): 生物多様性を支える都市のみどり. *公園緑地*. 70(6), 4-6.
- 川崎市(2008): 川崎市緑の基本計画. 川崎市環境局緑政部緑政企画担当, 200pp.
- 河瀬直幹・夏原由博(2007): 都市近郊における希少種アオヤンマの生息条件と生息場所間のネットワーク. *環動昆*. 18(3), 123-131.

- Kemp WP, Hervey SJ, O'Neill KM(1990): Patterns of vegetation and grasshopper community composition. *Oecologia*. 83, 299-308.
- Kietzka GJ, Pryke JS, Samways MJ(2014): Landscape ecological networks are successful in supporting a diverse dragonfly assemblage. *Insect Conservation and Diversity*. doi:10.1111/icad.12099.
- 小林優介・石川幹子(2004): セルオートマトンを応用した森林のネットワークの分析手法に関する研究. 都市計画学会論文集. 39, 103-108.
- 国土地理院(2003): 数値地図 25000(空間データ基盤).
- 国土交通省(2008): 国土形成計画. 国土交通省, 131pp.
- 国土交通省(2014): 国土のランドデザイン 2050. 国土交通省, 42pp.
- 国土交通省河川局(2006): 多自然川づくり基本指針. 国土交通省河川局, 2pp.
- 国土交通省都市・地域整備局(2007): 首都圏・近畿圏緑被分布図データ.
- 国土交通省都市・地域整備局公園緑地・景観課(2010): 都市と生物多様性. 公園緑地. 70(6), 7-10.
- Kong FH, Yin HW, Nakagoshi N, Zong YG(2010): Urban green space network development for biodiversity conservation: Identification based on graph theory and gravity modeling. *Landscape and Urban Planning*. 95, 16-27.
- 小杉考司・清水裕士(2014): M-plus と R による構造方程式モデリング入門. 北大路書房, 323pp.
- Krasny ME, Lundholm C, Shava S, Lee E, Kobori H(2013): Urban Landscapes as Learning Arenas for Biodiversity and Ecosystem Services Management: Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities: A Global Assessment: Elmqvist T, Fragkias M, Goodness J, Güneralp B, Marcotullio PJ, McDonald RI, Parnell S, Schewenius M, Sendstad M, Seto KC, Wilkinson K. DOI 10.1007/978-94-007-7088-1\_30, 755pp.
- Kruess A, Tscharrntke T(2002): Grazing intensity and the diversity of grasshoppers, butterflies, and trap-nesting bees and wasps. *Conservation Biology*. 16(6), 1570-1580.
- 久保拓弥・粕谷英一(2006): 「個体差」の統計モデリング. *日本生態学会誌*. 56(2), 181-190.
- 久保拓弥(2012): 階層ベイズモデル. データ解析のための統計モデリング入門 ―一般化線形モデル・階層ベイズモデル・MCMC(第二版). 久保拓弥. 岩波書店, pp267.
- 久保田信(2005): 日本の唄の歌詞に登用された昆虫類. *くろしお*. 24, 23-29.
- 黒川マリア・片野 修・東城幸治・北野 聡(2009): 小河川におけるワンド・タマリの環境要因と水生無脊椎動物の分布. *陸水学雑誌*. 70(2), 67-85.
- 黒田貴綱・小島仁志・勝野武彦(2009): ネズミ類の生息地としての多摩川河川敷草地の保全に関する研究. *環境情報科学論文集*. 23, 119-124.
- 楠本良延・山本勝利・大黒俊哉・井手任(2006): 景観構造に関する調査・情報システムとそれを利用したチ

- ヨウ類の生息ポテンシャル評価. 農村計画学会誌. 25, 281-286.
- Kutcher TE, Bried JT(2014): Adult Odonata conservatism as an indicator of freshwater wetland condition. *Ecological Indicators*. 38, 31-39.
- Lamb EG, Bayne E, Holloway G, Schieck J, Boutin S, Herbers J, Haughland DL(2009): Indices for monitoring biodiversity change: Are some more effective than others?. *Ecological Indicators*. 9(3), 432-444.
- 李承恩・盛岡通・藤田壮(1998): 都市域におけるトンボ類を指標としたビオトープネットワークの形成に関する予備的考察. 環境システム研究論文集. 26, 617-622.
- 李承恩・盛岡通・藤田壮(1999): 都市におけるビオトープの連続性評価及びエコロジカルネットワークの形成に関する研究. 環境システム研究論文集. 27, 285-292.
- 李承恩・盛岡通・藤田壮(2001): トンボ類を指標生物とした都市域におけるビオトープの空間的特性の評価. 土木学会論文集. 671(7-18), 1-11.
- 町田市(2011): 町田市都市計画マスタープラン《全体構想編》. 町田市都市づくり部都市政策課, 119pp.
- Maes D, Titeux N, Hortal J, Anselin A, Declerck K, De Knijf G, Fichet V, Luoto M(2010): Predicted insect diversity declines under climate change in an already impoverished region. *Journal of insect conservation*. 14(5), 485-498.
- 増田与志子・加藤和弘・村上暁信・渡辺達三(2000): 教員へのアンケートにみられる環境教育の場としての都市緑地の現状と課題. ランドスケープ研究. 64(5), 627-630.
- McGeoch MA, Butchart SH, Spear D, Marais E, Kleynhans EJ, Symes A, Symes A, Chanson J, Hoffmann M(2010): Global indicators of biological invasion: species numbers, biodiversity impact and policy responses. *Diversity and Distributions*. 16(1), 95-108.
- McHarg IL(1969): *Design with Nature*. Natural History Press: Garden City, 197pp.
- McKinney ML(2006): Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological conservation*. 127(3), 247-260.
- 三上 修(2009): 日本におけるスズメの個体数減少の実態. 日本鳥学会誌. 58(2), 161-170.
- 三橋弘宗・鎌田磨人(2006): 野生生物の生息・生育適地推定と保全計画. 応用生態工学. 8(2), 215-219.
- 宮浦理恵・林田まき・横田健治(2014): ジャワ島の水汚染の背景としての農業と農村の水利用の実態 -インドネシア・ボゴール県 Petir 村の事例-. 東京農業大学農学集報. 59(1), 52-62.
- 溝尾世古人・大平充・角田裕志(2008): ため池内に生息する魚類の水域ネットワークの利用実態 -岩手県のため池を事例として-. 環境情報科学論文集. 41, 361-366.
- 森稚子・一ノ瀬友博(2007): 生態的ネットワークの拠点としての工場緑化提案. 都市計画報告集. 5, 105-108.
- 森本豪・加藤和弘(2005): 緑道による都市公園の連結が越冬期の鳥類分布に与える影響. ランドスケープ研

- 究. 68(5), 589-592.
- 森本幸裕(2011): 都市における生物多様性指標の開発にあたって. 日本緑化工学会誌 36(3), 367-368.
- 守山弘・飯島博・原田直国(1990): トンボの移動距離をとおしてみた湿地生態系のありかた. 人間と環境. 15(3), 2-15.
- 守山弘・飯島博・白木彩子・長田光世(1992): 谷津田環境の配置がもつトンボの種供給機能. 環境情報科学. 21(2), 84-88.
- Mostafavi M, Doherty G(2010): Ecological Urbanism.. Lars Müller Publishers, 656pp.
- 村井英紀・樋口広芳(1988): 森林性鳥類の多様性に影響する諸要因. Strix. 7, 83-100.
- 中田達・塩沢昌(2010): 水文・水質環境の調査法: 保全生態学の技法 -調査・研究・実践マニュアル- (初版). 鷺谷いづみ・宮下 直・西廣 淳・角谷 拓. 東京大学出版会, pp. 324.
- 中島敦司・中尾史郎・養父志乃夫・山田宏之(2000): 人工島の環境保全緑地のもつ昆虫生息場所機能. ランドスケープ研究. 63(5), 509-514.
- 中島敦司・養父志乃夫・山田宏之・駒走裕之(1998): 湾岸工場地での「エコロジー緑化」植栽地における施工18年目の林分構造. ランドスケープ研究. 61(5), 505-510.
- 中村彰宏(2006): 微気象緩和効果を目的に屋上に設置した簡易池の蒸発散量: ランドスケープ研究 69(5), 437-440
- 中村融子・緒方健・志水信弘・徳永隆司(1999): シュロガヤツリによる池の水質浄化と水生昆虫の定着. 水環境学会誌. 22(12), 1010-1015.
- Nakanishi K, Nishida T, Kon M, Sawada H(2014): Effects of environmental factors on the species composition of aquatic insects in irrigation ponds. Entomological Science. 17, 251-261.
- 中尾史郎・松本勝正・中島敦司・養父志乃夫・山田宏之(2000): 都市部河川敷緑地におけるオギ群落の形状, 構造と総翅目昆虫の多様性保全効果との関係. ランドスケープ研究. 64(5), 601-606.
- 中尾勝洋・津山幾太郎・堀川真弘(2014): 九州地方における植物種のホットスポットはどこか?ニッチベース分布予測モデルによる全種と低頻度種の比較. 環境情報科学学術研究論文集. 28, 31-36.
- 根津準一郎・大澤啓志・勝野武彦(2011): 都市域内の河川緑地における直翅目の生息実態. 日本緑化工学会誌. 37(1), 195-198.
- 関崎悠一郎・須田真一・角谷拓・鷺谷いづみ(2012): ため池のイトトンボの分布に影響する間接要因としてのコイ. 保全生態学研究. 17(1), 25-35.
- 日本直翅類学会編(2006): バッタ・コオロギ・キリギリス大図鑑. 北海道大学出版会, 687pp.
- 野村稔(1982): 農業用水施設の養殖利用の事例とその展望: 農業土木学会誌 50(9), 753-760.
- 野村康弘・倉本宣(2005): 多摩川におけるカワラバッタの分布状況と生息地間ネットワークに関する研究. 環境システム研究論文集. 33, 73-78.

- 沼田眞・岩瀬徹(2002): 日本の植生. 株式会社講談社, 313pp.
- 帯谷博明(2011): ベトナム・メコンデルタにおける農村生活と水利用の変化: ティンジャン省チョガオ県における村落調査から. 人間文化研究科年報. 26, 136-146.
- 越智彩子・池上佳志・中越信和(2000): 都市化にともなう景観構造変化のパッチレベルにおける分析. ランドスケープ研究. 63(5), 775-778. 135-146.
- Oishi Y(2009): A survey method for evaluating drought-sensitive bryophytes in fragmented forests: a bryophyte life-form based approach. *Biological conservation*. 142(12), 2854-2861.
- 大石善隆(2011): 都市の生物多様性指標としての蘚苔類. *日本緑化工学会誌*. 36(3), 381-382.
- 太田慧(2012): 都市域における多自然川づくりと住民参加に関する研究: 東京都杉並区済美公園の事例. *観光科学研究*. 5, 137-147.
- Opdam P(1991): Metapopulation theory and habitat fragmentation: a review of holarctic breeding bird studies. *Landscape ecology*. 5(2), 93-106.
- Opdam P, van Apeldoorn R, Schotman A, Kalkhoven J(1993): Population responses to landscape fragmentation. *Landscape ecology of a stressed environment*. Vos CC, Opdam P. Springer Netherlands, 310pp.
- 長田光世・飯島博・守山弘(1997): 湿性緑地の植生構造とトンボの対応関係に関する基礎的研究. *ランドスケープ研究*. 60(5), 547-552.
- 大澤啓志・勝野武彦(2003): 都市河川における絶滅危惧植物ミズキンバイの分布とイトトンボ類の生息状況の関係. *日本緑化工学会誌*. 29(2), 43-351.
- 大澤啓志・小島仁志・勝野武彦(2005): 都市河川におけるミズキンバイの開花状況および群落内の昆虫相について. *日本緑化工学会誌*. 31(1), 33-38.
- 大澤啓志・勝野武彦(2007): 神奈川県柏尾川における1998~2006年のミズキンバイ個体群の動態. *日本緑化工学会誌*. 33(1), 37-41.
- 大塚高雄(2007): 東京臨海部の緑地計画. *都市計画*. 56(5), 31-36.
- 大谷雅人・石濱史子・西廣淳(2010): 日本産被子植物の絶滅リスクと生態的特性の関係: 系統関係を考慮した地域間・科間比較. *日本生態学会誌*. 60, 193-205.
- Petchey OL, Evans KL, Fishburn IS, Gaston KJ(2007): Low functional diversity and no redundancy in British avian assemblages. *Journal of Animal Ecology*, 76, 977-985.
- Petchey OL, Gaston KJ(2002): Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters*. 5, 402-411.
- Petchey OL, Gaston KJ(2006): Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters*. 9, 741-758.

- Roy AH, Freeman MC., Freeman BJ, Wenger SJ, Ensign WE, Meyer JL(2005): Investigating hydrologic alteration as a mechanism of fish assemblage shifts in urbanizing streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 24(3), 656-678.
- さいたま市(2007): さいたま市緑の基本計画. さいたま市都市局都市計画部みどり推進課, 177pp.
- Samways MJ, Steytler NS(1996): Dragonfly(Odonada) distribution patterns in urban and forest landscapes, and recommendations for riparian management. *Biological Conservation*. 78, 279-288.
- SASInstituteJapan(2009): JMPによる対話的パーティショニング. <[http://www.jmp.com/japan/support/pdf/JMP\\_partition.pdf](http://www.jmp.com/japan/support/pdf/JMP_partition.pdf)>. SASInstituteJapan株式会社 JMP ジャパン事業部, 8pp. (2015.4.5 確認)
- 佐藤太郎・東淳樹(2004): 農業用小河川における生態系に配慮した排水路改修が魚類相と生息環境に及ぼす影響. *野生生物保護*. 9(1), 63-76.
- Schindler M, Fesl C, Chovanec A(2003): Dragonfly associations (Insecta: Odonata) in relation to habitat variables: a multivariate approach. *Hydrobiologia*. 497, 169-180.
- Silva D, De Marco P, Resende DC(2010): Adult odonate abundance and community assemblage measures as indicators of stream ecological integrity: a case study. *Ecological indicators*. 10(3), 744-752.
- Sim VDR, Cowan S(1996): *Ecological design*. Island Press, 201pp.
- 椎野 亜紀夫(2013): 市街地及び近郊地域における児童の理想とする自然環境のあり方に関する考察. *ランドスケープ研究*. 76(5), 615-620.
- 島田正文(1984): 市街地における公園緑地の昆虫生息に関する研究. *造園雑誌*. 8(5), 187-192.
- 島田正文・丸田頼一(1988): 市街地近郊の二次林を主体とした公園緑地における昆虫類の生息に関する研究. *造園雑誌*. 51(4), 219-227.
- 島田正文・高橋徹雄・丸田頼一(1991): 公園緑地における昆虫類の生息環境に関する研究. *造園雑誌*. 54(5), 287-292.
- 島田正文・津田秀文・倉方志磨・八色宏昌・並木 崇・笹田勝寛(2007): 藤沢市ビオトープネットワーク基本計画策定の取組み. *造園技術報告集*. 4, 16-19.
- 島村雅英・小野勝義(2004): エコロジカルネットワーク調査 『トンボはどこまで飛ぶか』調査結果. *横浜市環境科学研究所報第*. 28, 52-57.
- 品田穰(1974): *都市の自然史:人間と自然のかかわり合い*. 中央公論社, 200pp.
- 静美穂・小池啓一(2005): 群馬県新里村におけるトンボ相の成立要因. *群馬大学教育学部紀要自然科学編*. 53, 73-81.
- Smith TB, Wayne RK, Girman DJ, Bruford MW(1997): A role for ecotones in generating rainforest biodiversity. *Science*. 276(5320), 1855-1857.
- 祖田亮次・柚洞一央(2012): 多自然川づくりとは何だったのか?. *E-journal GEO*. 7(2), 147-157.

