

F-3 侵入種生態リスクの評価手法と対策に関する研究

(1) 侵入種生態リスク評価手法の開発に関する研究

独立行政法人国立環境研究所

生物多様性研究プロジェクト 総合研究官

高村健二

生物多様性研究プロジェクト 侵入生物研究チーム

五箇公一

東京大学大学院農学生命科学科

鷺谷いづみ

北海道大学文学部

池田 透

琉球大学熱帯圏生物研究センター

太田英利

東北大学大学院生命科学研究科

横山 潤

滋賀県立琵琶湖博物館

中井克樹

<研究協力者> 北海道大学文学研究科

阿部豪

立澤史郎

竹下毅

北海道大学創成科学研究機構

増田隆一

北海道大学理学部

嶋谷ゆかり

酪農学園大学獣医学部

浅川満彦

的場洋平

平成16～18年度合計予算額

91,099千円

(うち、平成18年度予算額

31,499千円)

[要旨] 重要侵入種をリストアップし、それらの種の分布拡大状況、餌資源の実態、繁殖実態、生態系に対する影響実態などの生態学的情報を収集し、分類群あるいは種ごとに必要となるリスク評価項目を検討した。同時に進化や分化などの進化生物学的要因も考慮し、侵入種の防除と在来種の保全という視点から侵入種生態リスク評価手法の開発を試みた。侵入種数が膨大な植物分類群については、まず総合的なリスク評価が必要であり、河川敷にフィールドを絞り、重要侵入種を選定するとともに、種子繁殖能力の点から侵入危険度を評価する体制を検討した。さらにデータベース構築のために、文献情報の収集・解析を行い、主要な外来植物の生態情報を整備した。哺乳類・両生類・爬虫類・魚類については、既に定着・分布拡大している代表的侵入種を対象として、分布拡大および在来種に対する影響実態を把握し、一般的に予測される評価項目の妥当性を検証するとともに、これまで予測されていなかった影響項目を抽出した。これら予測不能性の実証を通じて、影響評価項目の再検討を行った。昆虫類については在来種と外来種の生息可能域、販売地域、進化的重要単位 (ESU) という地理的・系統遺伝学的情報に基づく要監視地域の設定を試みるとともに、室内実験に基づく交雑リスクの評価を検討した。以上の実証研究に加えて、どのような生態学的特性をもつ種が侵入種となり得るかをシミュレートするための数理モデルの設計を行い、また地図情報に基づく分布拡大予測データマップの作成も試みた。

[キーワード] 生態リスク、捕食、競合、遺伝的浸透、進化的重要単位

1. はじめに

一度定着に成功し、分布拡大を果たした侵入種の完全な除去は極めて困難であり、侵入種対策の基本は未然予防にある。これまでも地球環境研究総合推進費課題では侵入種の情報整備を目指してデータベースを構築し、広く公衆に情報を公開することにより、侵入種問題への理解および対策の発展に寄与してきたが、2005年6月に新しい法律「特定外来生物被害防止法」が施行されたことにより、より具体的な侵入種リスク評価のための科学的根拠が求められるようになった。近年、生態系保全に関するリスク評価は化学物質の世界でも重要視され、化学物質審査法や農薬取締法などの規制法が改正され、あらたに生態影響評価項目が追加された。これらの法律では、生態影響を評価するための毒性試験手法すなわちテストガイドラインが定められており、全ての化学物質がこのガイドラインに沿って毒性試験がなされ、基準値によってリスクが評価される。しかし、侵入種の生態リスクの場合、人工化学物質とは異なり、侵入種という多様な生物自体に統一規格があるわけではなく、また増殖や進化という生物学的要因がそのリスクを変動させるため、従来の濃度-死亡率曲線のような低次のリスク評価理論が通用しない。生物の場合、種や系統といった分類群毎にリスクのパターンや程度が異なるだけでなく、同じ種でも時間的空間的変動によりリスクが変化する点を十分に認識した高次元のリスク評価が必要である。即ち、生物全体を見渡して、侵入種となりやすい生態的傾向の平均値を捉えることも重要であるが、同時に、環境変動や生物進化による予測不可能なはずれ値を示す「例外的」侵入種の存在も予測しなくてはならない。サブテーマ（1）では、侵入種の平均値予測およびはずれ値予測を行うための生態学的評価手法の確立を目指して、実証データの収集と検討を進めている。

2. 研究目的

本研究では、まず生物分類群毎に、リスク評価項目の抽出および評価手法の検討を行い、最終的にそれらの成果を踏まえて、生態的特性に基づくリスク評価手法の開発を達成させることを目的としている。以下に各分類群毎の研究目的について記す。

① 外来植物の侵略性および分布拡大の予測・評価手法の検討

明治以降、我が国の外来維管束植物（以後、外来植物とする）の種数は増加の一途を辿ってきた。現在、我が国において確認されている外来植物は1500種を超えている¹⁾。2005年に施行された「外来生物法」においては、生態系等に被害をもたらす可能性のある外来生物を特定外来生物として選定し、輸入や利用の規制並びに蔓延したものについては防除することを定めている。これら外来植物の管理や防除のためには、個々の外来種について得られている知見を整理するとともに、それらの情報に基づいて、侵略性や分布拡大などを予測・評価を行うことが必要とされる。しかし、外来植物は他の分類群と比べて種数が極めて多いため、依然として、侵略性についての生態学的な評価やデータベースとしての整理がなされていない種が少なくない。特に、侵略性については、種ごとの生態的特性や社会的な利用実態が多様であり、それらの特徴に起因して侵入場所や生態系などに対する影響の様式もまた多様であることが作業を難しくしてきた一因である。にも関わらず、既に、いくつかの種、例えば、シナダレスズメガヤ、ハリエンジュ、オオブタクサ、アレチウリなど種では在来植物の生育を脅かし、生態系・生物多様性を喪失する事

例が相次いで報告されており²⁾³⁾⁴⁾⁵⁾⁶⁾⁷⁾、侵略性評価やデータベースの充実についての緊急性が高まっている。

外来植物は種生態的特性（生活史、個体群動態特性）や社会的な利用形態が多様であるため侵略性の評価においては、いくつかのアプローチを組み合わせることが有効な手法の1つと考えられる。すなわち、

- ・多くの種の種特性や侵入実態の情報を整理・解析する
- ・固着性の植物の分布拡大において重要な役割を果たす生活史段階の特性を整理する。具体的には種子の休眠・発芽特性を把握する
- ・生物多様性・生態系への影響の著しい外来植物をモデル植物として、侵入生態の詳細を明らかにする
- ・それらの情報のデータベースを作成する

ことで、外来植物群全体の総合的な侵略性評価、分布拡大に関連する種子発芽生態の基礎的な理解、個々の種の防除に資するためのモデル植物の侵入生態に基づくリスク評価、外来植物の防除に資する情報の統合化が可能となる。そこで、本研究では、これらのアプローチに対応する、以下の4つの課題に取り組んだ。

- 1) 外来植物の侵入リスク評価手法の検討
- 2) 外来植物の種子の休眠・発芽特性の解明
- 3) 外来植物シナダレスズメガヤの侵入・分布拡大過程の予測
- 4) 外来植物のデータベースに資する情報整理と構築

外来植物による生態系影響は、外来植物が自然・半自然の生態系に侵入した場合に問題になるが、かく乱の機会の多い河川域は、外来植物が侵入して影響を及ぼしやすい場所である。また、流域の外来植物の種子が増水時に表流水とともに河川に集まることにより、河川域の外来植物の実態は流域の実態を反映している可能性が高く、かつ変化に富んだ河川の多様な環境に多様な種の繁殖体の供給が生じやすい。したがって、日本における外来植物の実態を把握しかつ侵略性に関する知見を得る上で、河川域を研究対象として調査・解析を実施する必要がある。

次に、各課題について具体的な目的と手順を述べる。

- 1) 外来植物の侵入リスク評価手法の検討

河川においては、近年、外来植物の侵入や分布拡大による生態系被害が深刻化している⁸⁾。既に、1999年までに少なくとも444種の外来植物種が確認されている⁸⁾が、つねに外来種が侵略的になるわけではなく、“侵略的外来種”として認識されるようになる種はごく一部である⁹⁾。したがって、在来種および生態系を適切に保全するために、どの種が外来種管理において優先順位を高くすべき“侵略的外来種”であるかを判断する必要がある。そこで、本課題では、河川に侵入した外来植物を対象に、侵入実態や利用実態、種生態特性などの情報を整理、解析しながら、外来植物の「危険度予測チャート」を作成し、侵略性評価のための指標や手法を明らかにすることを目的とした。

- 2) 外来植物の種子の休眠・発芽特性の解明

外来植物を適切に管理・防除していくためには、各生活史段階の諸特性を詳細に解明し、個体

群動態や分布拡大のメカニズムの理解を深めることが重要である。先述したように、各生活史段階の中で、外来植物の侵入・分布拡大に特に寄与する生活史段階の1つは、種子期である。これは、固着性の生物である植物の侵入・分布拡大が、種子の空間的・時間的分散能力に大きく依存していることによる。また、河川内においては、種子の水流による二次散布によって、容易に分布を拡大させる機会が得られる。したがって、いつどこで発芽するかという休眠・発芽特性が新たな生育環境での定着の成功・不成功の鍵となる。本課題では、河川域に出現する外来植物の種子の休眠・発芽特性に関する実験を実施し、土壌シードバンクの形成能の予測を行い、分布拡大プロセスとの関係や管理の視点から考察を行った。

3) 外来植物シナダレスズメガヤの侵入・分布拡大過程の予測

鬼怒川中流には、カワラノギク *Aster kantoensis* Kitam. (絶滅危惧IB類¹⁰⁾)、カワラニガナ *Ixeris tamagawaensis* (Makino) Kitam. (絶滅危惧II類¹⁰⁾)、カワラハハコ *Anaphalis margaritacea* (L.) Benth. et Hook. f. var. *yedoensis* (Franch. et Sav.) Ohwi、カワラヨモギ *Artemisia capillaris* Thunb. など河原固有植物の生育する河原が現在でもなお残されている⁴⁾¹¹⁾。しかし、1990年代半ば以降、緑化用外来植物シナダレスズメガヤが侵入し、河原固有植物をはじめとした生物多様性の衰退が進行している⁵⁾⁷⁾。そこで、本課題では、鬼怒川においてシナダレスズメガヤの侵入・分布拡大に影響を及ぼす環境要因を明らかにし、潜在的な侵入適地を予測することを目的とした。

4) 外来植物のデータベースに資する情報整理と構築

我が国において1500種を超える外来植物¹⁾ (日本生態学会2002) に対して、侵略性の評価や効果的な防除などの管理を行うためには、総合的な種の諸特性を集約したデータベースが欠かせない。本課題では、河川域の外来種を対象として、データベース構築に資する文献情報の収集を行い、いくつかの生態系への影響の著しい代表的な外来種のデータベースの作成を試みながら、収集可能でありかつ有用となる情報について検討した。

② 侵入哺乳類の生態リスク評価に関する研究

日本では、すでに30種以上にも及ぶ哺乳類の侵入が記録されているが、栄養段階の上位に位置する哺乳類の侵入は、在来生態系への影響は甚大になるものと想定される。しかし、現実には侵入哺乳類の影響は複雑で多岐にわたり、また在来生態系の変化自体も諸要因が複合した結果として生じることが多いために、因果関係を一義的に確定することが困難な場合が多く、そのために明確な生態リスク評価手法も確立されていない。

本研究では、日本における侵入哺乳類に関する生態リスク評価の一環として、1) 世界各地の侵入哺乳類情報を収集し、日本への侵入が危惧される種のリストアップを行い、かつ外来生物法における特定外来生物種選定のための体制整備に向けた情報収集を行うこと、2) 特定外来生物に指定された哺乳類の中から、これまでに侵入情報が比較的収集されてきたアライグマについて、さらに分布情報、生息環境分析、食性及び感染症・寄生虫調査を継続して、在来生態系への影響をより詳細に検討すること、3) 従来から防除対策を継続してきた地域をアライグマ根絶モデル地域として設定して段階的に捕獲圧を変化させ、他地域との比較によって根絶可能性の検討を行うとともに、防除効果を測定して、リスク評価の一助とすること、4) 同じ特定外来生物に指定

された種でありながら、近年の情報が欠如している北海道のアメリカミンクについて、痕跡調査及び糞分析による食性調査という基本的生態を解明することによって、生態系への影響評価を実施すること、5) 外来哺乳類対策の先進国であるニュージーランド及びイギリスと研究協力体制を築くとともに、侵入種リスク評価の現状調査を行い、将来的リスク評価の在り方を探ることを目的として調査を実施した。

③ 外来性爬虫類・両生類の在来生物相への影響の様式や程度とその生物学的特性との関係に関する研究

カメ類はペットとして、あるいは食用や薬用として人気が高く、商取引の対象となることが多い。そのため従来国内には分布しない種が海外から持ち込まれることが多い。また日本の気候に適応できる種も多く、そのような種は放逐や逃走の結果、野外で外来性の個体群を形成することが少なくないと考えられる。実際、ミシシippiaカミミガメ *Trachemys scripta elegans* やスッポン *Pelodiscus sinensis* などいくつかの種については、すでに人為的移入に由来する野外個体群の定着が確認されている。その一方でカメ類は、種間や属間でしばしば交雑個体が生じることが知られている。これらのことを総合するとこのグループでは、外来種の人為的移入が契機となって、日本の在来種に純系の個体群がみられなくなる危険性を十分に持ち合わせていると言える。

私は新潟県長岡市寺泊の貯水池において、一見して形態的に奇妙な特徴を示す個体を多く含む一方、全体としては在来種であるクサガメ *Chinemys reevesii* に類似したイシガメ科のカメの集団を発見した。捕獲されたカメのうちまず予備的に3標本についてミトコンドリアDNAのチトクローム *b* 遺伝子の配列を決定し、クサガメを含むイシガメ科のいくつかの種のものと比較したところ、2標本がクサガメ型、1標本が日本本土には在来分布しないはずのミナマイシガメ *Mauremys mutica mutica* 型の配列を示した(図1)。クサガメは、日本国内では本州、四国、九州およびその周辺離島、国外では大陸中国、朝鮮半島、台湾に分布しており、このうち日本本土では固有種であるニホンイシガメ *Mauremys japonica* と並び、最も普通に見られる種となっている。一方、ミナマイシガメは、国内では八重山諸島の石垣島、西表島および与那国島に別亜種であるヤエヤマイシガメ *M. m. kami* が固有分布するのみで、海南島を含む中国南部、台湾、ベトナムに自然分布する基亜種 *M. m. mutica* は、現在では近畿地方(京都・滋賀・大阪)にも見られるものの、これらは人為的移入に由来する外来個体群と考えられている²⁷⁾。なお、クサガメとミナマイシガメは形態形質にもとづく分岐分析の結果からそれぞれ別々の亜科へと割り当てられてきたが、近年盛んに行なわれるようになった分子系統学的研究により、実際には同じイシガメ属 (*Mauremys*) に含まれることがごく最近になって示されている²⁸⁾。まだ形態的な定義などに問題を残しているため、本研究では従来通りクサガメを別属として扱ったが、これら2種は近い系統関係にあるといえる。

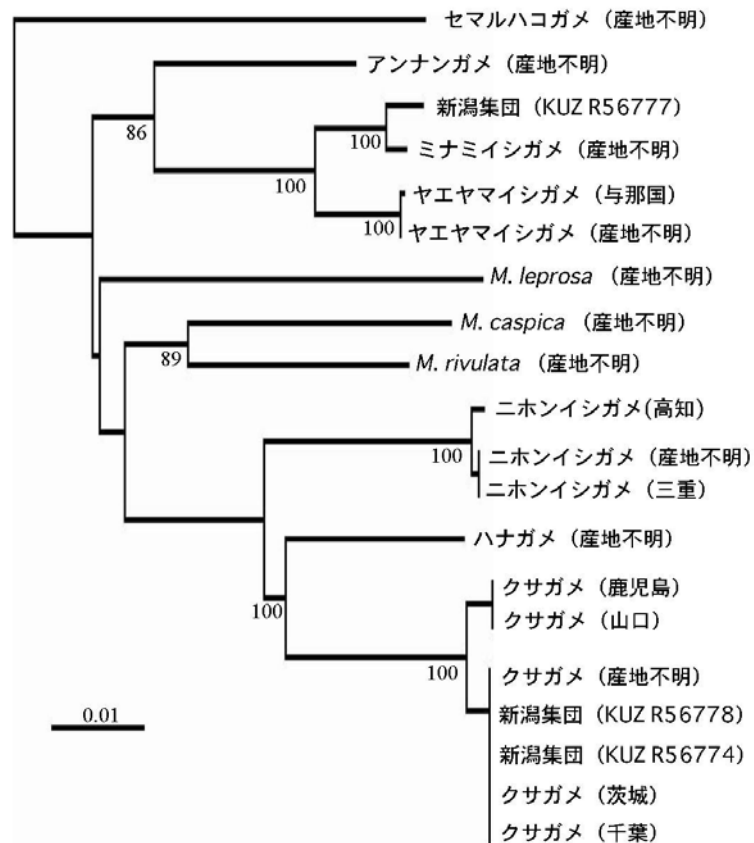


図1. イシガメ属および近縁種におけるミトコンドリアDNAのチトクローム *b*部分領域 960塩基を用いた近隣結合系統樹。

新潟で発見された、少なくともその一部がミナミイシガメ（基亜種）型のミトコンドリアDNA部分配列を持ち、また形態的にもミナミイシガメ的な特徴を様々な度合で併せ持つ全体的にはクサガメ似の集団（以下、新潟集団とする）は、上記のような状態からもクサガメ個体群中にミナミイシガメの遺伝子が浸透することで形成された交雑個体群である可能性が考えられる。そこで本研究では、この新潟集団を様々な角度からクサガメ、ミナミイシガメの2種と詳細に比較するこ

とで、その起源について検討を加える。

カメ類ではこれまですでに、種間交雑に起源すると想定される個体の遺伝的解析が何例も行われてきている。しかしその多くは商取引において発見された個体であり、飼育環境下で生じた偶発的ないし意図的な雑種と考えられている²⁹⁾。野外における交雑の実態に関する知見はきわめて乏しく、ウミガメに関するごく少数の例を除くと、野外で発見されたイシガメ科ハコガメ属の1雑種個体に関する報告があるだけである³⁰⁾。したがって本研究は、陸棲・淡水棲カメ類の種間交雑の問題について、野外データをもとに集団生物学的視点からアプローチする最初の試みである。

④ 淡水魚類の主要外来種の生息域・生息環境と生態的影響

ブラックバスは北アメリカ原産のサンフィッシュ科Centrarchidaeのオオクチバス属*Micropterus*に属する魚種の総称で、日本にはこのうち2種、オオクチバス*M. salmoides*とコクチバス*M. dolomieu*が持ち込まれ、定着している。両種はともに1925年に神奈川県芦ノ湖へ導入が試みられたが、コクチバスは定着に成功せず、以後、わが国では長らくブラックバスといえはオオクチバスと同義であった³⁶⁾。

オオクチバスは1970年ごろから急速に国内生息域を全国規模で拡大させ、ブラックバスは代表的な釣魚としての人気を高めていくことになる。2001年に北海道で発見されたことで、オオクチバスは国内全都道府県で生息が確認されることとなった。オオクチバスは、湖沼・ダム湖・ため池・河川下流域など、止水域もしくは流れの緩い流水域を主な生息環境とし、このような環境に生息する魚類や水生昆虫をはじめとする在来生物に深刻な影響を与えることが懸念されるようになった³⁷⁾。

オオクチバスにはフロリダ半島周辺に分布する亜種（フロリダバス*M. salmoides floridanus*）が知られ、それに対する名義タイプ亜種はノーザン（ラージマウス）バス*M. salmoides salmoides*と呼ばれている。国内のオオクチバスは1990年代初頭までの調査によると、すべてノーザンバスであることが確認されている³⁸⁾。ところが、1988年に奈良県池原ダムにフロリダバスが公的に放流され、その定着が遺伝子レベルの分析でも明らかになっている³⁹⁾。北アメリカでは、フロリダバスは導入先で大型化することが知られており、山深い池原ダムへのフロリダバス放流は、大物バス釣りによる地域の活性化を狙ったものであった。

一方、オオクチバスが全国的な拡大をほぼ達成した1990年、今度はコクチバスが長野県野尻湖で突然に確認され、続いて福島県桧原湖でも見つかった。1995年には、栃木県中禅寺湖や滋賀県琵琶湖でも発見されるといった話題とともに、コクチバスもオオクチバスの後を追うように生息水域を拡大する途上にある⁴⁰⁾。オオクチバスと異なりコクチバスは、原産地北アメリカでは河川の中流から上流にかけての流れの速い環境にも侵出することが知られており、日本国内でもその懸念は現実化していることが次第にわかってきた。

日本にはサンフィッシュ科魚類として、もう1種ブルーギル*Lepomis macrochirus*が定着している。本種は1960年に国内に持ち込まれ、1960年代には養殖魚種や放流魚種としての期待もあり、飼育実験や放流試験も各地でなされた記録がある。しかし、成長が著しく遅いこともあり、本種は有用魚種として評価されることはほとんどなかった。ところが、本種はオオクチバスの後を追うように国内の分布域を急速に拡大することになった。その理由のひとつは、本種がオオクチバスの餌用魚種として「セット放流」が進められたからだとされている。また、オオクチバスと同

様、放流用の種苗に混入して生息域が広がってきた側面もあると推測されている。ブルーギルもオオクチバスと同様、止水環境を好み、魚類や水生昆虫だけでなく、動物プランクトンやさまざまな底生動物、さらには水草類まで、実に多様な餌生物を捕食することが知られている。とくに魚卵や仔稚魚に対する捕食圧が非常に高いことが、各地で懸念材料となっている⁴¹⁾。

わが国に定着したサンフィッシュ科魚類3種は、その生態的影響の深刻さに加えて、生息域拡大に意図的な人為が大きく介在していることが特徴である。そしてその背景に有用な釣り対象魚としてこれらの魚種を積極的に利用し、またそうした需要によって受益する人たちが存在することが、この外来生物をめぐる問題に根深い社会的対立を内包する理由となっている⁴²⁾。(2004年度から始められた本研究プロジェクトは、外来生物法の成立(2004年6月)、全面施行(2005年6月)のさなかに実施された。この法律の施行にあたっては、管理の対象となる特定外来生物の指定作業が必要で、主要な外来生物が指定の是非を判断する俎上に乗せられることになったが、とりわけオオクチバスの指定をめぐることは、利用者・受益者側から強力な反対が上がりつつあった。)

本研究課題では、これまで各所で顕在化してきている外来淡水魚類による生態リスクの現実化を回避・軽減するために、外来種の側の侵入・拡大の実態を把握するとともに、外来種により生態リスクを被る側の生物に関する状況把握とが必要であるという基本的な考え方に立った。そして、近年における滋賀県琵琶湖のオオクチバス個体群の遺伝的特徴の激変と、全国各地に拡大したコクチバスの遺伝的特徴の地理的パターンを、生化学的手法を用いて分析するとともに、レッドデータブックの記述とアンケート調査に基づき、在来の魚類を中心とした水生生物に対する外来魚の生態的影響の抽出を試みた。以上の観点より以下の3つの課題に取り組んだ。

1) 琵琶湖のオオクチバス個体群の遺伝的分析：フロリダバスの大規模侵入の実証

北アメリカ東～中部のミシシッピ川流域を中心とした広大な自然分布域をもつオオクチバス largemouth bassには、その地理的分布域の南端となるフロリダ半島周辺地域に、フロリダバス Florida largemouth bassという亜種が存在し、フロリダバス以外の“普通の”オオクチバス(いわゆる名義タイプ亜種)にはノーザンバス Northern largemouth bassという名称が与えられている。もともとフロリダバスは、体側の有孔側線鱗数がノーザンバスよりも有意に多いなど、いくつかの外部形態によってノーザンバスと区別される亜種として記載されたが、その後の研究によりアイソザイムやDNAなど生化学的手法を用いた遺伝的分析によっても、明確に識別できる集団であることが明らかとなり、両者を別種として扱う見解もある⁴³⁾。なお、ここでは両者を同種内の別亜種として扱う。

本研究課題では琵琶湖産オオクチバスのアイソザイム分析を行い、琵琶湖のオオクチバス個体群の遺伝的特徴を解明することにより、フロリダバス遺伝子の浸食実態を把握し、フロリダバス導入の検証を行うことを目的とした。

2) 全国各地のコクチバス個体群の遺伝的分析：2つの拡大経路の示唆

コクチバスは、1990年に長野県野尻湖で、直後に福島県桧原湖で確認されて以後、オオクチバスの後を追うように国内で急速に生息域の広がりを見せている。オオクチバスが主として止水域に生息するのに対して、コクチバスは流れのある河川にも定着できるため、これまでオオクチバスやブルーギルの生態的影響を免れてきた水生生物に対する影響が懸念されている。とくに、コ

クチバスの場合は、ブラックバス類の生態的影響や分布拡大に対する批判が強まるようになり始めた1990年代になってから、特に内水面漁業者の反対がきわめて強く、利用者側・受益者側もその分布拡大を表立って歓迎することを自粛しているなかで、生息域が拡大してきた経緯がある⁴⁰⁾。このような逆風の状況のなかでコクチバスがどのように生息域を拡大してきたのかを、出来る限り明らかにすることは、同様の問題の再発防止を考えるうえで重要である。幸い、時期的に比較的新しく、かつ放流用の生きた個体の流通・調達の経路が限定的であると推測されることから、現在のコクチバスの遺伝的特性の地理的分布状況から、本種の国内の分布拡大様式が推測することをめざし、本研究では国内で主要なコクチバスの生息水域からサンプルを収集し、mtDNAハプロタイプの分析を行った。

3) 在来水生生物に対するサンフィッシュ科魚類の生態的影響：アンケートとレッドデータブックから

国内に定着しているサンフィッシュ科3種（オオクチバス・コクチバス・ブルーギル）が水生生物に大きな影響を与えることは経験的に知られている⁴⁴⁾が、侵入・生息状況をもたらす放流行為が密かに行われ、外来魚が定着してからの“事後”になってやっと緊急の調査がなされる場合が多いこと、あるいは水域によっては外来魚の定着確認と平行して自然環境の悪化も重なって生じる場合があることもある。それゆえに、外来魚の侵入・定着の影響に関して、広範囲にわたって定量的・経時的に把握することはきわめて困難であり、さらには生じる影響が顕著であったとしても、それは学術的な新しさを伴わない予想通りの結果であると受け止められがちであることも手伝って、論文や報告が発行されるのはこれまで限定的であった。サンフィッシュ科外来魚の生息が拡大し生態的影響の顕在化している状況にあるにもかかわらず、利用者・受益者から「影響を示すデータがない」「環境悪化が問題である」と主張されることの背景には、こうした事情があることに鑑み、全国の研究者を対象にこれらの魚の生態的影響に関するアンケート調査を実施するとともに、環境省発行のレッドデータブックの記述における外来魚の影響を取りまとめた。

⑤ 外来昆虫の生態リスク評価手法の開発に関する研究

セイヨウオオマルハナバチ *Bombus (Bombus) terrestris* (Linnaeus)は、ユーラシア大陸原産のマルハナバチの一種である（図2）。日本では1992年から本格的な輸入が始まり、現在年間約7万コロニーが施設農業作物の授粉用昆虫として全国で利用されている⁴⁸⁾。原産地のひとつであるイギリスでは、越冬女王がもっとも早く出現し⁴⁹⁾、2月中旬～3月中旬ごろから10月上旬ごろまでと活動期間が長いことが知られている⁵⁰⁾。また、耕作地や用水路、河川敷、庭、公園などさまざまな環境を利用する⁵¹⁾。本種は、比較的口吻長が短くおもに花冠の浅い植物を利用するが、花冠に穴をあけて吸蜜する盗蜜行動をとることによって、より多くの植物を利用できることが知られている⁴⁹⁾。

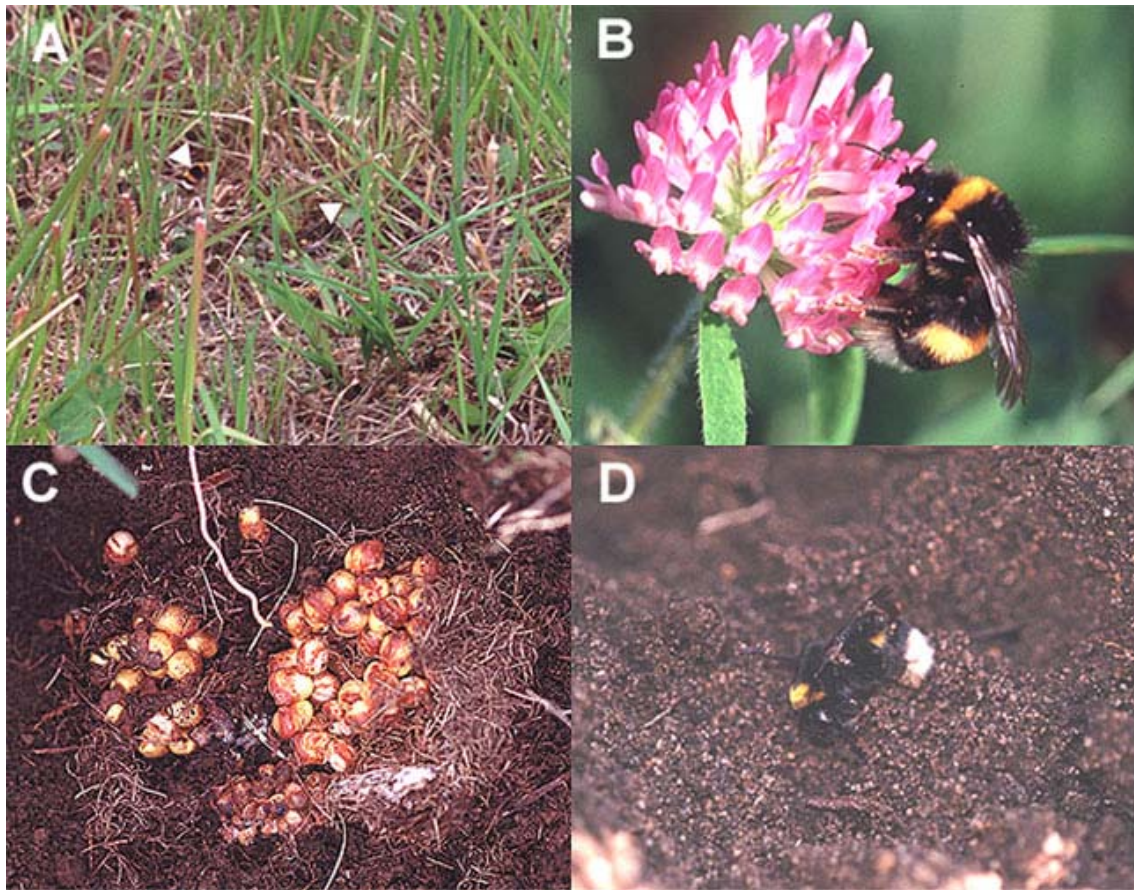


図2. セイヨウオオマルハナバチ *Bombus (Bombus) terrestris* (Linnaeus). A: 帰巢する働き蜂（矢印）。図中央の矢印は巣穴の入り口を示している。B: アカツメクサに訪花する働き蜂。C: 地中のネズミ古巣に作られた巣。D: 地中で越冬する女王蜂。

これまで本種の野生化が報告されているタスマニアなどの地域と異なり、我が国には3種6亜種の固有分類群を含む15種6亜種のマルハナバチ類が知られており、特に中部地方以北では主要なハナバチ類の一群となっている⁵¹⁾。さらにこれらの在来マルハナバチ類は、数多くの野生植物にとって送粉昆虫としての重要な生態的役割を担っている⁵²⁾。このため、導入当初から野生化によって在来マルハナバチ類とそれに依存する植物の両方の生存に深刻な影響を与える可能性が懸念されていた⁵³⁾⁵⁴⁾。現在、本種は国内での野生化を遂げており、導入当初に指摘されていた国内の野生生物に対する影響が現実のものとなりつつある⁵⁵⁾⁵⁶⁾⁵⁷⁾。

外来種であるセイヨウオオマルハナバチが、本来の生息地以外に定着した場合に考えられる生態的影響として、以下の4点が挙げられる⁵⁸⁾⁵⁹⁾⁶⁰⁾など。

- a. 在来マルハナバチ類との餌資源、営巣場所などをめぐる競争
- b. 外来寄生生物の随伴導入
- c. 在来マルハナバチ類との交雑による繁殖かく乱
- d. 在来マルハナバチ類に送粉を依存している植物の種子繁殖の阻害

温室からの逸脱による本種の国内への野生化と、それに伴う上記のような生態的影響に関しては、導入当初から懸念されていたが⁵³⁾⁵⁴⁾、その懸念は近年急速に現実のものとなりつつある。1996

年の春に、北海道の野外で女王バチが観察され、秋には国内初の自然巣が発見された⁶¹⁾。その後、ほぼ全国から野外での目撃・捕獲例が報告されている。すでに野生化が確実な北海道では、毎年春に多数の女王が出現し、トマト温室がない場所での目撃例も増えており、2002年には国内2例目となる野生巣が見つかった⁶⁰⁾。北海道沙流郡門別町・平取町では、セイヨウオオマルハナバチが資源として利用していた植物は、26科86種にのぼり、そのうち野生の在来植物は11種であったことが報告されている⁶⁰⁾。このような在来植物への訪花はタスマニアですでに観察されており、同地では単独性ハナバチ類が競争により衰退しているとの報告もある⁶²⁾⁶³⁾。この事例から、国内でもa.の生態的影響が顕在化してくるものと考えられる。

また、b.の外来寄生生物に関しては、輸入されたセイヨウオオマルハナバチから内部寄生性のマルハナバチポリプダニ*Locustacarus buchneri*が発見されている。セイヨウオオマルハナバチに感染していたヨーロッパのマルハナバチポリプダニは、在来のマルハナバチポリプダニと異なるミトコンドリアDNA配列を持つことが知られており、ヨーロッパで育成された在来のクロマルハナバチ*B. ignitus* Panfilovにはヨーロッパ型のマルハナバチポリプダニが感染していたことも明らかになっている⁵⁹⁾。このことは在来マルハナバチ類に外来の寄生生物が感染可能であることを示している。したがって外来の寄生生物が持ち込まれた結果、在来の寄生生物の遺伝子汚染やファウナの攪乱が引き起こされるだけでなく、外来寄生生物の感染が、これらの生物との共進化の歴史を持たない在来マルハナバチ類の衰退を招く恐れがある。このため、外来寄生生物の導入および分布拡大の可能性は、間接的に在来マルハナバチに大きな影響を与える可能性がある。

国内でセイヨウオオマルハナバチの野生化巣が初めて発見された北海道門別町富川地区は、周辺にトマトハウスがなく本種の定着が確認された地域である⁶¹⁾。ここでの2002年の捕獲個体数は8月にピークを持ち、女王が4月、働きバチが5月、雄が7月ごろからそれぞれ9月まで連続して目撃・捕獲された⁶⁴⁾。また上述の通り、門別町および平取町においてセイヨウオオマルハナバチの訪花が確認された植物には、皿状の花や花冠の長い花など様々な形態の花をつけるものが含まれており、さらに6種の植物については盗蜜行動も確認されているなど、原産地と同様の性質を示している⁶⁰⁾。このため、花資源や営巣場所を巡って競争が起こると考えられ、野生化したセイヨウオオマルハナバチと在来マルハナバチ類の生態的特徴を把握することは、セイヨウオオマルハナバチの野生化が在来マルハナバチ類に与える影響を評価する上で重要であり、急務であると考えられる。

そこで本研究では、予測される生態リスクのうち、在来マルハナバチ類との餌や営巣場所を巡る競争を中心に評価を行うことを目的とした。特に、本種の野生化が確実な北海道を対象に、定着域と定着環境の把握のためのモニタリングを行い、セイヨウオオマルハナバチの定着に好適な環境と、在来マルハナバチ類との採餌空間の重なり具合について研究を行った。

⑥ 外国産クワガタムシの生態リスク評価に関する研究

近年、我が国ではクワガタムシをペット昆虫として飼育することがブームとなっており、クワガタムシやその飼育関連商品の商取引は一大産業へと急成長を遂げた。特に、1999年11月の輸入規制緩和以降、大量の外国産クワガタムシが商品目的で輸入されるようになり、2007年3月時点での輸入許可種は700種類にもものぼり、1年間に輸入される個体数は200万匹を越えると推定される。世界中で記載されているクワガタムシの種数は約1500種類⁷³⁾とされるから、実にその半分もの種類が現在、日本で販売可能ということになる。世界中で最もクワガタムシの種多様性が高いとこ

ろは、まさに日本のペットショップと言ってもいい。しかも、これらの輸入個体のほとんどは「飼育」目的で販売されていることを考えると、日本国内に生存する外国産クワガタムシの総数はとてつもない数字になる。

このかつてない大規模な昆虫産業に対して、生態系攪乱の恐れがあるとこれまでも多くの生態学者や昆虫学者は警鐘を鳴らしてきた。輸入当初は一般の飼育者のみならず、多くの昆虫学者ですら、巨大な熱帯産のクワガタムシが日本のような寒冷地で野生化することは困難であろうと推測していたが、実際に熱帯・亜熱帯域に分布するクワガタムシでもその多くはかなり標高の高い地域に生息しており、そうした地域の気候は日本の温暖気候と大きくは変わらない。さらにクワガタムシは幼虫期を朽ち木や土壌の中など比較的安定した環境で過ごすという生活史を持つことから、外国産の種でも日本の野外で越冬することが可能であることが示唆されている⁷⁴⁾。従って外国産の商品個体が野外に逃げ出し、定着・分布拡大する可能性は十分に高く、今後、どのような生態影響が生じるか、リスク評価を行っておく必要がある。

一番に懸念されるのは、生態ニッチェが類似した在来種のクワガタムシ種への影響である。生息環境の悪化などにより日本の在来クワガタムシは既に危機的状況に近づいており、そこへ外国産種が侵入すれば、餌資源をめぐる競合や種間交雑による遺伝的浸食、外来寄生生物の持ち込みなどの生態影響によって在来種の衰退に一層の拍車がかかることは間違いないであろう。

生態リスク評価を実施するにあたって、700種類にも及ぶ輸入種全てを一斉に評価することは不可能であり、優先すべき対象種を選定する必要がある。インドネシアなど東南アジアから輸入されているヒラタクワガタ *Dorcus titanus* 種群 (図3) は、特に年間輸入量が多く、安価に取り引きされている。特に夏休みを中心に子供向け商品が大量に流通しており、飼育者の知識やモラルの欠如による野外投棄のリスクが最も高い種類と判断される。さらに我が国にも地域固有の12形態亜種を含むヒラタクワガタが生息しており、これら国内固有の個体群に対して外国産系統の野生化が生態影響をもたらすことも懸念される。以上の観点から、本研究課題では、外国産ヒラタクワガタの生態リスク評価を重点的に実施することとし、以下の項目について調査を行った。

1) これまでに蓄積されたヒラタクワガタのミトコンドリアDNA情報を補強するとともに、アジア地域におけるヒラタクワガタの種分化プロセスを解明した。

2) 在来種と外来種の分布可能域という生物地理学的情報に、販売ルートという経済的要因と遺伝子系統樹に基づく在来個体群の遺伝的固有性を照らし合わせて、「侵入種重要監視地域」の設定を試みた。

3) 外来種と在来種の交雑による遺伝子浸透のリスク評価基礎情報として、交雑和合性データの蓄積を図った。

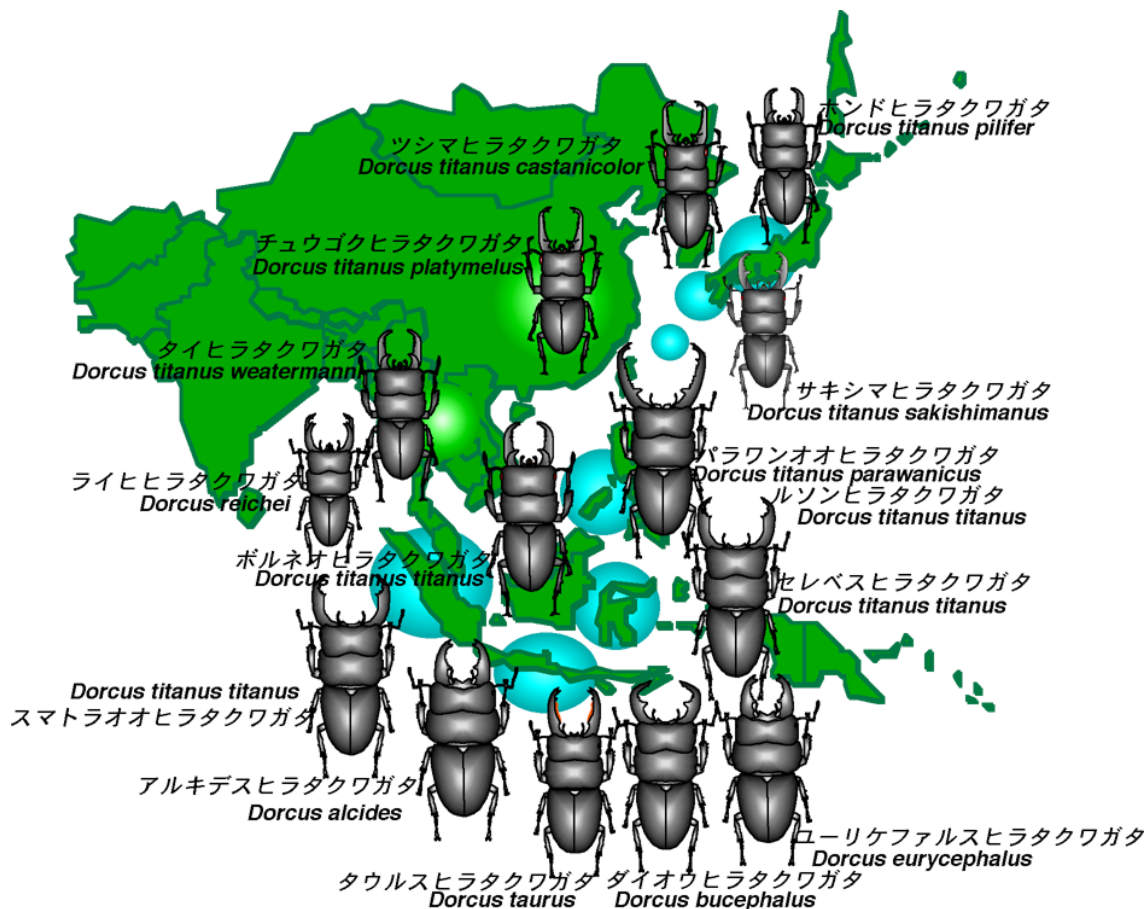


図3. アジア地域ヒラタクワガタ種群の分布。

⑦ 生物学的侵入のコンピュータシミュレーションに関する研究

以上の具体的な生物学的データに基づき、侵入種の分布拡大を数理的に予測する手法の開発を目的として以下の二つの課題に取り組んだ。

1) 数理モデル構築

生物の侵入は近年重要視されている環境問題の一つである。特に多くの固有種を抱える島の生態系に対する侵入生物の問題は重要な課題の一つである。島の生態系はbiological invasionに弱いと言われている。その原因として、これまでは捕食者がいない環境で進化した島の生物が捕食者の侵入によって絶滅しやすいことが挙げられていた。島の生態系は外部からの侵入をほとんど受けずに進化したために、大陸の生態系とは違った構造を持つ可能性が指摘されているが、侵入を受けずに進化することによって島の生態系がどのような構造になり、それが侵入への脆弱性にどのように関係するのかについてはほとんど研究されてこなかった。そこで本研究では、侵入を受けずに進化する、という島の生態系の進化的な背景に注目し、そこに形成される生態系がどのようなものになるのか、そしてその特徴が侵入に対する脆弱性にどのように影響するのかを明らかにすることを目的とし、仮想的な生態系を進化させ、構築された生態系に生物を侵入させるシミュレーションを行った。

侵入を受ける生態系はそれぞれ固有の進化の歴史を持つ。安定した大陸の上で、安定した環境で長い時間をかけて進化した生態系もあるだろう。一方、最近新しく出現したばかりの火山島の生態系はわずかな長さの歴史しか持っていない。また、激しい攪乱によって破壊されてから間もない生態系もある。時間の経過とともに生態系は進化し、構造を変える。構造が変われば侵入に対する脆弱性も変化すると考えられる。そこで本研究では、進化の時間の長さによって、生態系の構造と侵入に対する脆弱性がどのように変化するのかを解析した。

2) 定着適地推定

侵入種の生態リスク評価手段として、現に侵入しつつある種や侵入が起きつつある地域を対象にしてその現状を探ることは、侵入種の特性や被害を明らかにし、その防止や抑制を図る上で有効である。しかし、侵入の生じやすい環境や生態系の特性を把握し、あるいは将来的な侵入可能性を地域的に評価するためには、侵入種および侵入対象環境の特性を要約して、それをもとに推測を行なうことが必要である。この研究では、GIS（地理情報システム）にもとづいて収集された環境情報から侵入種定着適地推定を行ない、その信頼性について検討した。

3. 研究方法

① 外来植物の侵略性および分布拡大の予測・評価手法の検討

1) 外来植物の侵入リスク評価手法の検討

本研究では、“外来種alien species”を日本開国後の19世紀中頃以降に持ち込まれた種であると定義した¹²⁾¹³⁾。さらに、“侵略的外来種”を植生において優占（あるいは共優占）する種とし、123河川（下記説明を参照）中の12河川上で優占群落を形成した種を“広域侵略的外来種”と定義した。

河川の外来植物の侵入実態を整理するために、河川水辺の国勢調査の植生の調査結果（平成3年度から平成11年度の期間に実施された調査のうち、各河川の最新の結果）を利用して、全国109水系の123河川の外来植物群落の面積を集計した。これらは外来種444種のデータ⁸⁾である。各種の利用実態については、農耕地雑草、緑化種、水耕種の区別を行い、また、生活形、原産地、分類群についても整理した。利用実態、生活形、原産地、科ごとに、侵略的外来種および広域侵略的外来種の種数の観察値と期待値の違いの検定を行うために、モンテカルロシミュレーションを行った。

また、外来植物の「危険度予測チャート」のための統計モデルの作成は、以下の考え方・手順に従った。

a. 河川における外来植物侵入の概念モデル

本研究では、Colautti and MacIsaac (2004)¹⁴⁾のモデルを参考に、河川における外来植物侵入モデルを作成した（図4）。先に定義した“侵略的外来種”はSTAGE IVに達した種に相当する。本研究では、STAGE IIIとSTAGE IVの間の属する種群の差異について解析するとともに、STAGE IIIからSTAGE IVへのフィルタを通過する種群を種属性に基づき予測・判別するモデルを作成し、その判別性能を評価した。

b. データ整理

先にリスト化した外来種について、侵略性、移入経路、原産地、アメリカにおける農耕地雑草、生活形、形態的特徴（植物高、種子サイズ、種子重量）、開花期、アメリカにおける分布州数の属性を整理した。

c. 解析

経路と種特性の関係

生活形、分類群(科)、花期については、Fisherの正確確率検定をおこない、植物高、種子重量、種子サイズについてはMann-WhitneyのU検定をおこなった。

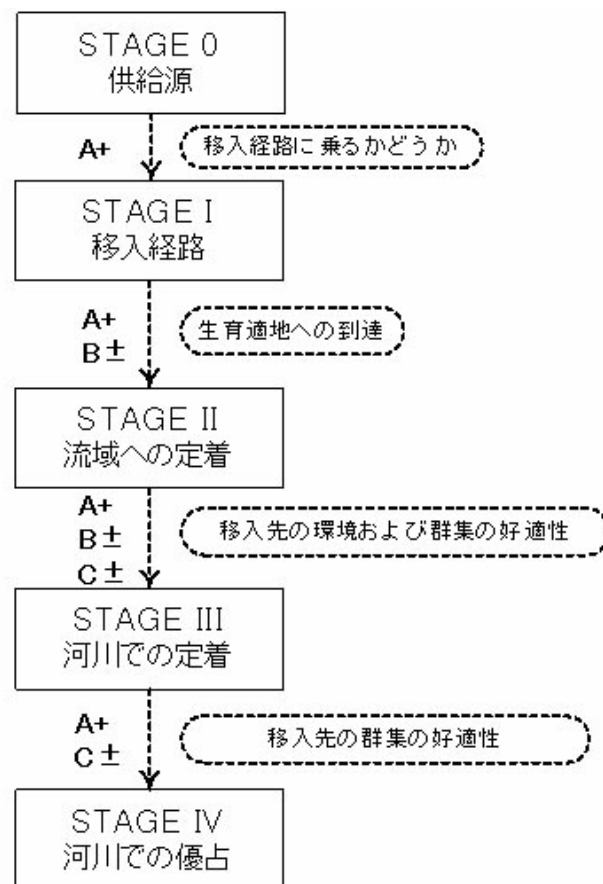


図4. 河川における生物学的侵入の概念モデル (Colautti and MacIsaac (2004)¹⁴⁾ を参考に改変)。

潜在的侵入種が種子等の散布体の状態で供給源（移入元）に存在する状態（STAGE 0）から始まり、各ステージ（実線四角囲み）間のフィルタ（点線矢印および囲み文）により種が除外され、絞り込まれる。種が各フィルタを通過する可能性に与える要因は、

- A: 散布体供給量・頻度 (propagule pressure)
- B: 種の物理化学的要求性
- C: 群集との相互作用

である。各要因が、各フィルタを通過する種子等の散布体数に、正の影響（+）あるいは負の影響

響（－）を与える。

河川における外来植物の侵略性予測モデル

河川に定着した外来植物が「侵略的外来種」となる確率を算出するために、「移入経路モデル」、「種特性モデル」、「移入経路＋種特性モデル」の3つのモデルを作成し、その判別性能を比較した。「移入経路モデル」では、9つの「移入経路」のみでの分類により、「侵略的外来種」となる確率を算出するモデルとした。このモデルでは、それぞれの移入経路に属する種における「侵略的外来種」の割合を、各経路で移入される種が「侵略的外来種」となる確率とした。「種特性モデル」は「移入経路」を考慮しないモデルである。このモデルは、「移入経路」以外の属性を説明変数の候補とし、「侵略性」を目的変数としたCART（Classification And Regression Tree¹⁵⁾）により求めた。10群クロスバリデーション（10-folds cross-validation, ¹⁵⁾）により、予測誤差が最小となるモデルを選択した。「移入経路＋種特性モデル」では、「移入経路モデル」および「種特性モデル」で用いたすべての属性を考慮して、河川に定着した外来植物が「侵略的外来種」となる確率を算出するモデルとした。なお、このモデルでは、まず「移入経路」別にデータセットに分割し、このサブデータセット毎にCARTを適用するという手順を採った。

モデルの評価

3つのモデルによる予測性能指標として、感度（sensitivity）、特異度（specificity）、正答率（correct classification rate）およびROC分析（receiver operating characteristics）に基づくAUC（Area Under the Curve）を算出した。

2) 外来植物の種子の休眠・発芽特性の解明

外来植物29種（表1）の発芽試験を段階温度法¹⁶⁾を用いて実施した。種子の採取場所は、関東地方利根川流域を中心とする鬼怒川流域、渡良瀬遊水地、江戸川流域、桜川流域、霞ヶ浦周辺、および茨城県つくば市、北海道とした。

3) 外来植物シナダレスズメガヤの侵入・分布拡大過程の予測

シナダレスズメガヤの分布に影響する要因として比高と土壌の基質の効果および防除対策の検討に資するシナダレスズメガヤの選択的除去の効果を検証するために、利根川水系に属する鬼怒川の氏家大橋の上流側に設置された実験区（約1.2ha、利根川合流地点から約93kmの地点）において、調査を実施した。実験区では、比高3段階（低、中、高）、基質2段階（礫質か砂質か）、シナダレスズメガヤの選択的除去の有無のすべての組み合わせの方形区（3×3m）を各3反復ずつ、合計36個設定した。

表1. 発芽試験の対象とした外来植物。

和名	学名	科名
メマツヨイグサ	<i>Oenothera biennis</i>	アカバナ科
セイヨウカラシナ	<i>Brassica juncea</i>	アブラナ科
マメグンバイナズナ	<i>Lepidium virginicum</i>	アブラナ科
オノノゲシ	<i>Sonchus asper</i>	イネ科
カモガヤ	<i>Dactylis glomerata</i>	イネ科
カラスムギ	<i>Avena fatua</i>	イネ科
コヌカグサ	<i>Agrostis alba</i>	イネ科
コバンソウ	<i>Briza maxima</i>	イネ科
シナダレスズメガヤ	<i>Eragrostis curvula</i>	イネ科
シマスズメノヒエ	<i>Paspalum dilatatum</i>	イネ科
ナガハグサ	<i>Poa pratensis</i>	イネ科
ナギナタガヤ	<i>Vulpia myuros</i> var. <i>myuros</i>	イネ科
ネズミホソムギ	<i>Lolium x hybridum</i>	イネ科
ヒロハウシノケグサ	<i>Festuca elatior</i>	イネ科
メリケンカルカヤ	<i>Andropogon virginicus</i>	イネ科
ヤクナガイヌムギ	<i>Bromus catharticus</i>	イネ科
ウラジロチチコグサ	<i>Gnaphalium spicatum</i>	キク科
オオアレチノギク	<i>Conyza sumatrensis</i>	キク科
オオハンゴンソウ	<i>Rudbeckia laciniata</i>	キク科
コセンダングサ	<i>Bidens pilosa</i> var. <i>pilosa</i>	キク科
セイタカアワダチソウ	<i>Solidago altissima</i>	キク科
セイヨウタンポポ	<i>Taraxacum officinale</i>	キク科
ノボロギク	<i>Senecio vulgaris</i>	キク科
ハキダメギク	<i>Galinsoga ciliata</i>	キク科
ブタナ	<i>Hypochoeris radicata</i>	キク科
ベニバナボロギク	<i>Crassocephalum crepidioides</i>	キク科
ホウキギク	<i>Aster subulatus</i>	キク科
ヒメオドリコソウ	<i>Lamium purpureum</i>	シソ科
シロツメクサ	<i>Trifolium repens</i>	マメ科

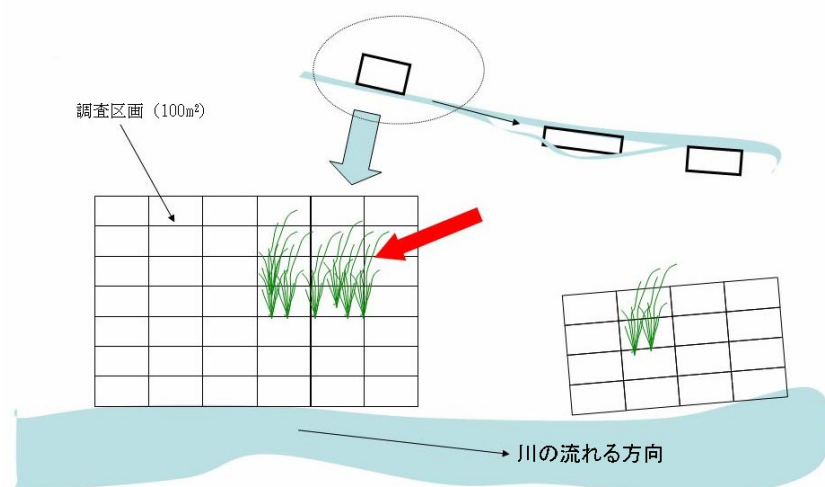


図5. 調査区の設置の模式図. 調査区を100m² (5×20m)の区画に区切り、その中に0.25m² (0.5×0.5m)の方形区を設定した。

次に、メソスケールにおける野外調査を実施した。鬼怒川中流域の砂礫質河原のうち、4ヶ所（そ

れぞれ約3.0-4.0ha；利根川合流点から88km, 100km, 101km, 104km)を調査対象とした。各調査区を調査区画に分割し(合計382区画、図5)、さらに1調査区画あたり5-20コドラートを設置して、基質タイプ(礫質の浮き石、礫質の沈み石、砂質)と維管束植物の出現頻度%を記録した。各コドラートが位置する比高を冠水頻度や汀線からの距離から不安定帯、半安定帯、安定帯(猶原1936-1937)の3タイプに分類した。調査区画ごとに基質タイプの頻度%および維管束植物種出現頻度%を算出して解析に供した。

また、シナダレスズメガヤの侵入初期の段階(1996年)⁴⁾および現在(2000-2002年)の植生の比較解析を行った。侵入・定着後の植生(シナダレスズメガヤの出現頻度)は村中・鷺谷(2001a)⁴⁾と概ね同一の調査区画で比較した。

4) 外来植物のデータベースに資する情報整理と構築

河川域の外来植物のためのデータベースに掲載する情報として、特定外来生物に係る情報として提示されている項目や近年のリスク分析などで利用されている項目について検討した。具体的には、原産地、確認年代、生活史、定着実績、被害の事例(生態系に係る被害、農業・人体等に係る被害)、被害をもたらしている要因(生物学的要因、社会的要因)、特徴・近縁種・類似種、駆除対策事例、国内の評価、国内の侵入の程度、海外の評価、世界の主な侵入先、その他の特記事項について情報を収集し整理した。

② 侵入哺乳類の生態リスク評価に関する研究

日本への侵入が危惧される種の選定に関しては、国外の文献調査から諸外国で侵入による被害が報告されているものをリストアップし、日本の環境条件を考慮した上で、当該地域での分布変動・生態系への影響及び対策コストを総合的に考察し、定着の影響が大きいと予想される種を選定した。

侵入アライグマに関しては、日本各地の文献・報道資料等の収集・整理によって、全国のアライグマ侵入状況の変動を捉えるとともに、アライグマが高密度で生息し続けている神奈川県鎌倉市及び近年の個体数増大が著しいと予想される大阪府では、実際に現地調査を行い、定着情報及び被害情報の収集を行い、地理情報システム(GIS)による情報整理を試みた。

また、北海道内の防除事業によるアライグマ捕獲個体の消化管を用いて食性調査、及び感染症・寄生虫調査を継続した。

さらに、札幌市近郊の北海道野幌森林公園(2051ha)をアライグマ根絶モデル地域と設定し、1セット21日間(100畝/1日、畝間隔約500m)の捕獲を、アライグマの活動が停止する冬季を除いて春季・夏季・秋季の3セット継続的に実施すると同時に、すべての畝設置地点の環境情報について、数量化Ⅱ類を用いて解析し、アライグマの生息状況と環境要因の関係について分析した。

アメリカミンクについては、現在でも定着が確認され、かつニホンザリガニなどの希少在来種への影響が多大であると危惧される釧路湿原(鶴居村温根内地域)を調査地として設定し、痕跡調査用装置の改良を進めるとともに、食性分析用によって在来生態系への影響評価を行った。ただし、哺乳類の食性調査では一般的に糞分析を用いることが多いが、外来種であるアメリカミンクや北海道在来種であるエゾクロテンを含むイタチ科動物の糞については、外見上の種判別が極

めて困難であるため、まずはイタチ科動物のものと想定される糞及び在来食肉類の糞サンプルを収集し、採取した糞を -80°C で1週間保存した後（寄生虫対策）に糞DNA抽出キットを用いて糞約0.3gからDNAを抽出し、ミトコンドリアDNA塩基配列の違いを基に種特異的プライマーを作製することから種判別を試みた。その後、判定結果を用いて当該地域におけるアメリカミンクの食性分析を行った。

また、外来哺乳類対策先進国であるニュージーランド、及びアメリカミンク対策の先進国であるイギリスの外来哺乳類対策実施機関と研究協力体制を築き上げるとともに、侵入哺乳類対策、特にリスク評価に関する対策構築の在り方について現地で担当者に面談して現状に関する聞き取り調査を行い、日本における将来的な侵入哺乳類リスク評価体制の在り方を探った。

③ 外来性爬虫類・両生類の在来生物相への影響の様式や程度とその生物学的特性との関係に関する研究

形態的解析、遺伝的解析に用いた標本を下に示す。なお以下、ミナマイシガメは*M. mutica*ないし基準亜種*M. m. mutica*を、ヤエヤマシガメは別亜種*M. m. kami*をさす。

新潟集団：40標本（雄11、雌29）；クサガメ：53標本（雄35、雌18）；茨城・つくば2（雄2）、茨城・牛久3（雄1、雌2）、千葉6（雄6）、愛知5（雄3、雌2）、三重5（雄4、雌1）、山口・見島20（雄13、雌7）、山口・萩5（雄3、雌2）、山口・光2（雌2）、高知・高知1（雌1）、高知・中村3（雄2、雌1）、長崎・対馬1（雄1）；ミナマイシガメ：43標本（雄25、雌18）；滋賀42（雄24、雌18）、京都1（雄1）。

形態形質についてはまずクサガメとミナマイシガメの形態を詳細に比較し、両種を識別するのに有用な定性的形質を可能な限り多く抽出した。こうして得られた形質は、背甲の隆条の数、第2椎甲板の形状、背甲の色彩、背甲表面の状態、腹甲の模様、雄における腹甲のくぼみの有無、頭部側面の模様、後側頭部の表皮の状態、嘴の咬合面の幅であった。次にこうした定性的形質の新潟集団における状態を観察した。なおクサガメの雄は成長に伴い甲、頭部、四肢の模様が消失し全身が一様に黒くなる黒化という現象が知られている。そのためいくつかの形質については、黒化したクサガメの雄における状態をその他のクサガメのものと分けて検討した。

アロザイムについては、まず新鮮な状態で得られた標本それぞれから肝組織と骨格筋組織を採取し、2mlサンプルチューブに入れて -80°C の超低温槽で保存したものを試料とした。実験の際にはこれらをすりつぶして得られた組織抽出液を用い、水平式デンブングル電気泳動法によって分析した。なお予備実験においては、5種類の緩衝液系を用い43酵素について解析可能な泳動像の検出を試みた。実験方法、酵素遺伝子座の名称、緩衝液等はMurphy et al. (1996)³¹⁾に従った。なお観察された遺伝子型それぞれの頻度と、新潟集団がハーディー・ワインバーグ平衡にあると仮定した場合に予想される遺伝子型の頻度との間に有意な差があるかどうかについては、BIOSYS-1のEXACTP Produe³²⁾を用いFisherの正確確率検定によって検討した。

ミトコンドリアDNA部分領域の配列については、まずPCR法でチトクロームb領域を増幅し、直接配列決定法で決定した。得られた配列はCLUSTAL Xをもちいてアラインメントを行った。

このほかSINE配列挿入の有無についても検討した。まずミトコンドリアDNAの配列決定のときと同様の手法で総DNAを抽出した。次にSasaki et al. (2004)³³⁾を参考にしつつ、核DNA各部位へのSINE配列挿入の有無を調べた。

(4) 淡水魚類の主要外来種の生息域・生息環境と生態的影響

1) 琵琶湖のオオクチバス個体群の遺伝的分析：フロリダバスの大規模侵入の実証

フロリダバスは、4つのアイソザイム系遺伝子座 (*AAT-I**、*IDHP-I**、*MDH-I**、*SOD**) において、ノーザンバスと異なる固有の対立遺伝子を持つことが知られている。野外でフロリダバスとノーザンバスとは容易に交雑を行うとされるが、個体のアイソザイム分析を行うことで、その個体の素性（交雑の程度）を明らかにすることができる。

本研究では、これまで冷凍保存していた、西浅井町で2000年8月に採集した9個体（「西浅井2000」）、守山漁協で2001年3月と2002年7月に確保したそれぞれ23個体（「守山2001」）と78個体（「守山2002」）、2003年7月に大津漁協から提供された特に大型の3個体（「大津2003」）、そして志賀町で2003年9月に地引網で捕獲した81個体（「志賀2003」）の、計5つのロットをアイソザイム分析の対象とした。

分析対象となる試料個体は、フロリダバスとノーザンバスで固有性が示される4アイソザイム系遺伝子座の分析結果に従い、表2に示す4タイプに分類された。

表2 アイソザイム系遺伝子座に基づくオオクチバス個体の交雑状況の類型化。

タイプ1：純粋なノーザンバス

4遺伝子座すべてでノーザンバス固有の遺伝的特徴「AA型」を確認。

タイプ2：純粋なフロリダバス

SOD*を除く3遺伝子座でフロリダバス固有の遺伝的特徴「BB型」を確認。

(SOD*では、ノーザンバスの一部にB型が浸透している。)

タイプ3：交雑第1世代 (F1)

SOD*を除く3遺伝子座で両者ヘテロ結合「AB型」を確認。SOD*は「BB型」でない。

タイプ4：交雑第2世代 (F2) 以降あるいは戻し交配個体

タイプ1～3のいずれにも当てはまらないもの。

2) 全国各地のコクチバス個体群の遺伝的分析：2つの拡大経路の示唆

本研究では、北は宮城県から南は滋賀県まで、計17水域（10県）で得られた181個体のコクチバスを用い、これに高村（2005）⁴⁵⁾における10個体分のデータを加えた計19水域191個体（11県）を対象としてmtDNAの塩基配列を比較し、ハプロタイプを識別した。

3) 在来水生生物に対するサンフィッシュ科魚類の生態的影響：アンケートとレッドデータブックから

a. アンケート調査

サンフィッシュ科魚類による影響を受けると想定される生物群として、主に淡水魚類の他に鳥類、両生類、十脚類（エビ・カニ）、水生の昆虫類などがあげられる。これらの生物群には絶滅の危険性が高いとされる種も少なからず含まれており、外来魚による侵略的影響のリスクが問題視されるようになってきている。

全国の研究者・関係部署等を対象に、サンフィッシュ科3種により水生生物が被害を受けたと思われる事例について回答を依頼するアンケート調査を、日本魚類学会自然保護委員会のメンバー（淀 太我、向井 貴彦、谷口 義則、瀬能 宏、丸山 隆）との共同作業で実施した。

b. レッドデータブックの分析

環境省が発行している絶滅が危惧される生物種（レッドリスト種）の解説書である『レッドデータブック』⁴⁶⁾では、汽水・淡水魚類として計107種がリストアップされ、それぞれの種について「存続を脅かしている要因」が解説されている。存続を脅かす要因は多岐にわたるため、あらかじめタイプ分けがなされており、国内移動個体群を含めた外来魚の影響に関する要因としては、「捕食者侵入」「帰化競争」「異種交雑・放流」の3つが当てはまる。だが、選定された種の個別の記述において、このタイプ区分に忠実に従った分類が示されていない場合が少なくなく、さらに外来魚には含まれない動物もこのタイプの要因に含まれるものがいくつか含まれていることから、ここでは解説の本文の具体的な記述に基づいて独自に、外来魚の影響という観点から、上記3タイプの該当状況を判定した。なお、「捕食者侵入」の影響は捕食者がオオクチバス・ブルーギルである場合と、それ以外の種が具体的に指摘されているものとがあるため、両者を区別した。この判別のためには、近年各都道府県で刊行されている地域版レッドデータブックの記述を適宜参照した。

⑤ 外来昆虫の生態リスク評価手法の開発に関する研究

北海道におけるセイヨウオオマルハナバチの定着域を把握し、定着域の環境特性を明らかにして、在来マルハナバチ類との競争関係の評価を行う基盤とする目的で、北海道の道南、道央、道東地域にあたる44市町村100地点でモニタリングを行った。各モニタリングポイントでは、在来マルハナバチ類の種構成とセイヨウオオマルハナバチの有無について調査を行った。調査地点は平地から亜高山帯までさまざまな環境に設定した。マルハナバチ類の観察は、クサフジなどさまざまな形態のマルハナバチ類が利用する植物か、複数の植物がまとめて開花している場所を選定し、調査地点のマルハナバチ相が反映されるように考慮した。各調査ポイントでは、観察者2人で10-30分間観察を行い、訪花したマルハナバチ類とその訪花植物を全て記録した。

得られたデータを調査地点ごと、訪花植物ごとに集計し、同一の地点で同じ植物を利用しているものをニッチが重なっていると見なした。分布および利用植物種の重なり合いの程度は、Hornの類似度指数で求めた。計算式は、Horn (1966)⁶⁵⁾に従った。2004年の調査と比較するために、2005、2006年の調査データも道南、道央地域のもののみとした。

上記100のモニタリングポイントのうち58については、地図情報および現地踏査によってモニタリングポイントから半径1kmの範囲の土地利用状況を調査した。地図情報は国土地理院発行の数値地図25000を用い、現地踏査で情報を補足した。土地利用状況は、1) 広葉樹林、2) 針葉樹林、3) 畑・牧草地、4) 水田、5) 自然草地等、6) 市街地・道路等人工物、7) 水面の7つのカテゴリーに分類して、それぞれの面積を算出した。これらの面積データを用いて主成分分析を行い、モニタリングポイントの周辺環境の傾向を調べた。

得られた面積データを用いてクラスター解析もを行い、各モニタリングポイントがどのような環境が優先する地点として分類できるのかについて調べ、それぞれのカテゴリーにどれくらいセイヨウオオマルハナバチの確認ポイントが含まれるのかを検討した。調査データは2005,2006年のもの

のを用いて、分布拡大の状況についても調べた。

⑥ 輸入クワガタムシの生態リスク評価に関する研究

1) アジア地域ヒラタクワガタの分子系統解析

東アジアおよび東南アジア地域におけるヒラタクワガタ個体群サンプルを収集し、個体ごとにDNA抽出を行った。得られたDNAテンプレートを基にミトコンドリアDNAチトクロムオキシダーゼ遺伝子領域2000塩基をPCR法により増幅し、増幅産物の塩基配列をオートシーケンサーによって解析した。得られた塩基配列情報に基づき分子系統解析を行い、アジア地域ヒラタクワガタ種群の系統分化プロセスを考察した。

2) 侵入種重要監視地域の設定

在来ヒラタクワガタの分布域情報を文献調査および愛好家からの聞き取り調査により収集し、地図情報化した。同様に、クワガタムシ販売店の所在地に関する情報をインターネット情報および愛好家の聞き取り調査により収集して、地図情報化した。飼育実験データより在来種および外国産種の発育ゼロ点を測り、日本全国の最低気温データマップと照合して、在来種および外来種の生息可能域を推定した。ミトコンドリアDNA系統樹に基づく日本列島におけるクワガタムシの遺伝的固有性の評価を行い、上記の地図情報と照合して、（在来種生息域）∩（外来種生息可能域）∩（店舗分布域）∩（遺伝的固有性）の重なりから、外国産クワガタムシの逃亡・野生化を重点的に防除管理する必要がある「重要監視地域」の設定を行った。

3) 遺伝的浸食リスク評価

外来種と在来種間の交雑による遺伝的浸食リスク評価の基礎情報として、在来種の異なる個体群間（近隣個体群間）および在来種個体群と外来種個体群間（遠距離個体群間）の交雑実験を行い、生殖隔離の程度を調べた。交雑実験に用いた系統は以下の通りである。

○日本列島産系統

- ・ ホンドヒラタクワガタ *Dorcus titanus pilifer* (神奈川県産、東京都産、兵庫県産)
- ・ ツシマヒラタクワガタ *D. titanus castanicolor* (対馬産)
- ・ サキシマヒラタクワガタ *D. titanus sakishimaensis* (石垣島産)
- ・ オキナワヒラタクワガタ *D. titanus okinawanus* (沖縄島産)
- ・ アマミヒラタクワガタ *D. titanus elegans* (奄美大島産)
- ・ タカラヒラタクワガタ *D. titanus takaraensis* (宝島産)

○外国産系統

- ・ スマトラオオヒラタクワガタ *D. titanus titanus* (インドネシア・スマトラ島産)
 - ・ パラワンオオヒラタクワガタ *D. titanus parawanicus* (フィリピン・パラワン島産)
 - ・ セレベスオオヒラタクワガタ *D. titanus titanus* (インドネシア・セレベス島産)
 - ・ ミンダナオオオヒラタクワガタ *D. titanus titanus* (フィリピン・ミンダナオ島産)
-

以上の系統を用いて以下の組み合わせで交雑実験を行った。未交尾のメス成虫とオス成虫を1匹ずつ飼育ケースに入れて交尾させた後、オス成虫を取り除き、1ヶ月飼育した後、ケース内の木材マ

ットおよび産卵用台木の中を調べて採卵した。得られた卵は個別に飼育して成虫になるまで発育させた。得られた雑種成虫の妊性を調べるために、雑種成虫のオスとメスのペアを個別に飼育ケースで飼育して交尾させた。

○日本産♀×日本産♂

- ・ホンド×タカラ
- ・ホンド×ツシマ
- ・ツシマ×ホンド
- ・サキシマ×ホンド

○外国産×外国産

- ・スマトラ×セレベス
- ・セレベス×スマトラ
- ・スマトラ×ミンダナオ
- ・ミンダナオ×スマトラ
- ・スマトラ×パラワン

○外国産×日本産

- ・スマトラ×ツシマ
 - ・スマトラ×サキシマ
 - ・スマトラ×オキナワ
 - ・パラワン×ツシマ
 - ・ミンダナオ×ツシマ
 - ・セレベス×ツシマ
-

⑦ 生物学的侵入のコンピュータシミュレーションに関する研究

1) 数理モデル

本研究のモデル生態系は植物と動物（草食、肉食、雑食）で構成される。植物は外部から流入するエネルギーを利用して成長する（光合成をイメージ）が、動物は、それぞれ自分の好む性質を持つ他の生物を食べないと生きられないとする。また、似た性質を持つ植物同士は競争する。

生物同士の相互作用によって生物量が変化するが、これは次のような多次元のロトカーヴォルテラ方程式を用いて表す。

$$\frac{dM_i}{dt} = c_i M_i \left(r_i + \sum_{j=1}^n a_{ij} M_j \right) \dots\dots\dots (1)$$

ここで M はそれぞれの種の生物量、 c_i は種 i のエネルギー変換効率、 r_i は種 i の内的自然増加率、 a_{ij} は種 i と種 j の間の相互作用係数である。生物量の計算の結果、ある種の生物量がその種1個体当たりの生物量を下回った場合、その種は絶滅する。

本研究のモデルでは動物はそれぞれ違う好みの幅を持つ。好みの幅が狭いほど特定の餌しか食べないスペシャリストとなるが、スペシャリストほど餌を効率よく利用できると仮定した。また、スペシャリストとジェネラリストに潜在的な優劣が生じないように（好みの幅によって取り入れるエネルギー量の期待値に差が生じないように）、好みの幅とエネルギー変換効率(c)に以下のような反比例関係を仮定した。

$$c = 1 / P \dots \dots \dots (2)$$

一定期間毎に系の中からランダムに1種を選び、その種の集団の一部が分離して新種となる。新種の各変数（相互作用も含む）は祖先の性質に微少な変異を加えることによって決定する。この変異の大きさは、各種毎に与える進化率(E)を利用して決められる。一定期間毎に系の外部から新しい種が移入する。この種は新しいグループ（共通の祖先から派生した種のグループ）の創始者となる。動物、植物それぞれのグループの創始者種は交互に移入する。これらの種の性質と相互作用は初期設定と同じ方法で決定する。

侵入を受ける生態系はそれぞれ進化的に構築する。島を想定した生態系は途中で一切侵入させずに進化させて構築する（島生態系モデル）。比較の対照として侵入を頻繁に受けながら進化した生態系（大陸生態系モデル）も構築した。進化の時間と侵入の脆弱性に関する関係のシミュレーションにおいては、進化する時間の長さが違う生態系を複数用意し、それぞれに対して生物を侵入させるシミュレーションを行った。

侵入させる生物は、植物、草食動物（植物しか食べない）、肉食動物（動物しか食べない）、雑食動物（植物も動物も両方食べる）、強力な雑食動物（好みの幅が広く、さらに餌を効率よく利用する動物）の5タイプである。一つの生態系に対し、これらのタイプの種を1種ずつ18回繰り返し侵入させ、それぞれ1000時間ユニットの間影響を観察する。すべてのタイプの仮想生態系について、このシミュレーションセットを50回ずつ繰り返した。

2) 定着適地推定

侵入種の定着適地を推定するためには、まず検討対象地域あるいはそれと環境条件が類似する地域での侵入種の分布情報が必要となる。あるいは国外の原産地における分布情報を用いることもできる。ただし、未侵入あるいは侵入し始めたばかりで分布が極く限られている種の場合には原産地あるいは他の侵入定着域の情報しか利用できないものの、ある程度侵入定着の進んでいる種については、侵入域での情報を用いた方が侵入定着を左右している要因を地域環境条件に即して把握できる可能性が高いと考えられる。本研究ではそのような例として、今急速に国内で分布を広げつつあるアライグマ *Procyon lotor* を対象とした。

一方、定着を左右する環境要因を抽出するためには、気象条件や生息場所に関わる地形・植生・土地利用、さらには誘因あるいは制限要因ともなりうる人間活動の指標などの資料を用意する必要がある。もっとも、適地推定にあたっては情報を広範囲にわたって迅速かつ正確に取得することが望ましいが、そのような環境情報は限られている。主として衛星観測によって取得される情報がそのような条件を満たしている。そこで、本研究では年平均気温・標高・植生指数(Normalized Difference Vegetation Index)・夜間光を用いた。

上記の分布および環境要因をGISを用いて地図情報として取得あるいは成形した。アライグマの分布情報は、捕獲情報を収集している自治体から提供されたものを利用した。提供を受けた自治

体は、北海道・鎌倉市・大阪府である。これらの自治体はアライグマの定着による被害が目立つ地域であり、確認・捕獲情報の収集が行われている。提供された情報は、5倍地域メッシュ（東西3' 45"、南北2' 30"）（北海道）、あるいは住所（鎌倉市・大阪府）によって区別された捕獲地点である。メッシュはGISベクトル地図上にポリゴンとして、住所はポイントとして記録した。メッシュ位置は元々日本測地系に準拠したものであるが、ポイント情報と同じく、世界測地系上に変換して記録した。

環境要因のうち、年平均気温は気象庁発行のメッシュ気候値2000、標高はアメリカ地質調査所発行のメッシュ標高値（GTOP030）、植生指数はフランス国立宇宙研究センター発行の植生指数情報のうち2003年3,7,9月観測値、夜間光はアメリカ海洋大気庁地球物理学データセンター（NOAA/NGDC）発行のDMSP（Defense Meteorological Satellite Program）衛星画像2004年7月分を取得した。取得資料は世界測地系30"単位でラスター地図（GeoTIFF形式）に成形後利用に供された。

定着適地を地図情報から推定するために、生物の分布地点情報から多変量解析により生息条件を抽出するソフトウェアBiomapper⁸³⁾を用いた。あらかじめ分布情報のベクトル地図を30"四方グリッド単位でラスター地図化した上で、環境要因地図と同じ領域にラスター地図作成・解析ソフトウェアIDRISI（Clark Labs, Clark University）を用いて整形した。これらの地図をBiomapperに読み込ませた上で、分布確認域を記述する生息ニッチェ要因を固有ベクトルとして求めた。この要因は通常80-90%の情報量が説明されるまで複数が求められる。これらの要因にもとづいて各グリッドの定着好適度を算出し適地図を作成した。作成した適地推定図は交差検定によりその信頼度を調べた。全対象域を10等分して、そのうち9区分を元に全域の適地推定を行ない、残りの1区分に存在する生息確認グリッドの好適度階層別相対出現頻度と好適度との相関を求めた。この相関が有意に正の傾向を示せば、適地推定図に信頼性があるものと判断される。

4. 結果・考察

① 外来植物の侵略性および分布拡大の予測・評価手法の検討

1) 外来植物の侵入リスク評価手法の検討

河川水辺の国勢調査の植生の調査結果を集計の結果、平成3年度から平成11年度までの調査で確認された外来植物444種のうち87種について、その種が優占する群落を確認され、侵略的外来種とみなされた（表3）。87種の侵略的外来種の群落面積の合計は、調査河川において11900haに達し、全植生面積の約15%に及んだ。侵略的外来種の中には、全調査河川での合計面積が100ha以上となるものも18種確認され（表3）、この18種の合計面積は、全外来植物群落面積の約90%を占めていた。さらに、侵略的外来種87種のうち12河川以上で確認された広域侵略的外来種は22種いたが（表3）、これらの外来種だけで、外来植物の優占群落の全面積のうち77.3%を占めていることが明らかになった。すなわち、これらの外来種は、侵略的外来種の中でも生態系への影響が特に大きく、優先的に対策を行うべき外来植物と評価される。

表3. 日本の109水系123河川における侵略的外来植物87種。

和名	学名	科	河川数 ¹	群落面積 ² (ha)	カテゴリー ³
セイタカアワダチソウ	<i>Solidago altissima</i> L.	キク科	100	3370	W
ハリエンジュ	<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	マメ科	62	2197	R
ヒメムカシヨモギ	<i>Erigeron canadensis</i> L.	キク科	61	386	W
キシウズブメノヒエ	<i>Paspalum distichum</i> L.	イネ科	44	59	RW
セイバンモロコシ	<i>Sorghum halepense</i> (L.) Pers.	イネ科	44	549	RW
オオクサキビ	<i>Panicum dichotomiflorum</i> Michx.	イネ科	39	216	RW
オオブタクサ	<i>Ambrosia trifida</i> L.	キク科	37	603	W
オオアレチノギク	<i>Conyza sumatrensis</i> (Retz.) Walker	キク科	36	254	W
オオカナダモ	<i>Egeria densa</i> Planch.	トチカガミ科	33	121	A
シナダレスズメグヤ	<i>Eragrostis curvula</i> (Schrad.) Nees	イネ科	31	379	R
オオオナモミ	<i>Xanthium occidentale</i> Bertol.	キク科	26	71	W
アレチウリ	<i>Sicyos angulatus</i> L.	ウリ科	24	319	W
イタチハギ	<i>Amorpha fruticosa</i> L.	マメ科	19	230	R
シロツメクサ	<i>Trifolium repens</i> L.	マメ科	18	57	R
ニワウルシ	<i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swingle	ニガキ科	18	20	
メリケンカルカヤ	<i>Andropogon virginicus</i> L.	イネ科	17	134	W
シマスズメノヒエ	<i>Paspalum dilatatum</i> Poir.	イネ科	16	59	RW
ブタクサ	<i>Ambrosia artemisiifolia</i> var. <i>elatior</i>	キク科	13	22	W
ホウキギク	<i>Aster subulatus</i> Michx.	キク科	12	12	W
コセンダングサ	<i>Bidens pilosa</i> L.	キク科	12	151	W
オニウシノケグサ	<i>Festuca arundinacea</i> Sch.	イネ科	12	37	R
ヒメジョオン	<i>Stenactis annuus</i> (L.) Cass.	キク科	11	76	W
ホテイアオイ	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms-Laub.	ミズアオイ科	11	9	A
ネズミムギ	<i>Lolium multiflorum</i> Lam.	イネ科	11	77	R
キクイモ	<i>Helianthus tuberosus</i> L.	キク科	10	22	
オオフサモ	<i>Myriophyllum brasiliense</i> Cambess.	アリノトウグサ科	9	1	A
アメリカセンダングサ	<i>Bidens frondosa</i> L.	キク科	9	25	W
カモガヤ	<i>Dactylis glomerata</i> L.	イネ科	9	834	R
ヒロハホウキギク	<i>Aster subulatus</i> Michx. var. <i>sandwicensis</i> A. G. Jones	キク科	8	3	W
コヌカグサ	<i>Agrostis alba</i> L.	イネ科	8	61	RW
タチスズメノヒエ	<i>Paspalum urvillei</i> Steud.	イネ科	8	124	RW