- 園田陽一・倉本宣(2002): 都市近郊域における緑地の配置とホンドタヌキの救護情報の分布の関係について. 環境システム研究論文集. 30, 101-107.
- 園田陽一・倉本宣(2008): 多摩丘陵および関東山地における非飛翔性哺乳類の種組成に対する森林の孤立化の影響. 応用生態工学. 11(1), 41-49.
- 外村剛久・宮下清栄(2014): 景観生態学手法による中分解能衛星画像を用いた水と緑の景観パターンの相違がエコロジカルネットワークに与える影響 -キツツキ科の小型種をキーストーン種とした 5 都市の比較-. 環境情報科学論文集. 28, 77-82.
- Steiner F(2011): Landscape ecological urbanism: Origins and trajectories. *Landscape and Urban Planning*. 100(4), 333-337.
- Steinitz C(2012): *A Framework for Geodesign: Changing Geography by Design*. Esri Press, 224pp.
- Stettmer C(1996): Colonisation and dispersal patterns of banded (*Calopteryx splendens*) and beautiful demoiselles (*C. virgo*) (Odonata: Calopterygidae) in south-east German streams. *European Journal of Entomology*. 93(4), 579-593.
- Stewart DA, Samways MJ(1998): Conserving dragonfly (Odonata) assemblages relative to river dynamics in an African savanna game reserve. *Conservation Biology*. 12(3), 683-692.
- 須田真一・清拓哉(2014): 皇居のトンボ類 (皇居の生物相(2)動物相). 国立科学博物館専報. 50, 105-128.
- 鈴木弘之(2006): 河川中流域における景観要素としての土地被覆の定性的簡易分類と地形測量値に基づく夏期鳥類群集構造に影響をおよぼす要因の解析. 景観生態学. 10(2), 89-99.
- Suzuki K, Tamaishi A(1981): Ethological Study on *Calopteryx cornelia* Selys (Odonata, Calopterygidae) - I. Analysis of Adult Behavior by Marking-Reobservation Experiments. *J. Coll. LibArts, Toyama Univ. (Nat. Sci.)*. 14(1), 25-40.
- 田口正男(2003): 標識が明らかにするトンボの行動・生態. *昆虫と自然*. 38(11), 33-35.
- 田口正男(2009): 都市部のトンボの生息に必要な山林面積ならびに山林内のトンボ群集による環境評価. *TOMBO*. 51, 52-57. *緑の読本*. 43, 805-810.
- 高橋俊守(2008): 欧州大陸におけるエコロジカルネットワークの策定に関する研究. *ランドスケープ研究*. 71(5), 899-902.
- 高岡貞夫(2013): 過去百年間における都市化にともなう東京の生物相の変化. *地学雑誌*. 122(6), 1020-1038.
- 竹内将俊・藤田裕(1998): 神奈川県におけるカワラバタ *Eusphingonotus japonicus* (Saussure) の生息地の状況. *日本応用動物昆虫学会誌*. 42(4), 197-200.
- 田中嘉成(2010): マクロ生態学において形質ベースアプローチは有効か? -群集の生態系機能に関して-. *日本生態学会誌*. 60, 249-253.
- 田中洋次・澤田佳宏・山本聡・藤原道郎・大藪崇司・梅原徹(2011): 淡路島北部における放棄ため池の現状

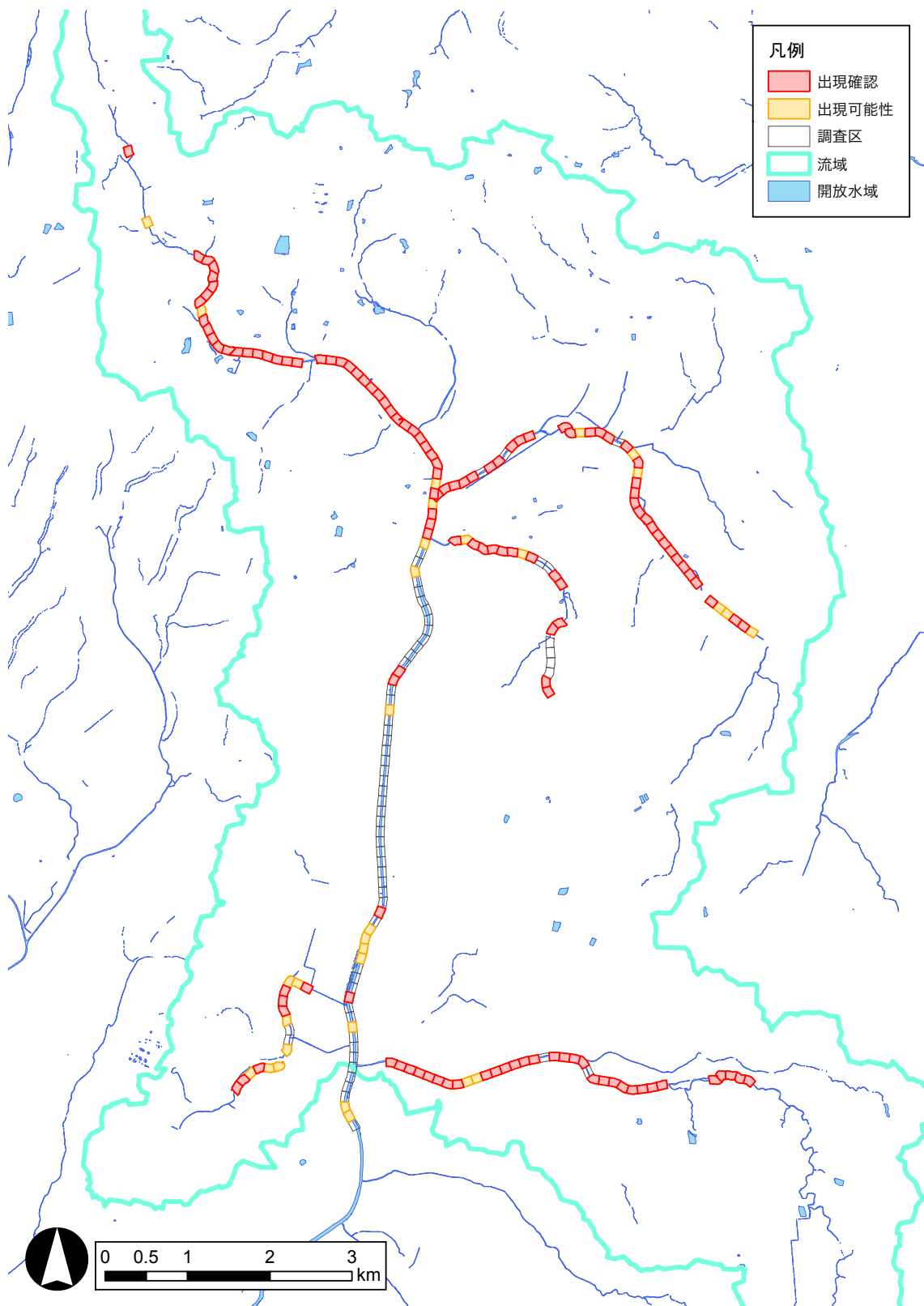


- と水生植物保全上の課題：農村計画学会誌 30, 255-260.
- TEEB(2010): The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A Synthesis of the Approach, Conclusions and Recommendations of TEEB. The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB), 36pp.
- Toma Y, Imanishi J, Yokogawa M, Hashimoto H, Imanishi A, Morimoto Y, Hatanaka Y, Isagi Y, Shibata S(2015): Factors affecting the genetic diversity of a perennial herb *Viola grypoceras* A. Gray var. *grypoceras* in urban fragmented forests. *Landscape Ecology*. DOI 10.1007/s10980-015-0197-1.
- 富松元・板野志郎・堤道生(2008): ライジングプレートメータを用いたシバ優占草地の草量推定に影響を与える要因の解析. *日本草地学会誌*. 54(2), 134-140.
- トンボはドコまで飛ぶかフォーラム(2012): トンボはドコまで飛ぶかプロジェクト2011年度活動報告書. トンボはドコまで飛ぶかフォーラム, 40pp.
- トンボはドコまで飛ぶかフォーラム(2013): トンボでつなぐ京浜の森 —10年の記録. トンボはドコまで飛ぶかフォーラム事務局, 42pp.
- 徳江義宏・大澤啓志・今村史子(2011): 都市域のエコロジカルネットワーク計画における動物の移動分散の距離に関する考察. *日本緑化工学会誌*. 37(1), 203-206.
- 徳江義宏・大澤啓志(2014): 都市近郊の農村域におけるクツワムシの生息実態. *ランドスケープ研究*. 77(5), 599-602.
- 東京都(2000): 緑の東京計画. 東京都環境局, 122pp.
- 都市緑化技術開発機構(2000): 都市のエコロジカルネットワーク -人と自然が共生する次世代都市づくりガイド-. ぎょうせい, 207pp.
- 都市緑化技術開発機構(2006): 都市のエコロジカルネットワークII -計画づくりと自然環境情報の整備・活用ガイド-. ぎょうせい, 235pp.
- 土屋一彬・斎藤昌幸・弘中豊(2013): 都市生態学序説: 「まち」の社会生態プロセスを理解する. *日本生態学会誌*. 63(2), 179-192.
- 辻盛生(2004): 植生護岸による景観形成・生物多様性保全の可能性. *農業土木学会誌*. 72(8), 681-684.
- 生方秀紀・倉内洋平(2007): トンボ成虫群集による故障の自然環境評価 -鉏路湿原達古武沼を例に-. *陸水学会誌*. 68, 131-144.
- 内田正吉(2005): 減るバッタ増えるバッタ 環境の変化とバッタ相の変遷. HSK, 141pp.
- 上田哲行・木下栄一郎・石原一彦(2004): 丘陵湿地に生息するハッチョウトンボの場所利用と生息場所の保全について. *保全生態学研究*. 9, 25-36.
- 鶴川健也・加藤和弘(2006): 都市域の中・大規模樹林地における鳥類の種多様性と立地環境との関係. *ランドスケープ研究*. 69(5), 533-536.

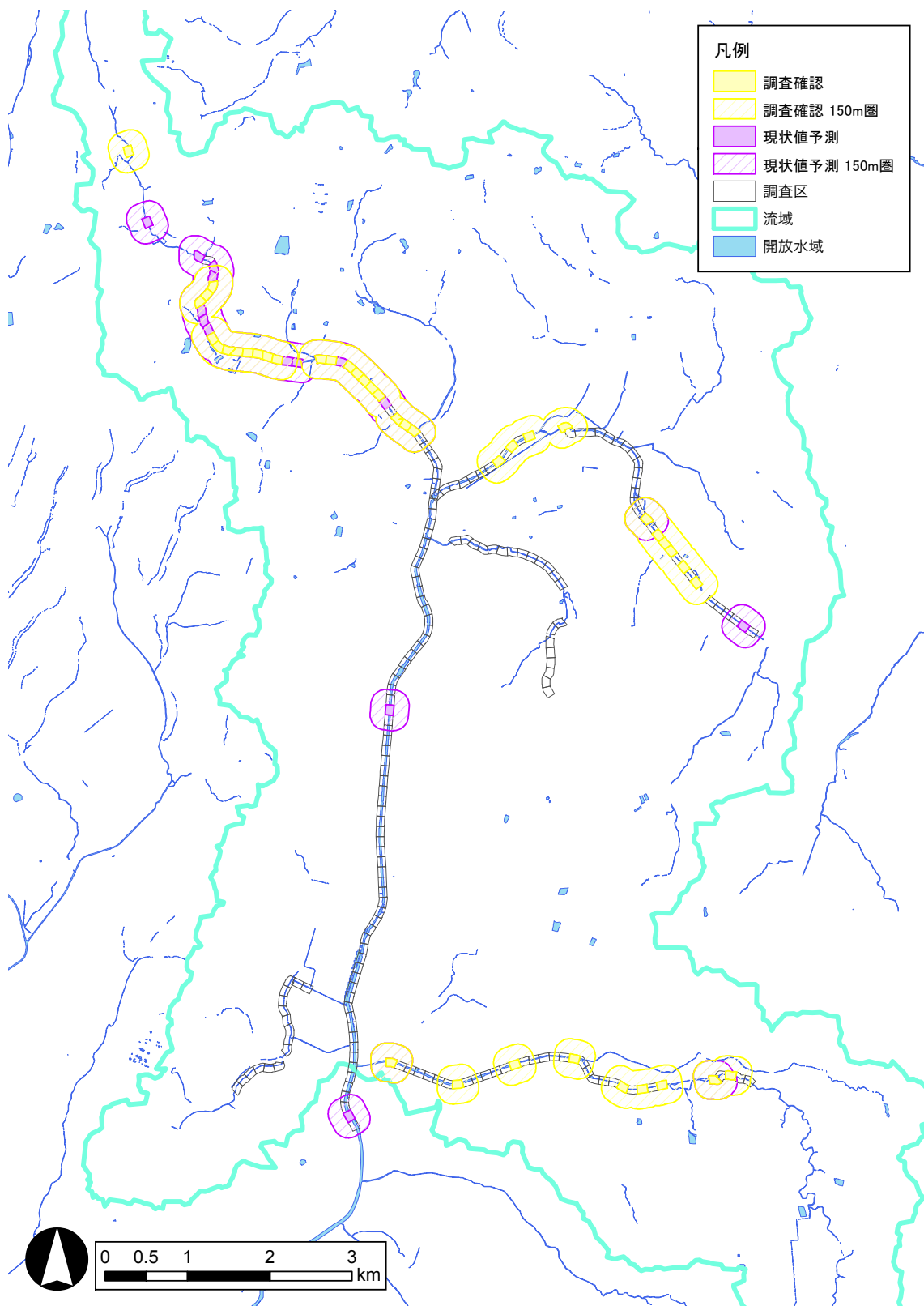
- 鶴川健也・加藤和弘(2007): 都市域の樹林地および樹林地を取り巻く空間の環境条件と鳥類群集との関係. ランドスケープ研究. 70(5), 487-490.
- van Strien AJ, Soldaat LL, Gregory RD(2012): Desirable mathematical properties of indicators for biodiversity change. *Ecological indicators*. 14(1), 202-208.
- 和田安彦・道奥康治・和田有朗(2005): 費用効果分析による都市内河川整備の評価. 土木学会論文集. 796, 81-92.
- 和田安彦・尾崎平(2004): 河川利用状況に着目した都市内河川の整備に関する研究. 環境システム研究論文集. 32, 205-211.
- 若杉晃介・長田光世・水谷正一・福村一成(2002): アジイトトンボの移動距離の測定: 水田ほ場整備地区における生物保全地の設備間隔に関連して. 農業土木学会論文集. 70(3), 421-426.
- Ward JV, Tockner K, Schiemer F(1999): Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. *Regulated Rivers: Research & Management*. 15(1), 125-139.
- Ward L, Mill PJ(2005): Habitat factors influencing the presence of adult *Calopteryx splendens* (Odonata: Zygoptera). *European Journal of Entomology*. 102(1), 47-51.
- Wenger SJ, Freeman MC(2008): Estimating species occurrence, abundance, and detection probability using zero-inflated distributions. *Ecology*. 89(10), 2953-2959.
- Wettstein W, Schmid B(1999): Conservation of arthropod diversity in montane wetlands: effect of altitude, habitat quality and habitat fragmentation on butterflies and grasshoppers. *Journal of Applied Ecology*. 36, 363-373.
- 養父志乃夫・山田宏之・中島敦司・中尾史郎・松本勝正(2001): 大規模市街地内から郊外地にかけてのバッタ類の生息密度の変化について. ランドスケープ研究. 64(5), 595-600.
- 山田順之・曾根佑太・古谷勝則(2011): 都市域の自然体験活動としてのミツバチプロジェクトに関する研究. ランドスケープ研究. 74(5), 585-590.
- 山田順之・島田知幸(2007): リモートセンシングと GIS を利用した都市域におけるエコロジカルネットワークの評価手法に関する研究 -コゲラを指標種として-. 都市計画学会論文集. 42(3), 145-150.
- 山本紀久(2005): 中小河川 -東京都立川市立川公園根川緑道を事例に-: 自然再生: 自然工学的アプローチ. 亀山章・倉本宣・日置佳之. ソフトサイエンス社, 264pp.
- 山野浩嗣・片岡美和・一ノ瀬友博・美濃伸之・平田富士男(2002): 兵庫県北淡町の小規模ため池におけるトンボ類の分布と環境要因の関係について. 農村計画論文集. 4, 25-30.
- 山浦悠一・天野達也(2010): マクロ生態学: 生態的特性に注目して. 日本生態学会誌. 60, 261-267.
- 横浜市(1995): 境川. 横浜市下水道局河川部河川計画課, 38pp.
- 横浜市(2000): 横浜市工場立地法市準則条例 (平成12年2月横浜市条例第9号). 総務局総務部法制課, <<http://www.city.yokohama.jp/me/reiki/honbun/ag20208141.html>> (2014.12.27 参照).

- 横浜市(2003): 工場立地法. 経済局産業立地調整課, <<http://www.city.yokohama.lg.jp/keizai/jourei/ritti.html>> (2003. 6. 17 作成; 2012. 10. 29 更新; 2014. 12. 27 参照).
- 横浜市(2007): 横浜市水と緑の基本計画. 横浜市環境創造局, 236pp.
- 横浜市(2009): 記者発表資料「工場立地法における「敷地外緑地制度」を創設します。」. 横浜市経済局, <<http://www.city.yokohama.lg.jp/keizai/happyou/h21/pdf/211124-2.pdf>> (2011. 4. 13 参照).
- 横浜市(2010): 人口減少等を踏まえた郊外部のまちづくり検討調査(郊外部全体の概況). 都市整備局企画部企画課, 66pp.
- 横浜市(2011a): 生物多様性横浜行動計画ヨコハマbプラン. 横浜市環境創造局政策調整部政策課, 83pp.
- 横浜市(2011b): 新たな「横浜市環境管理計画」. 横浜市環境創造局政策調整部政策課, 109pp.
- 横浜市環境科学研究所(2012): 横浜の川と海の生物(第13報・河川編). 横浜市環境創造局政策調整部環境科学研究所, 249pp.
- 横浜市環境創造局(2013): 横浜みどりアップ計画. 横浜市環境創造局政策調整部政策課, 81pp.
- 横浜市建築局(2008): 都市計画基礎調査(土地利用現況).
- 横田樹広・那須 守・小堀洋美(2009): 都市域の緑道におけるチョウ類の種組成と植生構造および周辺環境条件との関連性. 環境システム研究. 37, 49-55.
- 横田樹広・武内和彦(2006): 高解像度緑被モニタリングによる都市内小規模緑被の分布把握とチョウリュイを指標とした生態系ネットワーク機能の評価. 都市計画学会論文集. 41(3), 361-366.
- 横田恭平・井伊博行・養父志乃夫・平田健正(2006): 大阪府南部の生活排水が流入する河川におけるヤゴの生息限界について. 水工学論文集. 50, 1105-1110.
- 吉野美沙樹・古谷勝則・鈴木薫美子(2011): 大学生に聞いた児童期の外遊び・自然体験とその活動場所. ランドスケープ研究. 74(5), 591-596.
- 吉尾政信・加藤倫之・宮下直(2009): 水田環境におけるバッタ目昆虫の分布と個体数を決定する環境要因～佐渡島におけるトキの採餌環境の管理にむけて. 応用生態工学. 12(2), 99-107.
- Zuur AF, Ieno EN, Walker NJ, Saveliev AA, Smith GM(2009): Zero-Truncated and Zero-Inflated Models for Count Data. Mixed effects models and extensions in ecology with R. Statistics for Biology and Health. DOI 10.1007/978-0-387-87458-6 11, 261-293.