表3. 続き。

和名	学名	科	河川数 ¹	群落面積 ² (ha)	カテゴリー ³
メマツヨイ	<i>Oenothera biennis</i> L.	アカバナ科	7	79	W
オオフトバム グラ	<i>Diodia teres</i> Walt.	アカネ科	7	14	
アレチハナガ サ	<i>Verbena brasiliensis</i> Vell.	クマツヅラ科	7	2	
オオアワダチ ソウ	<i>Solidago gigantea</i> Aiton var. <i>leiophylla</i> Fernald	キク科	7	579	W
コカナダモ	<i>Elodea nuttallii</i> (Planch.) H. St. John	トチカガミ科	7	5	A
ホソアオゲイ トウ	<i>Amaranthus patulus</i> Bertol.	ヒユ科	6	8	W
アカツメクサ	<i>Trifolium pratense</i> L.	マメ科	6	91	
チクゴスズメ ノヒエ	<i>Paspalum distichum</i> L. var. <i>indutum</i> Shimmers	イネ科	5	17	R
オオアワガエ リ	<i>Phleum pratense</i> L.	イネ科	5	63	R
ナガハグサ	<i>Poa pratensis</i> L.	イネ科	5	132	R
ナガバギシギ シ	<i>Rumex crispus</i> L.	タデ科	4	8	W
オランダガラ シ	<i>Nasturtium officinale</i> R. Br.	アブラナ科	4	1	
シナバナシナ ガワハギ	<i>Melilotus officinalis</i> (L.) Pall. ssp. <i>alba</i> Medik.	マメ科	4	63	RW
ヒロハウシノ ケグサ	<i>Festuca pratensis</i> Huds.	イネ科	4	63	
ナギナタガヤ	<i>Vulpia myuros</i> C. C. Gmel.	イネ科	4	16	
メリケンムグ ラ	<i>Diodia virginiana</i> L.	アカネ科	3	3	
コスモス	<i>Cosmos bipinnatus</i> Cav.	キク科	3	4	W
オオハンゴン ソウ	<i>Rudbeckia laciniata</i> L.	キク科	3	55	R
アメリカスズ メノヒエ	<i>Paspalum notatum</i> Flugge	イネ科	3	115	RW
オオケタデ	<i>Persicaria pilosa</i> (Roxb.) Kitag.	タデ科	2	9	W
エゾノギシギ シ	<i>Rumex obtusifolius</i> L.	タデ科	2	4	W
ノゲイトウ	<i>Celosia argentea</i> L.	クマツヅラ科	2	25	
セイヨウカラ シナ	<i>Brassica juncea</i> (L.) Czern.	アブラナ科	2	1	W
コメツブツメ クサ	<i>Trifolium dubium</i> Sibth.	マメ科	2	<1	W
ナンキンハゼ	<i>Sapium sebiferum</i> (L.) Roxb.	トウダイグサ科	2	2	
オオマツヨイ グサ	<i>Oenothera erythrosepala</i> Borbás	アカバナ科	2	<1	W
コマツヨイグ サ	<i>Oenothera laciniata</i> Hill	アカバナ科	2	1	W

表3. 続き。

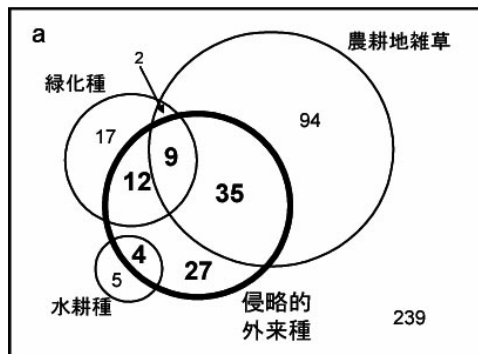
和名	学名	科	河川数 ¹	群落面積 ² (ha)	カテゴリー ³
アメリカアゼナ	<i>Lindernia dubia</i> (L.) Pennell	ゴマノハグサ科	2	<1	W
ネバリノギク	<i>Aster novae-angliae</i> L.	キク科	2	28	
オオキンケイギク	<i>Coreopsis lanceolata</i> L.	キク科	2	11	W
ブタナ	<i>Hypochoeris radicata</i> L.	キク科	2	2	W
ニワゼキショウ	<i>Sisyrinchium atlanticum</i> E. P.	アヤメ科	2	<1	
ナンパンカラムシ	<i>Boehmeria nivea</i> (L.) Gaud.	イラクサ科	1	1	
シャチクリソバ	<i>Fagopyrum cymosum</i> Meisn.	タデ科	1	<1	
ヒメスイバ	<i>Rumex acetosella</i> L.	タデ科	1	<1	W
ウスベニツメクサ	<i>Spergularia rubra</i> (L.) J. Presl et C. Presl	ナデシコ科	1	<1	
ホコガタアカザ	<i>Atriplex hastata</i> L.	アカザ科	1	1	W
アリタソウ	<i>Chenopodium ambrosioides</i> L. var. <i>ambrosioides</i>	アカザ科	1	1	
ツルマンネングサ	<i>Sedum sarmentosum</i> Bunge	ベンケイソウ科	1	<1	
アメリカクサネム	<i>Aeschynomene virginica</i> (L.) Britton, Sterns et Poggenb.	マメ科	1	1	
ウマゴヤシ	<i>Medicago polymorpha</i> L.	マメ科	1	4	RW
ムラサキウマゴヤシ	<i>Medicago sativa</i> L.	マメ科	1	10	R
ヒレタゴボウ	<i>Ludwigia decurrens</i> Walter	アカバナ科	1	<1	W
ホシアサガオ	<i>Ipomoea triloba</i> L.	ヒルガオ科	1	<1	W
オオカワヂシャ	<i>Veronica anagallis-aquatica</i> L.	ゴマノハグサ科	1	<1	
クソニンジン	<i>Artemisia annua</i> L.	キク科	1	1	
キダチコンギク	<i>Aster pilosus</i> Willd.	キク科	1	<1	
シロバナセンダングサ	<i>Bidens pilosa</i> L. var. <i>minor</i> (Blume) Sherff	キク科	1	<1	W
ハルシャギク	<i>Coreopsis tinctoria</i> Nutt.	キク科	1	2	
ダンドボロギク	<i>Erechtites hieracifolia</i> (L.) Raf. ex DC.	キク科	1	1	W
ハキダメギク	<i>Galinsoga ciliata</i> (Raf.) Blake	キク科	1	<1	W
キショウブ	<i>Iris pseudacorus</i> L.	アヤメ科	1	<1	
ヌカススキ	<i>Aira caryophyllea</i> L.	イネ科	1	<1	
ヒメヌカススキ	<i>Aira elegans</i> Willd. ex Kunth	イネ科	1	<1	
コバンソウ	<i>Briza maxima</i> L.	イネ科	1	<1	
イヌムギ	<i>Bromus catharticus</i> Vahl	イネ科	1	82	W

¹侵入した河川数。

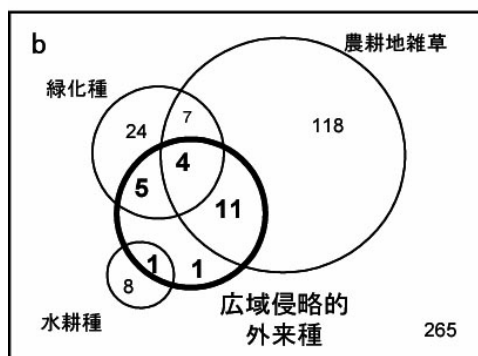
²外来種によって形成された優占群落の全面積（全調査地は約82,000ha）。

³ W: 農耕地雑草; R: 緑化種; A: 水耕種。

次に、これらの侵略的外来種および広域外来種の特徴を明らかにするために、農耕地雑草、緑化種、水耕種との関係をベン図で示した（図6）。その結果、いずれにおいても、農耕地雑草（以後、侵略的農耕地雑草と呼ぶ）か緑化種（以後、侵略的緑化種と呼ぶ）が多く、統計的にも有意であることが分かった（図7）。



日本の河川域の外来種



日本の河川域の外来種

図6. 日本の河川域の外来植物444種の類型と侵略性との関係。
 (a) 侵略的外来種。
 (b) 広域侵略的外来種。

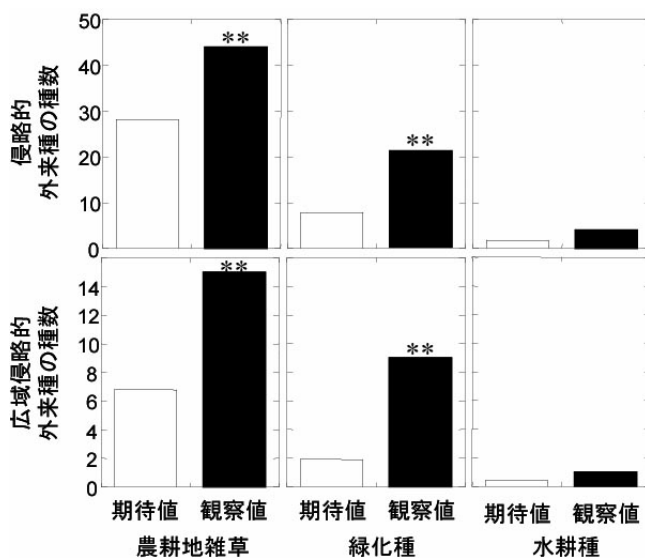


図7. 侵略的および広域侵略的外来種の種数。
 **: Fisher's exact test, $P < 0.001$

農耕地雑草と緑化種が、日本の河川域の侵略的外来種あるいは広域侵略的外来種になりやすい理由の1つとして、河川域は改修や洪水などのかく乱が頻繁に生じる結果裸地ができやすく、たくさんの種子や栄養繁殖体を生産する性質を持つ農耕地雑草と緑化種にとって、好適な生育環境となっている可能性が考えられる¹⁷⁾。また、Propagule pressureすなわち導入される種子などの繁殖体の量の多さも密接に関係していると考えられる⁹⁾。農耕地雑草の場合、その外来種の大部分は、輸入した農作物に混入した種子に起因する¹⁸⁾。実際、1999年の河川の植生データでは、農耕地が17,000 haと河川敷の11%を占めていた(宮脇・鷲谷 未発表)。結果的に、農耕地から農耕地への移動が、侵略的農耕地雑草の種数を高くした主要な要因の1つになっていると推測される。また、緑化種については、牧草地や植物の吹きつけが行われた道路斜面、農地や道端に成立した外来種の個体群が元になり、生産された種子が散布されることで、分布拡大を加速した可能性がある。1999年の河川の植生データを集計してみると、牧草地は18,000 haに達しており、河川敷の実に12%を占めていた(宮脇・鷲谷 未発表)。また、植物の吹きつけが行われた道路斜面では、ネズミムギやオニウシノケグサなどの緑化種が優占していた(宮脇・鷲谷 未発表)。そして、多くの日本の河川の上流域には、木本のマメ科であるハリエンジュやイタチハギが土壌浸食を防ぐために植栽されている。

生活形に関する大きな特徴として、日本の河川域の侵略的外来種の大部分(87種中83種, 95.4%)が草本植物であったことが挙げられる(表4)。

表4. 日本の河川域における侵略的外来種、広域侵略的外来種および侵略的農耕地雑草、緑化種、水耕種の種数と生活形との関係。括弧の数値はシミュレーションに基づく基地値を示す。* $P < 0.05$; ** $P < 0.01$ (すべてのP値はボンフェローニ補正による)。

	侵略的外 来種 (n = 87)	広域侵略 的外来種 (n = 22)	農耕地雑 草 (n = 44)	緑化種 (n = 21)	水耕種 (n = 4)
草本植物					
多回繁殖型多年草	45 (38.2)	9 (9.6)	19 (16.9)	15 (14.2)	4 (4.0)
一回繁殖型多年草	3 (11.2) **	0 (2.8)	0 (4.4)*	1 (2.6)	0 (0.0)
一年草	35 (34.9)	10 (8.8)	25 (22.7)	3 (3.1)	0 (0.0)
木本植物					
低木	1 (1.7)	1 (0.4)	0 (0.0)	10 (0.5)	0 (0.0)
その他の木本	3 (1.0)	2 (0.3)*	0 (0.0)	1 (0.5)	0 (0.0)

統計解析では、一回繁殖型多年草の種数が有意に低いことが検出された。侵略的農耕地雑草、緑化種、水耕種ごとに見ると、いずれも多回繁殖型多年草と一年草の占める割合が高く、一回繁殖型多年草少なかった。以上の結果は、生活形も侵略性の指標の1つとなる可能性があることを示唆している。

侵略的外来種と原産地との関係をみると、北アメリカ原産の侵略的外来種および広域侵略的外来種の種数ともに、有意に期待値より多く(表5; $P < 0.05$, ボンフェローニ補正)、北アメリカ原産の種について、特に注意する必要があることが明らかになった。この結果は、日本とアメリ

カで気候が類似していることと貿易が盛んであることが関係していることは間違いないと考えられる¹²⁾。多くのトウモロコシ、大豆、干し草、牧草は、アメリカから輸入されており、Enomoto (1999)¹⁹⁾は、1994年から1995年にアメリカから輸入された作物（小麦、大豆、モロコシ、トウモロコシ）の船積荷から少なくとも50種の種子を見出したことを報告している。

分類群に関しては、侵略的外来種および広域侵略的外来種の多くは温帯に代表的な科に属しており²⁰⁾、種数の多かった上位3科を挙げると、キク科、イネ科、マメ科であった（表6）。キク科、イネ科、マメ科の3つの科は世界的にも外来種を含むグループとして認識されており、Pysek (1998)²⁰⁾は、植物の中でもっとも大きい科であるキク科、イネ科、マメ科から数多くの外来種が出現していると結論づけている。

表5. 日本の河川域における侵略的外来種、広域侵略的外来種および侵略的農耕地雑草、緑化種、水耕種の種数と原産地との関係。括弧の数値はシミュレーションに基づく基地値を示す。* $P < 0.05$; ** $P < 0.01$ (すべてのP値はボンフェローニ補正による)。

	侵略的外来種 (n = 87)	広域侵略的外来種 (n = 22)	農耕地雑草 (n = 44)	緑化種 (n = 21)	水耕種 (n = 4)
北アメリカ	32 (19.8)	14 (5.0)**	21 (14.8)	4 (2.6)	1 (1.3)
	**				
ユーラシア	13 (13.1)	1 (3.3)	3 (5.3)	6 (7.3)	0 (0.0)
ヨーロッパ	10 (19.6)*	1 (5.0)	5 (8.8)	3 (4.2)	0 (0.4)
南アメリカ	10 (6.6)	3 (1.7)	6 (4.1)	2 (1.1)	2 (0.9)
熱帯アメリカ	8 (7.1)	0 (1.8)	5 (5.3)	1 (1.0)	1 (0.4)
東アジア	7 (7.1)	1 (1.8)	2 (1.2)	1 (0.5)	0 (0.0)
地中海	4 (6.7)	1 (1.7)	1 (1.9)	2 (2.1)	0 (0.4)
アフリカ	1 (2.5)	1 (0.6)	0 (0.9)	1 (1.1)	0 (0.4)
不明	2 (4.5)	0 (1.1)	1 (1.6)	1 (1.0)	0 (0.0)

表6. 日本の河川域における侵略的外来種、広域侵略的外来種および侵略的農耕地雑草、緑化種、水耕種の種数と分類群（科）との関係。括弧の数値はシミュレーションに基づく基地値を示す。* $P < 0.05$; ** $P < 0.01$ （すべてのP値はボンフェローニ補正による）。

	侵略的外来種 (n = 87)	広域侵略的外来種 (n = 22)	農耕地雑草 (n = 44)	緑化種 (n = 21)	水耕種 (n = 4)
キク科	24 (16.1)	9 (4.1)	18 (12.9)	0 (0.0)	0 (0.0)
イネ科	21 (13.7)	7 (3.5)	9 (4.1)*	14 (14.2)	0 (0.0)
マメ科	9 (5.3)	3 (1.3)	3 (1.6)	7 (6.8)	0 (0.0)
タデ科	5 (2.9)	0 (0.7)	4 (1.6)	0 (0.0)	0 (0.0)
アカバナ科	4 (2.0)	0 (0.5)	4 (1.9)	0 (0.0)	0 (0.0)
ゴマノハグサ科	2 (2.8)	0 (0.7)	1 (2.8)	0 (0.0)	0 (0.0)
アカネ科	2 (0.6)	0 (0.2)	0 (0.0)	0 (0.0)	0 (0.0)
アヤメ科	2 (1.2)	0 (0.3)	0 (0.0)	0 (0.0)	0 (0.0)
トチカガミ科	2 (0.4)	1 (0.1)	0 (0.0)	0 (0.0)	2 (0.9)
アブラナ科	2 (5.5)	0 (1.4)	1 (2.8)	0 (0.0)	0 (0.0)
アカザ科	2 (1.0)	0 (0.3)	1 (1.3)	0 (0.0)	0 (0.0)
ヒユ科	2 (2.8)	0 (0.7)	1 (2.5)	0 (0.0)	0 (0.0)
その他の科	10 (32.9)	2 (8.3)	2 (12.6)	0 (0.0)	2 (3.1)
	**	**	**		

本研究の結果は、このことを支持するものと言える。各分類群ごとにみると、キク科は温帯域に広く分布する農耕地雑草²¹⁾を数多く含んでおり、本研究において侵略的農耕地雑草にキク科の外来種が多く含まれていたのは、このことに起因するものと考えられる。一方、日本の河川域においてイネ科とマメ科の外来種が多く確認されたが、これは緑化種の導入によるところが大きい(表5)。多くのイネ科植物は、急速に成長して高密度の群落を形成することができる²²⁾。また、マメ科植物では、窒素固定を行うことで、栄養が少ない場所でも生き抜くことができる²³⁾。これらの特徴も、イネ科やマメ科で侵略的外来種が多い理由の1つになっていると考えられる。

次に、日本の河川に侵入した外来植物の侵略性を予測するために、これまでの調査・解析の結果を踏まえつつ、外来植物の移入経路および種特性の関係を解析するとともに、これらを説明変数とする侵略性予測モデルの開発を試みた。表7、8、図8、9に、それぞれ、3つのモデルの判別性能の結果と各モデルを示した。いずれの指標においても、「移入経路+種特性モデル」の値が最も高く、「種特性モデル」、「移入経路モデル」と続いた。

表7. 3つのモデルによる外来種の侵略性評価の結果。 優占群落面積判別率は、「侵略的外来種」に判別した種の、全国109水系の外来植物群落合計面積に対する優占群落面積の割合。

モデル	AUC (±SE)	最適閾値	正答率	感度	特異度	優占群落面積判別率
移入経路モデル	0.725 ±0.033	0.27	0.692	0.628	0.708	0.590
種特性モデル	0.768 ±0.031	0.23	0.671	0.814	0.635	0.993
移入経路+種特性モデル	0.839 ±0.028	0.24	0.747	0.814	0.789	0.998

表8. 移入経路モデル. P値はFisherの正確確率検定による。

移入経路カテゴリ		種数	侵略種数	期待値	侵略種率	p値
意図的移入	土壌浸食防止	14	14	2.8	1.000	0.000
	牧草	25	7	5	0.280	0.304
	草花緑化	26	8	5.2	0.308	0.201
	栽培水草	7	5	1.4	0.714	0.031
	その他 (園芸等)	134	18	26.7	0.134	0.027
非意図的移入	アメリカ原産+アメリカ農耕地雑草	54	16	10.8	0.296	0.068
	アメリカ原産+非アメリカ農耕地雑草	29	4	5.8	0.138	0.479
	非アメリカ原産+アメリカ農耕地雑草	69	9	13.7	0.130	0.140
	非アメリカ原産+非アメリカ農耕地雑草	74	5	14.7	0.068	0.001
全体		432	86	—	0.199	

※侵略種率：河川に定着した外来種のうち侵略的外来種の割合。

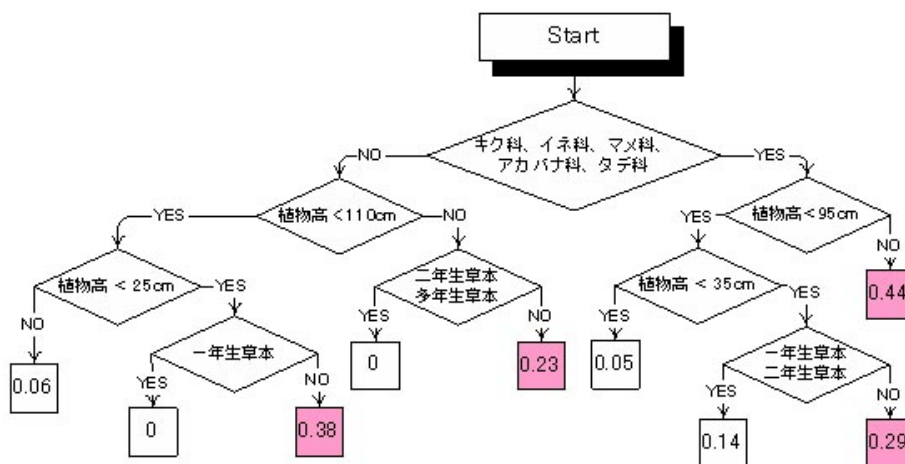


図8. 種特性モデル. 決定木の末端の四角内の数値は、各条件の侵略的外来種である確率である。赤の四角に判別された種を「侵略的外来種」とした。

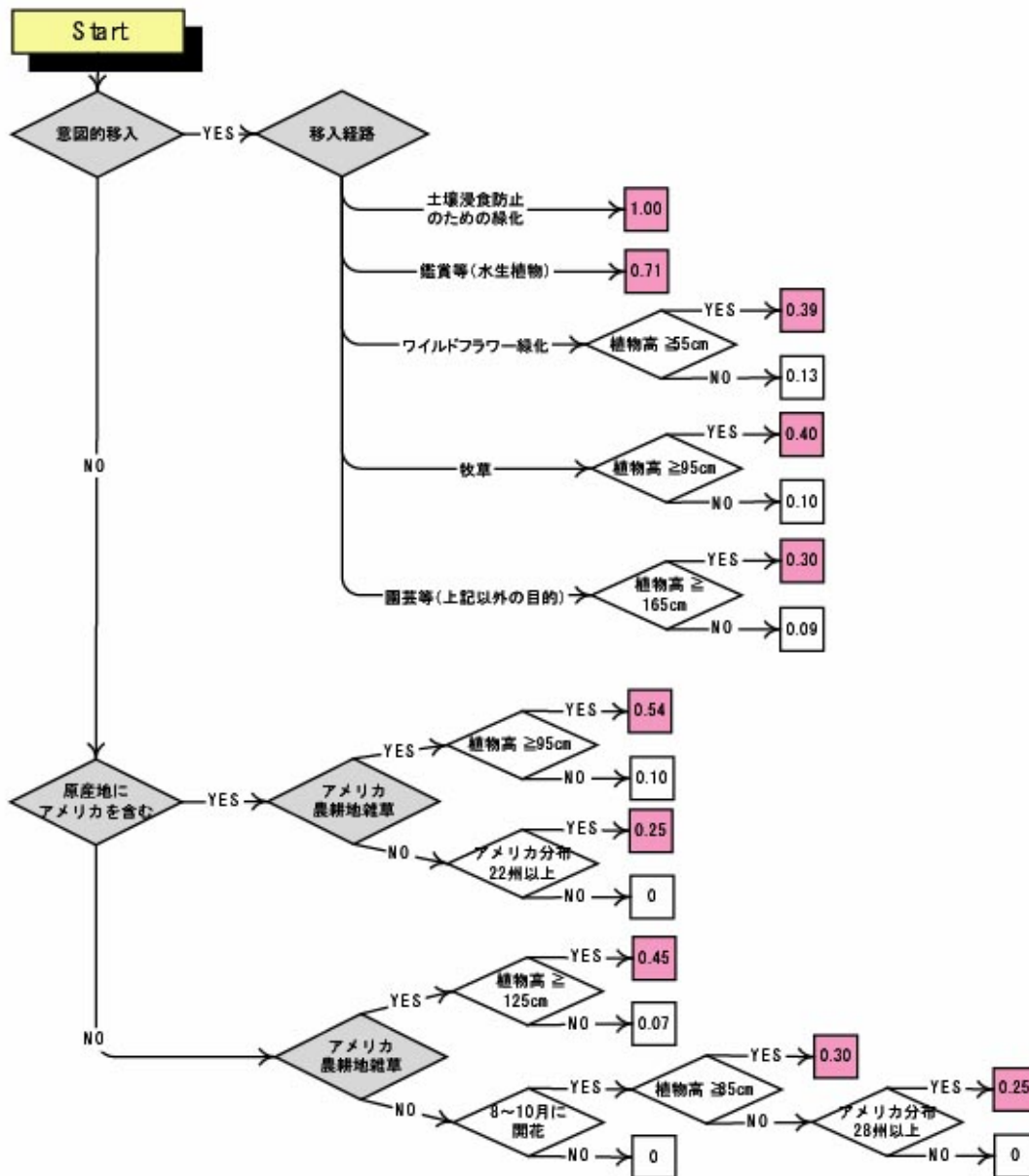


図9. 移入経路+種特性モデル。決定木の末端の四角内の数値は、各条件の侵略的外来種である確率である。赤の四角に判別された種を「侵略的外来種」とした。

「移入経路モデル」および「種特性モデル」では、それぞれのパラメータが侵略性の判定に貢献することが示されたが（表8，図8）、移入経路は、移入される外来種の特徴にも影響を与える可能性を持つ。例えば、土壌浸食防止の緑化に用いられる種はイネ科およびマメ科の種に限定されている²⁴⁾。また、牧草として用いられる種も、わずかな例外を除いて、イネ科およびマメ科の種に限定されている²⁵⁾。このような移入経路と種特性の関係は、多くの既往の研究のように移入経路を考慮せずに侵略性の評価を行う場合（例えばPheloung et al. 1999²⁶⁾）、判別結果に影響を与えると考えられる。3つのモデルの中で、「移入経路+種特性モデル」の判定性能がもっとも高かったのは、このような理由によるものと考えられる。なお、「移入経路+種特性モデル」においても、すべての「侵略的外来種」を抽出することはできず、「侵略的外来種」の81.4%（70種）

にとどまった。しかし、正しく判別できた種による全国109水系における優占群落面積は、全外来植物群落面積の99.8%を占めていたため、誤判別の種については、今後日本の河川における動向には注意が必要であるものの、実用上「移入経路+種特性モデル」は有効性の高いモデルとなっていると考えられる。注意点としては、本研究で考慮した移入経路は、意図的移入においては近年の外来植物の利用状況、非意図的移入においては近年の外来植物の混入が想定される輸入品目、輸入元（国）、輸入量を考慮したものとなっている。したがって、今後、移入経路に関して変化が生じれば、移入経路と移入される外来植物の侵略性の関係にも変化が生じる可能性があるだろう。

2) 外来植物の種子の休眠・発芽特性の解明

永続的シードバンクすなわち一年以上連続して存在するシードバンクは、たとえ地上個体群が消失した場合であっても土壤中に残存し、新たな個体群を形成する元となる可能性がある。逆に、永続的シードバンクを形成しない種では、散布先での素早い発芽がなされ、うまく定着することができれば急速な個体群サイズの増大に貢献する可能性がある。永続的シードバンクを形成するかどうかは休眠性を有するかどうかと関係しており、多少なりとも休眠性を有する種は永続的シードバンクを形成しやすい傾向がある。

発芽試験の結果では、対象とした外来植物29種の発芽特性を整理すると、以下の4つのタイプに類型化された。

タイプI： 低温により休眠解除、または高温により休眠誘導される種。

タイプII： 低温により休眠誘導、または高温により休眠解除される種。

タイプIII： 休眠性が低い種。

タイプIV： 本実験の条件では解除されない休眠性を有する種。

1例として、タイプIのメリケンカルカヤの結果を図10に示す。タイプIには、オオハンゴンソウ、ナギナタガヤ、セイヨウカラシナ、ウラジロチチコグサ、ノボロギク、ハキダメギク、ブタナ、カラスムギ、ナガハグサ、メリケンカルカヤの計10種が含まれていた。タイプIIには、コヌカグサ、シマスズメノヒエ、マメグンバイナズナ、シナダレスズメガヤ、メマツヨイグサ、ヒメオドリコソウの計6種が該当した。タイプIIIは、コセンダングサ、セイタカアワダチソウ、セイヨウタンポポ、ホウキギク、オニノゲシ、カモガヤ、コバンソウ、ネズミホソムギ、ヒロハウシノケグサ、ヤクナガイヌムギの計10種であった。タイプIVには、ベニバナボロギク、オオアレチノギク、シロツメクサの計3種のみ含まれていた。これらの4タイプの中で、永続的土壌シードバンクを形成するものは、タイプI、II、IVが該当し、実験対象とした29種の外来種の大部分がこれらの性質を示すことが明らかとなった。これらのタイプの種については、宮脇・鷺谷(1996)²⁾がオオブタクサを対象として示したように、土壌シードバンクを考慮した個体群動態モデルを用いたシミュレーションを行い、効果的な駆除方法を検討することが有効と考えられる。一方、本実験結果から、休眠性が低いタイプIIIに属する外来植物も、少なくないことが明らかになった。これらの外来種はいずれも温度条件さえ整えばすぐ発芽する可能性が高いため、種子散布前に地上個体群の駆除を行うことが、散布先での個体群サイズの増大を抑制する上で極めて有効な対策と考えられる。

最後に、河川域で優占群落を形成する侵略的外来種（課題1を参照）の発芽特性を明らかにする

ために、発芽実験供した外来種の中で該当するものを発芽タイプごとに整理した（表9）。その結果、侵略的外来種の発芽特性は多様であり、発芽タイプ間で特に傾向は認められなかった。この結果は、発芽特性は侵略性を指標するものではなく、個々の侵略的外来種の管理計画において考慮すべきものであることを示唆している。

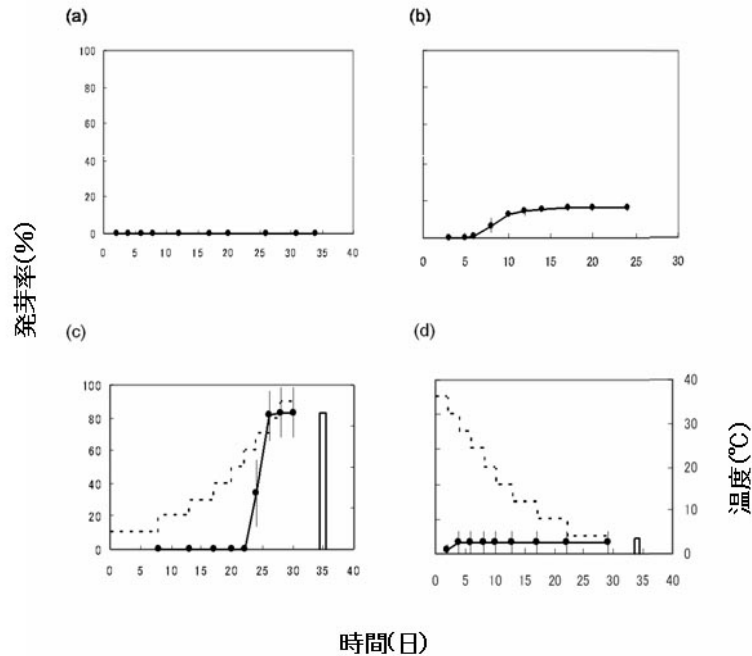


図10. メリケンカルカヤの発芽試験の結果。(a)は18.5°Cの一定温度条件、(b)は12/24°C交代温度条件下、(c)は段階温度法のIT系、(d)はDT系の結果を示す。各グラフのポイントは3つの反復の平均値を、縦のバーは標準偏差を示す。(c)と(d)の点線は、各日付における温度条件を示す。

表9. 侵略的外来種の発芽特性。発芽特性のタイプについては本文を参照。河川域で優占群落が確認された外来種を侵略的外来種と定義した。

タイプ	侵略的外来種
I	オオハンゴンソウ、ナギナタガヤ、セイヨウカラシナ、ハキダメギク、ブタナ、ナガハグサ、メリケンカルカヤ
II	コスカグサ、シマスズメノヒエ、シナダレスズメガヤ、メマツヨイグサ
III	コセンダングサ、セイトカアワダチソウ、ホウキギク、カモガヤ、コバンソウ、ヒロハウシノケグサ
IV	オオアレチノギク、シロツメクサ

3) 外来植物シナダレスズメガヤの侵入・分布拡大過程の予測

シナダレスズメガヤの分布特性を明らかにするために、実験区を設け、川の植物の分布特性において重要な規定要因となっている比高および土壌の基質（礫質か砂質か）の効果を調べた結果、いずれもシナダレスズメガヤの被度に対して、有意な影響を及ぼしていることが明らかになった。

(表10、11)。すなわち、シナダレスズメガヤは比高が低く、砂質の場所でもっとも被度が高い結果となった。しかし、比高に関しては、次にシナダレスズメガヤの被度が高くなったのはもっとも比高が高い場所であり、比高の高さの傾度との明瞭な関係は認められなかった。実験デザイン上、3段階の比高の高さには空間的な偏りがあることから、シードソースが異なることが一因である可能性がある。この点については、メソスケールでの侵入・分布拡大を調査することによって、より詳細に明らかにすることができる。

この実験区においては、シナダレスズメガヤの選択的駆除の条件を設けたが、年1～2回の頻度で被度を半分以下に抑えることが可能であることが分かった(表10、11)。

表10. シナダレスズメガヤの被度と環境要因との関係に関する統計解析結果。

	自由度	平方和	平均平方	F値	p値	ラムダ	検出力
比高	2	1675.417	837.708	21.888	<.0001	43.777	1
基質	1	1161.481	1161.481	30.348	<.0001	30.348	1
外来種	1	16803.333	16803.333	439.051	<.0001	439.051	1
比高 * 基質	2	379.491	189.745	4.958	0.0072	9.916	0.819
比高 * 外来種	2	839.306	419.653	10.965	<.0001	21.93	0.996
基質 * 外来種	1	415.648	415.648	10.86	0.001	10.86	0.928
比高 * 基質 * 外来種	2	733.38	366.69	9.581	<.0001	19.162	0.989
残差	1068	40874.444	38.272				

表11. 実験区におけるシナダレスズメガヤの被度と環境要因。

処理	調査区数	種の被度%
		シナダレスズメガヤ
高, 砂, 除去	90	0.50 ± 1.68
高, 砂, 放置	90	11.50 ± 12.44
高, 礫, 除去	90	0.06 ± 0.53
高, 礫, 放置	90	5.22 ± 6.53
中, 砂, 除去	90	0.94 ± 1.97
中, 砂, 放置	90	8.39 ± 5.50
中, 礫, 除去	90	0.39 ± 1.54
中, 礫, 放置	90	4.22 ± 6.13
低, 砂, 除去	90	2.22 ± 3.36
低, 砂, 放置	90	11.17 ± 6.45
低, 礫, 除去	90	0.72 ± 2.06
低, 礫, 放置	90	11.67 ± 11.29

シナダレスズメガヤは偽胎生で子株を作ることはあるが、地下茎で増えるような栄養繁殖は行わない。また実験地周辺では、種子は主に7～9月に生産され、かつ課題2で明らかになったように休眠性は低い。したがって、当該地域でシナダレスズメガヤの駆除を行う場合、種子が散布される7

月までに実施することが有効と考えられる。

次に、より広域でのメソスケールにおいて、侵入を受けやすい植生を明らかにするために、比高（不安定帯、半安定帯、安定帯として評価。詳細な説明は方法を参照）と基質の環境要因に加えて、植生についても調査を実施した。表12では、植生調査において出現頻度の高かった種リストを示したが、在来植物としては、河原固有植物、川辺・崩壊地の植物、草原生の植物、農地雑草と多様な種が出現し、貴重な河原の植生が残存し保全上重要な場所であることが確認された。一方、シナダレスズメガヤをはじめとした外来植物も数多く出現し、対策の緊急性が改めて浮き彫りになった。

シナダレスズメガヤと環境要因および植生との関係を解析するために、植生データについてDCAを用いて解析し、DCAによる展開図上で環境要因および代表的な植物の出現頻度を示した。その結果、環境要因については、第1軸のスコアに傾向が認められ、スコアの低い調査地は概ね不安定帯で、かつ礫質の浮き石の頻度が高い場所であり、逆に、第1軸のスコアの低い調査地は概ね半安定帯か安定帯であり、かつ礫質の沈み石か砂質の頻度が高い場所であった（図11）。

表12. 出現頻度の高い維管束植物47種。

和名	
在来植物	在来植物
河原固有植物	農地雑草
カワラハハコ	メヒシバ
カワラヨモギ	アキメヒシバ
カワラノギク	ヨモギ
カワラニガナ	オオイヌタデ
カワラアカザ	チャガヤツリ
カタバエノコロ	カヤツリグサ
河辺の植物・崩壊地の植物	ハタガヤ
マルハヤハズソウ	ツユクサ
ツルヨシ	
カワラケツメイ	外来植物
アブラシバ	シナダレスズメガヤ
テリハノイバラ	メマツヨイグサ
アキグミ	ヒメスイバ
コゴメヤナギ	オオアレチノギク
カワヤナギ	ヒメムカシヨモギ
ネコヤナギ	ムラサキツメクサ
草原性の植物	シロツメクサ
ススキ	オオフトバムグラ
シバ	アメリカセンダングサ
メドハギ	コセンダングサ
コマツナギ	オニウシノケグサ
トダシバ	マメゲンバイナズナ
カワラナデシコ	アリタソウ
ノコンギク	
スミレ	
ナギナタコウジュ	
ヘクソカズラ	
クズ	

これに対して、植物のスコアをみると、河原固有植物であるカワラハハコ、カワラノギク、カワラヨモギや川辺・崩壊地の植物であるコゴメヤナギは第1軸のスコアが高い場所で出現頻度が高

い傾向があるため、半安定帯か安定帯でかつ礫質の沈み石か砂質の頻度の高い場所で出現頻度が高いことが示された（図12）。一方、川辺・崩壊地のツルヨシや草原生のヨモギは、第1軸のスコアの幅が広く、多様な環境に出現しており（図12）、種によって異なる環境選好性が示された。

さらに、これらの種とシナダレスズメガヤを比較してみると、シナダレスズメガヤは河原固有植物などと分布域が大きく重なっていた（図13）。そこで、DCAの4軸までのスコア、基質（礫質の割合）、比高を説明変数として、シナダレスズメガヤの出現頻度に対して重回帰分析を行ったところ、基質を除いて有意な効果を持つことが分かった（ $R^2 = 0.309$, $F = 21.24$, $p < 0.0001$; 表13）。特にDCAの第1軸の係数の推定値は正であり、河原固有植物などと分布域が重なっていることを示唆する結果となった。また、環境要因として比高も有意であり、メソスケールにおいて、シナダレスズメガヤの分布が植生および比高で説明されることが示された。

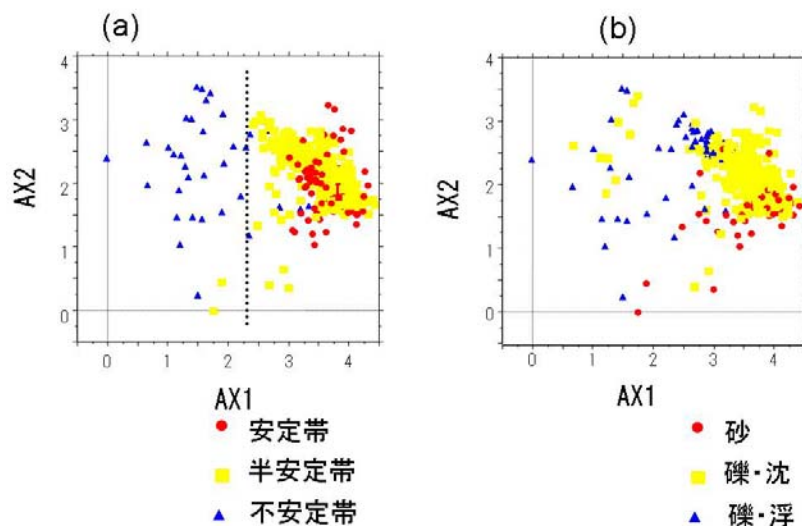


図11. DCAによる展開図と比高，基質との関係。(a) 比高（安定帯，半安定帯，不安定帯），(b) 基質タイプ（砂，礫・沈み石，礫・浮き石）。

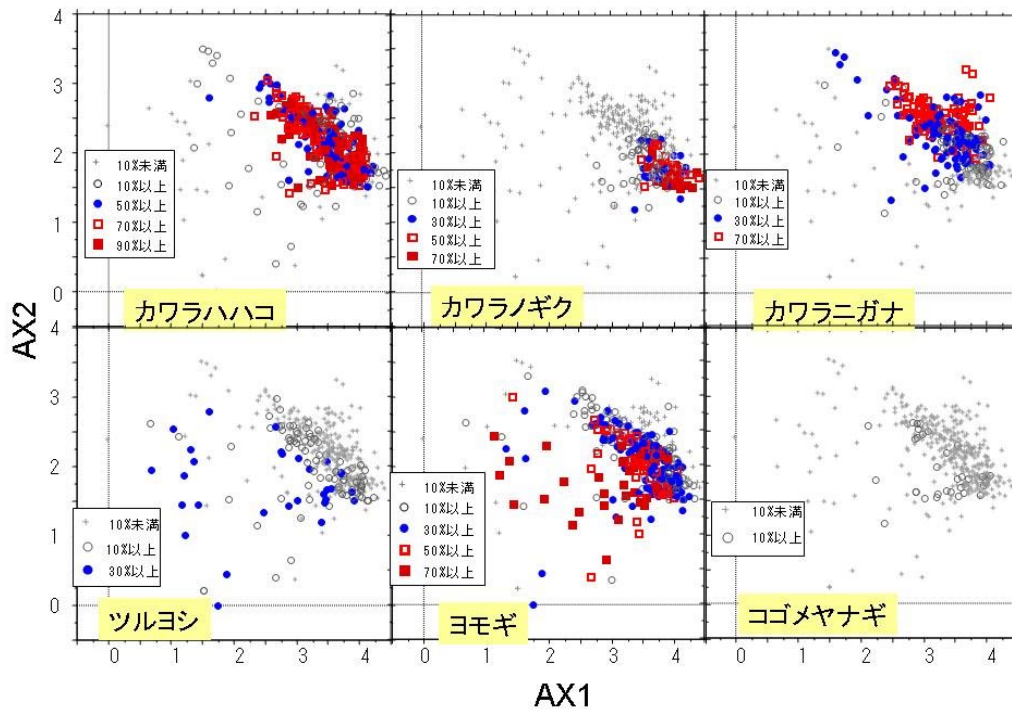


図12. 植生データのDCAによる展開図と代表的な植物種の出現頻度との関係。DCAに展開代表的な植物種の出現頻度を示す。

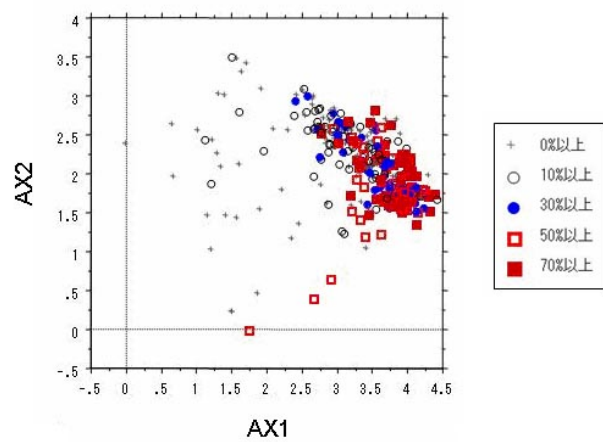


図13. 植生データのDCAによる展開図とシナダレスズメガヤの出現頻度との関係。DCAにシナダレスズメガヤの出現頻度を示す。

表13. シナダレスズメガヤの出現頻度と植生、基質、比高との関係。植生のDCAのAX1-AX4のスコア、基質、比高を説明変数、シナダレスズメガヤの出現頻度を目的変数とした重回帰分析の結果を示す。

	推定値	標準誤差	t値	p値
切片	-0.477	0.157	-3.05	0.0025
AX1	0.188	0.033	5.71	<0.001
AX2	-0.078	0.034	-2.28	0.0231
AX3	0.212	0.040	5.30	<0.001
AX4	0.098	0.046	2.13	0.0336
基質(礫質の割合)	-0.111	0.065	-1.70	0.0896
比高(安定帯)	-0.080	0.037	-2.19	0.0293
比高(半安定帯)	0.074	0.030	2.44	0.0152

先の実験区で有意な効果が検出された基質の効果が認められなかったのは、浮き石と沈み石をプールして礫質として解析に供したことおよび基質が植生のDCAスコアとの間で相関があったことによる統計的な問題に起因する可能性が考えられる。基質の係数の推定値は負であり、より粒径の小さい砂質を好む傾向があることは一致していた。

以上の実験・調査の結果から、シナダレスズメガヤは半安定帯で、カワラノギクなど河原固有植物が生育する植生において出現頻度が高くなることが示され、基質については有意差は認められなかったものの、砂質でより出現頻度が高くなる傾向があることが明らかになった。これは、1996年と2000年～2002年のシナダレスズメガヤの優占群落と比高および基質との関係を見ると、さらに明瞭になる。図14では、比高・基質タイプの物理的環境条件に区分して、それぞれの環境条件を示すセルにおけるシナダレスズメガヤ優占群落の年変化を示した（ただし、比高・基質の組み合わせにより存在しなかったタイプは除く）。シナダレスズメガヤ優占群落はどの環境条件でも増加したが、半安定帯で顕著であり、礫質の沈み石の場所でも大きく増加していることが分かる。安定帯では砂質の場所での増加が少なかったことが、重回帰分析で安定帯の係数の推移値が負になった理由だと考えられる。2000-2002年には、本調査地において約75%以上がシナダレスズメガヤに覆われるに至った。さらに、1996年と2000-2002年現在の植生（優占群落）のセル数（面積）の変化を示したのが図15である。優占種は概ね最も出現頻度の高い種とした。シナダレスズメガヤ群落の大部分が河原固有植物の優占群落（カワラノギクを含む）と置き換わって成立したものであることが示された。

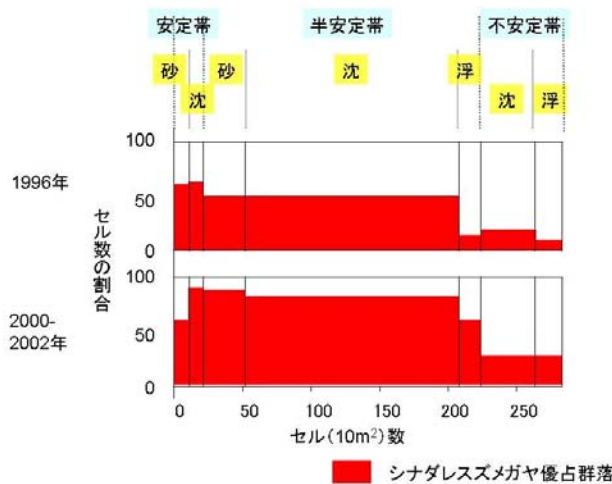


図14. 各々の環境条件（比高，基質）を示すシナダレスズメガヤ優占群落の占有面積の割合。1996年および2000-2002年の結果を示す。

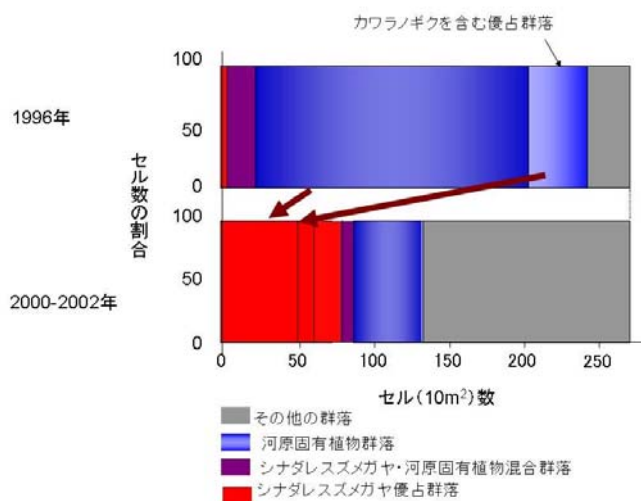


図15. 優占群落面積の変化。1996年および2000-2002年の結果を示す。赤色はシナダレスズメガヤ群落、青色は河原固有植物群落、赤紫色は両者の混合群落を示す。

このことから、河原に侵入したシナダレスズメガヤの管理のためには、シナダレスズメガヤがすでに優占している場合は機械的除去を実施し、保全上重要な植物が残された場合は選択的な除去が有効と考えられる⁷⁾。また、河川上流部における種子供給源を絶つ対策も根本的な解決のためには必要とされる。

4) 外来植物のデータベースに資する情報整理と構築

本課題では、河川域の外来種を対象として、データベース構築のための情報について検討するとともに、生態系への影響の著しいいくつかの代表的な外来種のデータベースの作成を試みた。その結果、15種（緑化植物・ワイルドフラワー：シナダレスズメガヤ *Eragrostis curvula* (Schrad.) Nees, ハリエンジュ *Robinia pseudoacacia* L., イタチハギ *Amorpha fruticosa* L., オオキンケイギク *Coreopsis lanceolata* L., オオハンゴンソウ *Rudbeckia laciniata* L.; 雑草：オオブタクサ

Ambrosia trifida L., アレチウリ *Sicyos angulatus* L., オオカワヂシヤ *Veronica anagallis-aquatica* L., アレチハナガサ *Verbena brasiliensis* Vell.; 観賞用植物: セイタカアワダチソウ *Solidago altissima* L., オオフサモ *Myriophyllum brasiliense* Cambess., オオカナダモ *Egeria densa* Planch., ホテイアオイ *Eichhornia crassipes* Solms, ボタンウキクサ *Pistia stratiotes* L., キショウブ *Iris pseudacorus* L.) の外来種について情報を整理した。表14には、1例として、シナダレスズメガヤのデータベースを示す。

整理した情報は、和名、学名、分類、原産地、生活史(=生活形)、用途(=利用形態)、定着実績、被害の事例(生態系に係る被害/産業・人体に係る被害)、被害をもたらしている要因(生物学的要因/社会的要因)、形態、近縁種・類似種、駆除対策事例、国内の評価、国内の侵入の程度、海外の評価、世界の主な侵入先、その他の特記事項の18項目である。可能な限り多くの文献を収集することで、いずれの種においても、侵略性評価や管理計画に資する多様な情報を含むデータベースを作成することができた(表14)。

外来植物の侵略性を評価するためには、課題1で明らかになったように種特性および移入経路の情報が必要となる。また、個々の外来種のリスク評価や対策のためには、課題3で明らかになったように、さらに詳細な情報が必要となる。定着や侵入の状況、被害の事例や要因だけでなく、既に対策事例が行われているときはそれらの情報も新たに対策の計画を立案するために非常に役立つだろう。これらの情報をできるだけ具体的かつ詳細に記載することが、対象とする外来種の理解をより深めることにつながると考えられる。

本研究で取り組んだ各課題の相互の関係を整理すると、図16のようになる。種数の多い外来植物の効率的な管理・対策を行うためには、本研究で示したように、複数のアプローチを組み合わせる手法が有効となると考えられる。具体的には、移入経路および種生態特性に基づいて侵略性の著しい外来植物を速やかに判定し、対象とする外来種の侵入・分布拡大プロセスの詳細な理解のもとに、管理・対策を実施する。このとき、休眠・発芽特性の理解は、植物の侵入・分布拡大プロセスの解明の基礎となる。そして、それらの情報を含めて、データベース化し活用していくことが、外来植物の効率的な侵略性評価と管理・対策において重要な要素となるだろう。

表14. 外来植物の特性：シナダレスズメガヤ。

和名	シナダレスズメガヤ(セイタカカゼクサ, ウィーピングラブグラス)	
学名	<i>Eragrostis curvula</i> (Schrad.) Nees	
分類	イネ科	
原産地	南アフリカ	
確認年代	1950年頃	
生活史	多回繁殖型多年生草本	
定着実績	主にアメリカ合衆国から輸入されて、中山間地域の治山・砂防工事、のり面緑化工事などに盛んに用いられている。	
	現在では、ほぼ全国に野生化している。我が国における直轄河川(123河川)のうち、すでに106河川において侵入していることが確認されている。	
被害の事例	生態系に係る被害	世界中に広く栽培用に品種改良され、放牧用或いは高速道路、住宅造成地、農地の土止め用として利用されている。
		砂礫質河原に侵入すると洪水時において砂の堆積を促進させて微地形を変化させ、洪水時にも流出することがなく、河原固有植物などの生育基盤としての生育適地を喪失する。
	砂礫質河原において河原固有植物と排他的な分布を示しており、被陰することを介して光要求性の大きい河原固有植物カワラノギク(絶滅危惧IB類)の物質生産を阻害するおそれがあることが示されている。	
	シナダレスズメガヤが侵入した河原においては、カワラノギクはほとんどの個体が種子生産に至らず枯死し、シナダレスズメガヤの侵入がカワラノギク個体群の重要な絶滅要因となっていることが明らかにされている。	
	海外でも侵入が確認され、オーストラリアでは侵略的外来種として認識されている。シナダレスズメガヤの侵入は、在来種の被度%の増加を妨げている。	
被害をもたらしている要因	農業・人体等に係る被害	熱帯・亜熱帯において牧草地や路傍の雑草となっている。雑草害は土壌の乾いた条件下で著しい。
	生物学的要因	半乾燥地域に分布し、耐乾燥性が強い、砂質土壌を好むが、排水が良ければ土壌を選ばない。傾斜地において優占する。野火に対する耐性をもつ。また、野火によって成長を増大させることがある。
被害をもたらしている要因	生物学的要因	河原に侵入した場合、株が洪水に対する耐性をもつ。
		成長が著しく早く、発芽後1~2年で開花・種子生産に至り、発芽後2年目には100,000粒を超える種子を生産する株もある。
		種子は河原においては冠水時に水流により長距離に分散する
		種子は特別な構造を持たないが、短距離であれば風で分散することが可能である。また、動物や人に付着して分散する。
		種子は生産直後から発芽する。種子生産期直後の気象条件を模した温度条件では、発芽率は90%を超えている。
	社会的要因	土砂に埋没しても再生する。
	特徴・近縁種・類似種	年間およそ30,689kgの種子が輸入されている。全国各地の中山間地域、法面などにおいて、現在でも盛んに用いられており、河川の中下流における種子の供給源となっている。
		スズメガヤ属は世界の熱帯-亜熱帯に約300種がある。
		我が国にはカゼクサなどの在来種のほか、コスズメガヤ、ヌカカゼクサ、イトスズメガヤなどの外来種が知られている。
		本種はさまざまな形態のものがおり、染色体数が異なるいくつかの系統がある。シナダレスズメガヤモドキも本種の一型と見られる。
土止め用として、本種のほか <i>Eragrostis lehmanniana</i> Nees, <i>E. chloromeras</i> Steud. (いずれもアフリカ原産)が知られている。		
駆除対策事例	鬼怒川中上流域ではシナダレスズメガヤが蔓延した河原の表層を除去し、河原固有植物の生育適地となるような河原を取り戻す河道再生事業が行政、地域住民、河川工学・生態学などの研究者の協働により進められている。	
国内の評価	日本における侵略的外来種ワースト100。	
国内の侵入の程度	日本の河川において優占群落面積が300haを超えている。	
海外の評価	オーストラリアにおける侵略的外来雑草。New South Walesにおいては、45,000haを超える群落を形成している。	
世界の主な侵入先	オーストラリア(Invasive)、北アフリカ、アジア温帯、アジア熱帯、ニュージーランド、北米、南米、太平洋諸島	
その他の特記事項	<i>Eragrostis curvula</i> complexとして認識されている。	

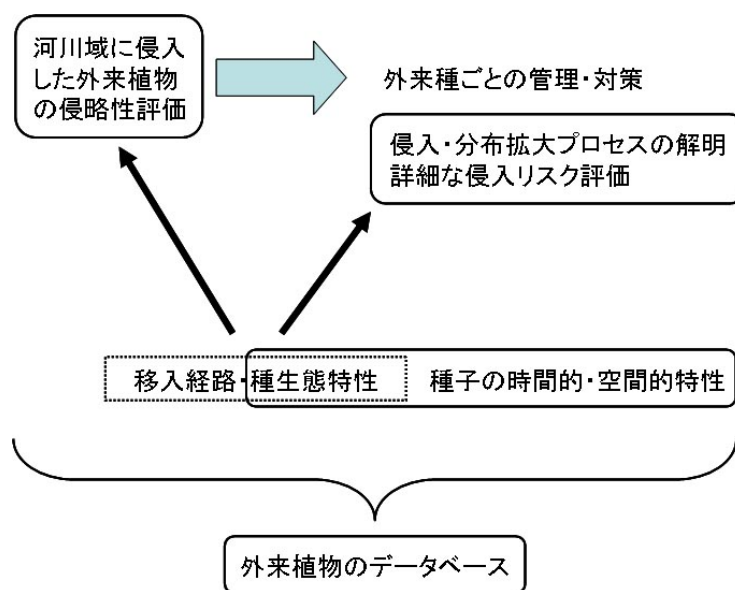


図16. 本研究の各課題の相互の関係図。

② 侵入哺乳類の生態リスク評価に関する研究

日本での侵入による影響が危惧される哺乳類としては、諸外国及び従来国内定着事例から、マカカ属・アライグマ科・クスクス科・マングース科・リス科の哺乳類の定着を警戒する必要があるが、特に北米原産であるマスクラット (*Ondatra Zibethicus*) の今後の動向については注意を要する。マスクラットは日本においても第二次世界大戦中の軍服用毛皮獣として養殖が奨励され、その後の敗戦による飼育放棄によって定着したが、定着地の工業化・都市化によって、現在の生息地は千葉県市川市行徳（県鳥獣保護区と宮内庁鴨場の湿地帯）や東京都葛飾区水元公園、埼玉県江戸川流域の一部に限られている。しかし、ヨーロッパにおける侵入の経過をみると、まず最初にチェコ（ボヘミア地方）に1905年に5頭放逐されたものが、9年後には200万頭まで増加したこと、年に30kmの速度で生息地を拡大し、デンマーク以外のヨーロッパ全土に侵入したことを考えると、決して繁殖力が低い動物ではなく、現在の日本ではたまたま都市部に隔離された形で残存しているが、郊外に侵入した場合には、ヨーロッパ同様に爆発的な拡大をみせることが危惧された。この情報を基に、外来生物法による第二次特定外来生物種選定の際にマスクラットを指定すべき種として推薦し、特定外来生物種として選定されるに至った。

すでに特定外来生物としての指定を受けているアライグマに関しては、2004年時点で一時的情報を含むと全国42都道府県から生息情報が得られていたが、その後青森県岩木町、鹿児島県大口市、福島県原町市、さらには島根県、佐賀県からも情報が得られ、全国最後に残されていた愛媛県からも生息情報が得られるに至っており（未発表情報）、アライグマの侵入は全国的なものとなった。

地域的な分布情報や被害情報が蓄積されている神奈川県鎌倉市では、被害情報は全市に渡っているが、捕獲は落葉広葉樹二次林、いわゆる谷戸地域に多いことが推察される（図17）。

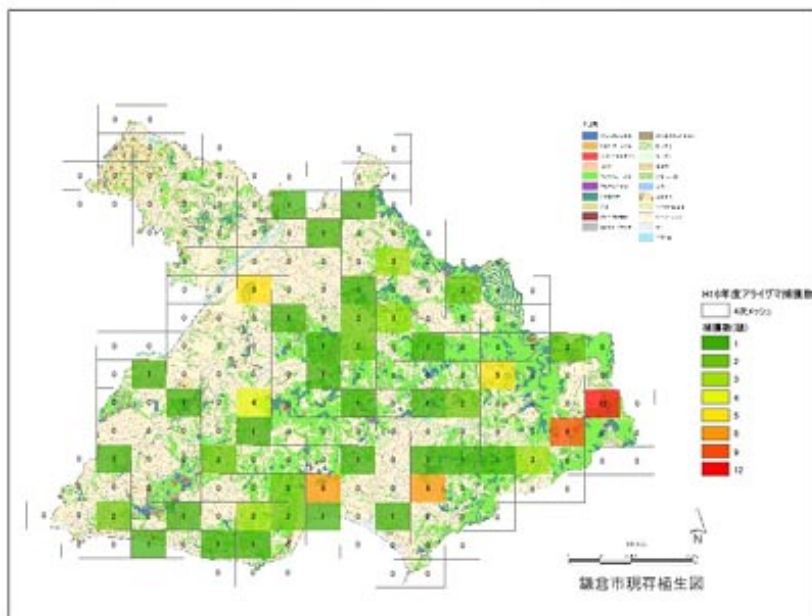


図17. 平成16年度における鎌倉市のアライグマ捕獲状況。

また、近年アライグマ生息数が急激に増加していると考えられている大阪府に関しては、分布拡大は北部茨木市からの南下と和歌山県からの北上という南北双方からの悪代傾向が伺えるが、淀川・大和川という大きな河川に挟まれた中心地域は未だ低密度で推移しており、川幅の大きな河川はある程度の自然の障壁となることが推察された。まずは、この両河川を境界線として、中心部への侵入を阻止する対策を講じ、その上ですでに定着した地域での低密度化を図ることが重要と考える。

捕獲アライグマ個体の分析に関しては、120個体の消化管分析および糞分析による食性調査（酪農学園大学担当）では、希少種ニホンザリガニの捕食に加えてスズメバチ類の捕食が確認され、摂食餌資源の多様性を再確認するとともに、主要餌資源の季節的変動の実態が明らかとなり、秋季から春季におけるサルナシをめぐる在来種キタキツネ・エゾタヌキとの競合の可能性が示唆された。

また、感染症・寄生虫の調査（酪農学園大学担当）からは、これまでに記録のない旋毛虫 *Tricinellosis* sp. の被囊幼虫（筋肉トリヒナ）が発見され、分析した430個体中、道央部で捕獲された5個体から、筋肉1g当たり10～184虫体が検出された。北海道北広島市では、日本で初めてセンコウヒゼンダニ *Sarcoptes scabiei* に感染したアライグマを確認。形態・DNA分析から、キツネ・タヌキ・イヌから感染したものと推測され、今後他の野生動物への感染も危惧される。また、アライグマのレプトスピラ菌への感染も明らかとなったが、イヌジステンパーウイルスに関しては、北海道では陰性であった。

北海道野幌森林公園（2051ha）の根絶モデル地域では、1セット21日間（100罠／1日、罠間隔約500m）の捕獲を年に3セット、2004年と2005年に継続して実施したが（図18）、2000ha程度の森林では、年3セットの捕獲によって、当該年度内に成獣の8～9割を捕獲することが可能と推測された（図19）。

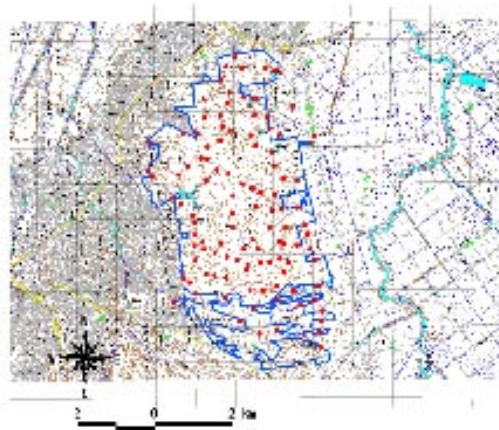


図18. 野幌森林公園におけるアライグマ捕獲地点。

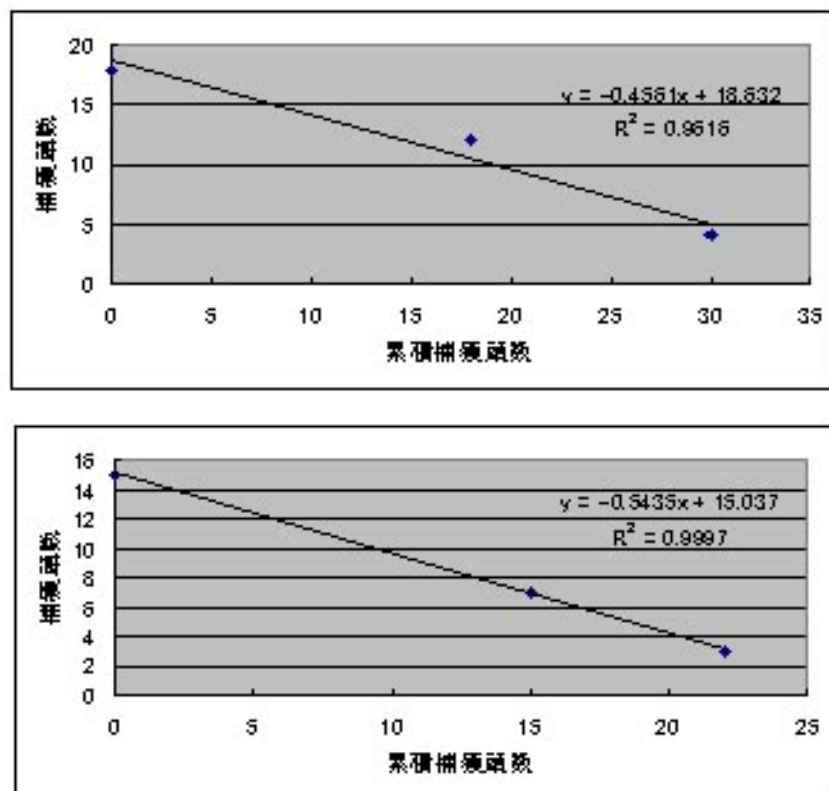


図19. 野幌森林公園での年間3セット捕獲における2004年（上図）及び2005年（下図）成獣捕獲数の推移。

しかし、2005年度初頭には成獣捕獲個体数は回復を見せ、これは捕獲地点の分析から河川伝いに外部地域から新規移入してきた個体と予想され、河川を中心とした新規個体の移入予防策が根絶達成の鍵となることが示唆された。

また、数量化Ⅱ類による罠設置地点の環境分析からは、アライグマは、人家周辺・湿性草本植生・池・湿地・畜舎周辺といった環境に選好性があるものと予想された。土地利用・林相・植生・

植生密度・水環境・人家からの距離・畜舎からの距離といった環境要因と捕獲結果との関連を解析した結果、人家周辺は季節にかかわらず好まれ、季節によって変動はあるが、湿性草本植生・池・湿地・畜舎周辺が全体的に好まれるという結果が得られた（図20）。

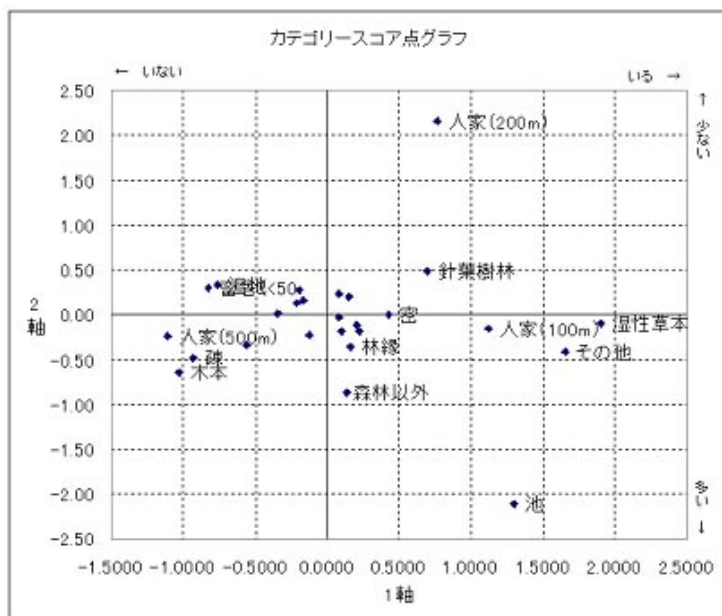


図20. 2005年5月における数量化Ⅱ類による罝設置環境のカテゴリースコアグラフ（原点より離れたポイントの環境で捕獲される傾向にある）。

今後のアライグマ防除事業における捕獲作業に際しては、このような環境特性のある地域への罝かけを行うことによって捕獲効率を上げることが可能と考える。

アメリカミンクの影響評価に先立って実施した、DNA分析によるイタチ科動物及び在来食肉類の糞からの種判別法に関しては、種判別が可能であることが明らかとなった（図21）。

DNA抽出から遺伝子増幅法(PCR)までのプロセスは、以下のとおりである。

- 1) 鶴居村温根内ビジターセンター木道上および隣接して流れる小川の河原において食肉類と思われる動物の糞を採取採取後は75%エタノールにて保存（採取時期は2005年11・12月、2006年2～5・10月）
- 2) 採取した糞を -80°C で1週間保存した後（寄生虫対策）、糞DNA抽出キットを用いて糞約0.3gからDNAを抽出
- 3) ミトコンドリアDNA塩基配列の違いを基に種特異的プライマーを作製
- 4) 種ごとに特異的なPCR条件を設定し種判定を行った

特異的プライマーを作成した動物種は、アメリカミンク・エゾクロテン・キタキツネ・イイズナ・エゾオコジョ・イヌ・ニホンイタチ・キテン（ニホンテン）・アライグマ・エゾタヌキ・イエネコである。この手法を用いることによって、外見上判断が困難なイタチ科動物の糞のみならず、イヌとの区別が困難であったアライグマの糞についても種判別が可能となり、糞を用いた食

性分析によって、より正確な影響評価が可能となった。現在は、糞DNAからニホンザリガニおよびウチダザリガニを検出する方法を開発中であり、この手法が確立されれば、捕食者であるイタチ科の外来種・在来種の関係のみならず、非捕食者であるとともに互いに競合関係が予想されるニホンザリガニとウチダザリガニとの関係を総合的に評価できることが可能となり、外来哺乳類による生態系への影響評価をさらに進めることが可能になると考えている。

ちなみに糞の種判定の結果は以下の表5のとおりである。

表15. DNA分析による糞の種判定結果（対象は全405サンプル）

* 数字横のカッコ内は2種に反応してしまったサンプルの数。

* 目撃情報のあった種に関しては種特異的PCR判定を全サンプルに行った。

	アメリカミンク	クロテン	キツネ	イエネコ	オコジョ	イヌ	合計
種判定個体数	82(6)	147(6)	13	1	0	4(2)	247(7)
割合	20.3%	36.3%	3.2%	0.3%	0%	0.5%	61.0%

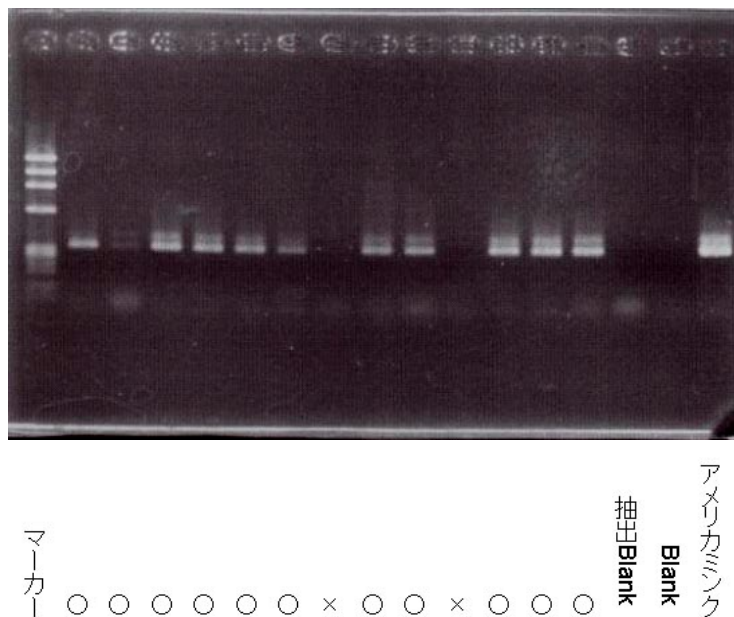


図21. アメリカミンクと種判定した結果の例(アガロースゲル電気泳動)

○：ミンクと判定された糞DNA ×：反応しなかった糞DNA

実際に、この手法によって調査地域では従来生息が確認されていなかったエゾクロテンの生息が明らかとなり、DNAを用いた糞分析は、外来種研究のみならず、今後の野生生物研究にも広く応用が可能な手法と思われる。

上記のDNAによる糞分析で種判別されたアメリカミンクとエゾクロテンの糞を用いた食性分析においては、アメリカミンクの糞からは、哺乳類・爬虫類・両生類・魚類・甲殻類・昆虫類が検

出され、餌生物は極めて多岐にわたっていた。特に昆虫類・クモ類・多足類の検出率は高い値を示し、アメリカミンクがこれらに強く依存していることが予想された。また、両生類、甲殻類、魚類の検出率が高かったこと、植物質の検出が少なかったことから、アメリカミンクは肉食性が強く、水辺に生息する生物を餌資源として利用していることが推察された（表16）。

一方、エゾクロテンの糞から検出されたものは、サルナシの果実とネズミ科の骨・毛がほとんどを占めた（表17）。

表16. アメリカミンクの糞から検出された内容物(43糞)

分類群	検出数	検出率 (%)
哺乳類の骨	7	16.3
哺乳類の毛	3	7.0
鳥類の骨	0	0
鳥類の羽毛	0	0
両生類・爬虫類の骨	18	41.9
両生類・爬虫類の皮膚・鱗	6	14.0
魚類の骨	10	23.3
魚類の鱗	0	0
甲殻類	8	18.6
昆虫類・クモ類・多足類	23	53.5
植物の葉・表皮	29	67.4
植物の種子	1	2.3
人工物	0	0
判別不明の骨	9	20.9
不明	11	25.6

最後に、諸外国における外来哺乳類対策と生態リスク評価に関してであるが、ニュージーランドやイギリスといった外来種対策先進国における外来哺乳類対策では、対策構築の際にリスク分析を行う専門家が対策グループに参加しており、様々な状況に応じたリスクアセスメント体制が確立している。こうした組織のもとに、イギリスのDepartment for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA)では2004年から外来種によるリスクアセスメント体制の整備がさらに進められ、すでに「UK NON-NATIVE ORGANISM RISK ASSESSMENT SCHEME」が公開されているに至っている。また、ニュージーランドでも同様に、ポッサム対策構築に際して「POSSUM CONTROL DECISION SUPPORT SYSTEM」という対策支援システムがLandcare Research社によって公開されている。これらは、質問に対して現在の外来種に関する手持ちの情報を入力するとリスク評価結果、または推奨される対策がアウトプットされるシステムであり、このようなシステムは、日本においても地方公共団体等が対策を推進するための強力なサポートとなるものである。日本では、まだ外来種に対する十分なデータが蓄積されてはいないが、将来的にはこうしたシステムを作り、各地の対策構築を支援する体制作りが必要と考える。

表17 エゾクロテンの糞から検出された内容物（124糞）

分類群	検出数	検出率 (%)
哺乳類の骨	51	41.1
哺乳類の毛	54	43.5
鳥類の骨	1	0.8
鳥類の羽毛	3	2.4
両生類・爬虫類の骨	0	0
両生類・爬虫類の皮膚・鱗	0	0.0
魚類の骨	4	3.2
魚類の鱗	0	0
甲殻類	0	0
昆虫類・クモ類・多足類	11	8.9
植物の葉・表皮	41	33.1
植物の種子	63	50.8
人工物	0	0
判別不明の骨	4	3.2
不明	17	13.7

③ 外来性爬虫類・両生類の在来生物相への影響の様式や程度とその生物学的特性との関係に関する研究

新潟集団の40標本の中で、多くの形質はクサガメのものとほぼ同様の形質状態を示した。しかしその一方で、新潟集団の多くにクサガメにはみられない特徴的な形質状態も見られた。すなわち新潟集団の雄11標本では9形質、雌29標本では8形質によりクサガメ、ミナミイシガメと比較をおこなうことができた。雄のうち8標本、雌のうち11標本ではすべての形質においてクサガメの特徴を示していたが、残る雄3標本、雌18標本ではいくつかの形質においてミナミイシガメの特徴および両種の間隔的な特徴が見られた。そのうち、もっともクサガメと異なる特徴（ミナミイシガメの特徴ないし両種の間隔的な特徴）を多くの形質で示した標本はKUZ R56777で、8形質のうち4形質にそのような特徴が見られた。このほかクサガメと異なる特徴が3形質に見られたのは1標本、2形質に見られたのは6標本、1形質に見られたのは13標本であった。

いっぽうアロザイム分析では、検出を試みたもののうち判読が可能であったのは16酵素19想定遺伝子座であった。判読が可能であったもののうち12遺伝子座で多型が見られた。多型の見られた遺伝子座のうち、Ada、Gp、Mdh-1、Meの4遺伝子座において、クサガメとミナミイシガメの間で対立遺伝子が完全に異なっていた。新潟産標本におけるこれら4遺伝子座の遺伝子組成をみると、KUZ R56777はAdaとMdh-1の2遺伝子座においてクサガメとミナミイシガメの対立遺伝子をへ

テロで持っていたが、Gp、Meの遺伝子座においてはクサガメの遺伝子のみをホモで持っていた。KUZ R56800はMdh-1遺伝子座においてクサガメとミナミイシガメの対立遺伝子をヘテロで持っていたが、Ada、Gp、Meの遺伝子座においてはクサガメの対立遺伝子をホモで持っていた。これらの2標本を除く38標本は、4遺伝子座のすべてにおいてクサガメの遺伝子のみをホモで持っていた。なお、新潟産標本は多型が見られた6つの遺伝子座（Ada、Gpi、Idh-2、Mdh-1、Pep-1g、Pgm）のすべてにおいて観察された遺伝子型の頻度はハーディー・ワインバーグ平衡に基づく予想範囲から有意に逸脱しなかった（Fisherの正確確率検定、 $P > 0.05$ ）。

新潟産標本のすべてに対しミトコンドリアDNAのチトクローム *b* 遺伝子の部分領域のハプロタイプを決定した。このうちKUZ R56777、R56800の2標本はミナミイシガメのハプロタイプを持っていたが、それ以外の38標本はすべてクサガメのハプロタイプを持っていた。

SINE配列挿入に関しては、BMm74遺伝子座とBMm85遺伝子座ではミナミイシガメにSINE配列の挿入が見られ、クサガメには見られないとされており³³⁾、実際、調べたミナミイシガメの全標本においてSINE配列の挿入が見られ、一方クサガメでは全標本において挿入が見られなかった。なおSasaki et al. (2004)³³⁾は、BMm105遺伝子座はクサガメとミナミイシガメの両方にSINE配列の挿入が見られるものの、彼らが設計したプライマーにより増幅される領域の間にクサガメのみでSINE配列以外におよそ300塩基対の挿入が見られるとした。今回調べたクサガメの24標本のうち、12標本では該当する箇所にSasaki et al. (2004)³³⁾が記したように約300塩基対の挿入がホモで確認されたが、4標本ではこのような挿入のあるものとならないものがヘテロとなっており、残る8標本では挿入がまったく見られなかった。なお、SINE配列の挿入の有無には地域的なまとまりは見られなかった。一方ミナミイシガメでは、Sasaki et al. (2004)³³⁾の記したとおり全標本でSINE配列以外の挿入が見られなかった。さらにSasaki et al. (2004)³³⁾は、BCr04遺伝子座ではクサガメにSINE配列の挿入が見られ、ミナミイシガメには挿入が見られないとした。しかし調べたクサガメ28標本のうち16標本では、SINE配列の挿入がホモで認められたものの、8標本では挿入がヘテロで認められ、残る4標本ではSINE配列の挿入がなかった。こちらもBMm105遺伝子座の場合と同様、SINE配列の挿入の有無には地域的なまとまりは見られなかった。一方ミナミイシガメでは、全標本でSINE配列の挿入は見られなかった。

以上からSINE配列の挿入の有無によりクサガメとミナミイシガメの判別ができるのは4つのプライマーセットのうち、BMm74遺伝子座、BMm85遺伝子座の2つのみであることがわかった。このうちBMm74遺伝子座で見た場合、新潟産の40標本のうち、KUZ R56777だけにミナミイシガメ型のSINE配列の挿入がヘテロで見られ、残る39標本ではすべてSINE配列の挿入のないクサガメ型をホモで示した。一方BMm85遺伝子座では、新潟産の40標本はすべてSINE配列の挿入の見られないクサガメ型をホモで示した。

アロザイム分析によって検出された多型遺伝子座における遺伝子型の出現頻度がハーディー・ワインバーグ平衡に基づく予想範囲から有意に逸脱しなかったことから、新潟産イシガメ科集団は、自由交配する単一の個体群であると想定できる。アロザイム分析によって示されたAda、Gp、Mdh-1、Meの4遺伝子座、ミトコンドリアDNAのチトクローム *b* 遺伝子の部分配列、そしてBMm74、BMm85の2遺伝子座におけるSINE挿入の有無の計7つを手がかりとすることができた。解析の結果、新潟個体群40標本のうち2標本（KUZ R56777、R56800）において、クサガメとミナミイシガメの核遺伝子の両方が認められた。このことは新潟個体群が、単なるクサガメの変異集団ではな

く、ある程度ミナミイシガメの遺伝子の浸透を受けた経緯のある雑種個体群であることを示している。これは淡水性カメ類において在来種の野外個体群が外来種からの遺伝浸透を受けていることを示した初めての例である。

なお上記の解析でクサガメの遺伝子とミナミイシガメの遺伝子を併せ持つことのできた2標本のうち、KUZ R56777は両性遺伝をする6つの核遺伝子マーカーのうち3つでクサガメの遺伝子を、3つで両種の遺伝子を、母系遺伝するミトコンドリアDNAでミナミイシガメの遺伝子を持っていた。一方KUZ R56800は同じく6つの核遺伝子マーカーのうち、5つでクサガメの遺伝子を、1つで両種の遺伝子を、ミトコンドリアDNAでミナミイシガメの遺伝子を持っていた。交雑個体がどちらか一方の親種と戻し交雑を行なう際、雑種第2代、第3代、第4代、…と進んでいくともう一方の種の遺伝子は1/4、1/8、1/16、…と減少していく。KUZ R56777は約1/4、KUZ R56800は約1/8ミナミイシガメの遺伝子を持っていたこととなり、それぞれ雑種第2代、雑種第3代であることが考えられる。

定性的形質の比較では、KUZ R56777、R56800の他にも19標本がクサガメの特徴以外にミナミイシガメの特徴や両種の間隔的な特徴を併せ持っていた。しかし、この19標本は調べたすべての遺伝子座・配列でクサガメの遺伝子しか持っていなかった。このことはこれら19標本が、交雑個体ではあるもののすでに戻し交雑を重ねたため本研究で行った程度の遺伝解析では検出できないほどにミナミイシガメの遺伝子が希釈されてしまった可能性、あるいはクサガメのものと異なると思われた形態形質が、実際には新潟地域にだけ見られる本種の形態的特徴である可能性を示唆している。この19標本においてミナミイシガメの特徴や両種の間隔的な特徴の見られた形質は、遺伝的解析で雑種とされたKUZ R56777においてミナミイシガメの特徴や両種の間隔的な特徴の見られた形質と一致する。このことからこれらが、新潟地域のクサガメにだけ見られる形態的特徴である可能性は低いと思われる。

クサガメや近縁種の多くは26対52本の染色体を持っている。新潟個体群も同様に52本の染色体を持っていることが考えられ、新潟個体群は52本の染色体とミトコンドリアの遺伝子を有していることになる。本研究で用いたアロザイム分析とSINE法の核遺伝子マーカーがそれぞれ別の染色体上の遺伝子を検知していると仮定しても、新潟個体群の52本の染色体とミトコンドリアの遺伝子のうち12本の染色体とミトコンドリアの遺伝子しか検出できていない。そのため、本研究では少なくとも新潟個体群の40本の染色体はクサガメとミナミイシガメのどちらの種のもので構成されているか確認できていない。本研究において、検知された染色体より検知することができなかった染色体のほうが3倍以上多いことから、検知できなかった染色体の中にミナミイシガメの遺伝子を含んでいる可能性が十分に考えられる。よって問題の19標本は一度交雑し、その後クサガメとの戻し交雑の進んだ個体であり、にもかかわらずミナミイシガメのいくつかの形態的特徴が、クサガメの特徴に希釈されながらも依然、多少なりとも認識できる形で残っている状態であることが考えられる。