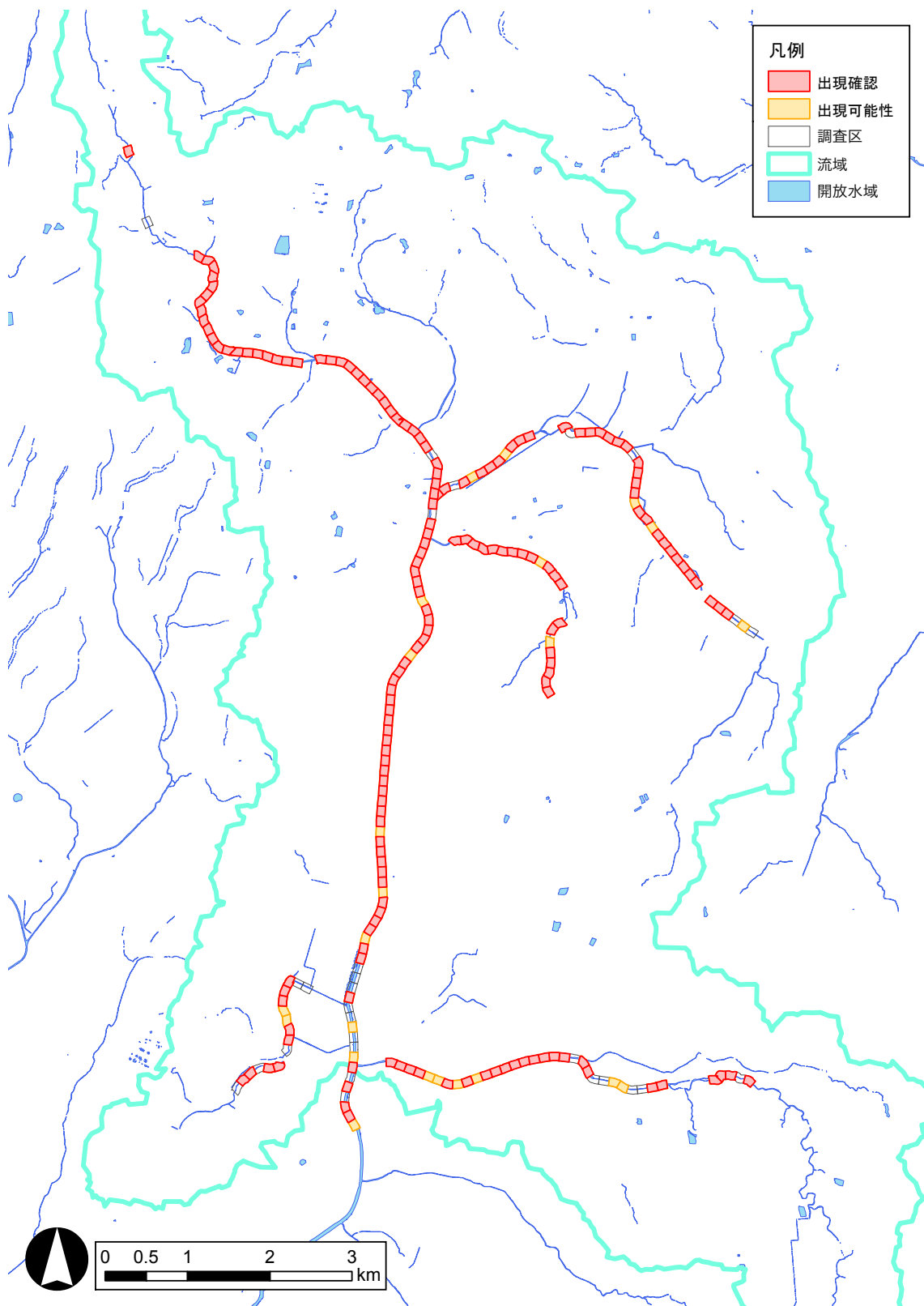
巻末資料-1 グループA 「出現確認区域」及び「出現可能性区域」



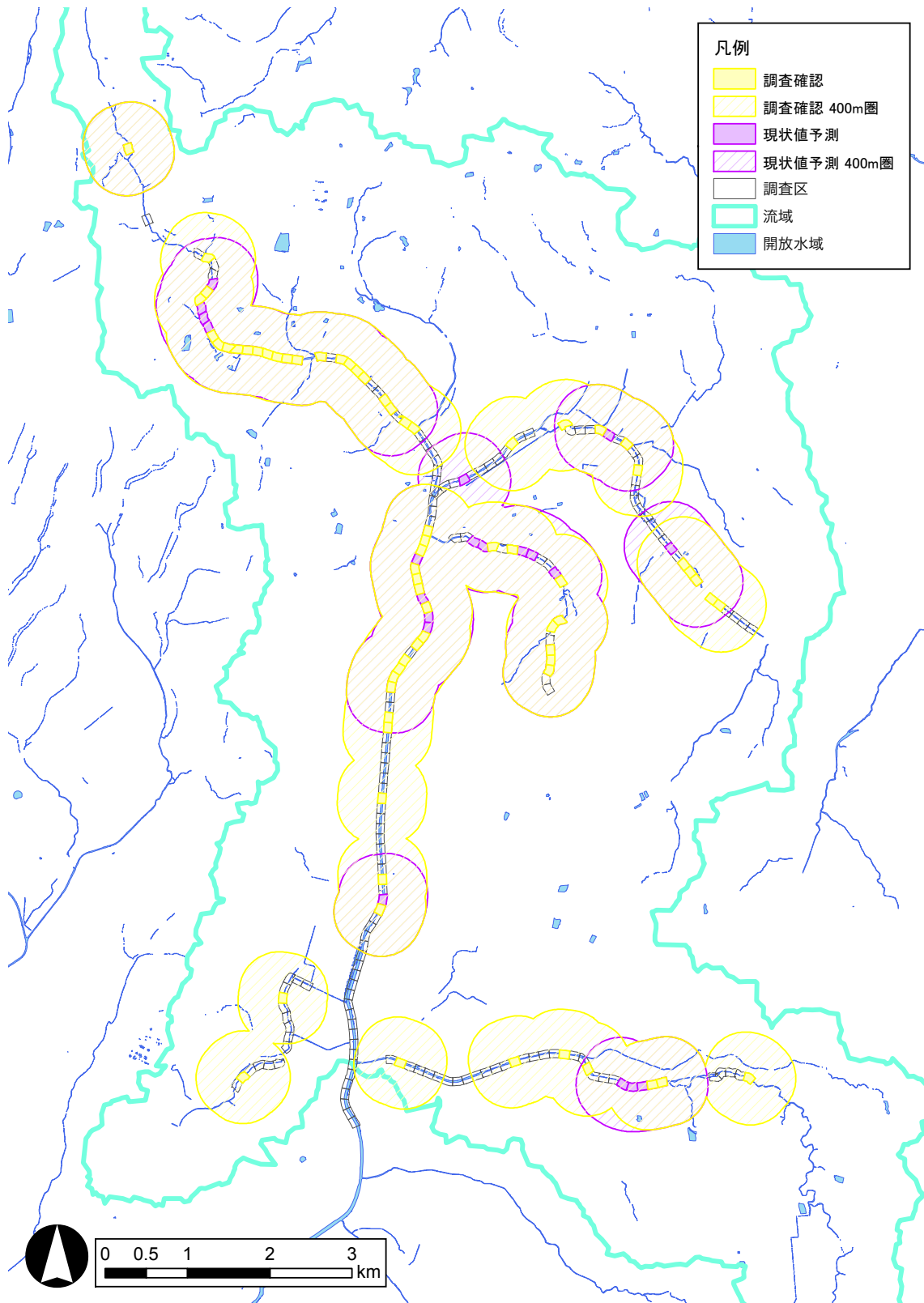
巻末資料-2 グループA 「調査確認区域」・「現状値予測区域」及び現状ネットワーク図



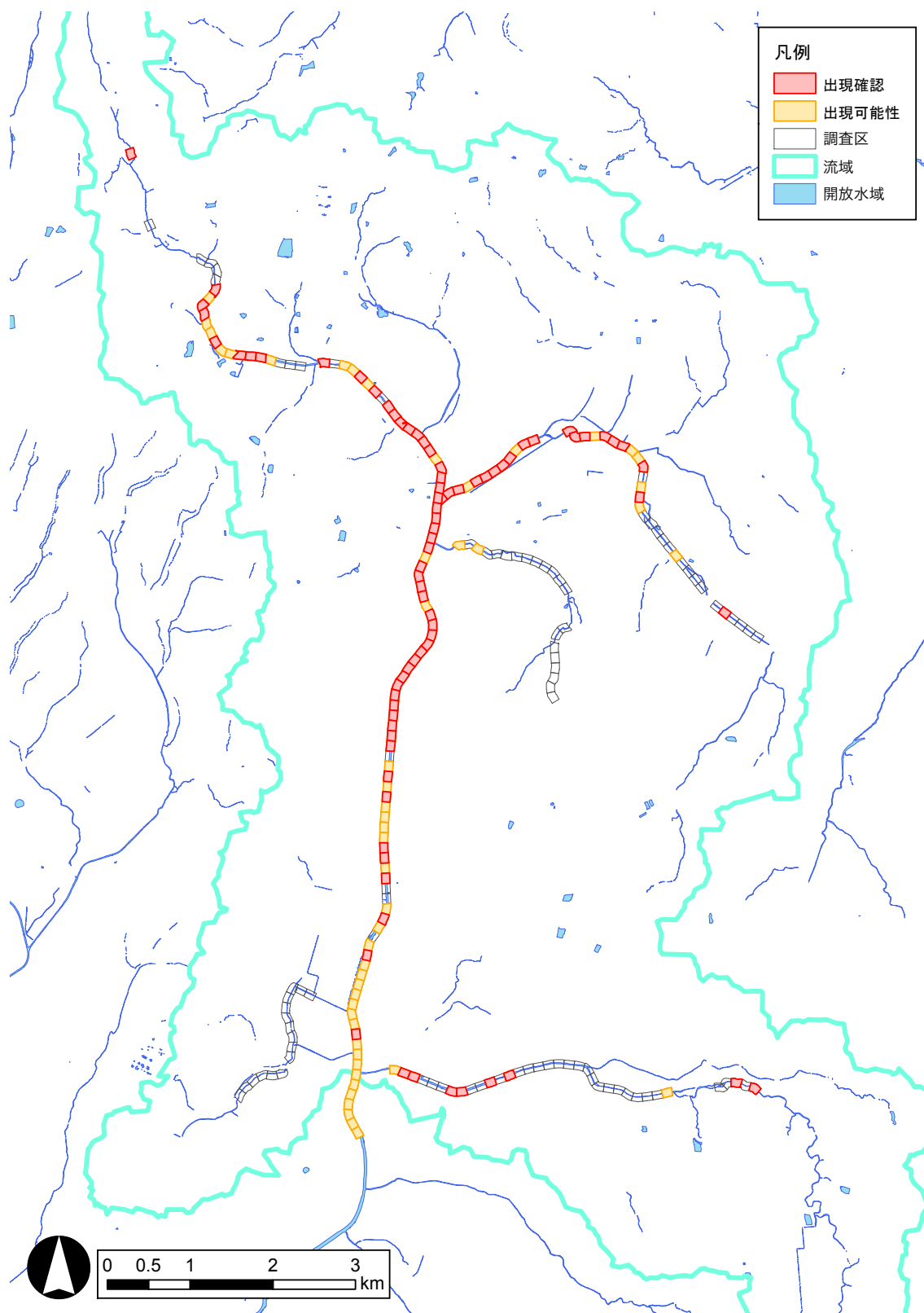
巻末資料-3 グループB 「出現確認区域」及び「出現可能性区域」



巻末資料-4 グループB 「調査確認区域」・「現状値予測区域」及び現状ネットワーク図

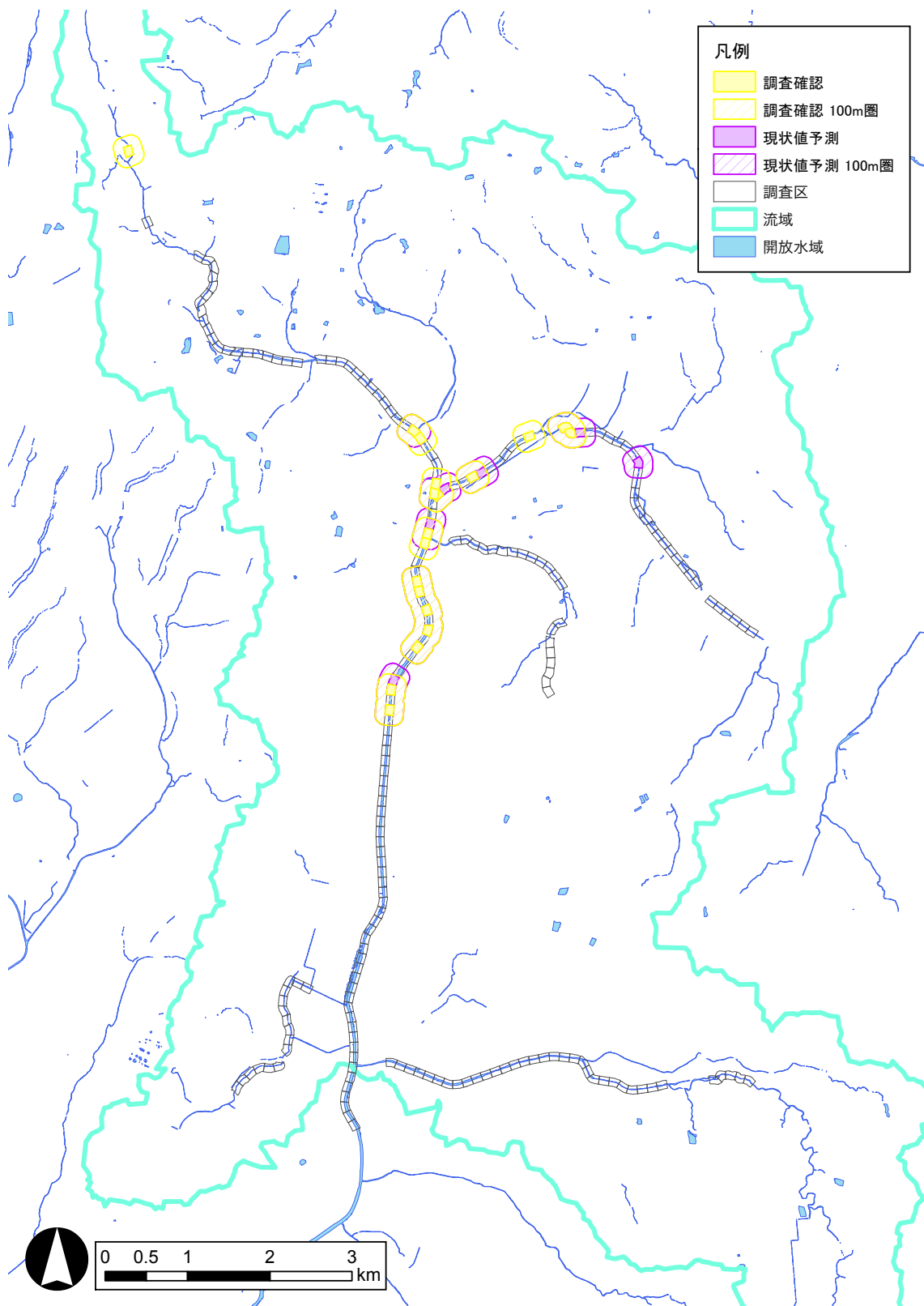


巻末資料-5 グループC 「出現確認区域」及び「出現可能性区域」

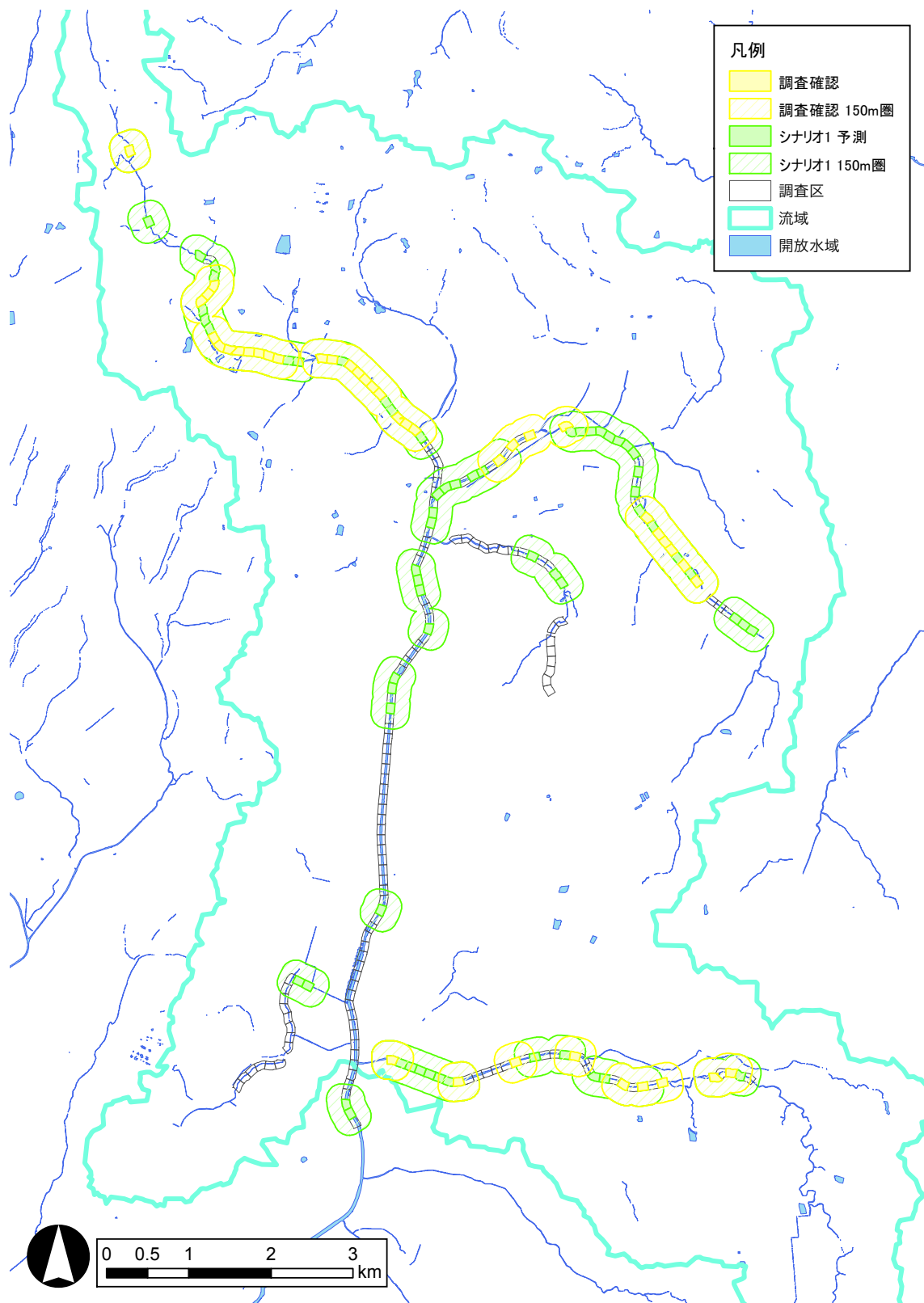




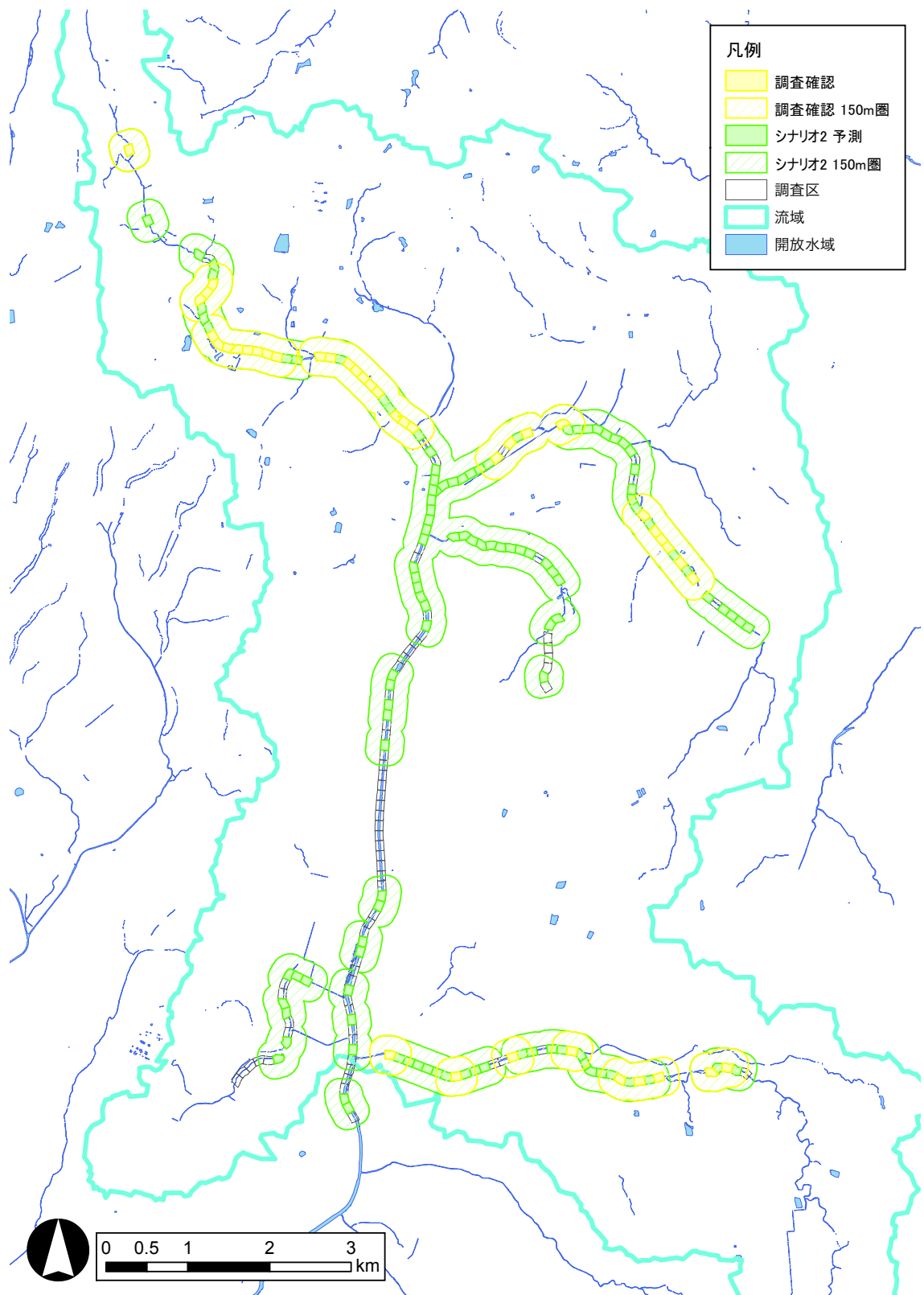
巻末資料-6 グループC 「調査確認区域」・「現状値予測区域」及び現状ネットワーク図