このように新潟個体群は、在来種であるクサガメと外来種であるミナミイシガメの交雑の後、数代にわたって交雑個体の系統が、希釈されながらも存続してきていることを示唆している。カメ類は20年以上生きることがまれではなく、一般に寿命が長いことが知られている。クサガメやミナミイシガメの寿命や生活史に関する直接的な知見は見当たらないが、体サイズにおいてこれらとそれほど差のない近縁種ニホンイシガメでは、成熟までには3-5年を要するといわれている。

そのため、新潟個体群も一世代の交代に10年近くかけていると仮定すると、この交雑現象はここ数年のことではなく、かなり古くから始まったことが考えられる。これまでに、新潟県でミナミイシガメの分布が確認されたという報告はない。実際、今回の標本を採集した池やその周辺で罫を用いて行なった調査でも純粋なミナミイシガメと思われる個体は一切確認できなかった。このためミナミイシガメはかつて、人為的に放逐はされたものの定着には至らなかったことが考えられる。

本研究により日本国内でクサガメとミナミイシガメの雑種個体群が形成されていることが明らかとなった。これまでにミナミイシガメの分布の報告がない新潟県において雑種個体群が形成されていた事実は、少数の外来種の人為的な持ち込み、放逐でさえ、在来種個体群に対する遺伝的攪乱を引き起こすことを強く示唆している。ミナミイシガメの定着が確認されている近畿地方の一部はもちろん、都市部周辺などとりわけペット用のカメ類の人為的移入が起りやすい場所を中心に、日本全国でこのような現象が起こっていることが危惧される。実際、千葉県でも今回の新潟個体群のものと同様の形態的特徴を持った個体が見つかっている³⁴⁾。またミナミイシガメ以外にも、在来種であるクサガメやニホンイシガメに近縁とされる種が国内でペットとして安価に販売されており³⁵⁾、クサガメとミナミイシガメの組み合わせ以外での交雑も危惧される。早期に在来種の近縁種を中心にカメ類の流通や管理に対する対策を立てることが強く望まれる。

④ 淡水魚類の主要外来種の生息域・生息環境と生態的影響

1) 琵琶湖のオオクチバス個体群の遺伝的分析：フロリダバスの大規模侵入の実証

今回対象とした5ロットのアイソザイム分析の結果は図1のようになった。個体数が特に大型の3個体と少ない「大津2003」は、3個体すべてがノーザンバスとフロリダバスとの交雑第1世代(タイプ3)であった。残る4ロットのうちノーザンバスの純粋個体(タイプ1)が確認されなかった「西浅井2000」を除く3ロットでは、純粋なフロリダバス(タイプ2)を含め、4つのタイプすべてが見出されたが、純粋なノーザンバスやフロリダバス(タイプ1または2)の割合は低く、交雑個体(タイプ3または4)の割合が過半を占めていた。すなわち、全体的にみて、2000年以降の琵琶湖では、かつて琵琶湖を占有していたと推測されるノーザンバスの純粋個体の割合(タイプ1)が非常に低く、フロリダバスとの交雑が急速に進んでいることが明らかになった。

1974年に初めて確認された琵琶湖のオオクチバスは1983年ごろから急増し、1980年代に爆発的増加のピークを迎えて沿岸域の魚類群集を激変させたが、1990年ごろから減少に転じた。それでも1990年代半ばの調査結果では、減少したはずのオオクチバスは沿岸域の魚類群集において最優占の地位を占めていた。すなわち、1990年代、琵琶湖のオオクチバスは減ったといえどもまだ多すぎる状態にあった。このように1990年代まで琵琶湖で優占していたオオクチバスは、1992年、1997年の調査結果ではすべてノーザンバスであった。ところが、それから10年も経たないうち、琵琶湖ではフロリダバスの遺伝的特徴を持つ個体が圧倒的に優占する状態が訪れている。このことは、ノーザンバスが圧倒的に幅をきかせていた琵琶湖へ相当個体数のフロリダバスが導入されたことを示唆するものである。

ところで、バス釣りのフィールドとしての琵琶湖は、1980年代にオオクチバスの爆発的増加による釣果を甘受していた状況が、1990年ごろを境に、バスが減ってきたことによりバス釣りの将来が憂慮され始めていた。そして、ちょうどこの時期、1988年に奈良県池原ダムに導入されたフ

フロリダバスの“効果”として、大物の出現が知られるようになってきていた。このような状況を考え合わせると、ノーザンバスが卓越する1990年代の琵琶湖にフロリダバスが導入された事情が推察されよう。

本研究が示す結果は、外来生物の地域集団を対象とした遺伝的分析によって、その地域集団に先住のものとは異なった起源をもつ個体が大規模に侵入したことを裏付けるものであり、これまで侵略的外来魚に対して指摘されてきた意図的（かつ秘密裏、非合法）な放流が実在することを科学的に示唆するものである。

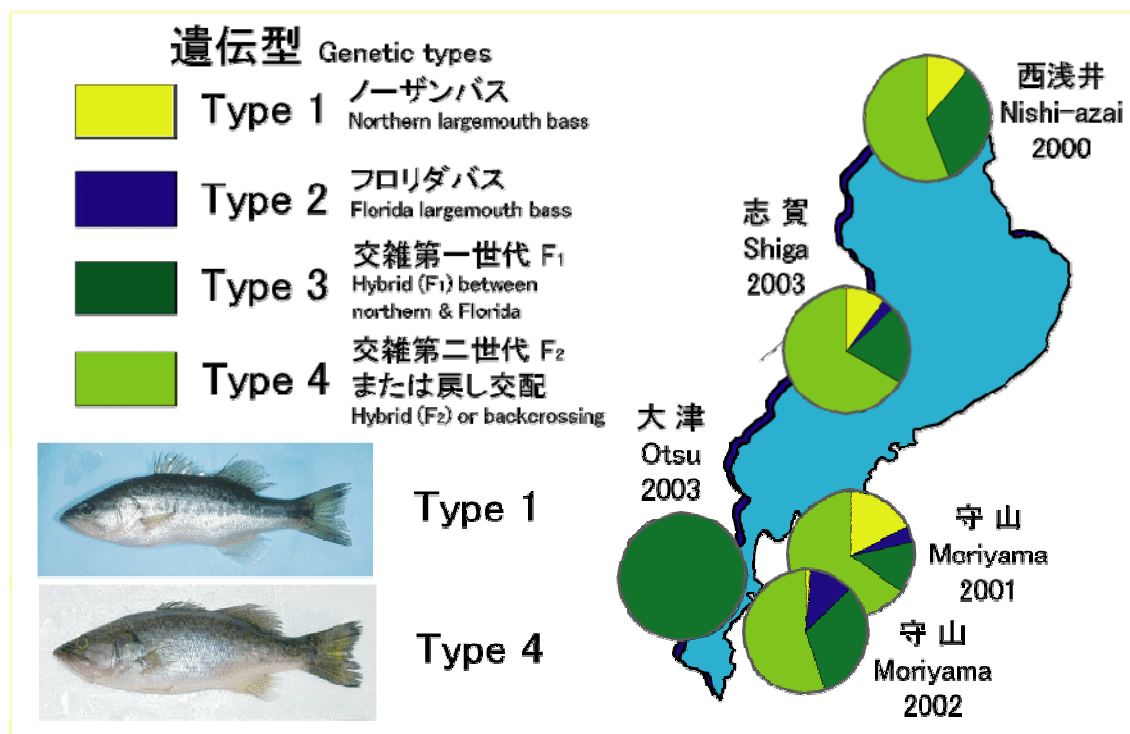


図22 琵琶湖におけるオオクチバスの遺伝的組成。

2) 全国各地のコクチバス個体群の遺伝的分析：2つの拡大経路の示唆

191個体から識別されたmtDNAハプロタイプは、ハプロタイプn (DDBJアクセッションナンバー AB190251)、o (同AB190252)、p (同AB190253) の3つであった。このうちハプロタイプoは、高村(2005)⁴⁵で長野県木崎湖産の1個体で見ついているのみで、本研究で調査した181個体から見つかったハプロタイプはすべてnかpのどちらかであった。なお、ハプロタイプnとpとは、293塩基対中で1塩基置換（塩基配列差異0.3%）のみで区別されるきわめて酷似した塩基配列である。

多様性が低いながらも、国内における2つのハプロタイプの出現頻度には、初期に導入された福島県桧原湖を中心とする東北日本と、最初に確認された長野県野尻湖から南西に広がる中部日本という、地理的傾向を見て取ることができた。東北地方と関東地方の11水域（1個体しか試料のない2水域を除く）が該当する東北日本のパターンには、ハプロタイプnが優占しながらも、nとpの両方が出現したのに対し、中部地方から近畿地方にかけての中部日本の水域では、nまたはpのどちらかのハプロタイプが優占または固定する傾向があった（表18）。

今回、コクチバスで検出された日本国内における遺伝的多様性は、これまで知られているオオクチバスの名義タイプ亜種（ノーザンバス）やフロリダバスのそれと比較して非常に小さいものであった。このことは、現在国内で拡大しているコクチバスが、遺伝的多様性の低い母集団を起源とすることを示している。このことは、国内に持ち込まれたコクチバスが養殖起源である可能性を示唆するものかもしれない。

関東地方から東北地方にかけての水域では、ハプロタイプ n が優占しながらもハプロタイプ p と n の双方が見られる傾向があり、それは東北日本で最初に導入されたと推測される福島県桧原湖と同様であった。このことは、東北日本では桧原湖がハプロタイプの多様性が維持される程度の個体数でコクチバスの種苗を確保のための拠点となっていた可能性、もしくは桧原湖への導入と同様の経路で同程度の規模（個体数）の放流がなされていた可能性を示唆するものである。桧原湖からのコクチバスの個体の調達は、外来生物法成立時点でも裏磐梯高原の管理釣り場が桧原湖で捕獲したコクチバスを用いた釣り堀り経営を行っていたことから、比較的容易に行えるものと推測される。なお、桧原湖を含む裏磐梯湖沼群は阿賀川（阿賀野川）流域の源流にあたることから、阿賀川での生息は桧原湖から流出した河川水が農業用水路を経由して阿賀川に到達した自力分散の可能性もありうる。なお、阿賀川流域の別支流の上流にあたる羽鳥湖への侵入は、ダムを遡る必要があることや時期的にかなり早期に出現していることから、羽鳥湖へは意図的に放流されたものと推測せざるをえない。一方、裏磐梯湖沼群の水の大部分は猪苗代湖に流入し、そこから用水路を経由して阿武隈川水系の水源にもなっているが、猪苗代湖に流入する手前で酸性度がきわめて高い酢川と合流し、流下個体の生存が難しいと推測されること、および猪苗代湖内ではオオクチバスと異なりコクチバスの定着が確認されていないことから、阿武隈川流域への侵入は自力分散によるものとは考えにくい。これら以外の水域は、それぞれ裏磐梯湖沼群とは独立しており、各水域でのコクチバスの生息は独立した意図的放流によるものであることは疑いない。

一方、中部日本における生息水域では、ハプロタイプ n または p のどちらかが見られる傾向が強かった。また、興味深いのは同一水系である青木湖、木崎湖、農具川でハプロタイプの出現頻度が大きく異なることである。このことは、自然流下等による分布拡大のプロセス以外に、ハプロタイプ組成が偏った個体の追加放流がなされたことを示唆するものといえよう。独立した水域への、偏ったハプロタイプの出現は、放流種苗の調達水域がすでにハプロタイプが偏っていたことの反映か、放流する種苗の個体数が少なくハプロタイプの多様性が確保できなかったことによるものと推測される。

このように見ると、関東・東北におけるコクチバスの分布拡大が比較的大規模に行われたのに対し、中部・近畿におけるコクチバスの分布拡大は比較的規模が小さいものと推測できる。今後は、核DNAの解析などによって各集団の遺伝的多様性を精査することで、こうして推測されたプロセスをさらに明確にできると考えられる。

表18 日本国内のkokochibasuのmtDNAハプロタイプの出現状況。

生息地		ハプロタイプ n	ハプロタイプ p
東北日本			
福島県	桧原湖	●	○
	阿賀川	○	●
	阿武隈川	●	○
	羽鳥湖	●	○
宮城県	南川ダム	●	○
山形県	最上川	●	
	内宮沢堤	●	
茨城県	那珂川	●	
	鬼怒川	●	○
群馬県	奥利根湖	●	○
中部日本			
長野県	青木湖	●	○
	木崎湖	○	●
	農具川		●
新潟県	大宮沢堤	●	
富山県	境川ダム	●	
岐阜県	伊自良湖		●
三重県	(無名池)	●	
滋賀県	琵琶湖		●

3) 在来水生生物に対するサンフィッシュ科魚類の生態的影響：アンケートとレッドデータブックから

a. アンケート調査

アンケート調査の回答は、長崎県・沖縄県を除く全都道府県の計84名から得られた（表19）。解析の対象となったサンフィッシュ科のどれかが生息する水域数は761に達した。なお、この調査の結果は、保全関係者からの任意のアンケート調査によるものであり、対象水域はランダムに選定されたものではない。したがって、以下に述べる「数字」そのものが絶対値として一人歩きすることは適切ではなく、あくまでも全体的傾向を示す指標とみなすべきであること、断っておく。

サンフィッシュ科3種のうち、生息確認水域数が多かったのはオオクチバスで計703水域（92%）で、ブルーギルの430水域（57%）がそれに続き、コクチバスは35水域（5%）で、3種すべてが確認された水域は10（1%）を数えた。このうち、オオクチバスとブルーギルが共存した水域数（3種共存水域を含む）は383と全体の50%に達し、オオクチバス生息水域の54%、ブルーギルの生息水域の88%に達した。このように、保全関係者がかかわる水域におけるサンフィッシュ科魚類の

定着状況はオオクチバスが圧倒的に著しく、ブルーギルとの共存水域がかなり多いことが示された。

表19. アンケート調査によりサンフィッシュ科魚類による影響が指摘された生物。

魚類（37種以上）

・環境省絶滅危惧I類（IA類+IB類）

イチモンジタナゴ イタセンパラ（種の保存法：国内希少野生動植物種） ゼニタナゴ ニッポンバラタナゴ カワバタモロコ シナイモツゴ ウシモツゴ ホトケドジョウ イバラトミヨ（雄物型）

・環境省絶滅危惧II類

スナヤツメ ギバチ アカザ メダカ

・環境省準絶滅危惧

タナゴ オヤニラミ

・その他

コイ キンブナ ギンブナ ヤリタナゴ アブラボテ カネヒラ シロヒレタビラ アカヒレタビラ モツゴ タモロコ カマツカ ズナガニゴイ コウライモロコ ドジョウ シマドジョウ ヤマトイワナ イワナ（ニッコウイワナ） ヤマメ 案後 カジカ類 シンジコハゼ カワヨシノボリ トウヨシノボリ縞鱮型（総称として、フナ類、タナゴ類、モロコ類、ヨシノボリ類）

昆虫類（13種以上）

・環境省絶滅危惧I類

オオセスジイトトンボ オオモノサシトンボ ベッコウトンボ（種の保存法：国内希少野生動植物種） マルコガタノゲンゴロウ

・環境省絶滅危惧II類

ナニワトンボ

・環境省準絶滅危惧

コバンムシ ホッケミズムシ ゲンゴロウ

・その他

オオイトトンボ コサナエ オオトラフトンボ ネキトンボ アメンボ類（他に総称として、サナエトンボ類、トンボ類）

甲殻類（2種）

スジエビ テナガエビ

両生類（2種）

アカハライモリ モリアオガエル

鳥類（2種以上）

オシドリ サギ類

外来魚による被害評価については、アンケート回答を「顕著」「あり」「軽微」「不明」の4つ

に分類したうえで、「顕著」と「あり」を影響の顕在化とみなした。その結果、影響が顕在化した水域の割合がオオクチバスとブルーギルの単独の生息水域でそれぞれ53%と25%であるのに対し、両者の共存水域では74%に跳ね上がることが明らかとなった。つまり、サンフィッシュ科魚類の生態的影響は、摂餌生態をある程度異にするオオクチバスとブルーギルという2種が同時に作用することにより、増幅されている可能性が示唆された。

次に、全761水域のうち顕著な環境変化の有無との関係を見たところ、環境悪化があった水域は52箇所、なかった水域は474箇所、環境改善があった水域は3箇所（残る232水域は「不明」）であった。これらのうち、顕著な被害評価のあった水域の割合はそれぞれ96%、68%、100%で、オオクチバス等による生態的影響は顕著が環境変化と相乗的作用を及ぼしている実態を示す一方で、環境変化を伴わない水域であっても十分に高い割合で顕在化していることが明らかになった。

影響を受けた水生生物としては、種の保存法や環境省および各都道府県のレッドリスト掲載種を含め、表19に示す種が具体的に例示された。

この結果は、サンフィッシュ科魚類による生態的影響が、各地で多岐にわたる水生動物に対して具体例に生じていることを示すものであった。特に魚類では、渓流域に生息するイワナ類、アマゴ、ヤマメなどサケ科魚類や、主に湧水環境に生息するイバラトミヨなどが含まれる一方、汽水水域を主たる生息地とするシンジコハゼも指摘されるなど、その生態的影響が多様な水域環境で生じていることも、同時に示された。

b. レッドデータブックの記述

レッドデータブック掲載種 107 種のうち、外来魚の影響が指摘されているものは 27 種（25%）で、そのうちブラックバス・ブルーギルによる捕食が影響であると考えられる種は 17 種（16%）であった（図 23）。ところで、レッドリスト選定種 107 種のなかには、地理的分布域および生息環境からブラックバス・ブルーギルと遭遇する可能性がほとんど考えられない種が多数含まれているため、それらを除くと、ブラックバス・ブルーギルと生息域が重複すると想定されるレッドリスト選定種は 36 種となり、影響が懸念される種（17 種）の比率は 47%に達した。すなわち、サンフィッシュ科魚類が侵入・定着する可能性のある水域においては、レッドリスト選定種のうちのほぼ半数で実際にこの魚の影響が憂慮される状況にあることが明らかとなった。

次に、外来魚の影響を受ける27種について、各要因タイプの包含関係を示したのが図24である。27種のうち、サンフィッシュ科魚類の影響から免れているもののうち、地理的分布域が重複しないエゾトミヨ、タナゴモドキ、タメトモハゼ、オガサワラヨシノボリ、キバラヨシノボリ、タイワンキンギョの6種と、河川溪流に生息するキリクチ、ゴギ、すでにサンフィッシュ科が侵入する前に絶滅したスワモロコを除くと、サンフィッシュ科魚類の影響があると想定されながら、具体的に指摘されていない魚種はアリアケギバチ1種しかない。

また、一方で、外来魚による影響だけを見ても、競合や交雑といったサンフィッシュ科魚類の捕食以外の影響が相乗的に作用していることも見えてきた。

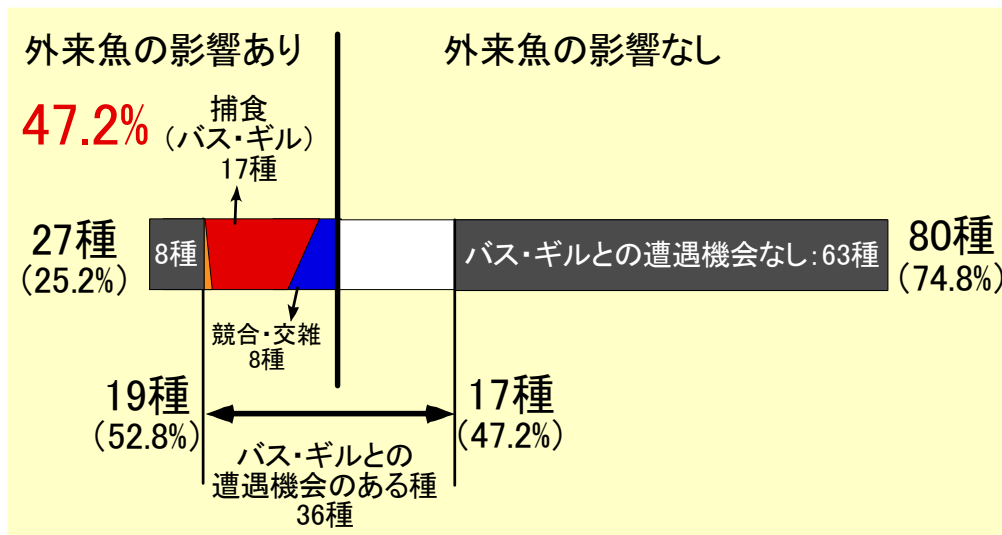


図23. 外来魚の影響とサンフィッシュ科魚類 (バス・ギル) との遭遇機会。

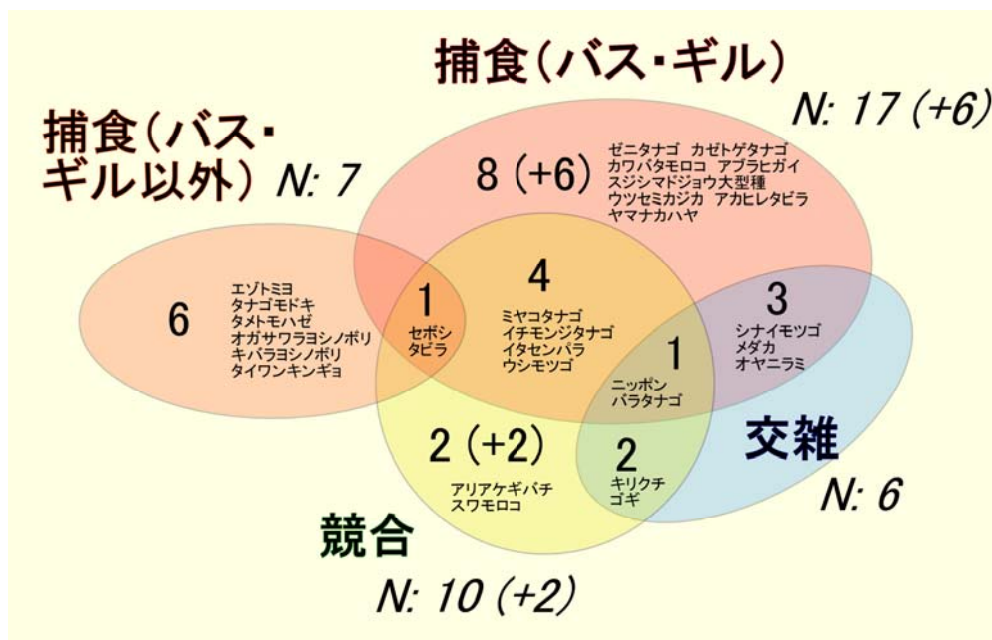


図24. 環境省版レッドデータブックの記述における外来魚の影響の重複状況。

サンフィッシュ科魚類の生態的影響については、一部の研究者から「環境省のレッドデータブックでは、在来種や絶滅危惧種の存続を脅かす95%は開発その他、埋め立て、汚染だと明らかにしている。原因の95%である開発よりも、残りの5%のブラックバスなど外来魚が悪いんだという、非常におかしなことが起こっている。」といった、事実とは大きく異なる主張が釣り人向けのメディアでなされてきた⁴⁷⁾。研究者という学術的権威に裏づけられたそうした誤りは、それを好都合に思う者たちがパブリックコメント等に同様の主張を数々寄せる形で拡大増幅され、環境省としても「環境省のレッドデータブックには、ご指摘のような記述はありません。」と回答せざるを得ない状況が生じた。特定外来生物の指定を望まない利用者・受益者が大勢存在するオオクチバス等を、生態的影響を出来る限り回避・縮減させながら適正に管理していくには、特定外来生

物への指定は不可欠な第一段階であり、それすら拒もうとする受益者側の主張に対してはそれを学術的に明確に否定する情報発信が早急に求められた。

今回のアンケート調査の結果およびレッドデータブックの記述の分析は、このような目的のために急遽とりまとめられたもので、オオクチバスの特定外来生物指定の是非を検討する「オオクチバス小委員会」の席上でも紹介され、議論の対象となった。また、アンケート調査に関しては「淀太我・向井貴彦・谷口義則・中井克樹・瀬能宏・丸山隆（2005）自然保護委員会が行ったサンフィッシュ科3種による被害事例アンケートの結果報告．魚類学雑誌，52：74-80.」として、レッドデータブック分析に関しては「中井 克樹（2006）外来生物法とオオクチバス～特定外来生物の指定をめぐる～ In: 細谷 和海・高橋 清孝（編）「ブラックバスを退治するーシナイモツゴ郷の会からのメッセージ」恒星社厚生閣，東京．pp. 13-24.」に掲載される形で公開されている。

⑤ 外来昆虫の生態リスク評価手法の開発に関する研究

2004-2006年度の調査で、北海道に産する在来マルハナバチ類11種⁵¹⁾のうち、道内での分布が局限されるノサップマルハナバチ、ミヤママルハナバチの2種を除く9種すべてが確認された。最も多くの地点で観察されたのはエゾオオマルハナバチで、各年全体の半数近いポイントで確認された。観察個体数も多く、全体の16.8-23.4%を占めている。ニセハイイロマルハナバチは観察地点数、個体数ともにエゾオオマルハナバチとほぼ同程度であったが、道央から道南地域にかけての観察ポイントでは、エゾオオマルハナバチよりも優占して観察された。観察ポイント数では次いでエゾトラマルハナバチが多く、上記2種とともに広範囲に分布していることが明らかになった。一方観察個体数ではアカマルハナバチがエゾトラマルハナバチよりも多かったが、これは道東で本種が優占して分布する状況を反映している（道東のモニタリングポイントでは、観察個体数の25%を越える）。これら上位4種で、全体の観察数の約2/3の個体数を占めた。セイヨウオオマルハナバチが観察されたのは21地点で、観察された個体数は全体の約12%であった。北見市、下川町、風連町、伊達市での記録は、本調査が初めてである。2005年における主要調査ポイントでの観察マルハナバチ数と、そこに占めるセイヨウオオマルハナバチの割合を図25に示す。

空間分布・利用植物の重なり合いを示す、種間でのHornの類似度指数を表20に示す。在来マルハナバチ3種間の類似度指数は、2004年-2006年で変化が見られた。セイヨウオオマルハナバチとエゾオオマルハナバチ、セイヨウオオマルハナバチとエゾトラマルハナバチの類似度は、3年間を通して減少した。特にセイヨウオオマルハナバチとエゾオオマルハナバチの類似度指数は、2004年には在来マルハナバチ3種中もっとも大きな値を示したのに対し、2005年ではその1/3以下に低下し、最も小さな値になっている。2004年はセイヨウオオマルハナバチとエゾオオマルハナバチが両方とも観察された6ポイントのうち、5ポイントで利用植物も共通であったのに対し、2005年は両種が観察されたポイントは4ポイントで、さらに利用植物も共通であったポイントは1つのみであった。このことが類似度指数の極端な低下を招いていると考えられる。一方セイヨウオオマルハナバチとニセハイイロマルハナバチに関しては、逆に3年間で数値は増加する傾向が見られた。これは、エゾオオマルハナバチとニセハイイロマルハナバチを除く在来マルハナバチ3種間の値の変化と同じ程度であった。

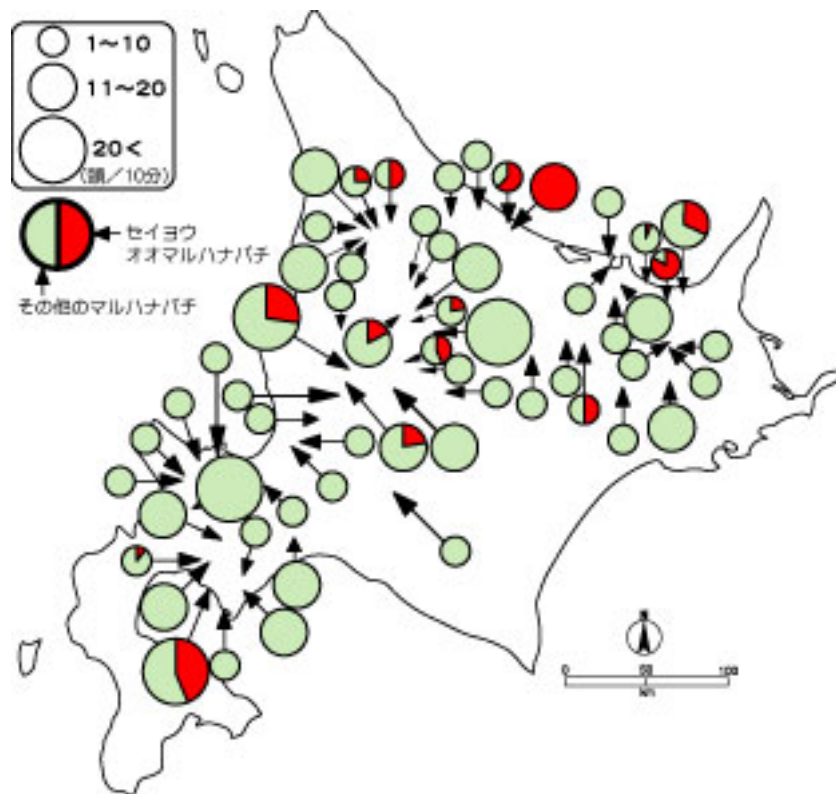


図25. 北海道内の各モニタリングサイトで2005年の調査で得られたマルハナバチ類の個体数と、そこに占めるセイヨウオオマルハナバチの割合。100ポイント中、主要な57ポイントのデータを示す。

表20. モニタリングポイントにおける各種マルハナバチ類の空間分布・利用植物の重なり合いを示す、種間でのHornの類似度指数。青字は3年間を通じて減少した組み合わせ、赤字は増加した組み合わせを示す。

2004年				
	セイヨウ	エゾオオ	ニセハイイロ	エゾトラ
セイヨウ		0.29	0.21	0.19
エゾオオ			0.18	0.10
ニセハイイロ				0.22
2005年				
	セイヨウ	エゾオオ	ニセハイイロ	エゾトラ
セイヨウ		0.08	0.28	0.14
エゾオオ			0.20	0.15
ニセハイイロ				0.27
2006年				
	セイヨウ	エゾオオ	ニセハイイロ	エゾトラ
セイヨウ		0.22	0.33	0.11
エゾオオ			0.19	0.21
ニセハイイロ				0.42

モニタリングポイント周辺の土地利用状況のデータに基づく主成分分析の結果、寄与率10%以上の主成分は3つ得られた。3つの主成分の累積寄与率は85.9%である。主成分1（寄与率39.8%）は畑・牧草地・水田の農業環境の指標と位置づけられ、農耕地が多いと正の、森林が多いと負の得点となる。主成分2（寄与率36.0%）は農耕地の中でも水田の面積の指標となっており、水田が多いと正の、畑・牧草地が多いと負の得点を示す。主成分3（寄与率10.2%）は市街地・道路等の面積の指標となっている。

各モニタリングポイントの主成分得点に基づく散布図に、セイヨウオオマルハナバチの観察事例の情報を示してみると、セイヨウオオマルハナバチが観察されるポイントは例外なく主成分1の得点が正、つまり農耕地の多いポイントであることがわかる。主成分2、3については、セイヨウオオマルハナバチが観察されたポイントには特に傾向が認められず、農耕地の利用が畑地か水田か、あるいは市街地の多寡は、セイヨウオオマルハナバチの発見の有無には特に関連がないことが示された（図26）。

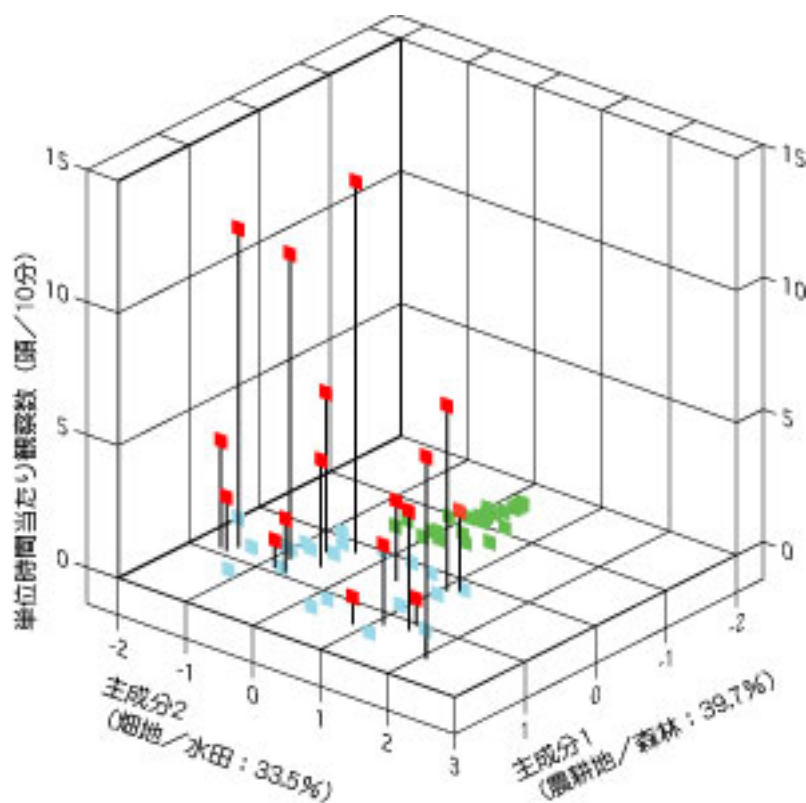


図26. モニタリングサイト周辺の土地利用状況に基づく、環境要因の主成分分析。青のポイントは主成分1が正の値となり、農耕地が多いことを示す。緑のポイントは主成分1が負の値となり、森林環境が主な構成要素であることを示す。セイヨウオオマルハナバチが確認された地点は赤で示した。

各モニタリングポイント周辺の土地利用状況のデータに基づいて、クラスター解析を行った結果を図27に示す。各ポイントは優占する環境によって以下の6つのグループに分類された：(1) 水田、(2) 市街地、(3) 自然草地（主に海岸草地）、(4) 畑・牧草地、(5) 広葉樹林、(6) 針葉樹林。これらのうち、セイヨウオオマルハナバチが確認されたポイントが含まれたグループは、

2005年の調査データでは(1)水田、(2)市街地、(4)畑・牧草地の3グループのみであった。ところが、2006年にはこれら3グループの他、(3)自然草地(主に海岸草地)および(5)広葉樹林のグループにもセイヨウオオマルハナバチが確認されたポイントが出現した。これらのことから、セイヨウオオマルハナバチの野生化範囲は、空間的に広がってきているだけではなく、その環境選好性においても利用可能な環境の幅が広がってきていると判断される状況になっている。

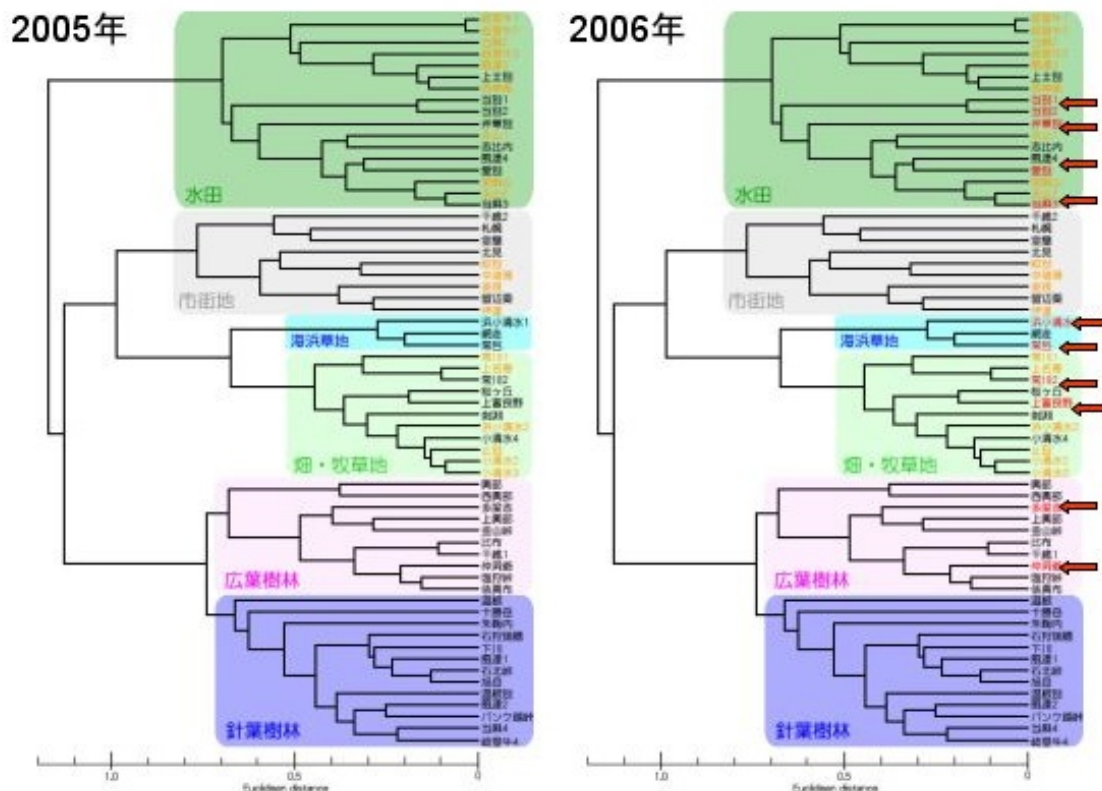


図27. モニタリングサイト周辺の植生・土地利用状況データに基づくクラスター解析の結果と、セイヨウオオマルハナバチの確認ポイントとの関係。2005年の結果については、オレンジで示したポイントがセイヨウオオマルハナバチが確認されたポイント、2006年については、オレンジで示したポイントは2005年に引き続きセイヨウオオマルハナバチが確認されたポイント、赤で示し矢印を付したポイントが2006年に新たにセイヨウオオマルハナバチが確認されたポイントを示す。

在来マルハナバチ類は利用する環境や植物種、活動フェノロジーを異にすることで共存していると考えられる。これは長い共進化の歴史のなかで築き上げられてきたものである⁶⁶⁾。セイヨウオオマルハナバチは在来マルハナバチ類の少なくともある種とは類似した環境に生育し、同様の資源を利用すると考えられるので、本種が定着することによって、在来マルハナバチ類の共存様態に何らかの変化が生じることは、これまでも繰り返し指摘されてきている⁵³⁾⁶⁷⁾。それでは、具体的にそれぞれの在来マルハナバチ種に、どのような影響があるのだろうか。

各モニタリングポイントでのマルハナバチ類の観察結果から、種間の空間分布および利用植物の重なり合いの度合いを評価すると、2004年の調査の段階では、主要な在来マルハナバチ類3種のなかで、セイヨウオオマルハナバチともっとも重なり合いの大きかったものはエゾオオマルハナバチであった。2005年の6月に実施した道東地域約50ポイントでの調査の際も、上記3種にアカマル

ハナバチを加えて解析を行った結果、やはりセイヨウオオマルハナバチと最も大きく利用環境・資源が重なるのはエゾオオマルハナバチであると判断された（セイヨウ・エゾオオ=0.24、セイヨウ・ニセハイ=0.12、セイヨウ・アカマル=0.14、セイヨウ・エゾトラ=0.10）。セイヨウオオマルハナバチの定着がほぼ確実な北海道勇払郡鵠川町での調査においても、エゾオオマルハナバチは営巣場所、活動のピーク、採餌環境、利用植物がセイヨウオオマルハナバチと大きく重なり、セイヨウオオマルハナバチの定着による競合の影響をもっとも強く受ける種であると考えられている⁶⁸⁾⁶⁹⁾。

最近、セイヨウオオマルハナバチの野生化範囲の拡大とエゾオオマルハナバチの個体数の減少を示唆する調査結果が出始めている。上述の鵠川町での調査では、調査地全体での観察数に占めるエゾオオマルハナバチ女王の観察率が、2005年では2004年の約100分の1に下がっている⁶⁹⁾。斜里郡小清水町でも同様の傾向がありそうであることが指摘されている⁷⁰⁾。本研究でも2004年と同様の調査範囲を用いた2005年、2006年の解析結果から、同じ時期の観察であるにもかかわらず、Hornの類似度指数は2004年の結果と比べて減少していることが示された。これらのことから、両者の間の競合関係が相互の競争排除を引き起こしている可能性が考えられる。道内全体の調査から、全体としてエゾオオマルハナバチが減少している傾向は認められず、上記のような現象が生じているとしても、それはきわめて局所的な影響にすぎないと見ることもできる。また、調査範囲が限定されていることによる影響、調査時間などによるサンプリング誤差による影響なども考慮する必要があるため、今回の結果をすぐに競合関係による影響と見るには注意が必要である。ただ、他の調査地点でも同様の傾向が、より長い時間をかけた観察結果より得られていることを考慮すると、セイヨウオオマルハナバチの野生化範囲では急速な競争排除によるエゾオオマルハナバチの減少が、各地で独立に生じている可能性は否定できず、今後さらに継続的な調査を行って検証していく必要があると考える。

エゾオオマルハナバチを除くと、セイヨウオオマルハナバチとニセハイイロマルハナバチの間の空間分布・利用資源の重なり合いが大きい点が目立つ。この2種間の類似度指数は、2005年には3種の中で最も高く、2004年のセイヨウオオマルハナバチとエゾオオマルハナバチの値に匹敵する数値を示している。2006年にはさらに増加し、経年的に重なり合いが増えている状況が見て取れる。両者は採餌環境と利用植物が類似しており、活動期間が晩秋にまで及ぶ点も共通している。このため、特に餌資源を巡る競争が2種間で生じている可能性が考えられる。しかしエゾオオマルハナバチの場合と異なり、両者の類似度指数は2年間で大きく変化しておらず、北海道内の他の調査事例でも、セイヨウオオマルハナバチの野生化範囲でニセハイイロマルハナバチの個体数が減少しているという観察結果は得られていない。このことは、ニセハイイロマルハナバチとエゾオオマルハナバチの営巣環境の差異に起因していると考えられる。エゾオオマルハナバチはセイヨウオオマルハナバチと同じ亜属（オオマルハナバチ亜属）に属し、地中に作られるネズミ類の古巣などの空間を利用する営巣習性を共有している。これに対し、ニセハイイロマルハナバチは異なる亜属（ユーラシマルハナバチ亜属）に属し、地上に枯れ草などを集めて営巣する。したがって、営巣場所を巡る競争は、エゾオオマルハナバチとセイヨウオオマルハナバチの間では強く作用するのにに対し、ニセハイイロマルハナバチとセイヨウオオマルハナバチの間ではほとんど生じないと考えることができる。このことが、セイヨウオオマルハナバチの野生化に対する反応の違いを生じていると考えられる。そしてこれらのことから、営巣場所を巡る競争に比べて、餌資源を巡