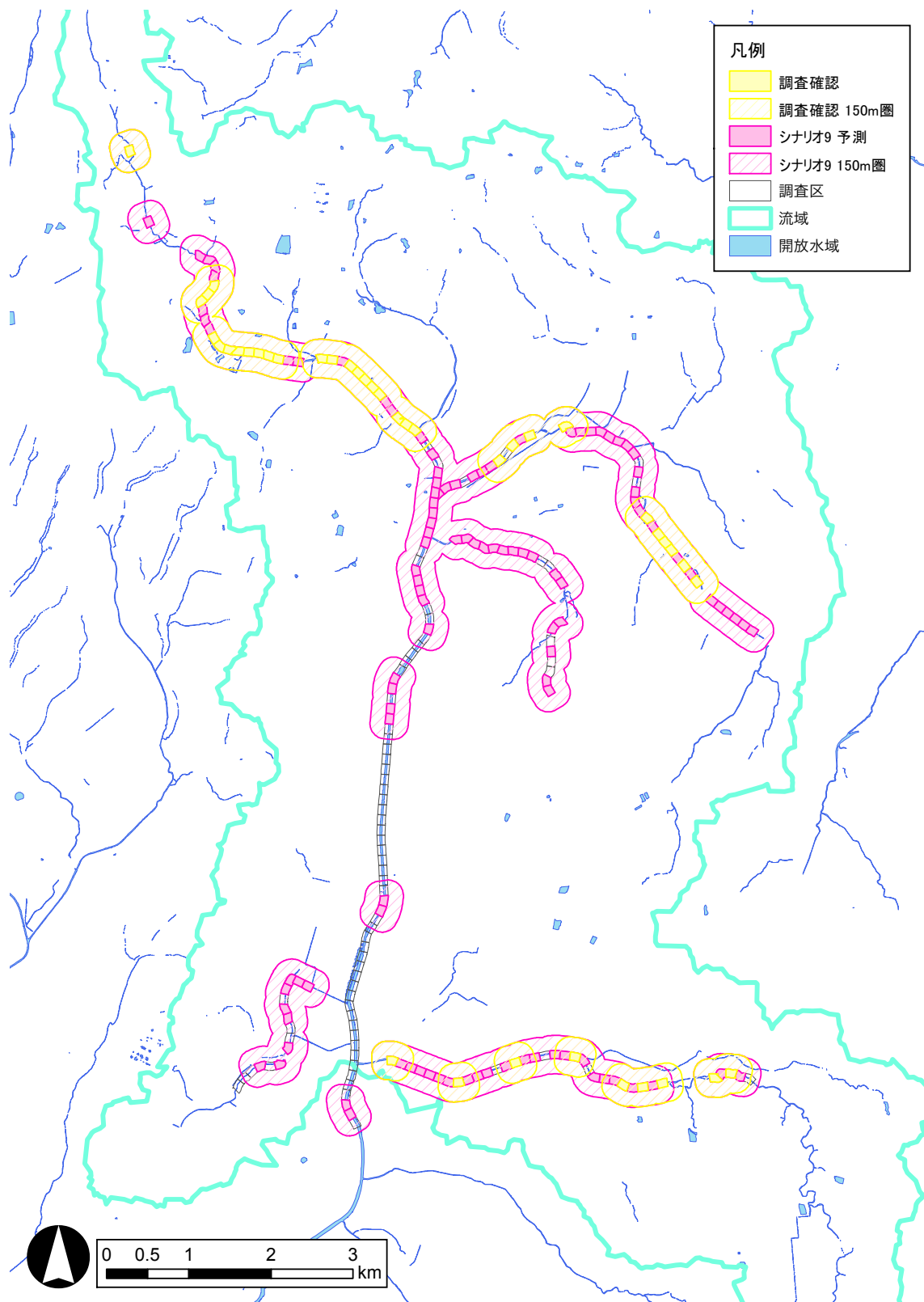
巻末資料-7 グループA シナリオ1「シナリオ予測区域」及び現状ネットワーク図



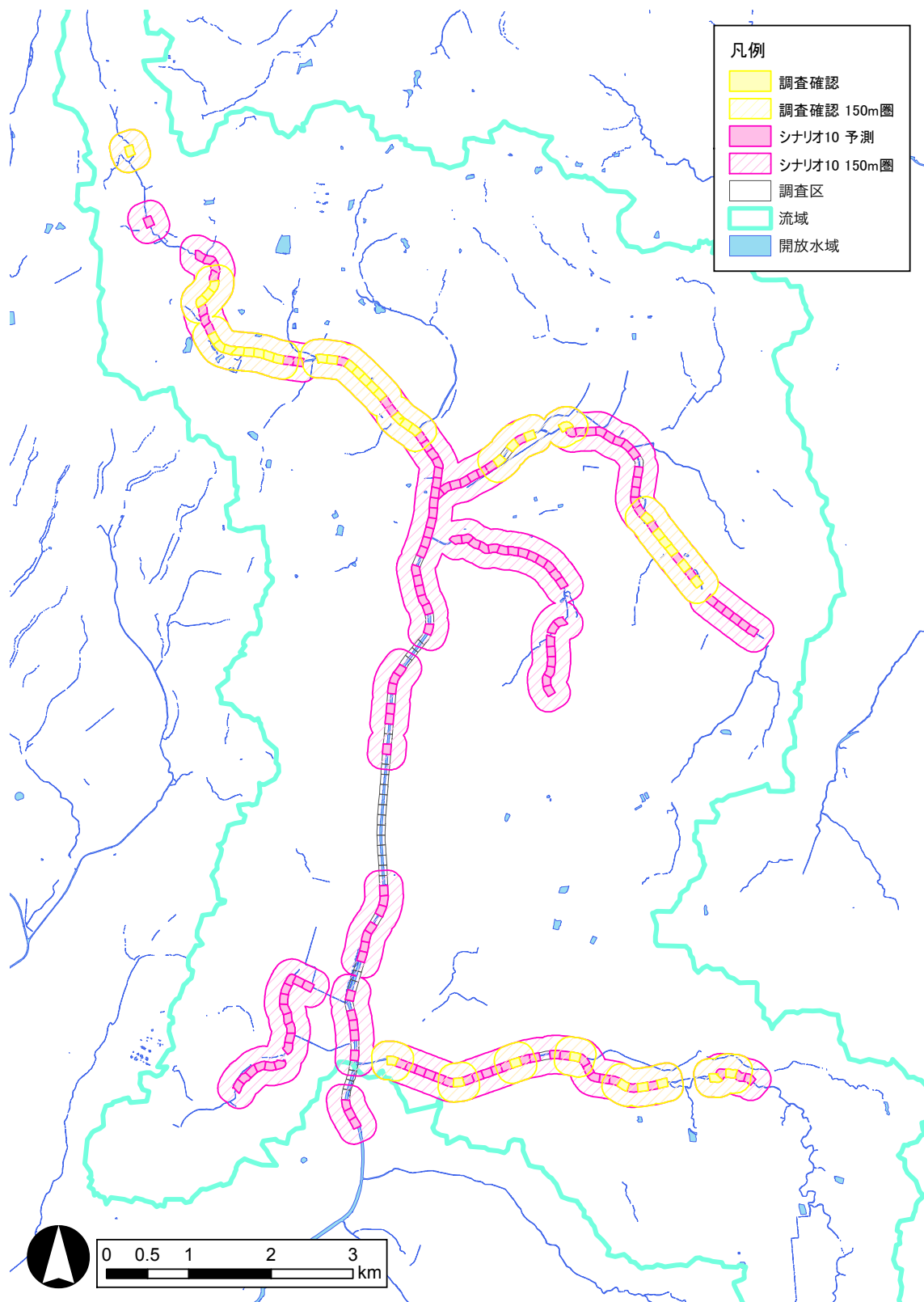
巻末資料-8 グループA シナリオ2「シナリオ予測区域」及び現状ネットワーク図



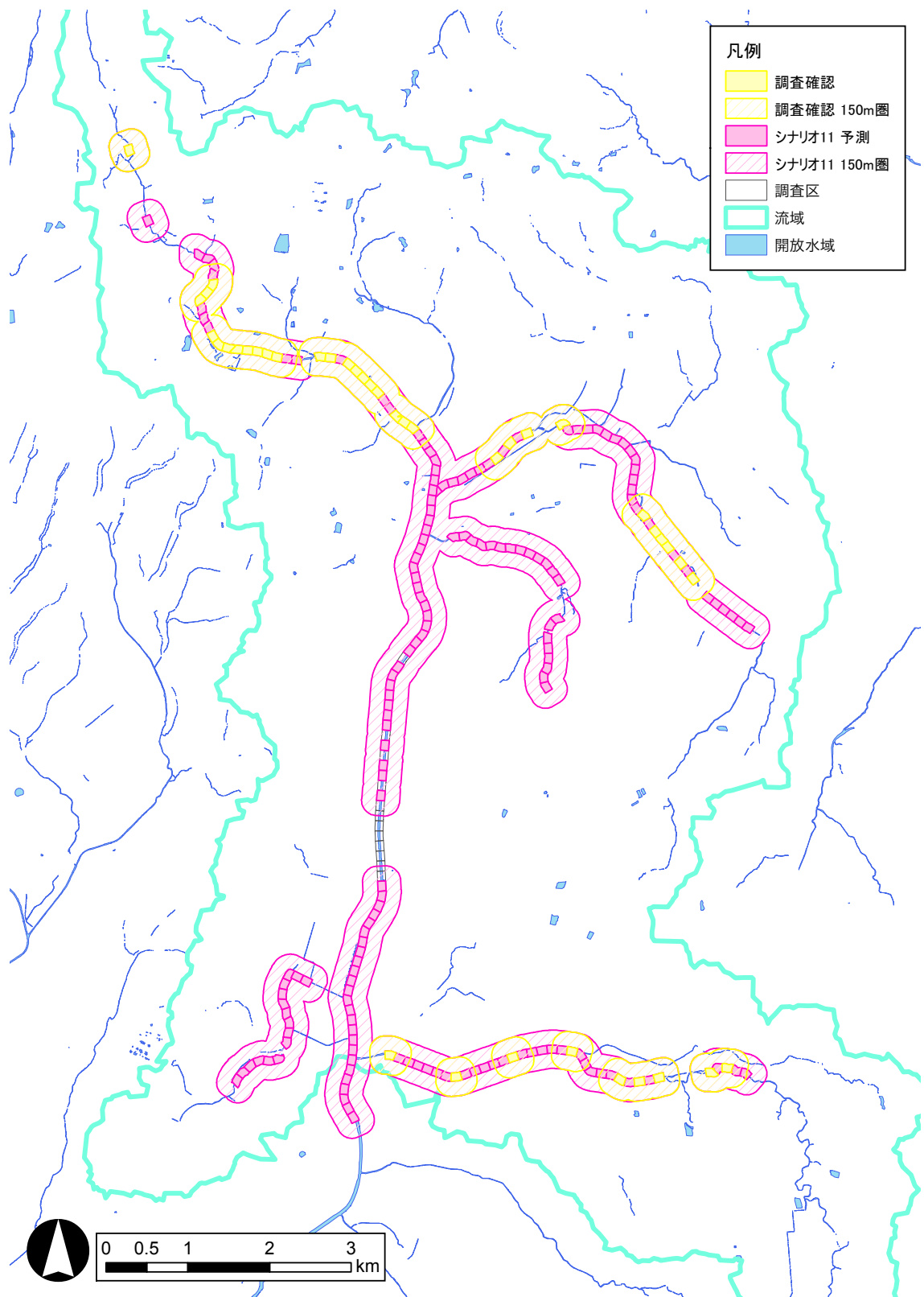
巻末資料-9 グループA シナリオ9「シナリオ予測区域」及び現状ネットワーク図



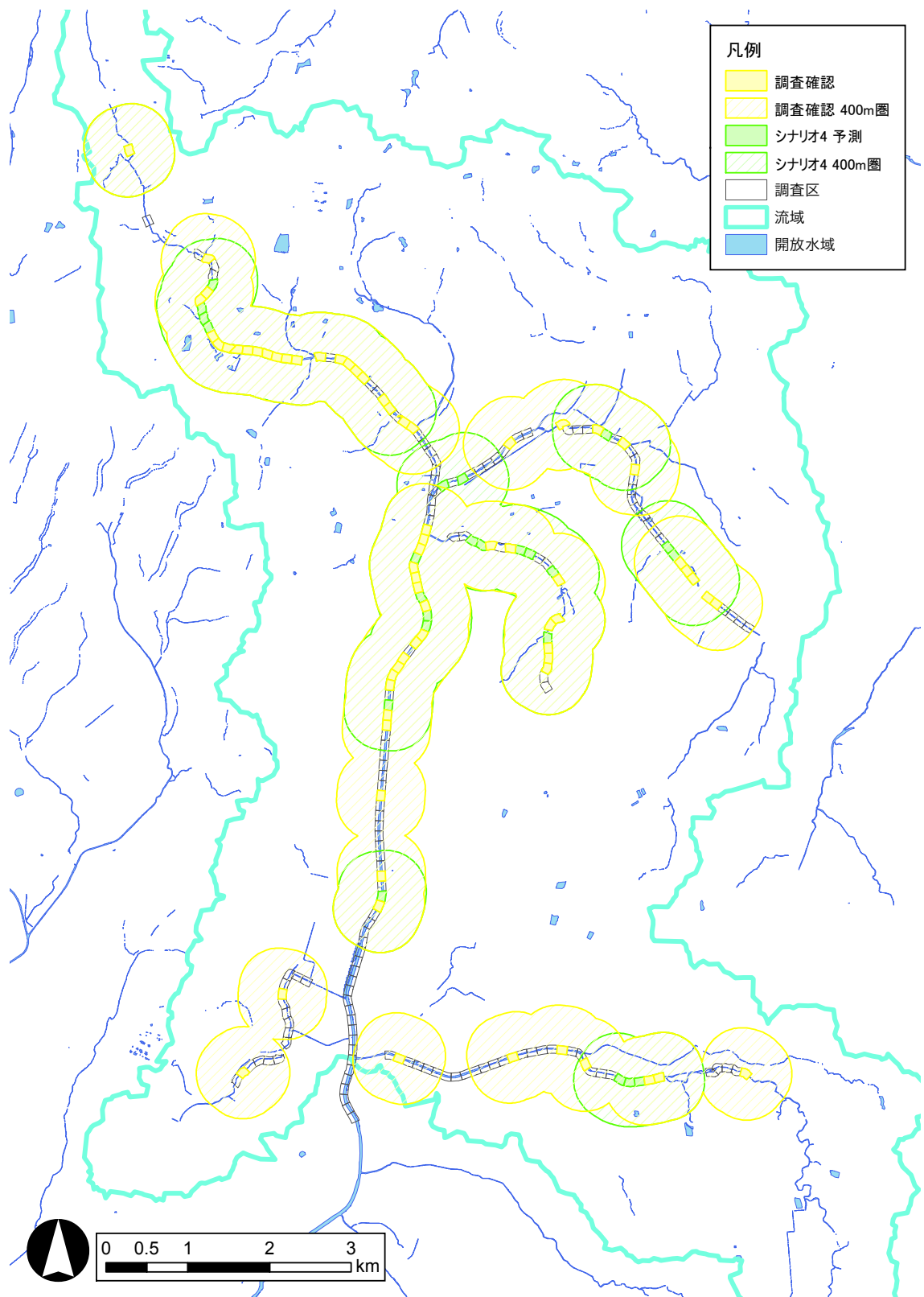
巻末資料-10 グループA シナリオ10「シナリオ予測区域」及び現状ネットワーク図



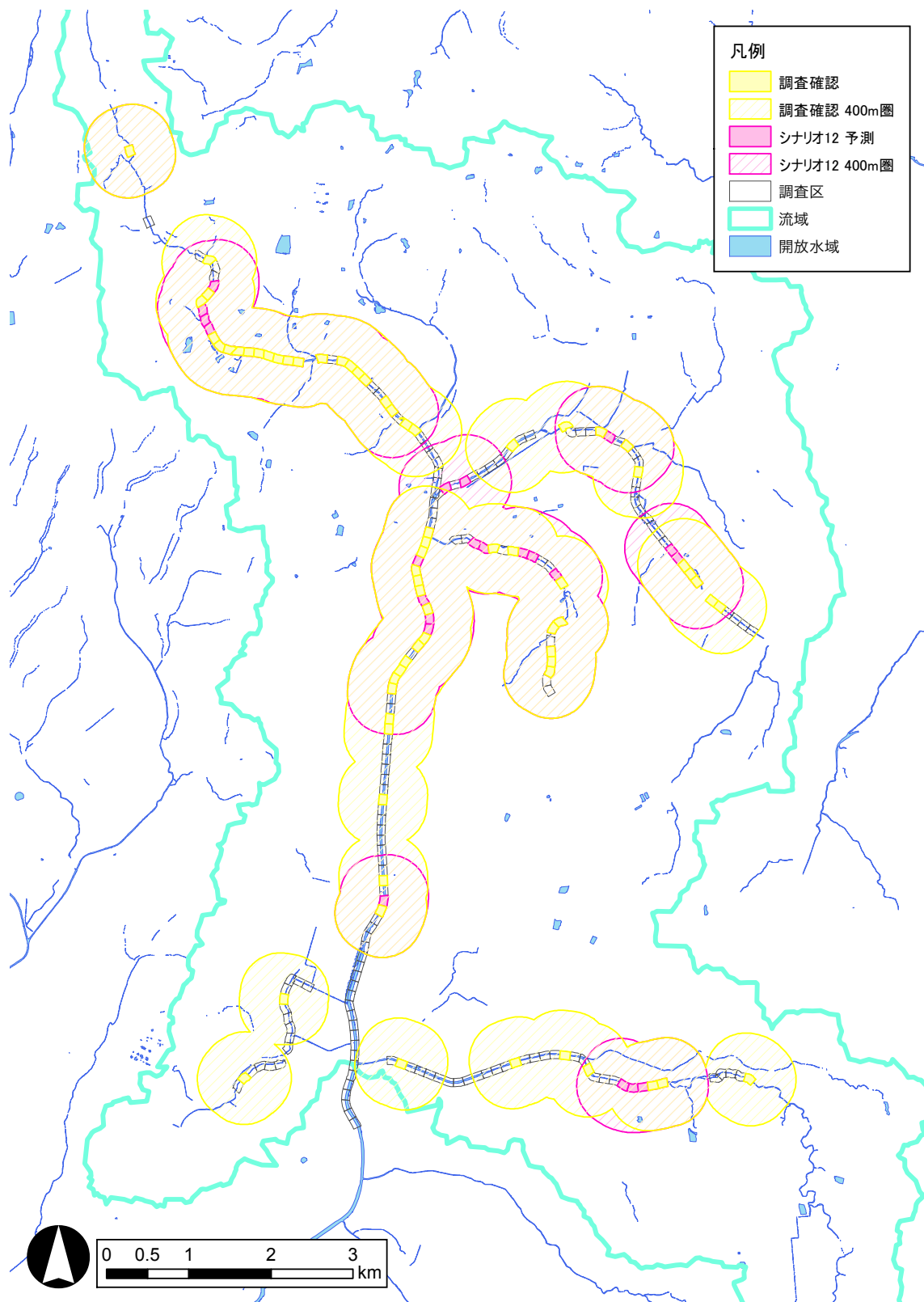
巻末資料-11 グループA シナリオ 11「シナリオ予測区域」及び現状ネットワーク図



巻末資料-12 グループB シナリオ4「シナリオ予測区域」及び現状ネットワーク図

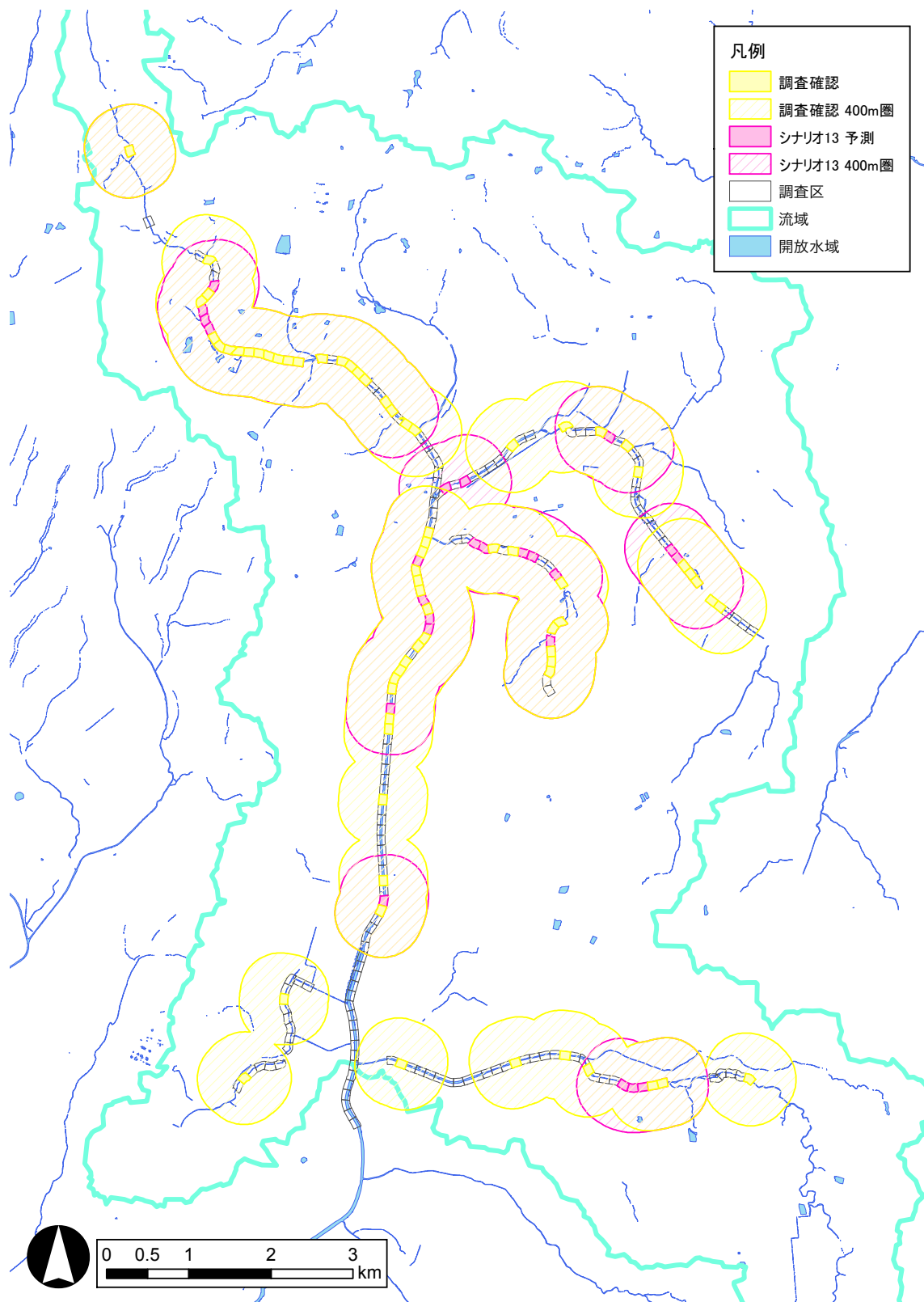


巻末資料-13 グループB シナリオ 12「シナリオ予測区域」及び現状ネットワーク図

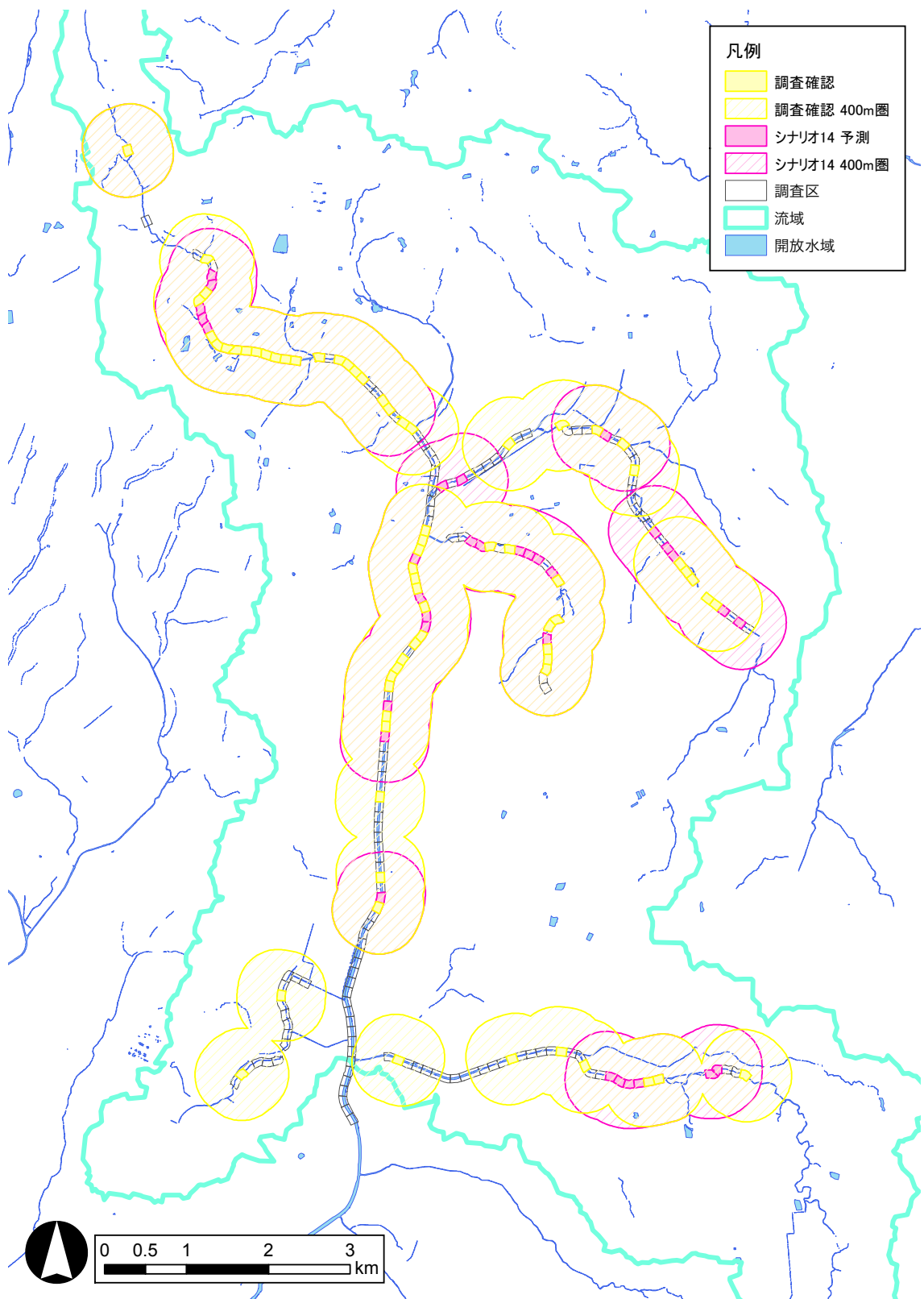




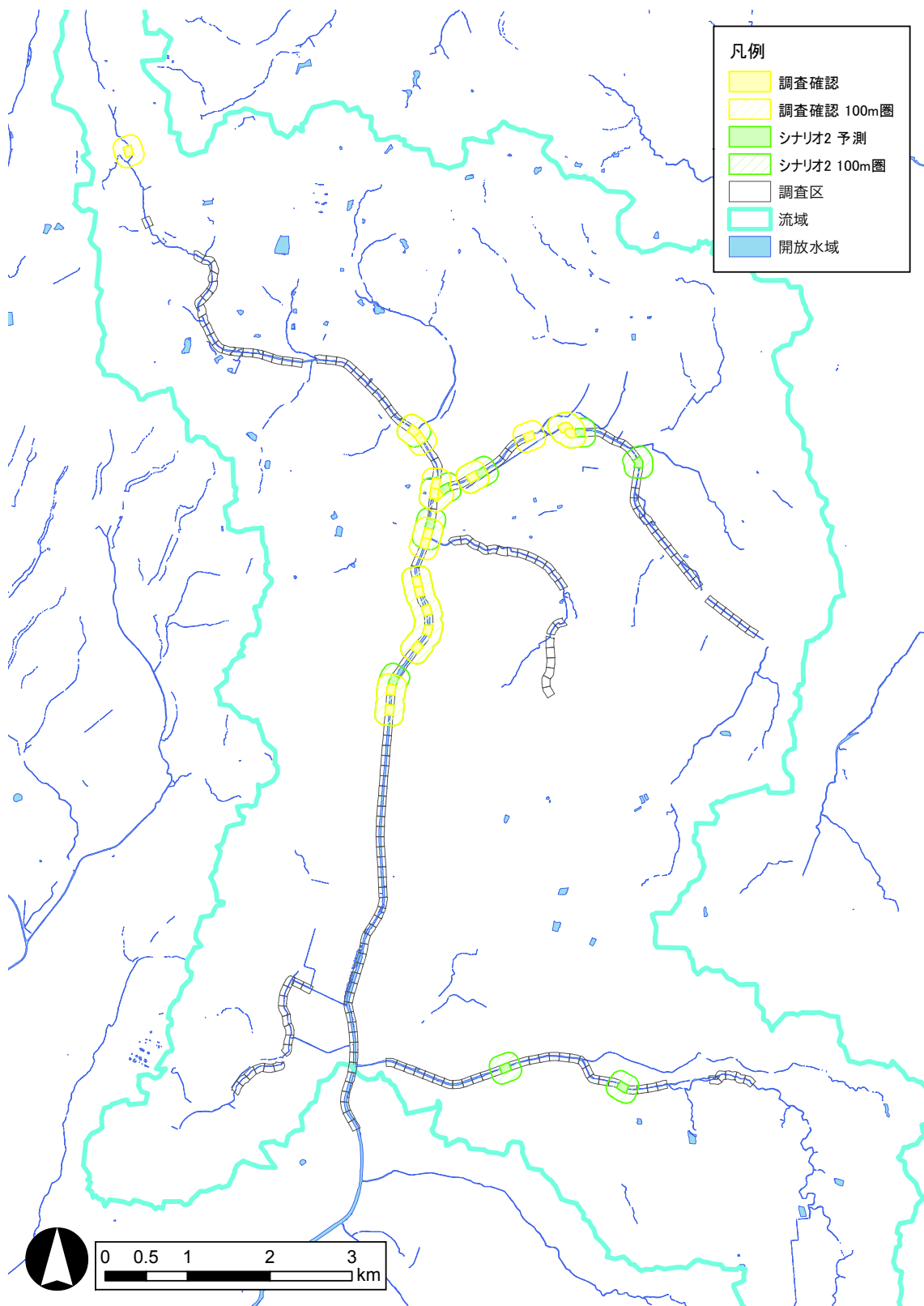
巻末資料-14 グループB シナリオ 13「シナリオ予測区域」及び現状ネットワーク図



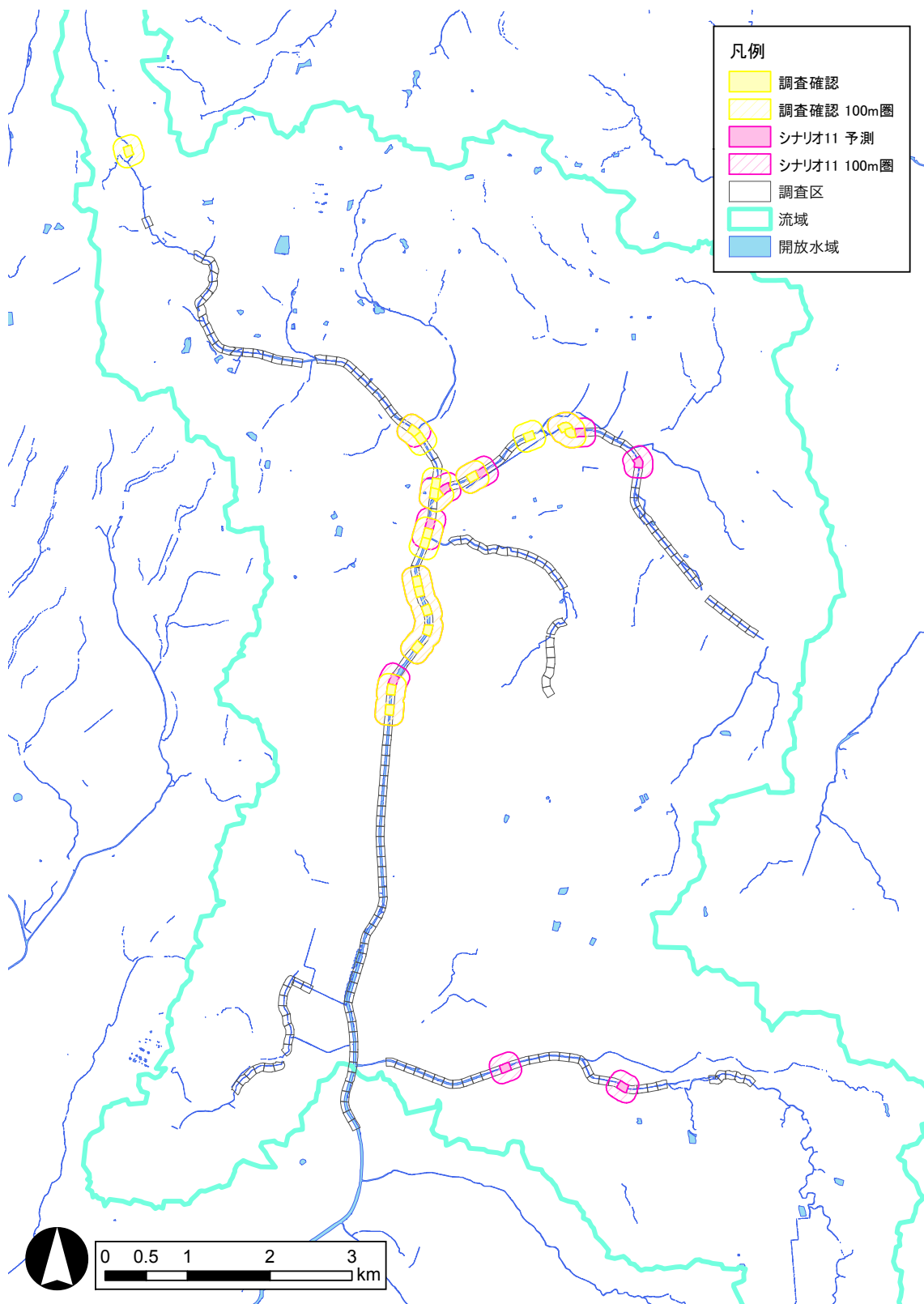
巻末資料-15 グループB シナリオ 14「シナリオ予測区域」及び現状ネットワーク図



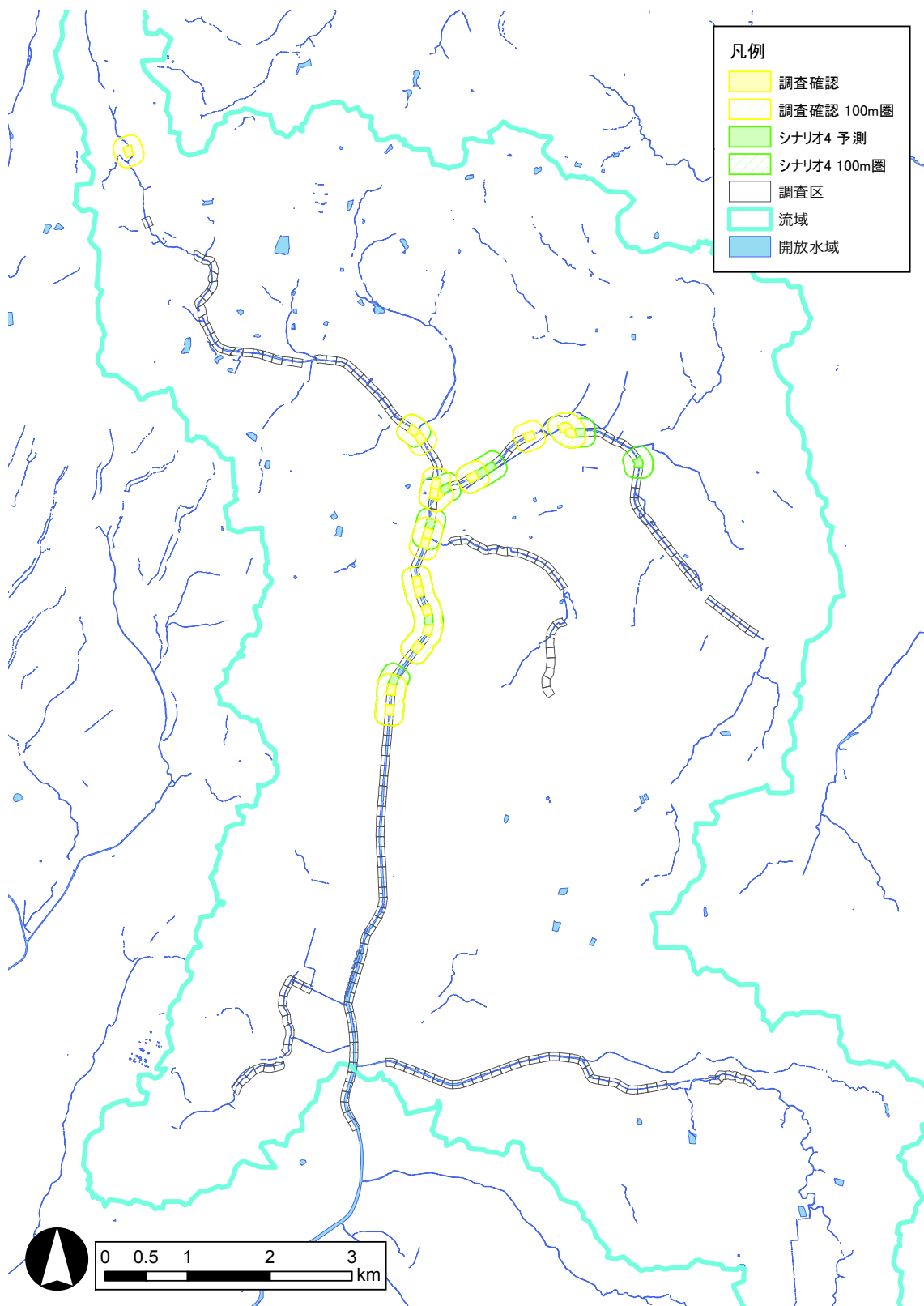
巻末資料-16 グループC シナリオ2「シナリオ予測区域」及び現状ネットワーク図



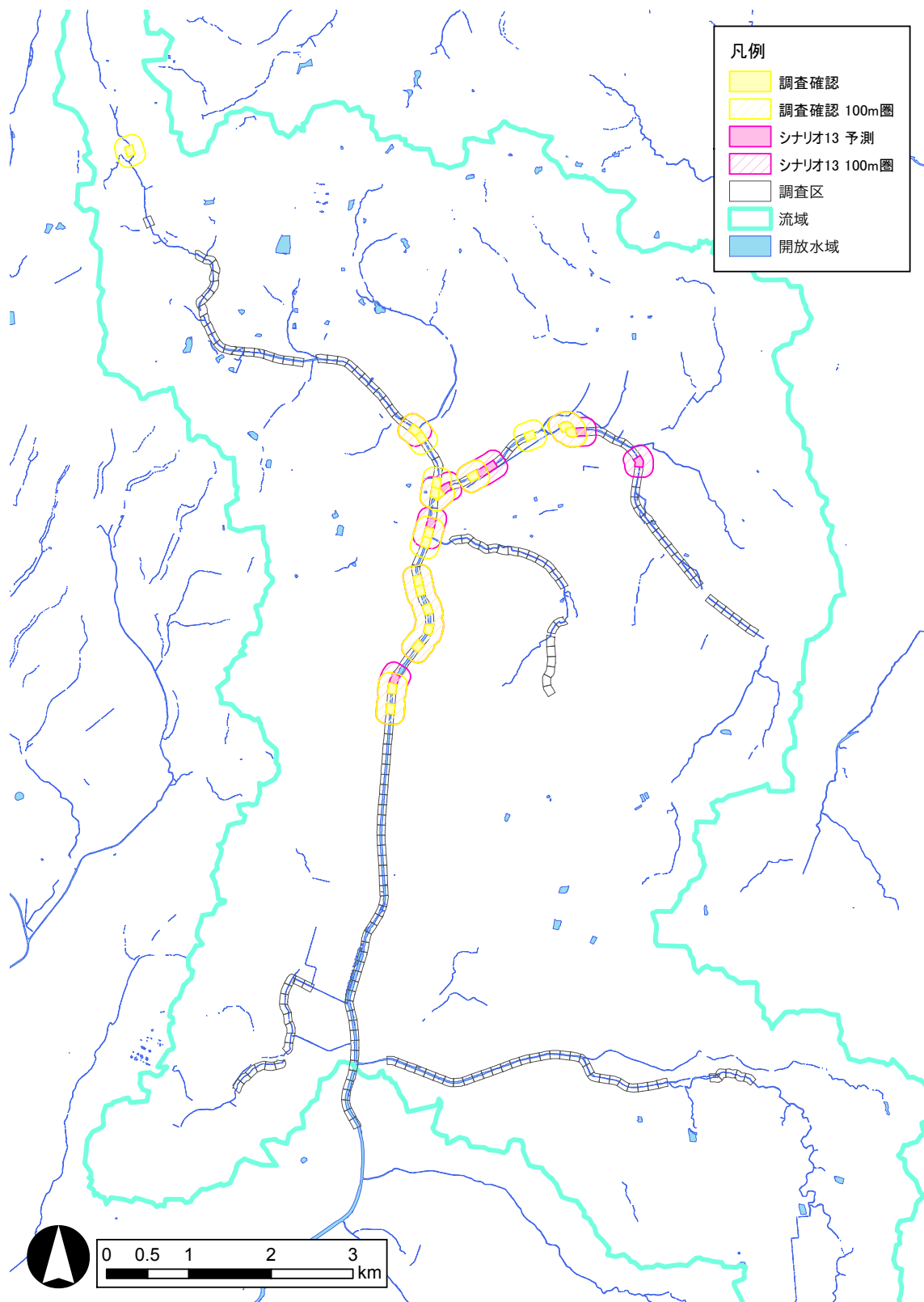
巻末資料-17 グループC シナリオ 11「シナリオ予測区域」及び現状ネットワーク図