る競争は相対的に影響が弱いことが示唆される。

しかし、餌資源を巡る競争が全くないという、必ずしもそうは言い切れない。Inari et al. (2005)⁷¹⁾は北海道千歳市での調査結果から、セイヨウオオマルハナバチの野生化地域では、エゾコマルハナバチの頭部幅（個体サイズの指標）が、野生化地域外に比べて有意に小さくなっていることを報告している。エゾコマルハナバチはセイヨウオオマルハナバチとは営巣場所の選好性が異なっているため、両者の間で営巣場所を巡る競争が生じているとは考えにくい。体サイズに影響が出ていることから、両者の競合関係は主に餌資源を巡るものであると推測される。エゾコマルハナバチは春から初夏にかけて活動し、夏にはコロニーが解散してしまう短期活動型のマルハナバチであるため、特定の時期の餌資源を巡る競争が、他のマルハナバチ類に比べて相対的に強く現れる可能性がある。上述の報告は、この点を示している可能性が考えられる。同様に、道東に多く見られるアカマルハナバチも短期活動型のマルハナバチであり、利用植物がセイヨウオオマルハナバチと大きく重なっている。エゾコマルハナバチと同様の傾向を示す可能性が考えられるため、今後体サイズの計測も含めた影響評価を行う必要があると考える。

セイヨウオオマルハナバチの野生化範囲は、農耕地が多い環境であることが、今回の調査から確かめられた。これは農耕地周辺でセイヨウオオマルハナバチが授粉昆虫として利用されていることを反映しているとも考えられるが、道東の小清水町、紋別市などセイヨウオオマルハナバチの利用実績が相対的に低い地域でも同様の傾向が見られることなどから、放出源が多いことに加えて、セイヨウオオマルハナバチの定着そのものに、農業環境が好適であることを示していると考えられる。セイヨウオオマルハナバチは原産地でも農耕地、道路脇草地、水路脇草地、河川土手、林縁、庭、公園などの環境を利用することが知られており⁴⁹⁾⁷²⁾、現在北海道で見られる野生化範囲は、その性質を反映しているものと考えられる。一方、農耕地であれば畑地、水田を問わずに野生化を遂げるようであり、市街地が広がっているような環境であっても野生化は生じることも明らかになった。植生の人為的な改変によって野生化に好適な環境が増えたことに加え、栽培植物の増加と外来植物の野生化面積の拡大も、セイヨウオオマルハナバチの野生化を助長していると考えられる。野生化が初めて確認された北海道沙流郡門別町・平取町では、75種の外来植物への訪花が観察されており、セイヨウオオマルハナバチの餌資源の重要な要素となっている⁶⁰⁾。農業環境が広大な面積を占める北海道では、セイヨウオオマルハナバチの野生化に好適な環境は各地にきわめて広く分布しており、野生化範囲の拡大傾向は当面続くものと推測される。

これに対して現在の所、セイヨウオオマルハナバチは森林や自然草原のような環境にはあまり入り込んでいないことが、今回の解析から示された。森林環境は原産地でもセイヨウオオマルハナバチがあまり利用しない環境であるため、北海道でもこれらの環境にすぐに入り込む可能性は低いと考えられる。ただし道路など森林内に人為的に作られた開放空間が生じることによって、セイヨウオオマルハナバチの分布が拡大していく可能性は否定できないので、周辺環境の大部分が森林に覆われるモニタリングポイントでも、継続して観察を行う必要がある。本研究でもわずかに森林環境が優先する地点での観察例が得られ、今後の動向が注目される。また、自然草原は現在セイヨウオオマルハナバチの放出ポイントから遠い位置にあるものが多いため、小清水町・斜里町では自然海岸草地でセイヨウオオマルハナバチが目撃・捕獲されていたものの（川原 私信）これまで明確な野生化の事例は確認されていなかった。しかし本研究で2006年に明確な野生化と考えられる地点が確認され、今後のこれら自然植生への分布拡大が懸念される。継続的な監視

を行う必要があると考えられる。

⑥ 輸入クワガタムシの生態リスク評価に関する研究

1) アジア地域ヒラタクワガタの分子系統解析

生物多様性の根幹をなすのは遺伝的多様性である⁷⁵⁾⁷⁶⁾。種としての保全よりさらに高次の**生物多様性**保全として、この遺伝的多様性保全の重要性が唱われている⁷⁵⁾。特に、地域個体群間における遺伝的変異、即ち、遺伝的固有性を維持するための指標として、近年提唱されている概念が進化的重要単位 (Evolutionarily Significant Unit, ESU) である⁷⁷⁾。進化的重要単位の定義は現在も議論を呼ぶところであり⁷⁸⁾⁷⁹⁾⁸⁰⁾⁸¹⁾、単純に分子遺伝学的マーカーによる線引きから、適応形質変異や環境要因も含めた規準まで様々な説が存在するが、むしろ種や個体群によってその設定基準は変動するものと考えられるべきである。最も実用的な設定基準は、形態形質および分子遺伝学的形質における変異の定量的データに基づくものだと考えられる。本研究課題では、日本を含むアジア地域におけるヒラタクワガタ種群の進化的重要単位を設定することを目的としてDNA変異分析を行った。

これまで日本列島および一部アジア地域についてのヒラタクワガタのミトコンドリアDNAデータは収集されており、日本列島のヒラタクワガタの起源はアジア大陸より琉球列島弧および朝鮮半島経由の2つのルートから複数の系統が上書き分布する形で進出してきたという分布拡大プロセスが類推されていた。本研究課題では、主に東アジアおよび東南アジア地域の各諸島における個体を採集し、系統解析を進めた。

中国大陸には広くヒラタクワガタが分布していることが知られており、実際に中国国内で保管されている標本を観察した結果、大アゴの形態が日本列島産のツシマヒラタに類似した系統が生息していることが確認された。しかし、中国では、無断での昆虫採集および遺伝子調査は認められておらず、本研究課題期間中に中国国内におけるヒラタクワガタのDNA分析を実施するには至らなかった。

一方、東南アジア産のヒラタクワガタについては、スマトラ島（北部および中部）、ジャワ島、ボルネオ島、セレベス島、パラワン島、バシラン島、タイタイ島、ディナガット島、ルソン島、ミンダナオ島およびタイから採集された個体についてDNA分析を行った。採集にあたっては（有）むし社の協力を得た。ミトコンドリアDNA塩基配列情報に基づき、系統解析を行った結果、東南アジア地域のヒラタクワガタは、ジャワ島のダイオウヒラタクワガタ *Dorcus bucephalus* を起源として、大きく二つの系統に分化しており、ひとつはフィリピン諸島の系統で、もうひとつはインドネシア諸島に分布する系統であった。またこれらスンダランド諸島域に分布するヒラタクワガタの祖先系統に位置するのはタイ産の系統であった（図28）。これらの系統関係から、東南アジア地域のヒラタクワガタは、大陸から台湾経由でフィリピン諸島を南下したルートと、マレー半島経由で、大スンダ列島、ボルネオ島、セレベス島、そしてパラワン島に進出したルートの、二つのルートで分布拡大を果たしたと推察された（図29）。この分布拡大ルートは、東南アジア地域における哺乳類の分布拡大に関する推定ルート⁸²⁾と重なっており、東南アジアのヒラタクワガタも地史的背景に基づいて、現在の分布を構築してきたことが示唆された。

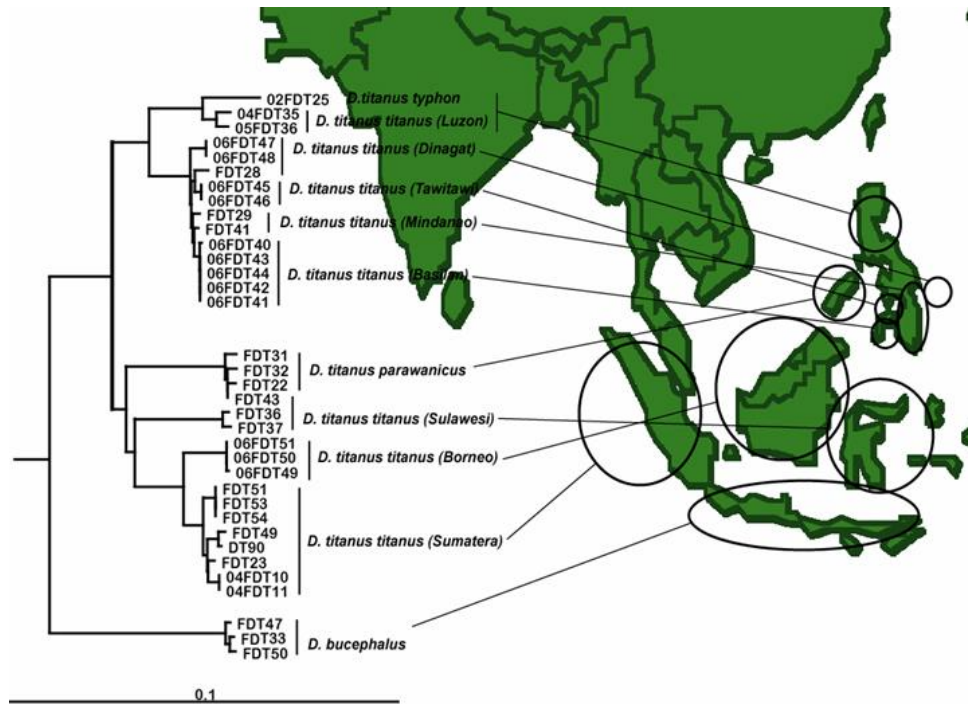


図28. 東南アジア地域におけるヒラタクワガタ地域個体群mtDNA系統樹。

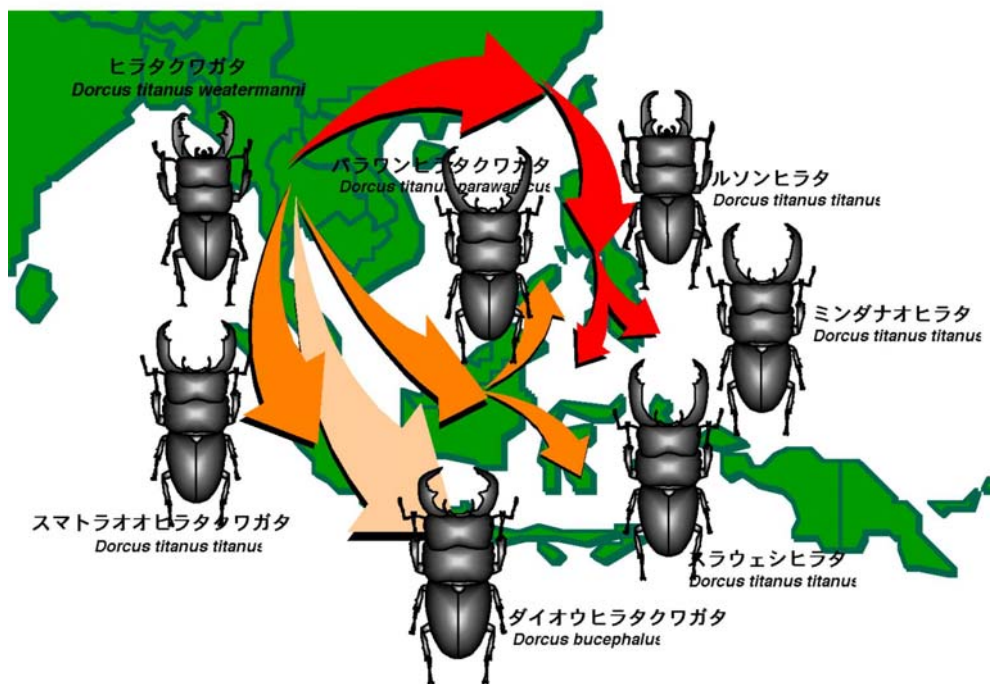


図29. 東南アジア地域におけるヒラタクワガタ地域個体群の分布拡大ルート推定図。

日本列島を含むアジア地域全体のヒラタクワガタの系統樹を構築した結果、アジアのヒラタクワガタはインドシナ半島から中国、日本列島にかけて分布する「北方系統」と、スンダランド諸島に分布する「南方系統」に大きく二分され、さらに、北方系統は台湾から琉球列島弧経由で日本列島にたどり着いた系統と朝鮮半島経由で本州にたどり着いた系統が末端の系統として存在し、南方系統も上に記したように、二つのルートで分化していることが示された。また、ジャワ島のダイオウヒラタクワガタ *Dorcus bucephalus* は、形態分類の上ではヒラタクワガタとは別種とされるが、ミトコンドリアDNA系統樹に基づけば、ヒラタクワガタの1亜種と位置づけられることが判明した（図30、31）。

以上のことからアジア地域のヒラタクワガタは複雑なルートで分布拡大を果たしており、その分化年代は、地史的背景と照らし合わせて、150万年～500万年と推定された。また島嶼ごとに遺伝的分化が進んでおり、東南アジア諸島および日本列島産のヒラタクワガタについては、便宜上、島単位で進化的歴史を反映した集団（進化的重要単位ESU）が存在するという設定が可能と考えられた。

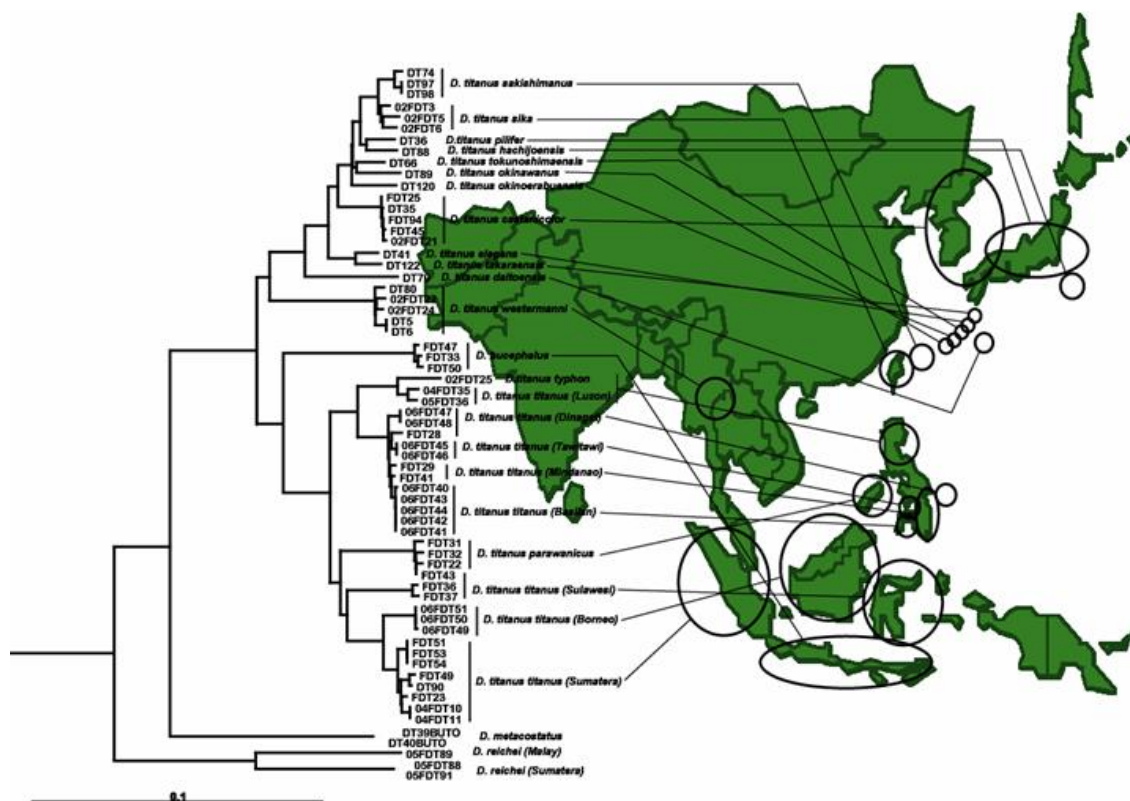


図30. アジア地域全体のヒラタクワガタ地域個体群mtDNA系統樹。

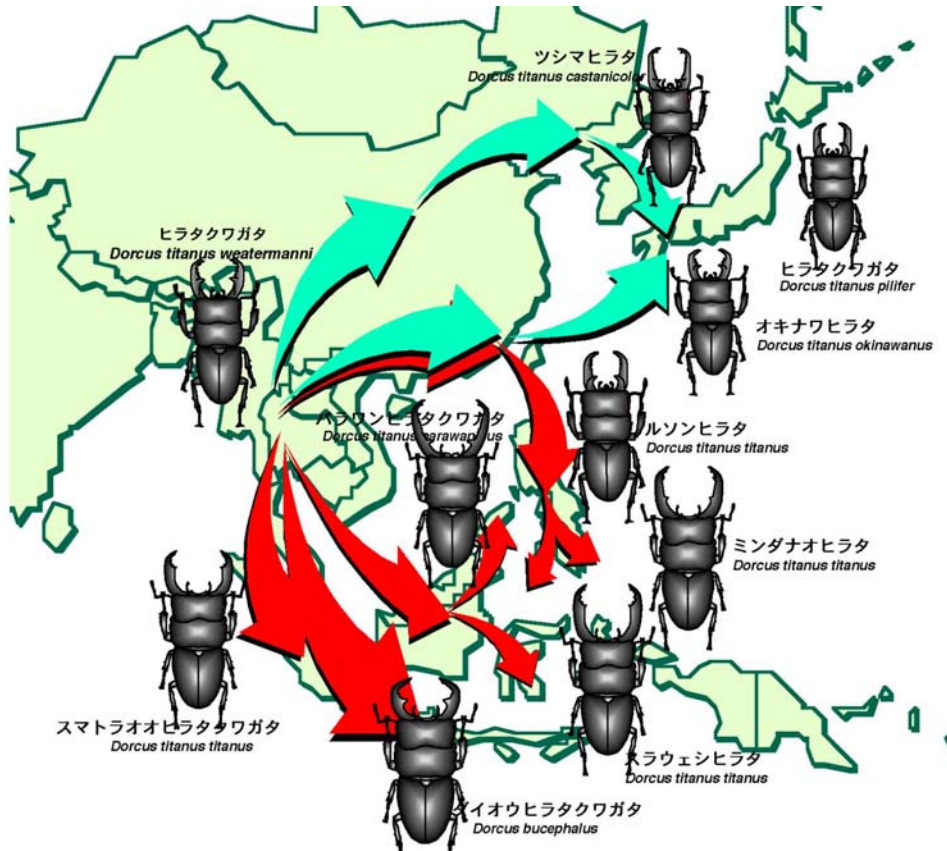


図31. アジア地域全体のヒラタクワガタ地域個体群分布拡大ルート推定。

2) 侵入種重要監視地域の設定

侵入ソースとしての流通ルート把握と生態的要因による分布可能域の推定を行った。これまでの採集記録や文献情報および愛好家からの聞き取り調査によって収集したデータをもとに日本列島におけるヒラタクワガタの分布地域データマップを作成した。ヒラタクワガタは休眠性を持たないため、その分布域は最低気温が10℃以上の地域と一致した。この温度域は室内飼育試験で得られた幼虫発育ゼロ点と一致した。次に、クワガタムシ販売店の地図情報をデータマップ化した結果、多くの店舗が都市部に集中しているが、一部、地方にも点在しており、在来のクワガタムシ分布域に隣接した状態で外来種ソースが存在する状況が浮き彫りとなった。外国産クワガタムシのうち特に販売量が多い東南アジア産ヒラタクワガタについて室内飼育実験データおよび最低気温データから日本列島における定着可能域は種子島以南、南西諸島全域と推定された。さらに上記(1)のミトコンドリアDNA遺伝子系統樹に基づき、日本列島産ヒラタクワガタの進化的重要単位(ESU)を地域ごとに設定した結果、南西諸島域にはESUが細かく島ごとに分布しているのに対して本土域については本州、四国、九州にいたる大きなひとつのESUのみ存在することが示された。以上の結果より、「在来種が分布し」かつ「店舗が存在し」かつ「外来種が定着可能であり」かつ「貴重なESUが存在する」エリアとして、南西諸島域があげられた(図32)。このことは、本エリアが外来種による生態影響が最も深刻に表れる地域として厳重監視する必要があることを意味する。ただし、本エリアのみで外来種の影響が出るわけではなく、本州の北方においても販売店は存在し、外国産種に越冬能力が無くとも夏期に野外に逃亡した販売個体が在来の個体と交雑

する遺伝的攪乱のリスクは十分に考えられる。

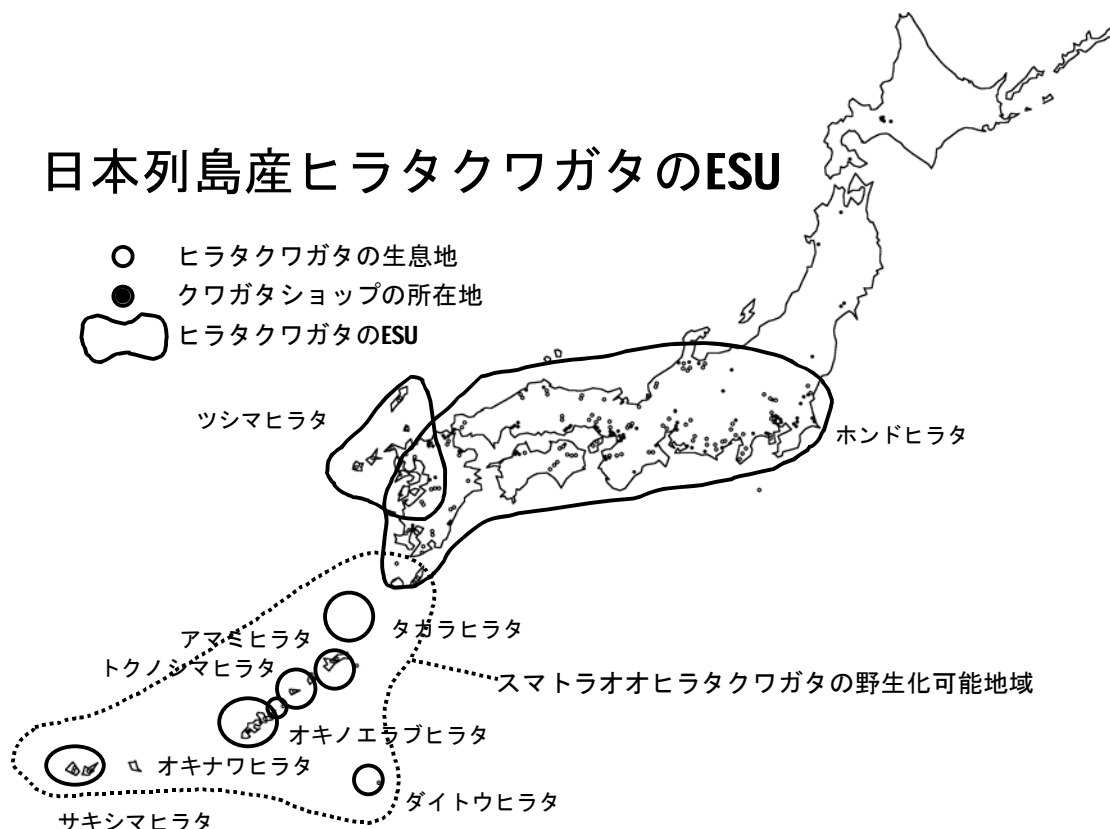


図32. 日本産ヒラタクワガタの分布域、店舗所在地、スマトラオオヒラタクワガタの野生化可能地域および日本産ヒラタクワガタのミトコンドリアDNA系統樹に基づくESU（進化的重要単位）の分布データマップ。

3) 遺伝的浸食リスク評価

外国産クワガタムシによる遺伝的浸食リスクを実証するために、室内レベルでの交雑実験を、上記ヒラタクワガタを試験対象種として実施した。これまでの研究成果よりインドネシア産スマトラオオヒラタクワガタ雌と日本産ツシマヒラタクワガタ雄の間に大量のF1雑種が生まれることが示されていた。本研究課題では、得られたF雑種雌雄成虫4ペアで交雑実験を行った結果、次世代（F2雑種）成虫が問題なく得られた。さらに、F2雑種同士の組み合わせ4ペアで交雑実験を行った結果、次世代（F3雑種）成虫が得られた（図33）。雑種の形態は特にオス成虫の体長および大アゴの形状に特徴が見られ、F1雑種では、遺伝子型が両親系統のヘテロ接合体のため、大アゴ形状は中間型で個体間差はほとんど認められず、体長も平均8.5cmという大型の個体で揃っていた。このことから、クワガタムシオス成虫の形態に関わる遺伝子は雌からも遺伝することが示された。F2雑種では、ヘテロ接合体同士の交雑のため遺伝子型の分離が起こっていると考えられ、体長や大アゴ形状にも変異が認められた。F3雑種オス成虫では、体長や大アゴ形状における変異幅が小さくなっており、これらのオス形質を支配している遺伝子は複数遺伝子座の支配様式をとっていると考えられた。以上のことから、スマトラオオヒラタクワガタと日本産ツシマヒラタクワガタの間には、少なくとも細胞遺伝学的・生理学的生殖隔離機構は働いていないものと判断された。

スマトラオオヒラタ♀×ツシマ型ヒラタ♂

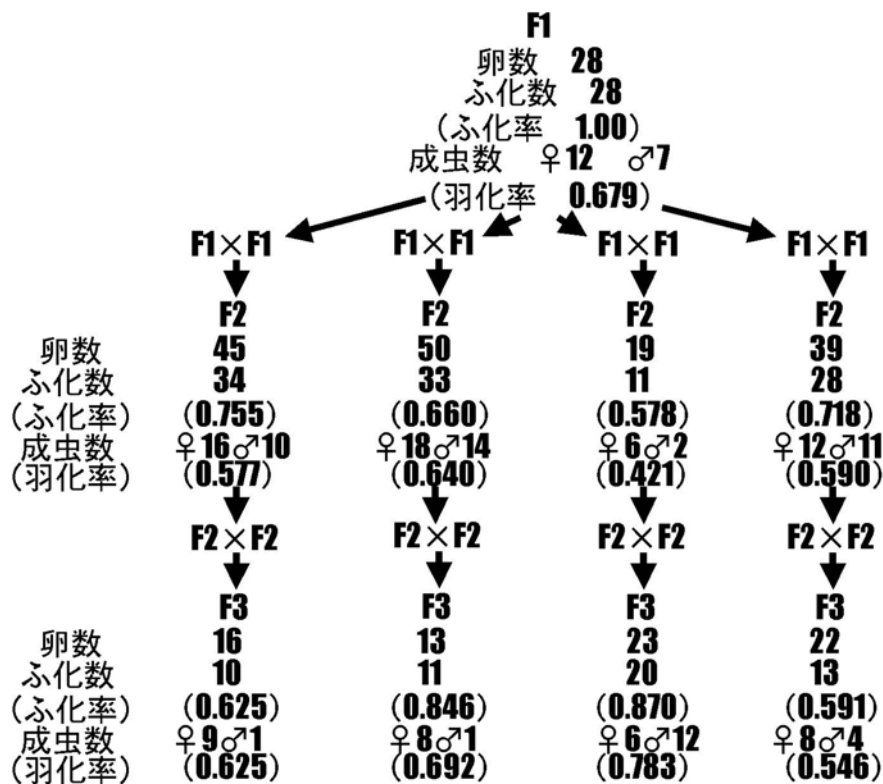


図33. スマトラオオヒラタクワガタ♀と日本産ツシマヒラタクワガタ♂の間の交雑実験結果。

さらに、フィリピン産パラワンオオヒラタクワガタ、ミンダナオオオヒラタクワガタ、およびインドネシア産セレベスオオヒラタクワガタなどスマトラオオヒラタ以外の東南アジア産系統と、日本産ヒラタクワガタの間の交雑和合性を調べるとともに、これら東南アジア産系統同志の交雑和合性、および日本産系統間の交雑和合性についても調べた。その結果、東南アジア産系統間、および日本産系統間の交雑では、産卵は認められるものの、その後のふ化率および幼虫生残率が低く、最終的に得られる羽化成虫数も極めて少なかった。一方、東南アジア産-日本産系統間の交雑では、スマトラオオヒラタ、パラワンオオヒラタおよびセレベスオオヒラタと日本列島産ヒラタクワガタの間の交雑では産卵数も羽化成虫数も多く、性比も1:1分離を示した。それに対して、ミンダナオオオヒラタとツシマヒラタの組み合わせのみ、産卵は認められたものの羽化成虫が1匹も得られなかった(表21)。

表21 ヒラタクワガタ系統間の交雑結果。

○日本産♀×日本産♂	産卵数	羽化成虫数	オス成虫数
・ホンド×タカラ	24	2	0
・ホンド×ツシマ	3	0	0
・ツシマ×ホンド	17	0	0
・サキシマ×ホンド	2	1	0
○外国産♀×外国産♂			
産卵数	羽化成虫数	オス成虫数	
・スマトラ×セレベス	13	1	1
・セレベス×スマトラ	17	1	0
・スマトラ×ミンダナオ	6	0	0
・ミンダナオ×スマトラ	3	1	1
・スマトラ×パラワン	5	2	0
○外国産♀×日本産♂			
産卵数	羽化成虫数	オス成虫数	
・スマトラ×ツシマ	14	9	5
・スマトラ×サキシマ	18	14	6
・スマトラ×オキナワ	14	12	8
・パラワン×ツシマ	16	11	6
・セレベス×ツシマ	26	23	11
・ミンダナオ×ツシマ	10	0	0

以上の結果をヒラタクワガタのmtDNAに基づく系統樹にあてはめてみた結果(図30)、系統樹における3つのメイン・クレード(北方系統、南方フィリピン諸島系統、南方インドネシア諸島系統)各内部における系統間交雑では交雑和合性が低く、特に卵から成虫に至るまでの成長段階で雑種の適応度が低下していることから交尾後生殖隔離機構が働いているものと推察された。それに対して北方系統と南方インドネシア諸島系統間の交雑では和合性が高く、雑種は雌雄とも正常に発育していることが示され、生殖隔離機構が働いていないことが示唆された。ただし、南方フィリピン諸島系統に属するミンダナオオオヒラタとツシマヒラタの組み合わせのみ、交尾後生殖隔離機構が働いていることが示唆された。飼育作業の制約から交雑の繰り返し数が限られており、今後も交雑の組み合わせと繰り返し数を増やす必要があるが、これまでの結果から、系統間の交雑和合性と遺伝的距離の間には明確な相関(遺伝距離が遠いほど和合性が低く、距離が短いほど和合性が高くなるという関係)はなく、むしろ系統によっては遺伝的距離が遠いほど和合性が高くなる傾向が存在することが明らかとなった。これはヒラタクワガタの系統分化が大陸から始まり、複雑なルートを経て、様々な地域に進出していく過程での側所的および異所的種分化によって成立していることと深く関係していると考えられる。

ヒラタクワガタを含め商品化されているクワガタムシは、子供の夏休みの時期をピークに毎年、大量に輸入・販売が続いており、常に高い侵入圧invasive pressureが維持されていると考えられ、このような状況では、たとえ輸入クワガタムシ種の日本野外での定着能力が低かったとしても、

在来種との交雑可能性は常に高くなると予測される。外来生物法における特定外来生物生態リスク評価項目として、交雑による生殖攪乱は、もっとも規準がクリアな項目であるが、単純に形態形質に基づく分類学的距離や分子遺伝形質に基づく遺伝的距離のみから推定することは困難であり、多角的評価が求められることが本研究結果からも明らかとなった。

⑦ 生物学的侵入のコンピュータシミュレーションに関する研究

1) 数理モデル

シミュレーションの結果、侵入を受けずに進化した生態系（島生態系モデル）の方が、侵入を頻繁に受けながら進化した生態系（大陸生態系モデル）よりも侵入によって大規模な絶滅（1種侵入したことによって、侵入を受けた生態系の5%以上の種が絶滅すること）が起きる確率が約2倍高かった（図34）。

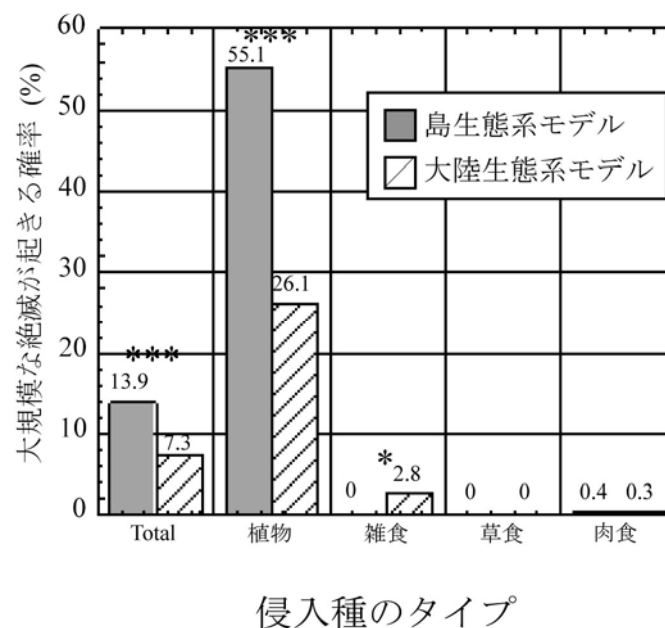


図34 1種侵入したときに大規模な絶滅が起きる確率。

*: $p < 0.05$, ***: $p < 0.01$

この結果は、島生態系モデルの方が大陸生態系モデルよりも侵入に対して脆弱であることを示している。侵入種のタイプ別に影響を解析した結果、この違いは植物種に対する脆弱性に由来することが明らかとなった。植物以外のタイプの種が侵入した時に大規模な絶滅を起こす確率には、両者の間にほとんど差は見られなかったが、植物が島生態系モデルに侵入したとき、92.2%の確率で侵入に成功し、55.1%の確率で島生態系モデルで大規模な絶滅が起こった（図34）。これらの結果は、島生態系モデルは特に植物種の侵入に対して脆弱であることを示している。

島生態系モデルの植物種の侵入に対する脆弱性は、侵入を受けずに進化するという特殊な進化の歴史に由来する特殊な構造に原因があると考えられる。侵入を受けずに進化するため、島生態系モデル内には限られた数の高次分類群しか存在しない。そのため、近縁な植物同士の間での競争が激しく、各植物種の生物量が小さくなる。その結果、それを利用する動物種の生物量も小さくなる。餌となる動物の生物量が少ないため、肉食動物は定着しにくい。そのことは草食性の動物の多様化をもたらさず、そのため、植物種に対する摂食圧が増加し、個々の植物種の生物量を更に減

小さくすることになる。以上のようなプロセスのため、島生態系モデルは、少数の、少ないバイオマスの植物が、非常に多くの、バイオマスが小さい動物種を支えているという、非常に不安定な構造になっている。そのため、植物種が侵入して生態系を支える既存の植物種を攪乱すると、規模の大きな絶滅が起こりやすくなっている。実際にいくつかの島の生態系を調べたところ、本研究で予測された不安定な構造、少数の植物種が多くの動物種を支える構造を持っていることが示唆された（図35）。

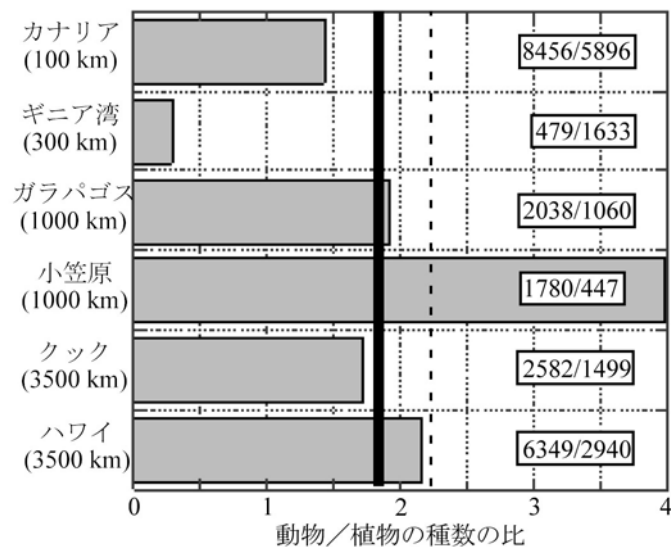


図35 実際の島における動物/植物の種数の比。

左端が島の名前。主要な陸地からの距離の順に並べてある。括弧内の数字は主要な陸地からの距離を表す。太線、点線はそれぞれ島生態系モデル、大陸生態系モデルにおける動物/植物の種数の比を表す。右端の数字は、記載された種の数を表す。分子が動物、分母が“植物”を表す。ここでいう“植物”は、種子植物、シダ植物、コケ、菌類を含む。

次に、生態系が進化した時間の長さや侵入に対する脆弱性の関係を解析した。進化していない生態系は、限られた種類の餌に依存する動物と、増殖率の低い植物で構成されていた。このような種は捕食に対する抵抗力が低いため、進化していない生態系は、最上位捕食者として侵入しやすい、強力な雑食動物の侵入に対して脆弱であった（図36）。しかし、植物の侵入に対しては頑健であった（図36）。これは、生態系が十分に発達していず、植物に依存する動物種が少ないために、植物種が侵入によって攪乱されても影響を受けて絶滅する動物種の数が少ないためと考えられる。生態系の進化に伴って、動物はより多くの餌を開拓し、多様性を増加させる。そのため、時間とともに植物1種あたりが支えなければならない動物の種数が増え、前述の不安定な構造になる（動物/植物の種数の比が高くなる）。そのため、植物の侵入に対する脆弱性は時間の経過とともに増加する（図36）。多くの餌を開拓した動物は捕食に対して抵抗性を持つ。また、動物による植物への摂食圧の増加に伴って、植物の増殖率も高くなる。そのため、強力な雑食動物の侵入に対する抵抗性が一時的に増加する（図36）。しかし、この状態は長続きしない。時間の経過

とともに生態系内における動物／植物の種数の比が増加するため、強力な雑食動物が既存の植物種を攪乱することにより（強力な雑食動物は植物も捕食する）、それらの植物種に依存する多くの動物がその影響を受けて絶滅するようになる。そのため、生態系は強力な雑食動物の侵入に対して、再び脆弱になってしまう（図36）。以上のような本研究の結果は、生態系の構造は時間の経過とともに進化し、それに伴って侵入に対する脆弱性も変化することを示唆している。

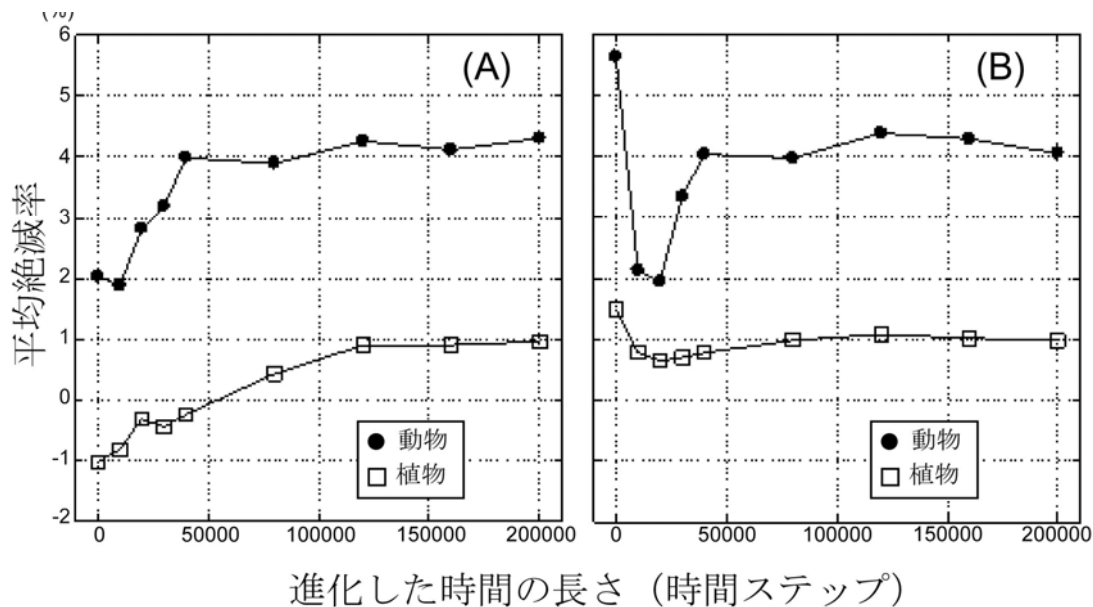


図36 1種侵入したときの平均絶滅率。

(A) 植物種が侵入した場合。(B) 強力な雑食動物が侵入した場合。

2) 定着適地推定

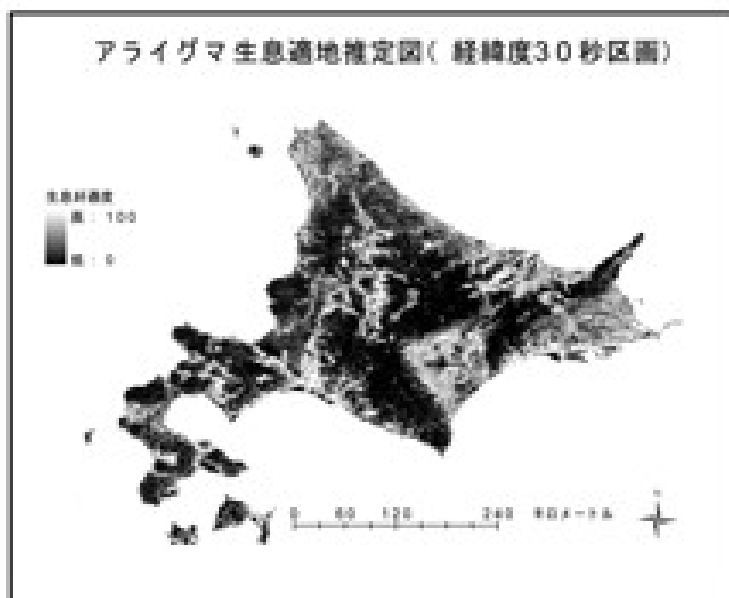
ここでは、確認・捕獲情報の提供を受けた自治体のうち、比較的広い地域から情報が得られた北海道の結果について紹介する。定着適地を記述する生態ニッチ要因のうち、1次要因の固有ベクトル値は、7月・9月の植生指数と標高が-0.5以下の負の値であり、これらの値の相対的に低い地域に好適度が高いと解析された。一方、夜間光はベクトル値が約0.4であり、相対的に明るい地域に分布が偏っていると解析された。2次要因では3月植生指数が、3次要因では9月植生指数が強く作用していた。3次要因までで88%の情報量を説明していたので、1次～3次要因にもとづいて好適度が推定された。