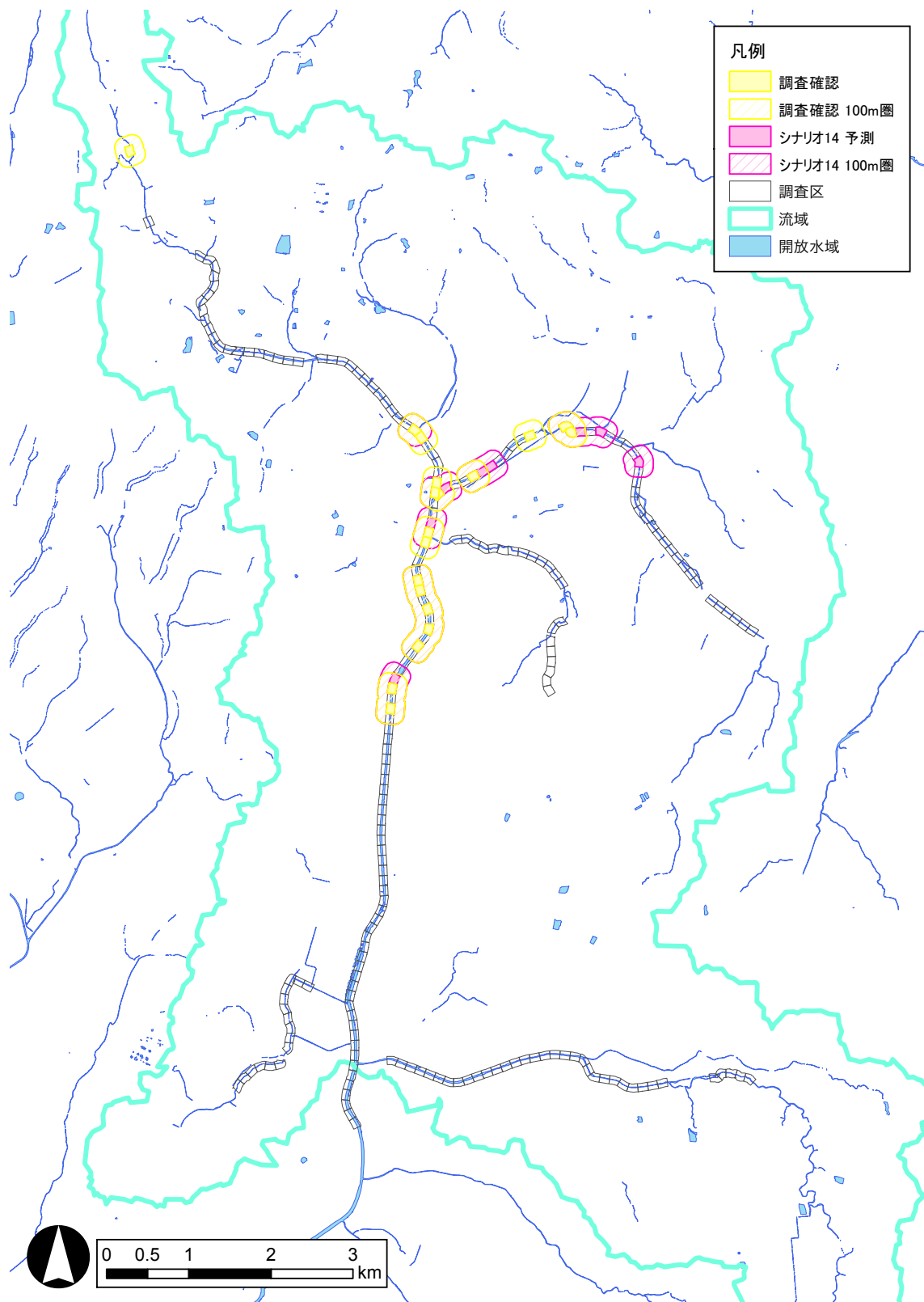
巻末資料-18 グループC シナリオ4「シナリオ予測区域」及び現状ネットワーク図



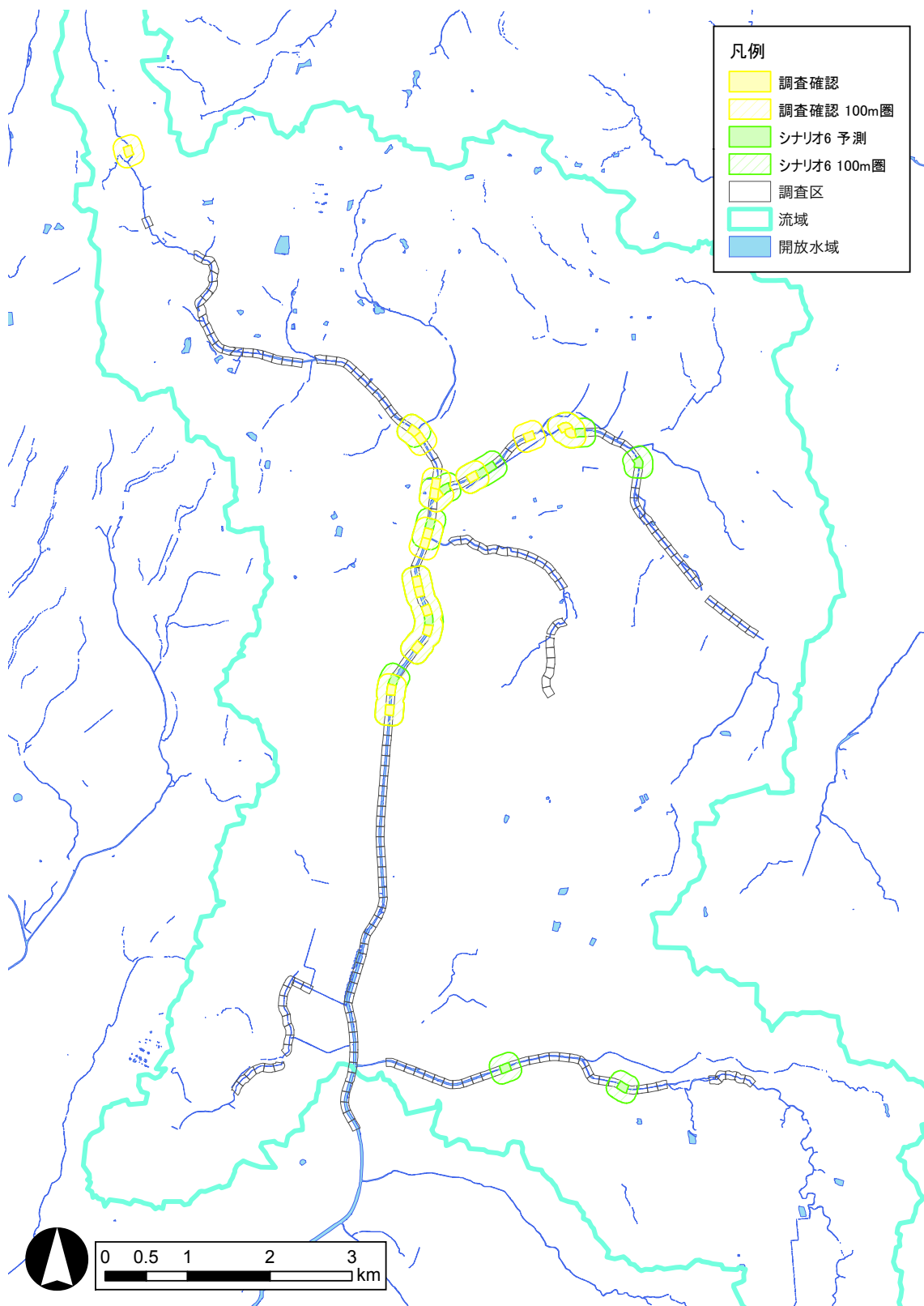
巻末資料-19 グループC シナリオ13「シナリオ予測区域」及び現状ネットワーク図



巻末資料-20 グループC シナリオ14「シナリオ予測区域」及び現状ネットワーク図

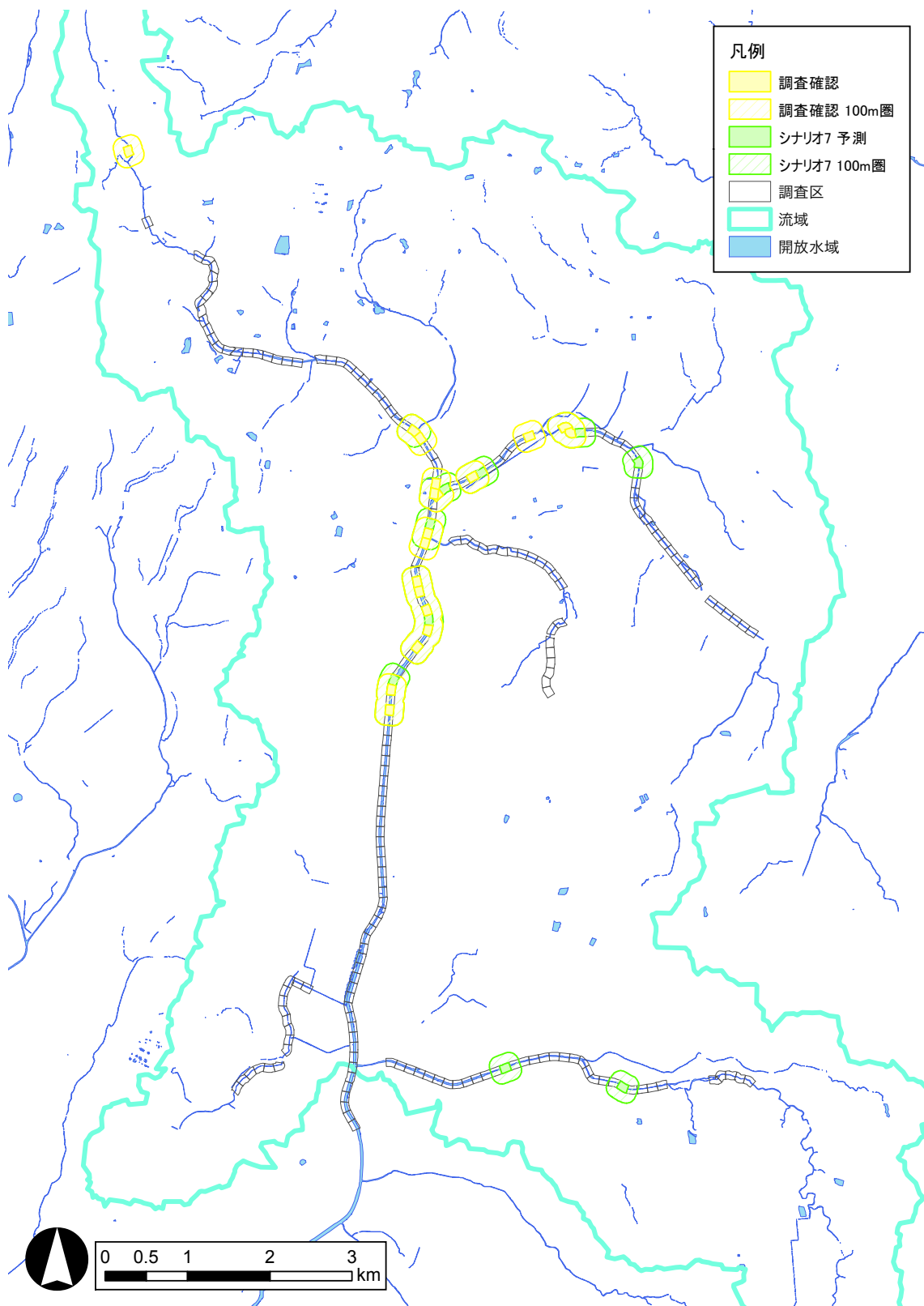


巻末資料-21 グループC シナリオ6「シナリオ予測区域」及び現状ネットワーク図

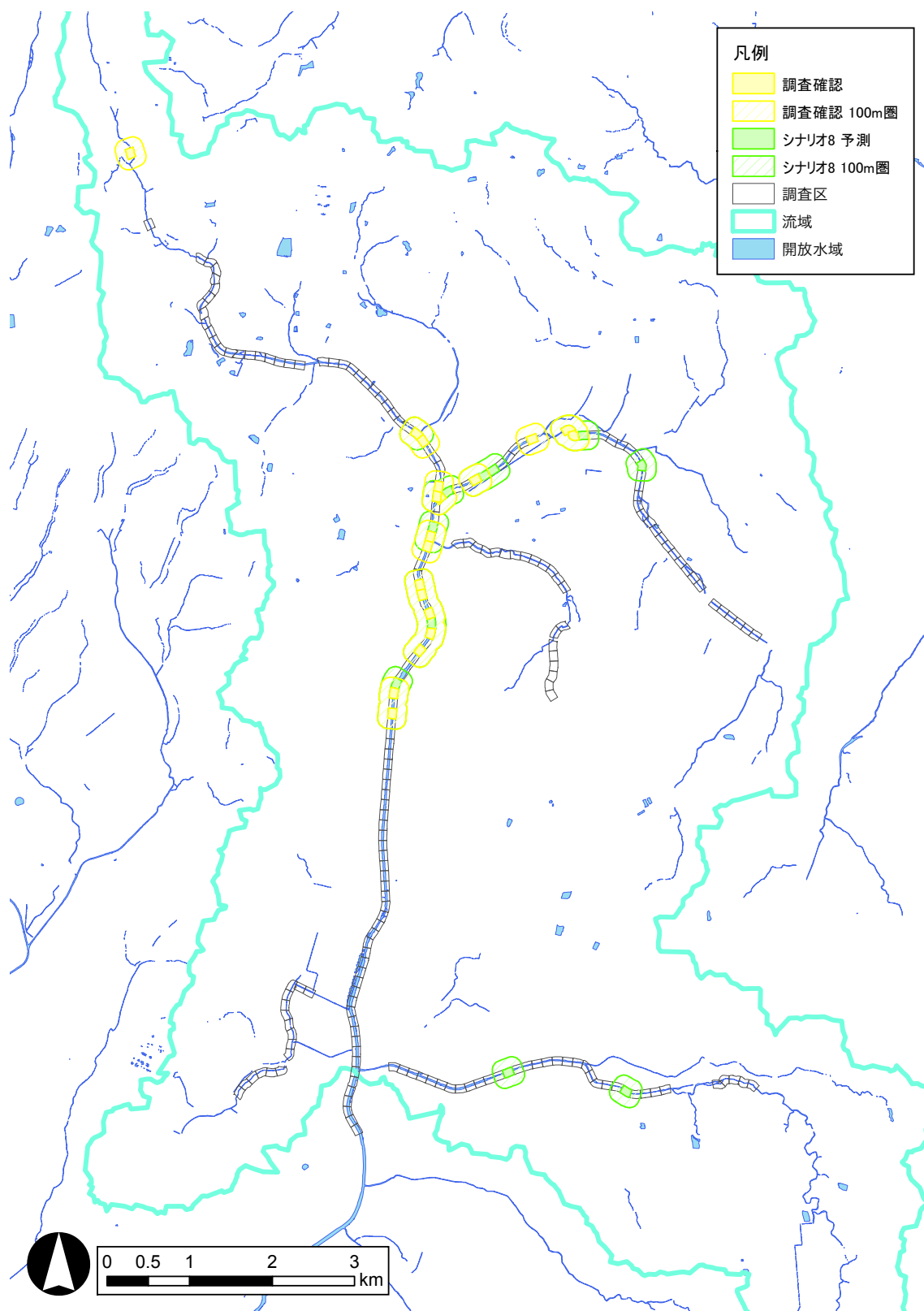




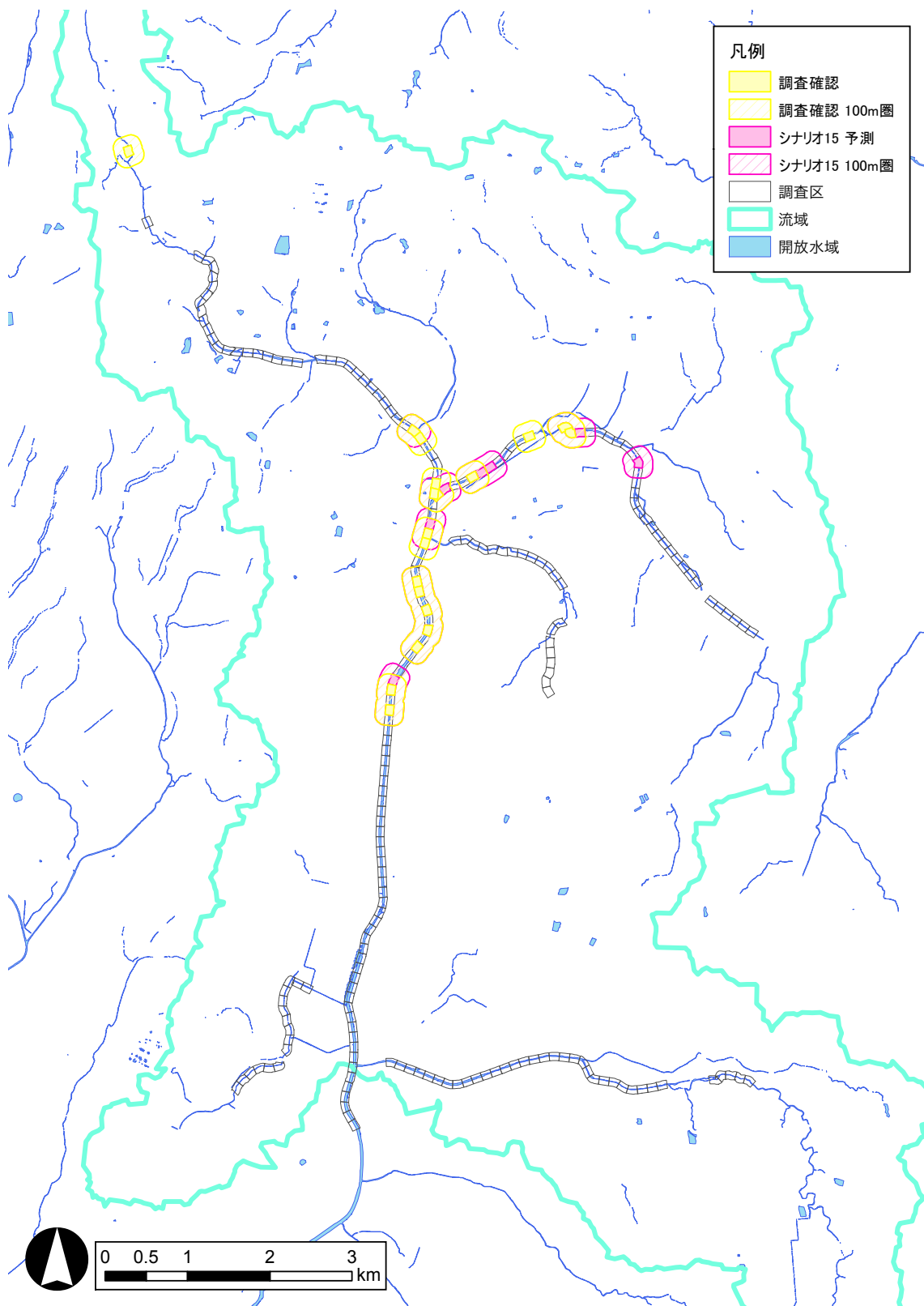
巻末資料-22 グループC シナリオ7「シナリオ予測区域」及び現状ネットワーク図



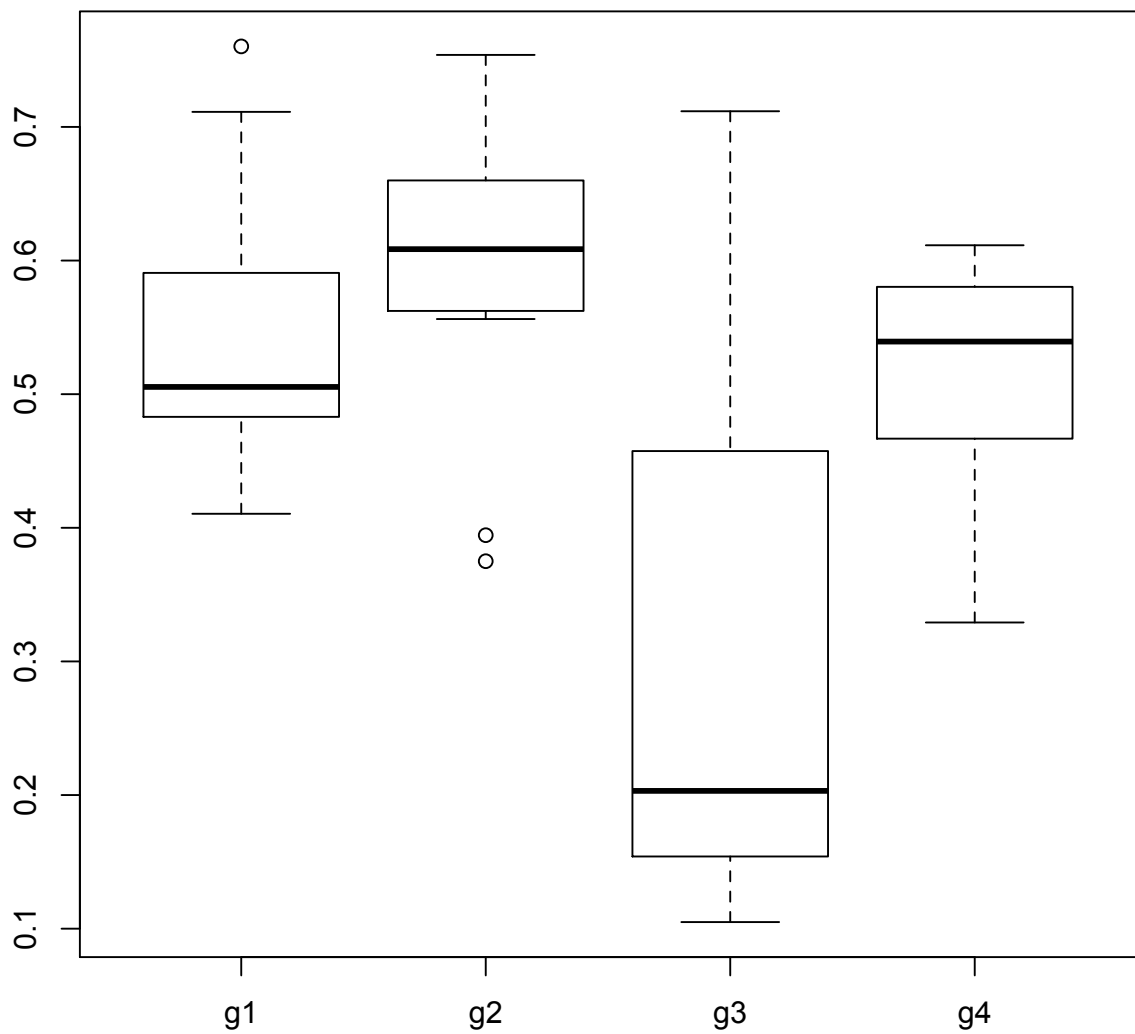
巻末資料-23 グループC シナリオ8「シナリオ予測区域」及び現状ネットワーク図



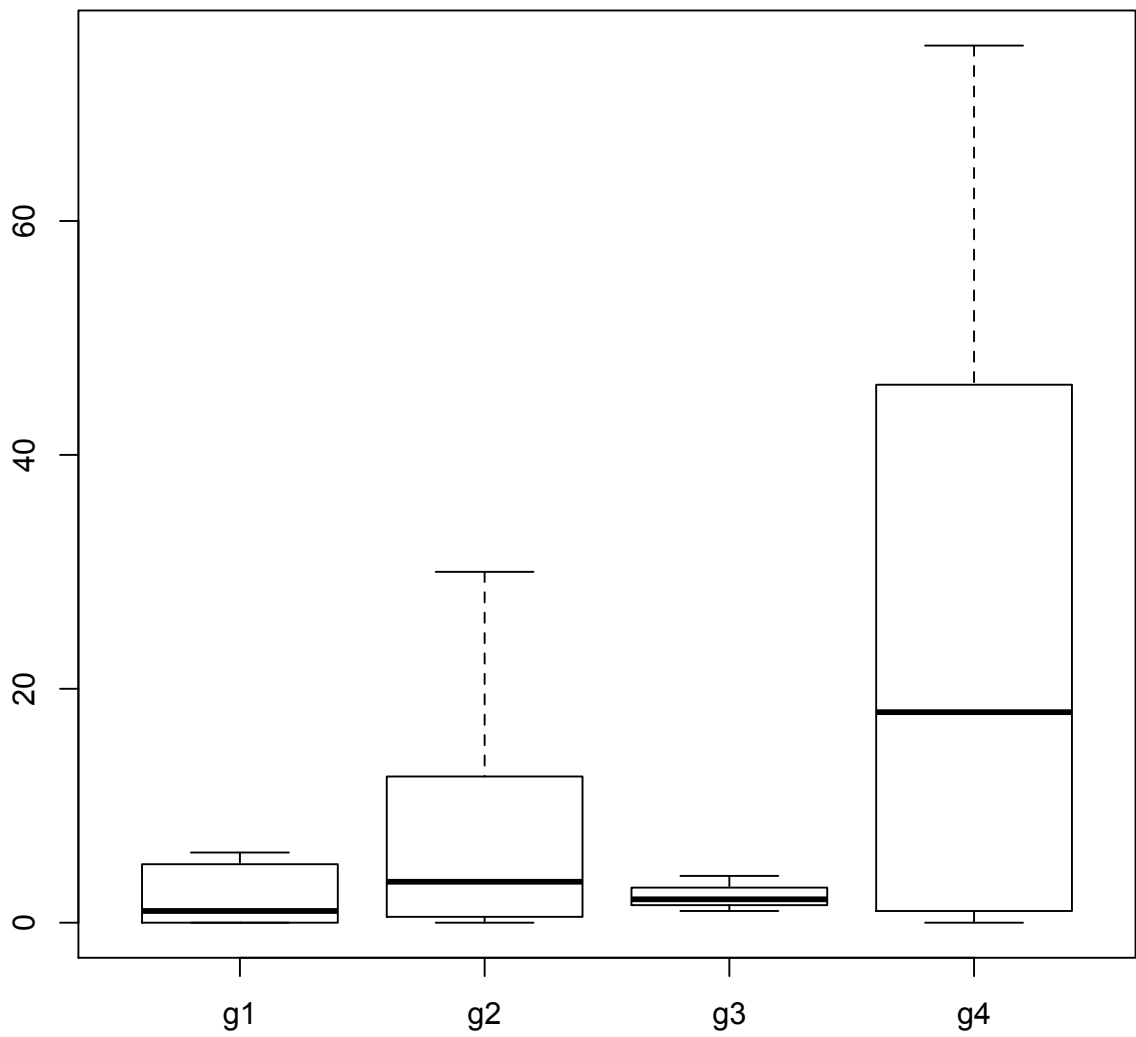
巻末資料-24 グループC シナリオ 15「シナリオ予測区域」及び現状ネットワーク図



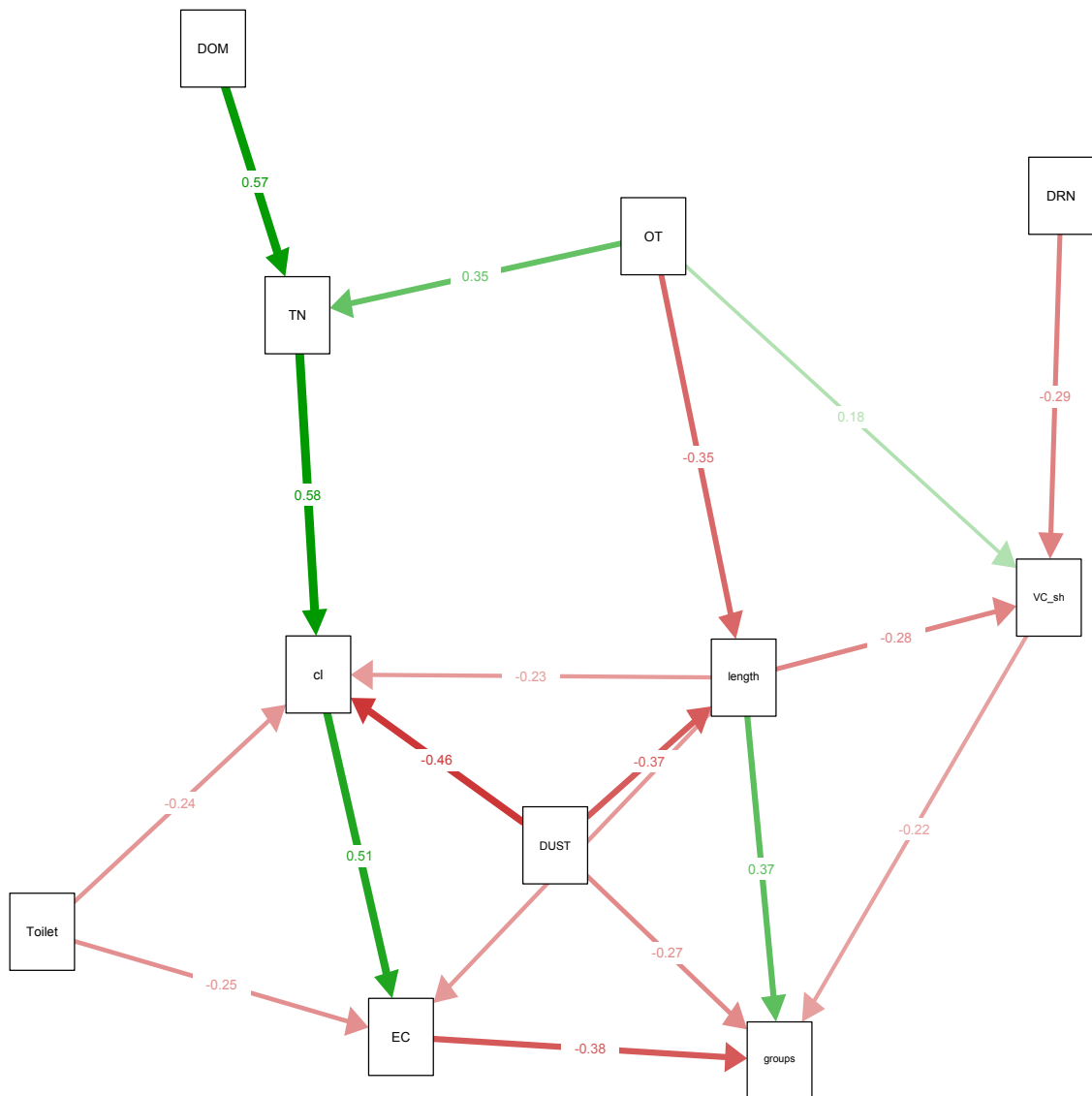
巻末資料-25 コラム群間における種群多様度の状況



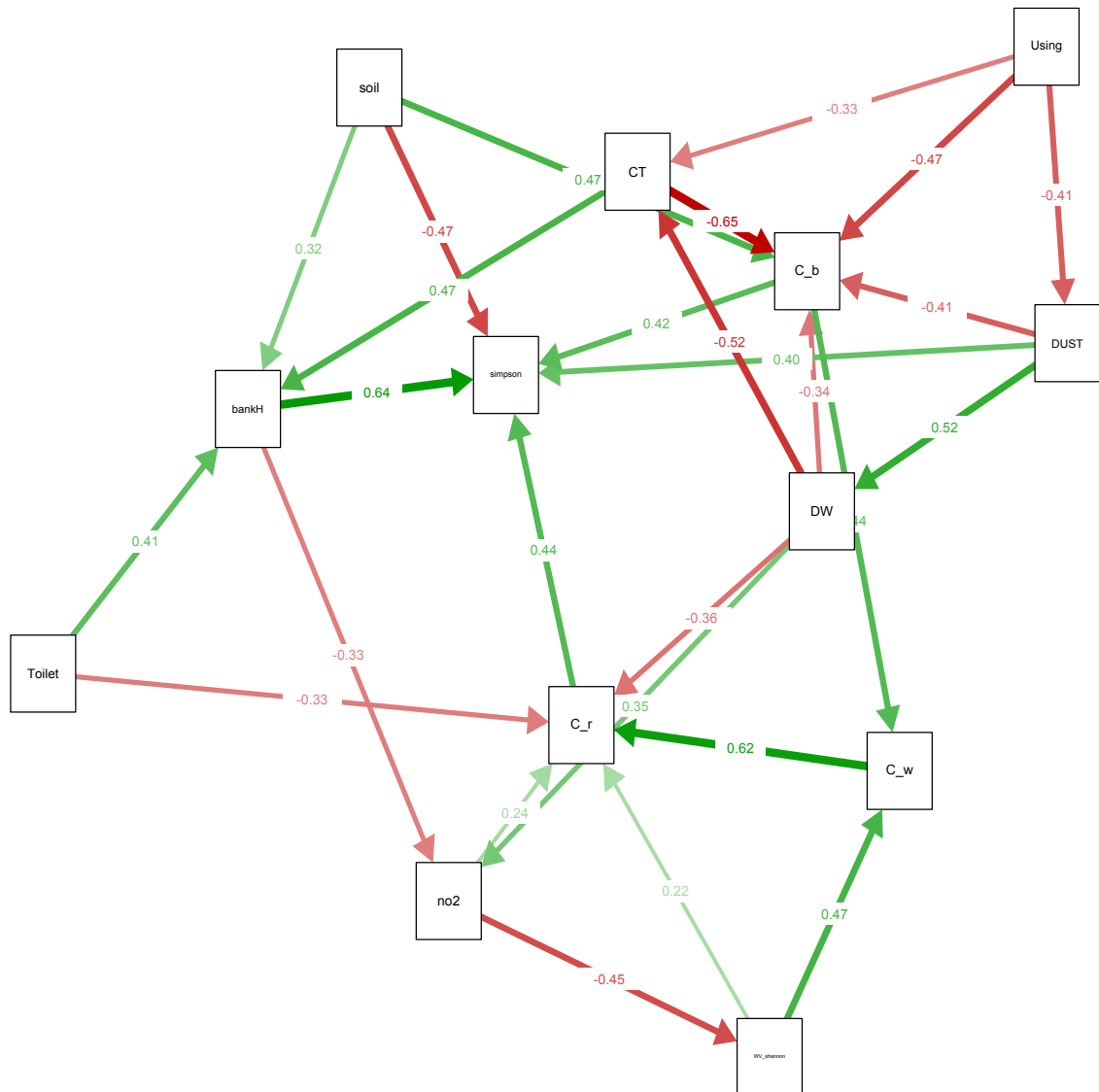
巻末資料-26 コラム群間におけるグループCの個体数の状況



巻末資料-27 目的変数を種群数に設定したパス解析のモデル図



巻末資料-28 目的変数を種多様度に設定したパス解析のモデル図



巻末資料-29 目的変数を種群多様度に設定したパス解析のモデル図