アライグマの定着適地は図4のように推定された。定着に適するとみなされた色の白い部分は主に平地に当る。これは捕獲例が主に平野部・盆地部から報告されているためであると考えられる（図37b）。しかし、細かく見ると、平野部・盆地部の底よりはるその周辺や谷に白色の部分が認められるため、平地に近い山裾や丘陵地帯の方が好適度が高いと見なされたようである。

以上の推定図の信頼度を確かめるために交差検定を行なった。交差検定試行10回で得られた好適度10段階毎の捕獲グリッド相対頻度を図5に示した。試行によってばらつきはあるが、概して好適度が高いほど相対頻度が上昇する傾向が認められる。これらの値を用いてノンパラメトリック

のFriedman検定を行なったところ、好適度と相対頻度との間に正の相関が認められた($\chi^2=26.67$ 、自由度=9、 $p=0.0016$)。すなわち、好適度推定結果には信頼性があるものと認められた。

(a)



(b)

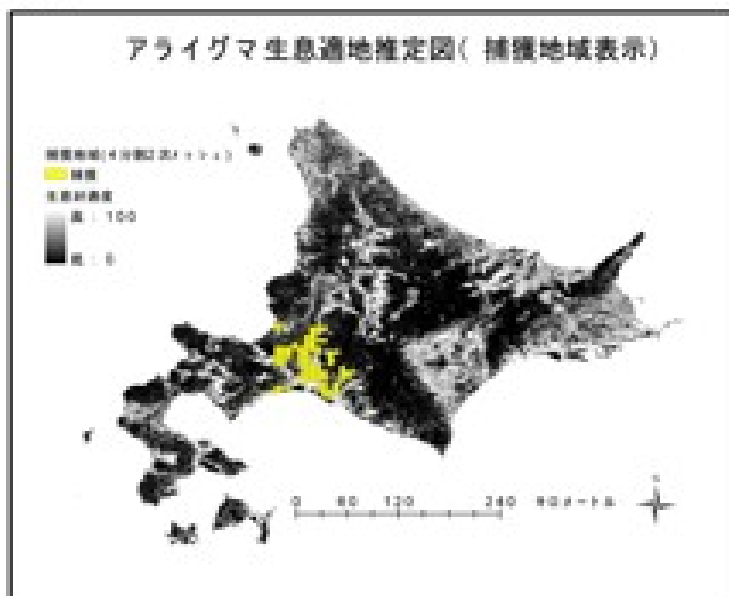


図37. 北海道におけるアライグマ生息適地推定図。(a)色が白いほど好適度が高い。(b)捕獲された区域を5倍地域メッシュで重ねて表示。

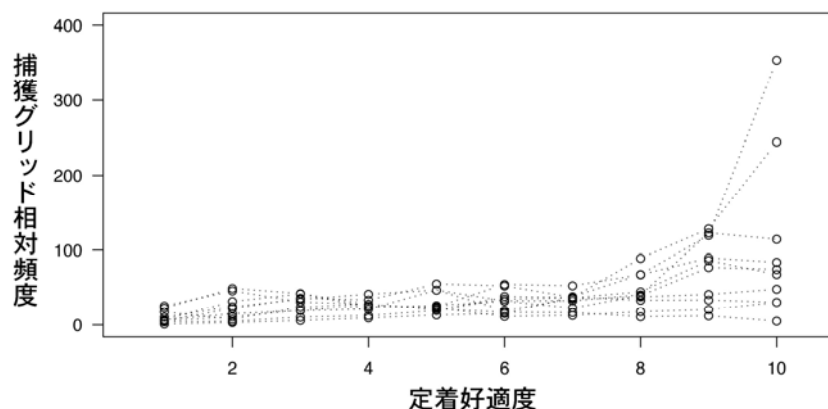


図38. アライグマ生息適地図の交差検定結果。交差検定試行を10回繰り返し、個々の試行結果を点線で結んである。

5. 本研究により得られた成果

(1) 科学的意義

外来植物類については、河川の外来植物の各種の侵入状況を整理して、侵略的外来種と影響の程度を明らかにした。我が国の外来植物において、総合的に侵略性の定量的評価を行った初めての試みである。この結果に基づいて、侵略的外来種の利用形態、生活形、原産地、分類群（科）を整理し、農耕地雑草と緑化種、草本植物、キク科とイネ科とマメ科、北アメリカ原産の種が多いことを明にした。これらの結果は、アメリカからの非意図的および意図的導入が重要な要因の1つと考えられた。以上の結果に基づいて、河川域に侵入した外来植物の侵略性を判定するための「危険度予測チャート」のためのモデルを作成した。移入経路と種特性の両方を考慮したモデルがもっとも判定率が高く、実用に資するモデルを得ることができた。注意点としては、今後移入経路に関して変化が生じれば移入経路と移入される外来植物の侵略性の関係にも変化が生じる可能性があること、およびまだ侵入していない外来種への本モデルの適用可能性を検討することが課題であることが挙げられる。

次に、植物の侵入・分布拡大プロセスの解明において基礎となる種子の休眠・発芽特性を29種の外来種について調べ、低温により休眠解除するまたは高温により休眠誘導されるタイプ、低温により休眠誘導するまたは高温により休眠解除されるタイプ、休眠性が低いタイプ、本実験の条件では解除されない休眠性を有するタイプの4タイプの特性があり、これは侵略的外来種でも同様であることを明らかにした。この結果から、侵略的外来種の管理計画のためには、個々の侵略的外来種の発芽特性を考慮して立案することが重要であることを示した。

さらに河原固有植物が生育する鬼怒川で著しい影響を及ぼしているシナダレスズメガヤを対象として、個体群レベルおよびメソスケールにおける実験・調査から、侵入した場所の環境要因（比高および基質）と植生、そして最近の侵入・分布拡大過程の現状を明らかにした。この結果に基づいて、侵入・分布拡大プロセスを考察し、有効な管理方法を提案した。

以上の結果を考慮しながら、データベース構築のための情報を検討し、実際に15種の外来種についてデータベースを作成した。外来植物の侵略性を評価するためには種特性および移入経路に

関する情報、定着や侵入の状況、被害の事例や要因に加えて、既に対策事例が行われているときはそれらの情報も併せて、具体的かつ詳細に記載することが、対象とする外来種の理解をより深めることにつながると考えられる。

最後に、1500種を超える外来植物が確認され、かつそれらの外来植物の利用形態や種生態特性は多様である我が国において、効率的な管理・対策を行うためには、1つのアプローチだけで対応するのではなく、複数のアプローチを組み合わせた手法の有効性を示した。

外来哺乳類についてはアライグマについては、食性幅の予測以上の広さが明らかとなるとともに選好環境要因が解析された。さらに感染症や寄生虫という新たな生態リスクの解明が進んだ。また、これまで生態影響評価が全くなされていなかったミンクについて食性分析を初めて行った。

外来爬虫類のリスク評価については、室内レベルで確認された遺伝的浸食が野外で実現していることが例証された。

外来魚類についてはオオクチバスの亜種フロリダバスをケーススタディとして、侵入魚類が原産地の生息条件を越えて侵入が可能であることが示された。また、日本各地における侵入魚類における被害実態が総括的に把握され、特に希少種に対する影響の大きさが検証された。

外来昆虫類については、セイヨウオオマルハナバチの野生化状況の詳細およびその分布拡大過程が明らかとなり、野生化地点周辺の環境特性についても明瞭な傾向があることが示された。野生化の初期の段階からこのような追跡調査が行われている外来昆虫の事例は決して多くなく、本研究は外来昆虫の分布拡大とその生態的メカニズムを明らかにするための基礎的なデータを整えることができた点は重要である。外来昆虫は本来特定の地域に分布していなかった生物であるため、その分布拡大、他種との競合関係に関する研究は、生物の分散過程や種間競争といった生態学の基本的な問題を解決するための貴重なデータを提供する。本研究はまさにこの点を明らかにするための優れた系となっており、本研究で得られた結果は、在来生態系の保全に資するだけでなく、生態学の基本的かつ重要な研究テーマに重要な示唆を与えられ、科学的意義は大きい。

外国産クワガタムシの生態リスク評価については、日本列島およびアジア域全体のヒラタクワガタ系統間の系統関係が明らかとなり、ヒラタクワガタの地域固有性が定量的に評価された。今後、この遺伝的データベースはヒラタクワガタ地域個体群の保全単位（進化的重要単位ESU）と意義を検討する上での重要な基礎情報となると同時に、日本列島およびアジアの地史を解明する上でも重要な手がかりとなると考えられる。またこうした遺伝子情報に基づくESUから、最も優先的に外来系統の侵入を防除する地域として南西諸島が選定されたが、今後、侵入種の重点的防除地域の選定にあたり、科学的根拠を与えた貴重な事例と考えられる。種間交雑実験により、遺伝的に大きく分化している外国産ヒラタクワガタと日本産ヒラタクワガタ間でも妊性のある雑種が生まれることが明らかとなり、ヒラタクワガタ種群には生殖隔離機構がほとんど働いておらず、遺伝的浸食のリスクが高い生物であると判定された。今後の生物移入のリスク評価において、単純に遺伝的距離から遺伝的適合性を評価することが出来ないことを示した。

モデル解析については、生物進化を考慮してコンピューターシミュレーションにより構築された生態系を用いて、海洋島で進化した生態系および進化時間の異なる生態系にとって、影響の大きい侵入種のタイプを特定することができた。侵入種の定着成否は生態系の特性に依存するとの仮説があり、またそれを裏付ける報告もあるが、生態系の全体構造についての情報を得ることが

難しいため、また生態系への侵入種導入実験は困難であるため、実験観測による検証は容易ではない。その点本研究のようなコンピューターシミュレーションを用いれば、さまざまな想定下で思考実験を行なうことができ、予防的に侵入種のリスクを検討する上で有効であろう。

侵入種の定着・分布拡大防止には種の移入経路・分布範囲・生態的特性などの現状を早急に調査するとともに、今後の分布拡大についてその可能性を推測する必要がある。この作業は早急な対策を立てるためにも迅速性と正確性が要求されるが、そのためにこの研究では以下の2点について留意した。

○侵入種は侵入地域において分布拡大の途上にあるため、定着が確認されていない地点にも生息に適する環境が存在する。したがって、定着が確認されていない地点と確認されている地点とを対比することによって定着適地を推定することは不可能である。そこで、定着が確認された地点の情報だけを用いて適地を推定する手法を用いる。

○定着を左右する環境要因は種々想定されるが、GISにもとづいた情報として利用できる種類は限られる。迅速性・正確性のためにはGIS技術を用いることは必須であるため、利用する環境要因もGISで利用しやすいものに限定する。そのため衛星観測にもとづく情報を重視する。

本研究では上記の点にもとづいて信頼性のある適地推図が得られることを確かめた。

(2) 地球環境政策への貢献

外来植物類については、国土交通省関連の外来種影響・対策研究会（事務局：財団法人リバーフロント整備センター、座長：鷺谷いづみ）において、シナダレスズメガヤの生態学的知見を提示し、その対策に関する議論に役立てた。また、国土交通省および財団法人リバーフロント整備センターが運営する「鬼怒川河道再生検討委員会」において、シナダレスズメガヤの生態学的知見を提示し、それを考慮した、自然環境と調和のとれた河道再生の計画立案に貢献した。

外来哺乳類については環境省のアライグマ防除計画に対して、実証データに基づく計画立案に貢献した。

外来魚類については環境省の「外来生物対策オオクチバス小グループ」の委員として、本研究の成果であるフロリダバスの侵入問題や各地の外来魚問題の現状に基づいた意見を述べ、オオクチバスの特定外来生物指定の是非を判断するための情報を提供した。

外来昆虫類については、セイヨウオオマルハナバチの特定外来生物指定を審議する環境省の特定外来生物等分類群専門家グループ会議において、本研究の成果であるセイヨウオオマルハナバチの生態リスクに関する研究データを提示し、分類群専門家グループ会議の答申作成に貢献した。同じく、環境省の特定外来生物等分類群専門家グループ会議における外国産クワガタムシの要注意外来生物指定において、本研究成果であるクワガタムシの生態リスクに関する研究データを提示し、分類群専門家グループ会議の答申作成に貢献した。

モデル解析で作成した適地図は、捕獲情報を追加した上で独立行政法人国立環境研究所ホームページ上の侵入生物データベースに掲載する予定である。それによって、侵入種の定着拡大防止のための対策・啓蒙に貢献することを目指している。

6. 引用文献

- 1) 日本生態学会（2002）外来種ハンドブック．地人書館，東京．

- 2) 宮脇成生・鷺谷いづみ (1996) 土壌シードバンクを考慮した個体群動態モデルと侵入植物オオブタクサの駆除効果の予測. 保全生態学研究, 1: 25-47.
- 3) 前河正昭・中越信和 (1997) 海岸砂地においてニセアカシア林の分布拡大がもたらす成帯構造と種多様性への影響. 日本生態学会誌 47: 131-143
- 4) 村中孝司・鷺谷いづみ (2001a) 鬼怒川砂礫質河原の植生と外来植物の侵入. 応用生態工学4: 121-132.
- 5) 村中孝司・鷺谷いづみ (2001b) 鬼怒川砂礫質河原における外来牧草シナダレスズメガヤの侵入と河原固有植物の急激な減少. 保全生態学研究6: 111-121.
- 6) 村中孝司・鷺谷いづみ (2003) 侵略的外来牧草シナダレスズメガヤ分布拡大の予測と実際. 保全生態学研究8: 51-62
- 7) Muranaka, T. & Washitani, I. (2004) Aggressive Invasion of *Eragrostis curvula* in Gravelly Floodplains of Japanese Rivers: Current Status, Ecological Effects and Countermeasures. Global Environmental Research 8: 155-162.
- 8) 外来種影響・対策研究会 (2001) 河川における外来種対策に向けて [案]. リバーフロント整備センター, 東京.
- 9) Williamson, M. (1996) Biological Invasions, Chapman & Hall, London.
- 10) 環境庁 (2000) 改訂・日本の絶滅のおそれのある野生生物- レッドデータブック- 植物 I. 自然環境研究センター. 660pp. 環境庁, 東京.
- 11) 栃木県林務部自然環境課・栃木県立博物館 (2005) レッドデータブックとちぎ-栃木県の保護上注目すべき地形・地質・野生動植物. 898pp. 栃木県林務部自然環境課・栃木県立博物館, 宇都宮.
- 12) 鷺谷いづみ・森本信生 (1993) 日本の帰化生物. 保育社, 大阪.
- 13) 村上興正・鷺谷いづみ (2002) 外来種と外来種問題. 「外来種ハンドブック」 (日本生態学会編), pp. 3-4. 地人書館, 東京.
- 14) Colautti, R. I. & MacIsaac, H. J. (2004) A neutral terminology to define 'invasive' species. Diversity & Distributions 10: 135-141.
- 15) Breiman L., Friedman J.H., Olshen R. A. & Stone C. J. (1984) Classification and regression trees. Chapman & Hall, London, UK.
- 16) Washitani, I. (1987) A convenient screening test system and a model for thermal germination response of wild plant seed; behavior of model and real seed in system. Plant, Cell and Environment, 10: 587-598.
- 17) Pollock, M.M., Naiman R.J. & Hanley T.A. (1998) Plant species richness in riparian wetlands: a test of biodiversity theory. Ecology, 79:94-105.
- 18) Nishida, T. & Shimizu, N. (1999) Alien plant invasion of forage crop fields and artificial pastures in Japan. In: E. Yano, K. Matsuo, M. Shiyomi and D. A. Andow (eds.), Biological Invasions of Ecosystem Pests and Beneficial Organisms, Yokendo, Tokyo, pp. 128-151.
- 19) Enomoto, T. (1999) Naturalized weeds from foreign countries into Japan. In: E. Yano, K. Matsuo, M. Shiyomi and D. A. Andow (eds.), Biological Invasions of Ecosystem Pests

- and Beneficial Organisms, Yokendo, Tokyo, pp. 1-14.
- 20) Pyšek, P. (1998) Is there a taxonomic pattern to plant invasions? *Oikos*, 82:282-294.
- 21) Cronk, C.B. & Fuller J.L. (1995) *Plant Invaders: The Threat to Natural Ecosystems*, Chapman and Hall, London.
- 22) 鷺谷いづみ (2002) 緑化による外来牧草の侵入. 「外来種ハンドブック」 (日本生態学会編), pp. 46-47. 地人書館, 東京.
- 23) Richardson, D.M., Allsopp, N., D'Antonio, C.M., Milton, S.J. & Rejmánek, M. (2000) Plant invasions – the role of mutualisms. *Biological Review*, 75:65-93.
- 24) 環境省自然環境局・農林水産省農村振興局・林野庁・国土交通省都市・地域整備局・国土交通省河川局・国土交通省道路局・国土交通省港湾局 (2006) 平成17年度外来生物による被害の防止等に配慮した緑化植物取扱方針検討調査報告書. URL <
<http://nrb-www.mlit.go.jp/cgi-doc/DSS/Sech0300.cgi?id=20061024132156>>
- 25) 清水矩宏・宮崎茂・森田弘彦・廣田伸七 (2005) 牧草・毒草・雑草図鑑. 社団法人畜産技術協会, 東京.
- 26) Pheloung, P.C., Williams, P.A., et al. (1999) A weed risk assessment model for use as a biosecurity tool evaluating plant introductions. *Journal of Environmental Management* 57: 239-251.
- 27) Yasukawa, Y., H. Ota, & J. B. Iverson. (1996) Geographic variation and sexual sizedimorphism in *Mauremys mutica* (Cantor, 1842) (Reptilia: Bataguridae), with description of a new subspecies from the southern Ryukyus, Japan. *Zoological Science* 13: 303-317.
- 28) Honda, M., Y. Yasukawa & H. Ota. (2002) Phylogeny of the Eurasian freshwater turtles of the genus *Mauremys* Gray 1869 (Testudines), with special reference to a close affinity of *Mauremys japonica* with *Chinemys reevesii*. *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research* 40: 195-200.
- 29) Parham, J. F., W. B. Sumison, K. H. Kozak, C. R. Feldman & H. Shi. (2001) New Chinese turtles: endangered or invalid? A reassessment of two species using mitochondrial DNA, allozyme electrophoresis and known-locality specimens. *Animal Conservation* 4:357-367.
- 30) Shi, H., J. F. Parham, W. B. Simison, J. Wang, S. Gong & B. Fu. (2005) A report on the hybridization between two species of threatened Asian box turtles (Testudines: *Cuora*) in the wild on Hainan Island (China) with comments on the origin of 'serrata'-like turtles. *Amphibia-Reptilia* 26:377-381.
- 31) Murphy, R. W., J. W. Sites Jr., D. G. Buth & C. H. Haufler. (1996) Proteins: Isozyme electrophoresis. pp. 51-120. In: D. M. Hillis, C. Moritz and B. K. Mable (Eds.), *Molecular Systematics*. 2nd edn. Sinauer Association, Sunderland, Massachusetts.
- 32) Swofford, D. L. & R. B. Selander. (1981) BIOSYS-1: a FORTRAN program for the comprehensive analysis of electrophoretic data in population genetics and systematics. *Journal of Heredity* 72: 281-283.

- 33) Sasaki, T., K. Takahashi, M. Nikaido, S. Miura, Y. Yasukawa & N. Okada. (2004) First application of the SINE (short interspersed repetitive element) method to infer phylogenetic relationships in Reptiles: an example from the turtle superfamily Testudinoidea. *Molecular Biology and Evolution* 21(4): 705-715.
- 34) 小林頼太・小菅康弘・長谷川雅美. (2006) 千葉県印旛沼流域におけるミナミイシガメとクサガメの外部形態の特徴を備えた個体の発見事例. *爬虫両棲類学会報* 2006(1): 28-34.
- 35) 亀岡昌子・清野比咲子. (2005) 日本における淡水ガメ・リクガメの市場調査. *トラフィックイーストアジアジャパン*. 40pp.
- 36) 中井克樹 (2002) 「ブラックバス問題」の現状と課題. In: 日本魚類学会自然保護委員会 (編) 「川と湖沼の侵略者ブラックバス—その生物学と生態系への影響」 pp.127-147. 恒星社厚生閣, 東京.
- 37) 中井克樹 (2004) ブラックバス等の外来魚による生態的影響. *用水と排水*, 46: 48-56.
- 38) Yokogawa, K. (1998) Morphological and genetic structures of largemouth bass *Micropterus salmoides* in Japanese fresh waters. *Suisanzoshoku*, 46: 321-332.
- 39) 北川 忠生・沖田 智明・伴野 裕次・杉山 俊介・岡崎 登志夫・吉岡 基・柏木 正章 (2000) 奈良県池原貯水池から検出されたフロリダバス *Micropterus salmoides floridanus* 由来のミトコンドリアDNA. *日本水産学会誌*, 66: 805-811.
- 40) 中井 克樹 (2002) 魚類における外来種問題. In: 川道美枝子・岩槻邦男・堂本暁子 (編) 「移入・外来・侵入種—生物多様性を脅かすもの」 築地書館, 東京. pp.140-155.
- 41) 中井克樹 (2002) ブルーギル～強力な雑食魚. In: 日本生態学会 (編) 「外来種ハンドブック」 地人書館, 東京. p.119.
- 42) 中井克樹 (2003) ブラックバスをめぐる “論争” —社会問題化した外来種問題. *エコソフィア*, (11): 56-63.
- 43) Kassler, T. W., Kopperman, J. B., Near, T. J., Dillman, C. B., Levengood, J. M., Swofford, D. L., Van Orman, J. L., Claussen, J. E. & Philipp. D. P. (2002) Molecular and morphological analyses of the black basses: implications for taxonomy and conservation. In: Philipp, D. P. & Ridgway, M. S. (eds.) “Back Bass: Ecology, Conservation, and Management. *Am. Fish. Soc.*, Bethesda, US. pp. 291-322.
- 44) 環境省 (2004) ブラックバス・ブルーギルが在来生物群集及び生態系に与える影響と対策. (財) 自然環境研究センター, 東京.
- 45) 高村 (2005) 日本産ブラックバスにおけるミトコンドリアDNAハプロタイプの分布. *魚類学雑誌*, (52): 107-114.
- 46) 環境省 (2003) 改訂・日本の絶滅のおそれのある野生生物 汽水・淡水魚類. 自然環境研究センター, 東京.
- 47) 水口憲哉 (2005) お粗末な政治と科学と、外来種新法. *フライの雑誌*.
- 48) 五箇公一・マルハナバチ普及会 (2003) マルハナバチ商品化を巡る生態学的問題のこれまでとこれから. *植物防疫* 57: 452-456.
- 49) Prys-Jones O.E. & Corbet S.A. (1991) *Bumblebees*. Richmond Publishing, Slough.
- 50) Benton T. (2000) *The bumblebees of Essex*. Lipinga Books.

- 51) 伊藤誠夫 (1991) 日本産マルハナバチ分類・生態・分布. ベルンド・ハインリッチ (井上民二 監訳), マルハナバチの経済学. pp. 258-292, 文一総合出版, 東京.
- 52) 田中 肇 (1997) 花と昆虫がつくる自然. 保育社
- 53) 加藤真 (1993) セイヨウオオマルハナバチの導入による日本の送粉生態系への影響. ミツバチ 科学 14: 110-114.
- 54) 鷺谷いづみ・森本信生 (1993) 日本の帰化生物. 保育社, 東京
- 55) 五箇公一 (2002) 輸入昆虫が投げかけた問題- 農業用マルハナバチとペット用クワガタをめぐる - . 昆虫と自然 37(3): 8-11.
- 56) 五箇公一 (2004) 有用昆虫セイヨウオオマルハナバチにみる生態系影響評価とリスク管理. かんきょう (6): 42-43.
- 57) Matsumura, C., Yokoyama, J. & Washitani, I. (2004) Invasion status and potential ecological impacts of an invasive alien bumblebee, *Bombus terrestris* L. (Hymenoptera: Apidae) naturalized in southern Hokkaido, Japan. Global Environmental Research 8: 51-66.
- 58) 五箇公一 (1998) 侵入生物の在来生物相への影響-セイヨウオオマルハナバチは日本在来マルハナバチの遺伝子組成を汚染するか?- . 日本生物地理学会会報. 53: 91-101.
- 59) Goka K., Okabe K., Yoneda M. & Niwa S. (2001) Bumblebee commercialization will cause worldwide migration of parasitic mites. Molecular Ecology 10: 2095-2099.
- 60) 松村千鶴・鷺谷いづみ (2002) 北海道沙流郡門別町および平取町におけるセイヨウオオマルハナバチ *Bombus terrestris* L. の7年間のモニタリング. 保全生態学研究 7: 39-50.
- 61) 保全生態学研究会 (1997) マルハナバチの一斉調査について/セイヨウオオマルハナバチの帰化問題に関するインターネットを使った情報収集. 保全生態学研究. 2: 36-41.
- 62) Hingston A. B. & McQuillin P. B. (1999) Displacement of Tasmanian native megachilid bees by the recently introduced bumblebee *Bombus terrestris* (Linneus, 1758) (Hymenoptera: Apidae). Australian Journal of Zoology 47: 59-65.
- 63) Hingston A. B., Marsden-Smedley J., Driscoll D. A., Corbett S., Fenton J., Anderson R., Plowman C., Mowling F., Jenkin M., Matsui K., Bonham K. J., Iowski M., McQuillin P. B., Yaxley B., Reid T., Storey D., Poole L., Mallick S. A., Fitzgerald N., Kirkpatrick L. B., Febey J., Harwood A. G., Michaels K. F., Russell M. J., Black P. G., Emmerson L., Visoiu M., Morgan J., Breen S., Gates S., Bantich M. N. & Desmarchelier J. M. (2002) Extent of invasion of Tasmanian native vegetation by the exotic umblebee *Bombus terrestris* (Apoidea: Apidae). Austral Ecology 27: 162-172.
- 64) 横山ほか2003 → リストに残っていたのは、、、横山 潤・中島真紀 (2005) セイヨウオオマルハナバチの分布拡大の動向. : 昆虫と自然, 40: 24-26.
- 65) Horn H. S. (1966) Measurement of overlap in comparative ecological studies. American Naturalist 100: 419-424.
- 66) Teräs, I. (1976) Flower visits of bumblebees, *Bombus* Latr. (Hymenoptera, Apidae), during one summer. Annales zoologici Fennici 13: 200-232.
- 67) 鷺谷いづみ (1998) 保全生態学からみたセイヨウオオマルハナバチの侵入問題. 日本生態学会

- 誌 48: 73-78.
- 68) 中島真紀・松村千鶴・横山 潤・鷺谷いづみ (2004) 北海道勇払郡鶴川町におけるセイヨウオオマルハナバチ *Bombus terrestris* (Linneus) の営巣状況とエゾオオマルハナバチ *Bombus hypocrita sapporoensis* Cockerell の巣に出入りするセイヨウオオマルハナバチの働き蜂に関する報告. 保全生態学研究 9: 57-63.
- 69) Inoue M.N., Yokoyama J., & Washitani I. (in press) Displacement of Japanese native bumblebees by therecently introduced *Bombus terrestris* (L.) (Hymenoptera: Apidae). *Journal of Insect Conservation*.
- 70) 川原進 (2004) 北海道小清水町で見つかったセイヨウオオマルハナバチについて. 美幌博物館研究報告 (12): 69-74.
- 71) Inari N., Nagamitsu T., Kenta T., Goka K. & Hiura T. (2005) Spatial and temporal pattern of introduced *Bombus terrestris* abundance in Hokkaido, Japan, and its potential impact on native bumblebees. *Population Ecology* 47: 77-82.
- 72) Svensson B., Jan Lageröf J. & Svensson, B. G. (2000) Habitat preferences of nest-seeking bumble bees (Hymenoptera: Apidae) in an agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 77: 247-255
- 73) 水沼哲郎・永井信二 (1994) 世界のクワガタムシ大図鑑. むし社, 東京.
- 74) 荒谷邦雄 (2002) クワガタムシ科における侵入種問題. *昆虫と自然* 37:4-7.
- 75) Avise, J. C. (1996) Introduction: the scope of conservation genetics. In "Conservation Genetics: Case Histories from Nature" (J. C. Avise and J. L. Hamrick, eds). pp1-9, Chapman & Hall, New York.
- 76) Crozier, R. H. (1997) Preserving the information content of species: genetic diversity, phylogeny and conservation worth. *Annu. Rev. Ecol. Systematics*. 28: 243-268.
- 77) Ryder, O. A. (1986) Species conservation and the dilemma of sub-species. *Trend Ecol. Evol.* 1: 9-10.
- 78) Waples, R. S. (1991) Status Review for Snake River Sockeye Salmon. NOAA Technical Memorandum NMFSF/NWC-195.
- 79) Moritz, C. (1994) Defining 'Evolutionarily Significant Units' for conservation. *Trend Ecol. Evol.* 9: 373-375.
- 80) Crandall, K. A., Bininda-Emonds, O. R. P., Mace, G. M. and Wayne, R. K. (2000) Considering evolutionary processes in conservation biology. *Trend Ecol. Evol.* 10: 290-295.
- 81) Frankham, R., J. D. Ballou and D. A. Briscoe (2004) *A Primer of Conservation Genetics*. Cambridge University Press. 220pp.
- 82) Tougaard, C. (2001) Biogeography and migration routes of large mammal faunas in South-East Asia during the Late Middle Pleistocene: focus on the fossil and extant faunas from Thailand. *Palaeogeography, palaeoclimatology, palaeoecology*. 168: 337-358.
- 83) Hirzel, A. H., J. Hausser, D. Chessel, and N. Perrin (2002) Ecological-niche factor analysis: how to compute habitat-suitability maps without absence data? *Ecology* 83: 2027-2036.

7. 国際共同研究等の状況

特に具体的な国際共同研究計画を実施はしていないが、本研究の成果はIUCN（国際自然保護連合）の侵入種対策および侵入種ワースト100リストなどの方針に大きく影響するものと考えられる。また、具体的にはセイヨウオオマルハナバチのリスク評価過程についてはニュージーランド政府やオーストラリア政府など導入を検討している国からも問い合わせが来るなど、国際的にも研究の動向は注目を集めている。2005年9月には中国北京市で開催されたAPEC国際侵入種会議に課題代表の五箇が招聘され、日本の侵入種問題について講演している。

8. 研究成果の発表状況

(1) 誌上発表

<論文（査読あり）>

- 1) S. Miyawaki and I. Washitani: Global Environmental Research, 8, 1-11 (2004) “Invasive alien plant species in riparian areas of Japan: the contribution of agricultural weeds, revegetation species and aquacultural species”
- 2) N. Nakayama, J. Nishihiro, Y. Kayaba, T. Muranaka, I. Washitani: Ecol. Res., in press (2007) “Seed deposition of *Eragrostis curvula*, an invasive alien plant on a river floodplain”
- 3) M.N. Inoue, J. Yokoyama, I. Washitani: Journal of Insect Conservation, in press (2007) “Displacement of Japanese native bumblebees by the recently introduced *Bombus terrestris* (L.) (Hymenoptera: Apidae)”
- 4) T. Ikeda, M. Asano, Y. Matoba and G. Abe : Global Environmental Research, 8(2), 125-131 (2004) “Present Status of Invasive Alien Raccoon and its Impact in Japan.”
- 5) H. Ota: Current Herpetology, 23, 37-41 (2004) “Notes on reproduction and variation in the blue-tailed lizard, *Eumeces elegans* (Reptilia: Scincidae), on Kita-kojima Island of the Senkaku Group, Ryukyu Archipelago”
- 6) H. Ota: Current Herpetology, 23, 73-80 (2004) “Field observations on a highly endangered snake, *Opisthotropis kikuzatoi* (Squamata: Colubridae), endemic to Kumejima Island, Japan”
- 7) H. Ota, Mi. Toda, G. Masunaga, A. Kikukawa, and M. Toda: Global Environmental Research, 8, 133-143 (2004) “Feral populations of amphibians and reptiles in the Ryukyu Archipelago, Japan”
- 8) Y. L. Werner, H. Takahashi, W. J. Mautz, and H. Ota: Journal of Thermal Biology, 30, 247-254 (2005) “Behavior of the terrestrial nocturnal lizards, *Goniurosaurus kuroiwae* and *Eublepharis macularius* (Reptilia: Eublepharidae) in a thigmothermal gradient”
- 9) H. Ota: Herpetological Review, 36, 212-219 (2005) “Review: Guide to the Amphibians and Reptiles of Japan”
- 10) M. Matsui, H. Ito, T. Shimada, H. Ota, S. K. Saidapur, W. Khonsue, T. Tanaka-Ueno, and G.-F. Wu: Zoological Science, 22, 489-495 (2005) “Taxonomic relationships within the pan-Oriental narrow-mouth toad *Microhyla ornata* as revealed by mtDNA analysis

(Amphibia, Anura, Microhylidae)”

- 11) M. Matsui, T. Shimada, H. Ota, and T. Tanaka-Ueno: *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 37, 733-742 (2005) “Multiple invasions of the Ryukyu Archipelago by Oriental frogs of the subgenus *Odorrana* with phylogenetic reassessment of the related subgenera of the genus *Rana*”
- 12) S. Yamashiro and H. Ota: *Current Herpetology*, 24, 95-98 (2005) “On the clone type of *Lepidodactylus lugubris* (Dumeril & Bibron, 1836) corresponding to *Gehyra variegata ogasawarasimae* Okada, 1930 (Reptilia: Gekkonidae)”
- 13) H. Ota: *Current Herpetology*, 25, 29-34 (2006) “Colonization by the subtropical lizard, *Japalura polygonata polygonata* (Squamata: Agamidae), in southeastern Kyushu, Japan.”
- 14) Y. Yamamoto and H. Ota: *Current Herpetology*, 25, 39-40 (2006) “Long-term functional sperm storage by a female common house gecko, *Hemidactylus frenatus*, from the Ryukyu Archipelago, Japan”
- 15) K. Yokogawa, K. Nakai, and K. Fujita: *Aquaculture Science*, 53, 145-155 (2005) “Mass introduction of Florida bass *Micropterus floridanus* into Lake Biwa, Japan, suggested by recent dramatic genomic change.”
- 16) 中尾博行・藤田建太郎・川端健人・中井克樹・沢田裕一: 魚類学雑誌, 53 (1). 「琵琶湖北湖におけるブルーギル *Lepomis macrochirus* の繁殖生態」 (印刷中)

<その他誌上発表>

- 1) 松村千鶴・中島真紀・横山潤・鷺谷いづみ: 保全生態学研究, 9, 93-101 (2004) 「北海道日高地方で発見されたセイヨウオオマルハナバチ (*Bombus terrestris* L.) の自然巣における高い増殖能力」
- 2) C. Matsumura, J. Yokoyama and I. Washitani: *Global Environmental Research*, 8, 51-66 (2004) “Invasion status and potential ecological impacts of an invasive alien bumblebee, *Bombus terrestris* L. (Hymenoptera: Apidae) naturalized in southern Hokkaido, Japan”
- 3) 宮脇成生・鷺谷いづみ: 応用生態工学, 6, 195-209 (2004) 「生物多様性保全のための河川における侵略的外来植物の管理」
- 4) 宮脇成生・村中孝司・鷺谷いづみ: 環境情報科学, 33, 36-43 (2004) 「河川における外来植物対策の最前線」
- 5) T. Muranaka and I. Washitani: *Global Environmental Research*, 8, 155-162 (2004) “Aggressive invasion of *Eragrostis curvula* in gravelly floodplains of Japanese rivers: current status, ecological effects and countermeasures”
- 6) 中島真紀・松村千鶴・横山潤・鷺谷いづみ: 保全生態学研究, 9, 57-63 (2004) 「北海道勇払郡鵜川町におけるセイヨウオオマルハナバチ *Bombus terrestris* (Linnaeus) の営巣状況とエゾオオマルハナバチ *B. hypocrita sapporoensis* Cockerell の巣に出入りするセイヨウオオマルハナバチの働き蜂に関する報告」
- 7) 竹門康弘・鷺谷いづみ: 応用生態工学, 6, 191-194 (2004) 「応用生態工学からみた外来種の現状把握と対策」

- 8) I. Washitani: *Global Environmental Research*, 8, 1-11 (2004)“Invasive alien species problems in Japan: an introductory ecological essay”
- 9) I. Washitani: *Global Environmental Research*, 8, 103-116 (2004) “Natural environmental and biotic features and ecological history of biotic migrations and invasions into the Japanese archipelago from geological to modern ages”
- 10) 鷺谷いづみ: *環境研究*, 132, 29-33 (2004)「日本における外来植物の侵略性の評価」
- 11) 村中孝司、石井潤、宮脇成生、鷺谷いづみ: *保全生態学研究*, 10, 19-33 (2005)「特定外来生物に指定すべき外来植物種とその優先度に関する保全生態学的視点からの検討」
- 12) 村中孝司: *植生情報*, 9, 79-87 (2005)「外来種の侵入が在来種の生育や生物多様性におよぼす影響について」
- 13) 鷺谷いづみ: *科学教育通信*, 31, 5-10 (2004)「花とマルハナバチの関係から生態系を考える」
- 14) 鷺谷いづみ: *河川*, 7月号, 3-5 (2004)「河川環境の保全と外来種」
- 15) 鷺谷いづみ: *思想*, 7月号, 122-139 (2004)「生物多様性のリスク評価－外来種と絶滅危惧種－」
- 16) 村中孝司: *植調*, 39, 6, 16-29 (2005)「外来雑草は今・・・ 河川敷の侵入者たち－オオブタクサ, シナダレスズメガヤ－」
- 17) 鷺谷いづみ、石井潤、菊池玲奈: *科学*, 6, 696-699 (2005)「外来生物法施行が積み残した外来種問題」
- 18) 鷺谷いづみ: *私たちの自然*, 6, 597, 6-7 (2005)「外来種とは」
- 19) 浅見輝夫編: *新しい自然保護の考え方*, 古今書院, 57-65 (2006)「第4章 生物多様性の保全のための自然再生 (鷺谷いづみ)」(印刷中)
- 20) 菊池玲奈・村中孝司・石井潤・鷺谷いづみ: *農林水産技術研究ジャーナル*, 29(7), 41-45 (2006)「侵略的外来種による生態系への影響と対策」
- 21) 村中孝司・鷺谷いづみ: *哺乳類科学*, 46(1), 75-80 (2006)「日本における外来種問題の現状と課題－特に外来緑化植物シナダレスズメガヤの侵入における問題について－」
- 22) 浅川満彦・池田透: *ワイルドライフ・フォーラム*, 12, (印刷中)「北海道で野生化したアライグマ (*Procyon lotor*) の病原体疫学調査－外来種対策における感染症対策の一具体例として開始12年の総括」
- 23) 太田英利: *爬虫両棲類学会報*, 92-102 (2004)「リンネ協会シンポジウム “Squamate Evolution and Systematics: A Conference to Mark the Passing of Garth Underwood FLS” に参加して」
- 24) 太田英利・小原祐二: *爬虫両棲類学会報*, 2004, 113-115 (2004)「沖縄島南部におけるイボイモリの分布」
- 25) 太田英利・藤井亮・岡本卓・疋田努: *爬虫両棲類学会報*, 2004, 128-137 (2004)「八重山諸島波照間島の外来性爬虫類に関する新知見およびこれまでに同島から報告された爬虫類の記録に関するコメント」
- 26) 城間恒宏・太田英利: *平良市総合博物館紀要*, (9), 57-66 (2004)「宮古諸島における外来性の両生・爬虫類の分布と生息状況」
- 27) 増永元・太田英利・戸田光彦・中島朋成・鏑雅哉・松本千枝子: *爬虫両棲類学会報*, 2005、

- 173-179(2005)「鳩間島におけるオオヒキガエルの侵入と生息状況」
- 28) 太田英利:「琉球列島および周辺離島における爬虫類の生物地理」、増田隆一・阿部永(編)「動物地理の自然史」、北海道大学図書刊行会、札幌、78-93(2005)
- 29) 太田英利:「生物多様性の保全における種認識の功罪—琉球列島の両生爬虫類を対象とした研究とその保全策が示唆するもの—」、新崎盛暉・比嘉政夫・家中茂(編)、「地域の自立、シマの力(上)」、コモンズ、東京、314-327。(2005)
- 30) 太田英利・高橋亮雄:「琉球列島および周辺島嶼の陸生脊椎動物相—特徴とその成り立ち—」、土屋誠・日高道雄・太田英利(編)、「美ら島の自然史」、東海大学出版会、東京、2-15。(2006)
- 31) 太田英利:琉球列島の自然史。大学出版部協会(編)、「ナチュラルヒストリーの時間」、東京大学出版会、東京、印刷中
- 32) 中井克樹:京都府生物教育研究会誌 2003年度、36-41(2004)「いま、生きものとのつきあいを考える」
- 33) 中井克樹:岩手県(編)全国湖沼河川養殖研究会第77回大会要録, pp. 13-32(2004)「ブラックバス問題:対立する論点と駆除における課題」
- 34) 淀 太我・向井貴彦・谷口義則・中井克樹・瀬能 宏・丸山 隆:魚類学雑誌55、74-80(2006)「自然保護委員会が行ったサンフィッシュ科3種による被害実例アンケートの結果報告」
- 35) 中尾博行・藤田建太郎・川端健人・中井克樹・沢田裕一:魚類学雑誌, 53, 55-62(2006)。「琵琶湖北湖におけるブルーギル*Lepomis macrochirus*の繁殖生態」
- 36) 横山 潤・中島真紀:昆虫と自然、40(4)、24-26(2005)「セイヨウオオマルハナバチの分布拡大の動向」
- 37) 横山 潤・井上真紀・伊藤誠夫・鷲谷いづみ:Sylvicola 24, 83-86(2006)「根室市内で発見されたセイヨウオオマルハナバチ(*Bombus terrestris* (L.))とその在来マルハナバチ相に対する潜在的影響」
- 38) 横山 潤・井上真紀・伊藤誠夫・鷲谷いづみ:根室市歴史と自然の資料館紀要(印刷中)「根室半島におけるノサップマルハナバチの訪花植物に関する予察的研究」
- 39) 五箇公一:生物科学、56(2)、69-73(2005)「外国産クワガタムシの商品化がもたらす生態リスク」
- 40) 五箇公一:STAFFニュースレター、農林水産先端技術産業振興センター、17(4)、6(2006)「法律による外来生物の取り締まりについて」
- 41) 国武陽子・五箇公一:植物防疫、60(4)、196-198(2006)「農業用導入昆虫の生態リスク管理と将来展望」
- 42) 国武陽子・五箇公一:昆虫と自然、41(5)、37-40(2006)「クロマルハナバチの商品化—外来生物法と国内外来種問題について—」
- 43) 五箇公一:関西自然保護機構会誌、28(1)、(2006)「昆虫輸入に見る日本の外来生物問題」
- 44) N. Inari, T. Nagamitsu, T. Kenta, K. Goka and T. Hiura:Population Ecology, 47:77-82.(2005)“Spatial and temporal pattern of introduced *Bombus terrestris* abundance in Hokkaido, Japan, and its potential impact on native bumblebees.”
- 45) Kuranouchi T, Nakamura T, Shimamura S, Kojima H, Goka K, Okabe K and Mochizuki A. (2006)

Nitrogen fixation in the stag beetle, *Dorcus (Macrodorcus) rectus* (Motschulsky) (Col., Lucanidae). *Journal of Applied Entomology* 130: 471-473.

(2) 口頭発表 (学会)

- 1) 松村千鶴・鷺谷いづみ: 日本生態学会第51回大会 (2004) 「北海道日高地方で発見されたセイヨウオオマルハナバチ (*Bombus terrestris* L.) の自然巣における高い増殖能力」
- 2) 村中孝司・鷺谷いづみ: 日本生態学会第51回大会 (2004) 「砂礫質河原の生態系を脅かすシナダレスズメガヤと個体群動態モデルを活用した対策」
- 3) 中島真紀・松村千鶴・横山潤・鷺谷いづみ: 日本生態学会第51回大会 (2004) 「北海道胆振地方におけるセイヨウオオマルハナバチおよび在来マルハナバチ類各種の資源利用と活動季節パターン」
- 4) 鷺谷いづみ: 日本雑草学会第42回講演会 (2004) 「保全生態学と雑草学の接点ー自然再生事業における外来種対策」
- 5) 鷺谷いづみ: 日本生態学会第51回大会 (2004) 「保全生態学と外来種対策」
- 6) 石井潤・村中孝司・宮脇成生・鷺谷いづみ: 日本生態学会第52回大会 (2005) 「アクアリウムの水草がもたらす潜在的な外来種問題」
- 7) 松村千鶴・鷺谷いづみ: 日本生態学会第52回大会 (2005) 「セイヨウオオマルハナバチによる盗蜜が作物ベニバナインゲン (ハナマメ) の結実に与える影響」
- 8) 村中孝司・石井潤・宮脇成生・鷺谷いづみ: 日本生態学会第52回大会 (2005) 「特定外来生物に指定すべき外来植物種とその優先度に関する保全生態学的視点からの検討」
- 9) 石井潤・村中孝司・宮脇成生・鷺谷いづみ: 日本生態学会第52回大会 (2005) 「アクアリウムの水草がもたらす潜在的な外来種問題」
- 10) 村中孝司・石井潤・宮脇成生・鷺谷いづみ: 日本生態学会第52回大会 (2005) 「特定外来生物に指定すべき外来植物種とその優先度に関する保全生態学的視点からの検討」
- 11) 村中孝司・鷺谷いづみ: 日本生態学会第53回大会 (2006) 「河川におけるシナダレスズメガヤのメソスケールにおける侵入予測」
- 12) 村中孝司・石井潤・宮脇成生・鷺谷いづみ: 日本生態学会第53回大会 (2006) 「緑化植物の取り扱いにおける課題」
- 13) 宮脇成生・鷺谷いづみ: 日本生態学会第53回大会 (2006) 「河川における侵略的外来植物4種の潜在的ハビタット予測」
- 14) 村中孝司: 日本生態学会第54回大会 (2007) 「日本における外来植物の侵入年代・原産地とその用途との関連性を探る」
- 15) 村中孝司: 日本生態学会第54回大会 (2007) 「外来植物の渡来 (確認) 年代と侵入経路ー外来植物の指す範囲について」
- 16) 井上真紀・横山潤・鷺谷いづみ: 日本生態学会第54回大会 (2007) 「セイヨウオオマルハナバチの野生巣のコロニー成長と繁殖能力」
- 17) 阿部豪・池田透: 日本哺乳類学会2004年度大会 (2004) 「空間利用から見た外来アライグマと在来エゾタヌキの種間関係 北海道野幌森林公園を事例として」
- 18) 浅川満彦・的場洋平・萩原克郎・谷山弘行: 日本哺乳類学会2004年度大会 (2004) 「北海道に

おける野生ネコ目感染症・寄生虫研究の概要」

- 19) 的場洋平・浅野玄・服部薫・福江佑子・横山真弓・鈴木正嗣・浅川満彦：日本野生動物医学会2004年度大会（2004）「本邦産外来哺乳動物アライグマに寄生する蠕虫類の種構成とその多様度の特色（予報）」
- 20) Y. Matoba, M. Asano, I. Masubuchi, T. Ikeda and M. Asakawa : International Conference on Assessment and control of Biological Invasion Risks. (2004) “An overview of internal parasites and food habits of feral raccoons (*Procyon lotor*) in Hokkaido, Japan.”
- 21) G. Abe, T. Ikeda and S. Tatsuzawa : International Conference on Assessment and control of Biological Invasion Risks. (2004) “Present status of the native raccoon-dogs under the eradication program of the alien invasive raccoons in the Nopporo Forest Park, Hokkaido, Japan.”
- 22) T. Ikeda, G. Abe and S. Tatsuzawa : International Conference on Assessment and control of Biological Invasion Risks. (2004) “Social consciousness of Japanese people toward invasive raccoons.”
- 23) T. Ikeda, M. Asano, Y. Matoba, G. Abe and M. Asakawa : IX International Mammalogical Congress. (2005) “Control of the invasive raccoon in Hokkaido, Japan. –Current status and problems to be solved–“
- 24) T. Ikeda, G. Abe and S. Tatsuzawa : IX International Mammalogical Congress. (2005) “Social consciousness toward invasive raccoon issues in Japan.”
- 25) G. Abe, T. Ikeda and S. Tatsuzawa : IX International Mammalogical Congress. (2005) “Home range and habitat use of the raccoon dog in a raccoon complex.”
- 26) Y. Matoba, M. Asano, H. Masubuchi, T. Ikeda and M. Asakawa : IX International Mammalogical Congress. (2005) “An overview of internal parasites and food habits of feral raccoons in Hokkaido, Japan.”
- 27) M. Asano, Y. Matoba, T. Ikeda, M. Suzuki, M. Asakawa and N. Ohtaishi : IX International Mammalogical Congress. (2005) “Reproductive characteristics of the feral raccoon in Hokkaido, Japan.”
- 28) T. Kobayashi, Y. Ono, Y. Matoba, M. Okamoto, H. Taniyama, K. Yagi, Y. Kanai, Y. Oku, K. Katakura, M. Asano and M. Asakawa : IX International Mammalogical Congress. (2005) “First record of *Trichinella* sp. from a feral raccoon in Hokkaido, Japan.”
- 29) 池田透：第53回日本生態学会（2006）「外来アライグマ対策における合意形成の進め方について」
- 30) T. Ikeda and G. Abe: 2nd Scientific Congress of East Asian Federation of Ecological Societies. (2006) “Problems in countermeasures against invasive alien raccoons in Hokkaido, Japan.”
- 31) 池田透・立澤史郎・阿部豪：日本哺乳類学会2006年度大会ミニシンポジウム『外来アライグマ問題の現状と課題（企画：池田透・青柳正英）』（2006）「外来アライグマ問題に対する地域住民意識と合意形成の進め方について」
- 32) 的場洋平・浅川満彦：日本哺乳類学会2006年度大会ミニシンポジウム『外来アライグマ問題の

- 現状と課題（企画：池田透・青柳正英）』（2006）「北海道における外来アライグマの寄生虫・感染症について」
- 33) 的場洋平・小林朋子・阿部豪・佐鹿万里子・小出ひかる・浅野玄・池田透・鈴木正嗣・浅川満彦：日本哺乳類学会2006年度大会（2006）「北海道におけるアライグマの寄生虫感染に宿主の年齢・性別・季節が及ぼす影響」
- 34) 池田透・立澤史郎：日本生態学会第54回大会（2007）「知床における外来哺乳類問題」
- 35) 竹下毅：日本生態学会第54回大会（2007）「釧路湿原に生息するアメリカミンクの糞分析」
- 36) 池田透：日本生態学会第54回大会自由集會『特定外来生物防除の最前線～対策と問題点～』（2007）「アライグマ防除の現状と課題」
- 37) 吉識綾子，的場洋平，浅川満彦，高橋樹史，菊池直哉：第138回日本獣医学会（2004）「北海道のアライグマにおけるレプトスピラの浸潤調査」 “Problems in countermeasures against invasive alien raccoons in Hokkaido, Japan.”
- 38) H. Ota: Squamate Evolution and Systematics: A Conference to Mark the Passing of Garth Underwood FLS (2004) 「Functional Morphology of Jaws of the Oriental Colubrid Snakes」
- 39) 太田英利：琉球大学21世紀COE立ち上げシンポジウム（2004）「種の多様性に関する研究の展開 - なぜいま琉球なのか」
- 40) 住田正幸・町山文朗・倉林敦・黒瀬奈緒子・西岡みどり・ムハマド＝ラーマン＝カーン・ムハマド＝マヒズル＝イスラム・ムハマド＝シャフィクル＝アラム・松井正文・太田英利・倉本満：第43回日本爬虫両棲類学会大会（2004）「アジアに広範に分布するヌマガエル種群における遺伝的分化と繁殖隔離機構 - 交雑実験およびミトコンドリアDNA遺伝子の塩基配列からの推定」
- 41) 倉石典広・太田英利：第43回日本爬虫両棲類学会大会（2004）「ハロウエルアマガエル (*Hyla hallowellii*) (両生綱，無尾目)の核型と形態における変異」
- 42) 藤井亮・太田英利：第43回日本爬虫両棲類学会大会（2004）「新潟で発見された特異な形態的特徴を示すクサガメ様の個体群について（爬虫綱，イシガメ科）」
- 43) 山城彩子・小田愛・太田英利：第43回日本爬虫両棲類学会大会（2004）「単為生殖種オガサワラヤモリ（爬虫綱，ヤモリ科）の異なる2つのクローン間における繁殖特性の比較」
- 44) 山本友里恵・太田英利：第43回日本爬虫両棲類学会大会（2004）「琉球列島産ヤモリ類3種の産卵と孵化（爬虫綱，有鱗目）」
- 45) 木寺法子・太田英利：第43回日本爬虫両棲類学会大会（2004）「マダラヘビ属3種・亜種（爬虫綱，ナミヘビ科）におけるヒキガエル毒への耐性の変異」
- 46) 瀧口勲・太田英利：第43回日本爬虫両棲類学会大会（2004）「沖縄島産アカマタ *Dinodon semicarinatum* (爬虫綱，有鱗目)の形態形質における変異」
- 47) 太田英利・呉弘植：第43回日本爬虫両棲類学会大会（2004）「済州島産ズグロヘビ属（爬虫綱，有鱗目）の分類学的地位とその生物地理学的意義」
- 48) 永井芳子・増永元・鳥羽通久・太田英利：第43回日本爬虫両棲類学会大会（2004）「アジア東部におけるマダラウミヘビの地理的変異」
- 49) 本多正尚・太田英利：第43回日本爬虫両棲類学会大会（2004）「東南アジア産 *Dryocalamus* 属（爬虫綱，ナミヘビ科）の系統的位置」

- 50) 佐々木隆馬・太田英利：第43回日本爬虫両棲類学会大会（2004）「沖縄等南部のヒメハブ *Trimeresurus okinavensis*（爬虫綱，クサリヘビ科）個体群における活動性の季節変異」
- 51) H. Ota: 21st Century COE International Symposium “Tropical Biodiversity Okinawa 2005: Asia-Pacific studies on coral reefs and islands” (2005) 「Cryptic taxonomic diversity: Why this is the matter and how this can be resolved」
- 52) 太田英利：日本生態学会公開講演会「日本の生態系の危機 - 外来種問題とその対策」（2005）「日本における外来性両生・爬虫類の現状，望まれる対策と今後の課題」
- 53) M. Sumida, M. Islammohammad, A. Kurabayashi, F. Machiyama, N. Kurose, M. Nishioka, Md. M. R. Khan, S. Alammohammad, M. Matsui, H. Ota, and M. Kuramoto: 77th Annual Meeting of the Genetic Society of Japan (2005) “Reproductive isolating mechanisms and genetic divergence in the rice frog *Fejervarya limnocharis* complex from Asia elucidated by crossing experiments and mitochondrial gene sequence analyses”
- 54) 藤井亮・太田英利：第44回日本爬虫両棲類学会大会（2005）「新潟県で発見されたクサガメ - ミナミイシガメの想定雑種個体群の遺伝的解析（爬虫綱，イシガメ科）」
- 55) 本多正尚・安川雄一郎・太田英利：第44回日本爬虫両棲類学会大会（2005）「ミトコンドリア DNAから推定されたイシガメ科の系統関係」
- 56) 太田英利：第44回日本爬虫両棲類学会大会（2005）「琉球列島・台湾における民家周辺のヤモリ類相の過去20年間における変遷」
- 57) 木寺法子・太田英利：第44回日本爬虫両棲類学会大会（2005）「マダラヘビ属3種・亜種におけるヒキガエル毒への耐性：有毒な餌との同所性の履歴と耐毒性との関係について」
- 58) 太田英利：第45回日本爬虫両棲類学会大会（2006）「琉球列島を中心とした希少爬虫両生類の検出と保全の試み」
- 59) 太田英利：野生生物保護学会第12回大会（2006）「琉球列島の陸生脊椎動物の多様性・固有性とその現状」
- 60) 佐藤直樹・大海昌平・太田英利・Md. M. Islam・倉林敦・住田正幸：第45回日本爬虫両棲類学会大会（2006）「絶滅危惧種イシカワガエルにおける種内分化」
- 61) 勝部五葉・太田英利：第45回日本爬虫両棲類学会大会（2006）「外来種シロアゴガエル（無尾目，アオガエル科）の繁殖と食性」
- 62) 藤井亮・太田英利：第45回日本爬虫両棲類学会大会（2006）「クサガメ - ミナミイシガメの想定雑種個体群におけるmtDNAハプロタイプの組成とSINE法を用いた雑種判定（爬虫綱，イシガメ科）」
- 63) 大長賢太郎・太田英利・大谷勉・安川雄一郎・本多正尚：第45回日本爬虫両棲類学会大会（2006）「リュウキュウヤマガメ（爬虫綱，イシガメ科）の遺伝的分化と個体群変異」
- 64) 木寺法子・太田英利：第45回日本爬虫両棲類学会大会（2006）「サキシママダラ（爬虫綱，ナミヘビ科）内でのヒキガエル毒耐性における変異：特にヒキガエル類との分布重複歴の影響について」
- 65) N. Kidera, N. Tandavanitj, D. Oh, N. Nakanishi, A. Satoh, T. Denda, M. Izawa and H. Ota: International Workshop on the Biodiversity in the Coral Reef - Tropical Island Ecosystem (2006) “Dietary habits of the introduced cane toad *Bufo marinus* (Amphibia:

- Bufonidae) on Ishigakijima, southern Ryukyus Japan”
- 66) 工藤 智・田口 哲・中井克樹：平成16年度日本水産学会大会（2004）「北海道余市ダムで越冬できなかったオオクチバス稚魚」
- 67) 中井克樹：日本動物学会関東支部主催公開講演会「動物とヒト、ヒトと動物- 動物とヒトとの関係を考える-」（2004）「琵琶湖の変化と外来魚- 魚をめぐる常識の対立」
- 68) K. Nakai: International Conference on Assessment and Control of Biological Invasion Risks. Yokohama, Japan (2004) “Positive screening for successful invasions involved in aquatic introductions: A case of Japanese freshwater fishes.”
- 69) 中井克樹：全国湖沼河川養殖研究会第77回シンポジウム「水産生物の生息環境保全と21世紀の内水面：ブラックバス等対策の現状と今後の方向」（2004）「ブラックバス問題：対立する論点と駆除における課題」（基調講演）
- 70) 中井克樹：滋賀県環境アセスメント協会平成16年度技術セミナー（2004）「琵琶湖生態系の現状と保全- 魚類群集を中心に-」
- 71) 横川浩治・中井克樹・藤田建太郎：2004年度日本魚類学会大会（2004）「近年の琵琶湖におけるフロリダバスの大規模な侵入」
- 72) 森下 圭・藤田建太郎・中井克樹・沢田裕一：同上（2004）「オオクチバスの産卵生態」
- 73) 川端健人・中尾博行・中井克樹・沢田裕一：同上（2004）「ブルーギルの繁殖成功率に関する要因」
- 74) 中井克樹：（社）霞ヶ浦市民協会主催「ゼニタナゴシンポジウム- 霞ヶ浦のゼニタナゴの保護はどうすべきか?」（2004）「養殖個体を自然水域に戻すことは許されるか（遺伝的問題と放流先の環境に注目して）」
- 75) 中井克樹：（財）全国内水面漁業協同組合連合会平成16年度水産環境保護研修会「外来魚問題の現状と今後の展望」（2004）「ブラックバス擁護論の問題点」
- 76) 中井克樹：第32回魚類自然史研究会（2004）「外来生物法と外来魚」
- 77) 中井克樹：「シナイモツゴ郷の会」NPO法人設立記念シンポジウム「生態系保全とブラックバス対策」（2004）「各地で起こる外来生物問題…その中でブラックバス問題の特異性」
- 78) 中井克樹：外来魚研究会平成16年度研究報告会（2005）「琵琶湖におけるフロリダバスの侵入と外来生物法の動向」
- 79) 中井克樹：国土交通省霞ヶ浦河川事務所主催「霞ヶ浦外来種勉強会」（2005）「琵琶湖の魚類群集の現状と保全」
- 80) 中井克樹・細谷和海：第40回魚類自然史研究会（2005）「外来生物法で特定外来生物に指定された魚類- オオクチバス騒動をめぐる顛末-」
- 81) 中井克樹：日本動物学会中国四国支部・日本植物学会中国四国支部・日本生態学会中国四国地区会合同公開シンポジウム「外来生物による生物多様性の危機」（2005）「外来生物：問題の考え方とつきあい方の心得」
- 82) 中井克樹：立命館大学2005年度近江・草津論（2005）「ブラックバスと琵琶湖」
- 83) 中井克樹：環境省第2回オオクチバス等防除指針検討委員会（2005）「琵琶湖および犬山市のため池」
- 84) 中井克樹：福島県内水面漁業協同組合連合会平成17年度総会（2005）「特定外来生物としての

ブラックバス対策の現状と課題ー」

- 85) 中井克樹：日本魚類学会自然保護委員会公開シンポジウム「外来魚防除最前線ーオオクチバスの駆除技術の現状と課題」「外来魚に対する基本的考え」
- 86) 中井克樹・藤田建太郎・中尾博行：2005年度日本魚類学会大会（2005）「都道府県版レッドデータブックに見る外来魚侵入の保全上の影響」
- 87) 中井克樹・藤田建太郎・中尾博行：第41回魚類自然史研究会（2005）「環境省レッドデータブックにみる外来魚の影響～レッドリストの2度目の見直しによせて～」
- 88) 藤田建太郎・中尾博行・中井克樹：同上（2005）「琵琶湖で発見されたコクチバス」
- 89) 中尾博行・藤田建太郎・中井克樹：同上（2005）「ブルーギル卵・仔魚に対する巻貝類の捕食」
- 90) 中井克樹：琵琶湖博物館研究セミナー（2005）「希少魚種に対する外来魚の影響～各県版のレッドデータブックから～」
- 91) 中井克樹：平成17年度日本自然史学会連合講演会（2005）「科学の入口“自然史”ー第一線の専門家が語る10のとびらー」
- 92) 中井克樹：シナイモツゴ郷の会情報交換会（2005）「放流いろいろ～よい放流とよくない放流」
- 93) 中井克樹：香川淡水魚研究会「香川で見られる水辺の生きもの展」（2006）「水辺の生きものをおびやかす侵入者たち～外来生物の問題～」
- 94) 中井克樹：外来魚研究会平成17年度研究報告会（2006）「移殖放流と外来魚問題～情報集約の必要性～」
- 95) K. Nakai：2nd EAFES International Congress “Global Environmental Change and Ecosystems in East Asia”, Symposium ES1 “Biodiversity and Bio-invasion”（2006）
“Bio-invasion in Japanese freshwaters: a review in relation to the Invasive Alien Species Act”
- 96) 中井克樹：第53回日本生態学会自由集会「外来生物法の現状と課題 特定外来生物の選定と防除をめぐる」（2006）「オオクチバスをめぐる法施行後の動きと課題」
- 97) 岩崎敬二・中井克樹：同上（2006）「要注意外来生物」の考え方 現在のリストが抱える問題点
- 98) 横山 潤：第51回日本生態学会大会自由集会（2004）「外来生物法とセイヨウオオマルハナバチの野生化問題」
- 99) 横山 潤：第53回日本生態学会大会自由集会（2006）「セイヨウオオマルハナバチの定着・分布拡大および植生に及ぼす影響評価」
- 100) 横山 潤・糠塚ゆりか：第53回日本生態学会大会（2006）「北海道におけるセイヨウオオマルハナバチの野生化の現状ー野外での発見個体数に関連する要因の解析ー」
- 101) 井上真紀・横山 潤・鷺谷いづみ：第53回日本生態学会大会（2006）「外来種セイヨウオオマルハナバチが在来マルハナバチ類に与える生態学的影響」
- 102) 横山 潤：第50回日本応用動物昆虫学会大会自由集会（2006）「セイヨウオオマルハナバチの定着・分布拡大および植生に及ぼす影響評価」
- 103) 横山 潤：美幌博物館公開講演会（2006）「北海道に広がるセイヨウオオマルハナバチとその影響」
- 104) 横山 潤：日本生態学会東北地区会第51回大会（2006）「セイヨウオオマルハナバチの野生

- 化とそれに伴う在来生態系への影響」
- 105) 横山 潤: 日本生態学会第54回大会自由集会 (2007)「北海道におけるセイヨウオオマルハナバチの目撃地域拡大の現状」
- 106) 横山 潤・糠塚ゆりか: 日本生態学会第54回大会 (2007)「北海道におけるセイヨウオオマルハナバチの野生化範囲の拡大とその要因」
- 107) K. Goka: XXII International Congress of Entomology, Brisbane, (2004) “Genetic disturbance caused by commercialization of stag beetles in Japan”
- 108) 五箇公一: II Mini Symposium at UC Davis, Davis, (2004) “Biological invasion caused by commercialization of stag beetles in Japan”
- 109) 五箇公一: 日本鞘翅学会第17回大会 (2004) 「クワガタムシの商品化がもたらす生態リスク」
- 110) 五箇公一: 第6回昆虫病理研究会シンポジウム (2004) 「昆虫輸入がもたらす随伴侵入生物のリスクーセイヨウオオマルハナバチと外国産クワガタムシを例としてー」
- 111) 五箇公一: 第51回日本生態学会大会 (2004) 「クワガタムシの商品化がもたらす生態リスク」
- 112) 五箇公一: 第1回COE昆虫科学セミナー (2004) 「侵入昆虫の生態リスクと外来生物法」
- 113) 五箇公一: 生物的防除研究会 (2004) 「外来生物新法と輸入昆虫」
- 114) 五箇公一: 日本学術会議第8回植物保護・環境シンポジウム (2004) 「輸入生物のリスク」
- 115) 五箇公一: 岐阜大学応用生物科学部特別講演会 (2004) 「輸入昆虫にみる日本の外来種問題ー誰がために生物多様性はある?ー」
- 116) 五箇公一: The 22nd Symposium of the Society of Population Ecology (2005) “Ecological risks caused by introduced insects – The case of European bumblebee and exotic stag beetles”
- 117) 五箇公一: APEC Workshop on Invasive Alien Species (2005) “Ecological risks caused by exotic stag beetles in Japan”
- 118) 五箇公一: 第8回日本生態学会公開講演会 (2005) 「輸入昆虫の生態リスクと外来生物法」
- 119) 五箇公一: 日本昆虫学会第65回大会 (2005) 「導入昆虫の法的対応について」
- 120) 五箇公一: 第9回紀伊半島研究会シンポジウム「生物多様性と外来種」 (2005) 「外来種問題を通して見た日本の生物多様性危機」
- 121) Y. Kunitake, N. Kondo and K. Goka: The 22nd Symposium of the Society of Population Ecology (2005) “Spatial and temporal dynamics of introduced *Bombus terrestris* in Asahikawa area, Hokkaido”
- 122) 小島啓史・五箇公一: 第49回日本応用動物昆虫学会大会 (2005年) 「クワガタ雄の個体変異の適応的意味」
- 123) 小久保望・徳永幸彦・五箇公一・浅沼友子: 第49回日本応用動物昆虫学会大会 (2005) 「マイクロサテライトDNAを用いたマルハナバチの巣数推定アルゴリズム」
- 124) 小久保望、徳永幸彦、五箇公一: 日本OR学会アルゴリズム研究部会 (SAOR) (2005) 「マイクロサテライトDNAを用いたマルハナバチの巣数推定アルゴリズム」
- 125) 五箇公一: 日本応用動物昆虫学会第50回大会 (2006) 「セイヨウオオマルハナバチによる

- 在来種繁殖攪乱リスクと寄生生物持ち込みリスク」
- 126) K. Goka, H. Kojima, K. Okabe, and M. Yoneda : The 2nd Scientific Congress of East Asian Federation of Ecological Societies, Nigata (2006) “Biological invasion decrease the evolutionary history; the case of introduction of exotic insect species in Japan.”
- 127) 五箇公一：第53回日本生態学会(2006)「輸入昆虫ー今後の課題としてのクワガタムシ・カブトムシ(環境省キャンペーンと関連して)」
- 128) 今藤夏子・国武陽子・山中大生・神戸裕哉・米田昌浩・土田浩治：第53回日本生態学会(2006)「受精囊精子DNA解析によるマルハナバチにおける異種間交雑の検出」
- 129) 国武陽子・今藤夏子・五箇公一：第53回日本生態学会(2006)「セイヨウオオマルハナバチの野外における空間分布とその季節変化」
- 130) 神戸裕哉・岡田育子・米田昌浩・五箇公一・土田浩治：第53回日本生態学会(2006)「異種間交尾を行ったマルハナバチの胚はどこまで発育するのか」
- 131) 永光輝義・田中健太・稲荷尚樹・五箇公一・日浦勉：第53回日本生態学会(2006)「外来種と在来種のマルハナバチ採餌個体間の相互作用」
- 132) 小久保望・徳永幸彦・五箇公一：第53回日本生態学会(2006)「マルハナバチの家庭事情：マイクロサテライトDNAのハプロタイプからみたマルハナバチ野生巣内の遺伝構造」
- 133) 今藤夏子、山中大生、国武陽子、神戸裕哉、米田昌浩、土田浩治、五箇公一：第50回日本応用動物昆虫学会(2006)「外来ー在来マルハナバチ間の種間交雑の実態」
- 134) 小久保望、徳永幸彦、五箇公一：第50回日本応用動物昆虫学会(2006)「マイクロサテライトDNAを用いた社会性昆虫の巣数推定」
- 135) 国武陽子・今藤夏子・五箇公一：第50回日本応用動物昆虫学会(2006)「セイヨウオオマルハナバチの野外分布と季節消長パターン」
- 136) 米田昌浩・五箇公一・横山潤・土田浩治・大崎哲也・糸屋新一郎：第50回日本応用動物昆虫学会(2006)「ネットの展張によるセイヨウオオマルハナバチの逃亡防止の実践」
- 137) 小島啓史・五箇公一：第50回日本応用動物昆虫学会(2006)「クワガタから見える環境の変化」
- 138) 藏之内利和・五箇公一・鈴木一隆・中村卓司・小島啓史：第50回日本応用動物昆虫学会(2006)「クワガタ幼虫の生育環境における窒素含量の変動とその意義」
- 139) 五箇公一：山梨大学21世紀COEプログラム新春セミナー(2006)「外来種問題を通して見た日本の生物多様性危機」
- 140) 五箇公一・米田昌浩：第七届全国生物多様性保護与持続利用検討会(2006)“Ecological risks caused by introduced insects-The case of European bumblebee and exotic stag beetles”
- 141) 五箇公一・米田昌浩：中国昆虫学会2006年学術年会(2006)“Ecological risks caused by introduced insects-The case of European bumblebee and exotic stag beetles”
- 142) 今藤夏子・五箇公一：野生生物保護学会第12回大会(2006)「外来ー在来マルハナバチ間の野外における交雑実態～たとえ雑種が生まれなくても～」

- 143) 国武陽子・五箇公一：野生生物保護学会第12回大会（2006）「セイヨウオオマルハナバチの野外分布とそれを規定する要因の検出」
- 144) 米田昌浩・五箇公一：第七届全国生物多様性保護与持続利用検討会（2006）“Present situations of bumblebee pollination in tomato greenhouse in Japan”
- 145) 米田昌浩・五箇公一：中国昆虫学会2006年学術年会（2006）“Present situations of bumblebee pollination in tomato greenhouse in Japan”
- 146) 五箇公一：12th International Congress of Acarology（2006）“The evolutionary history of mites: Co-speciation between stag beetles and parasitic mites”
- 147) 五箇公一：足立区生物園特別企画展における講演会（2006）「カブトムシの話」
- 148) 五箇公一：バイオdeカフェ（2006）「クワガタが来た道、日本人が来た道ー輸入昆虫ブームに見る生物多様性の危機ー」
- 149) 五箇公一：環境大臣説明（2006）「輸入昆虫ブームに見る日本の生物多様性危機」
- 150) 五箇公一：第54回日本生態学会大会自由集会（2007）「ゼロから分かるセイヨウオオマルハナバチ外来種問題ーセイヨウオオマルハナバチ問題の概要」
- 151) 五箇公一・米田昌浩・今藤夏子・国武陽子・岡部貴美子：第54回日本生態学会大会（2007）「昆虫類の侵入と進化的重要単位」
- 152) 郡 麻里・五箇公一：第54回日本生態学会大会（2007）「外来生物の防除における重点対策地域の選定～外国産ヒラタクワガタを例に～」
- 153) 米田昌浩・古田春樹・土田浩治・岡部貴美子・五箇公一：第54回日本生態学会大会（2007）「体内寄生性マルハナバチポリプダニの生態と潜在的感染力」
- 154) 五箇公一・杉山隆史：第54回日本生態学会大会自由集会（2007）「外来アリ類の防除：低いリスクで高い効果を」
- 155) 郡 麻里・五箇公一：第51回日本応用動物昆虫学会（2007）「侵入昆虫リスク評価シリーズ7ー地理情報システムを用いた外国産ヒラタクワガタの定着域推定」
- 156) 米田昌浩・古田春樹・土田浩治・岡部貴美子・五箇公一：第51回日本応用動物昆虫学会（2007）「侵入昆虫評価シリーズ4ーマルハナバチポリプダニの生活史ー」
- 157) 今藤夏子・五箇公一：第51回日本応用動物昆虫学会小集会（2007）「外来-在来種の交雑問題：たとえ雑種ができなくても」
- 158) 国武陽子・五箇公一：第51回日本応用動物昆虫学会小集会（2007）「外来種セイヨウオオマルハナバチの野外分布とそれに影響する環境要素検出の試み」

（3）出願特許

なし

（4）シンポジウム、セミナーの開催（主催のもの）

- 1) 第2回セイヨウオオマルハナバチ利用者連絡協議会（2004年6月26日、平取町中央公民館、観客100名）
- 2) 第9回国際哺乳類学会議（IMC9）公開シンポジウム「日本と諸外国における外来種問題とその対策ー現状と課題」（2005年8月4日、札幌コンベンションセンター、観客150名）

(5) マスコミ等への公表・報道等

- 1) 毎日新聞 (2004年4月4日)
- 2) 読売新聞 (2004年4月24日 全国版)
- 3) 河北新報 (2004年4月25日)
- 4) 朝日小学生新聞 (2004年4月28日)
- 5) 読売新聞 (2004年5月14日)
- 6) 東奥日報 (2004年5月21日)
- 7) 北海道新聞 (2004年5月22日)
- 8) 読売新聞 (2004年6月9日)
- 9) 日本農業新聞 (2004年6月10日)
- 10) 朝日新聞 (2004年6月13日)
- 11) 日経エコロジー (2004年7月号)
- 12) 毎日新聞 (2004年7月19日)
- 13) 北海道新聞 (2004年8月20日)
- 14) 産経新聞 (2004年10月13日)
- 15) 河北新報 (2004年10月18日)
- 16) 朝日新聞 (2004年11月6日)
- 17) 産経新聞 (2004年11月27日)
- 18) 毎日新聞 (2004年11月27日)
- 19) 中日新聞 (2004年11月29日)
- 20) 朝日新聞 (2005年1月30日)
- 21) 信濃毎日新聞 (2005年2月7日)
- 22) 日本経済新聞 (2005年2月13日、全国版)
- 23) しんぶん赤旗 (2005年2月13日)
- 24) 読売新聞 (2005年2月19日)
- 25) 時事通信社フィーチャー (2005年2月21日)
- 26) しんぶん赤旗 (2005年2月23日)
- 27) ポプラビーチ (2005年2月1日～インターネット版)
- 28) ナショナルジオグラフィック日本版 (2005年3月号)
- 29) 北海道新聞 (2005年3月9日)
- 30) 毎日新聞 (2006年3月11日 全国版)
- 31) 朝日新聞 (2005年4月17日、滋賀版)
- 32) 朝日新聞 (2005年4月22日、東京版夕刊)
- 33) 朝日新聞 (2005年4月27日)
- 34) 朝日新聞 (2005年4月28日)
- 35) 中日新聞 (2005年5月9日)
- 36) 毎日新聞 (2005年5月31日、山梨版)
- 37) 沖縄タイムス (2005年6月1日朝刊)

- 38) 朝日新聞 (2005年6月2日 全国版)
- 39) 下野新聞 (2005年6月9日)
- 40) 朝日新聞 (2005年6月15日、東京本社夕刊)
- 41) 神戸新聞 (2005年7月16日)
- 42) 中日新聞・東京新聞 (2005年7月26日)
- 43) 朝日新聞 (2005年8月5日)
- 44) 毎日新聞 (2005年8月14日)
- 45) 夕刊フジ (2005年8月27日)
- 46) 京都新聞 (2005年9月17日)
- 47) 京都新聞 (2005年9月23日、京都版)
- 48) 沖縄タイムス (2005年9月28日夕刊)
- 49) 岐阜新聞 (2005年10月3日)
- 50) 岐阜新聞 (2005年10月4日)
- 51) 静岡新聞 (2005年10月30日)
- 52) 南日本新聞 (2005年10月5日)
- 53) 南日本新聞 (2005年10月12日)
- 54) 福井新聞 (2005年10月19日)
- 55) 朝日新聞 (2005年10月25日夕刊)
- 56) 朝日新聞 (2005年10月22日、夕刊)
- 57) 南方週末 (中華人民共和国内新聞、2005年10月27日)
- 58) 排球視野 (中華人民共和国内新聞、2006年4月27日)
- 59) 京都新聞 (2005年12月21日)
- 60) 日本経済新聞 (2006年1月11日)
- 61) 中日新聞 (2006年2月6日、滋賀版)
- 62) 中日新聞 (2006年2月7日)
- 63) 東京新聞 (2006年1月1日)
- 64) 読売新聞 (2007年2月5日夕刊)
- 65) 南日本新聞 (2006年7月8日)
- 66) 朝日新聞 (2006年11月17日北海道版)
- 67) 毎日新聞 (2006年6月12日)
- 68) 毎日新聞 (2006年7月17日)
- 69) 琉球新報 (2006年7月21日)
- 70) 森の響 (2006年39号) p.15-19, 「かわいいペットも野生化すれば外来種—小さな不注意がもたらす生態系への大きな影響—」
- 71) 日経エコロジー (2007年92号) p.35, 「コラム 私が考える生物多様性と企業「外来種問題にも目を向ける企業は持続可能性がある」
- 72) NHK「いぶりDAYひだか」 (2004年5月21日放映、セイヨウオオマルハナバチの排除活動の必要性について1分間ほど紹介)
- 73) 北海道テレビ「レポート2000」 (2004年5月25日放映、セイヨウオオマルハナバチの排除

活動の必要性について1分間ほど紹介)

- 74) NHK教育「サイエンスゼロ」(2004年8月7日放映、シナダレスズメガヤとセイヨウオオマルハナバチの研究成果について15分ほど紹介)
- 75) NHK「いぶりDAYひだか」(2004年8月9日放映、セイヨウオオマルハナバチの排除活動の必要性について1分間ほど紹介)
- 76) NHK「海中林を復活せよ」(2004年11月6日放映、自然再生における外来種問題の発生について10分ほど紹介)
- 77) NHK「ナビゲーション」(2004年12月17日放映、セイヨウオオマルハナバチの侵入の影響について1分ほど紹介)
- 78) 日本テレビ系全国ネット「所さんの目がテン! : 日本最大の湖・琵琶湖ー驚異! 大繁殖する魚の謎ー」(2004年6月6日、琵琶湖における外来魚繁殖場所の紹介、ブルーギルの影響に関する解説、素材映像の提供)
- 79) 朝日放送テレビ「ゆう: 外来生物が自然界を脅かす?」(2004年7月2日: 外来生物への対応の必要性、および新たに公布された外来生物法における特定外来生物指定の意義等に関するコメント)
- 80) STV札幌テレビ放送「STVニュース・どさんこワイド212: 電気ショックでぷかり」(2004年7月13日: 北海道南幌町における国内初のエレクトリックフィッシングボートを用いたオオクチバス捕獲実験に関するコメント)
- 81) 毎日放送ラジオ「鋭ちゃんのあさいちラジオ: あさいちゲスト」(2004年8月7日: 外来生物法に関する電話インタビュー約15分)
- 82) TBS系全国ネット「とつてもインサイト: 日本の湖を食べ尽くす恐怖の生物」(2004年11月30日: 琵琶湖のフロリダバスの大規模侵入の経緯に関するコメント、および琵琶湖の調査データの提供)
- 83) NHK総合テレビ全国版「スタジオパークからこんにちは: 暮らしの中のニュース解説: 侵略続く外来魚」(2004年12月22日: 琵琶湖における外来魚問題の経緯と現状の説明と写真資料の提供)
- 84) テレビ朝日系全国ネット「素敵な宇宙船地球号」における外来魚特集の取材対応(放送は2006年4月30日と5月6日)
- 85) テレビ東京系「トコトンハテナ: 外来生物って何?」(琵琶湖における外来魚問題の経緯と現状の説明とデータの提供)
- 86) 名古屋テレビ「スーパーJチャンネル・齋藤ノススメ: 止まらない! ブラックバスの被害」(2005年4月4日: 琵琶湖の外来魚問題に関する経緯と現状に関するインタビュー)
- 87) 日本テレビ系全国ネット「ウエークアップ! ぶらす」(2005年6月4日: 琵琶湖における外来魚問題の経緯に関するインタビュー)
- 88) テレビ朝日「スーパーJチャンネル」(2004年7月2日放映、セイヨウオオマルハナバチの生態リスクおよび外来生物法による規制の見通しについて5分ほど解説)
- 89) NHK「朝のニュース」(2004年7月1日放映、外来種の生態影響について5分ほど解説)
- 90) NHK「クローズアップ現代」(2005年1月24日放映、セイヨウオオマルハナバチの生態リスクと管理のあり方について30分解説)

- 91) ABCテレビ「Newsゆう」（2005年4月28日放映、外国産クワガタムシの生態リスクと外来生物法について5分ほど解説）
- 92) テレビ朝日「素敵な宇宙船地球号」（2005年10月9日放映、クワガタムシ商品化に伴う寄生性ダニの侵入リスクについて5分ほど解説）
- 93) NHK「サイエンスゼロ」（2005年11月19日放映、外国産クワガタムシの生態リスクと外来生物法について5分ほど解説）
- 94) Coralway（日本トランスオーシャン航空機内誌）（2005年1月1日号）p. 6-14. 「沖縄はどこからきたのか. 島々の成り立ちを探る」
- 95) Newton（2005年2月7日）p. 124-127. 「危機にさらされる野生動物 クロイトカゲモドキ」
- 96) National Geographic（2005年3月1日、日本版） p. 72 「すき間だらけの固有種の楽園」
- 97) 主婦の友社Como（2006年6月号）p. 176-179 「生き物を飼う上で子どもに伝えたいことは？」
- 98) 日本標準社「中学校編とっておきの道徳授業IV」（2006年4月15日第一刷発行）p. 113-116 「外国産クワガタの侵略」