

FINAL REPORT

Red-headed Wood Pigeon
Population and Habitat Viability Assessment (PHVA) Workshop

10-13 January, 2008

Community Center OGASAWARA, JAPAN



最終報告書

アカガシラカラスバト
保全計画作り国際ワークショップ

2008年1月10日～13日

東京都 小笠原村地域福祉センター

Cover design courtesy of Chikako Takahashi.

A contribution of the IUCN SSC Conservation Breeding Specialist .

The CBSG SSC and IUCN encourage meetings, workshops and other forum for the consideration and analysis of issues related to conservation, and believe that reports of these meetings are most useful when broadly disseminated. The opinions and recommendations expressed in this report reflect the issues discussed and ideas expressed by participants in this workshop and do not necessarily reflect the opinion or position of the CBSG, SSC, IUCN, its Secretariat, or its members.

© CBSG 2010

Kazuo Horikoshi, Kazuyoshi Itoh, Shinichi Hayama, Akira Murayama, Hajime Suzuki, Kathy Traylor-Holzer, Jonathan Ballou, and Phil Miller (eds.). 2010. *Red-headed Wood Pigeon Population and Habitat Viability Assessment Workshop Final Report*. Apple Valley, MN: Conservation Breeding Specialist Group (SSC/IUCN).

[An](http://www.cbsg.org) electronic version of this report can be downloaded at www.cbsg.org.

Opening address

アカガシラカラスバトは、地球上でこの小笠原にしか生息していないことから、国によって手厚い保護の対象になっています(国天然記念物、種の保存法に基づく国内希少野生動植物種)。にもかかわらず、その生息状況は決して良くなっているとは思えません。推定 40 羽ともいわれ、幻の鳥とも言われるこの鳥は人知れず絶滅に向かおうとしています。この鳥を救うにはどうしたら良いのでしょうか。いったい何が問題なのでしょう。

「アカガシラカラスバトの保護は行政の仕事」と思いがちです。私も長くそう思いながら、この鳥の調査に取り組んできました。しかし、これで間に合うのか？ 何が本当に必要なのか？ つねにそんな焦りがありました。そのような中で、ツシマヤマネコの保全計画をつくるために開催されたワークショップに出会いました。

始めは、漸進的なコンピューターシミュレーションを使った研究者だけの会議としました。実際は、そのヤマネコの住んでいる土地で、その地元の人々と一緒になって、海外から、日本各地から専門家が、本気になってこの動物を守るため、これからも暮らしていくため、それぞれ出席者全員が、それぞれの立場で明日から何ができるか、何をすべきか、判る会議でした。大きな保全活動の枠組みの中で、自分の位置が理解出来ました。

たとえば、目的は別でも観光業でも、商工業でも、公共事業でも結果的に、救うべき絶滅危惧種の保全に貢献できるようなら OK なのではないか とも思いました。つまり、の保護とは、アカガシラカラスバトと共生できる島をつくるために必要な行動を具体化し、その優先順位と役割分担について明きからにすることであると気づかされたのです。

このように新しい考え方をきり開かせてくれた試みを、ぜひ、小笠原の絶滅危惧種のために、島に持ち帰りたいと考えました。

そのためには、関係者が十分に議論して決める必要があります。なかなか役所が実際的な関係者を集めることは困難です。民間で実行委員会を立ち上げて、アカガシラカラスバトに関わるさまざまな人たちに参加を呼びかけました。

今回、立場をこえた関係者が、このように一堂に、しかもアカガシラカラスバトが生きている小笠原で会したのははじめてのことで、参加者には心からの感謝でいっぱいです。多くの人たちで議論する方法として、ワークショップ形式を採用しました。これから缶詰共同生活が始まりますが、これに3日間もかけるのは、参加者同士の信頼関係が生まれることで確固たる合意形成がはかれると期待しているからです。

ただ、ワークショップ形式は優れていますが、まだ日本では馴染みが薄いやり方です。そこで、豊富な経験を持っている CBCG にサポートをお願いしました。CBCG は IUCN の下部組織で、約 850 人の専門家が参加しています。これまでに 65 カ国、215 以上の WS を通じて 170 種をこえる野生生物の保全計画を支援してきた経験を持っています。今回の WS では、CBCG のサポートを受けながら、日本スタイルの保全計画を島民参加で作ってゆきたい。

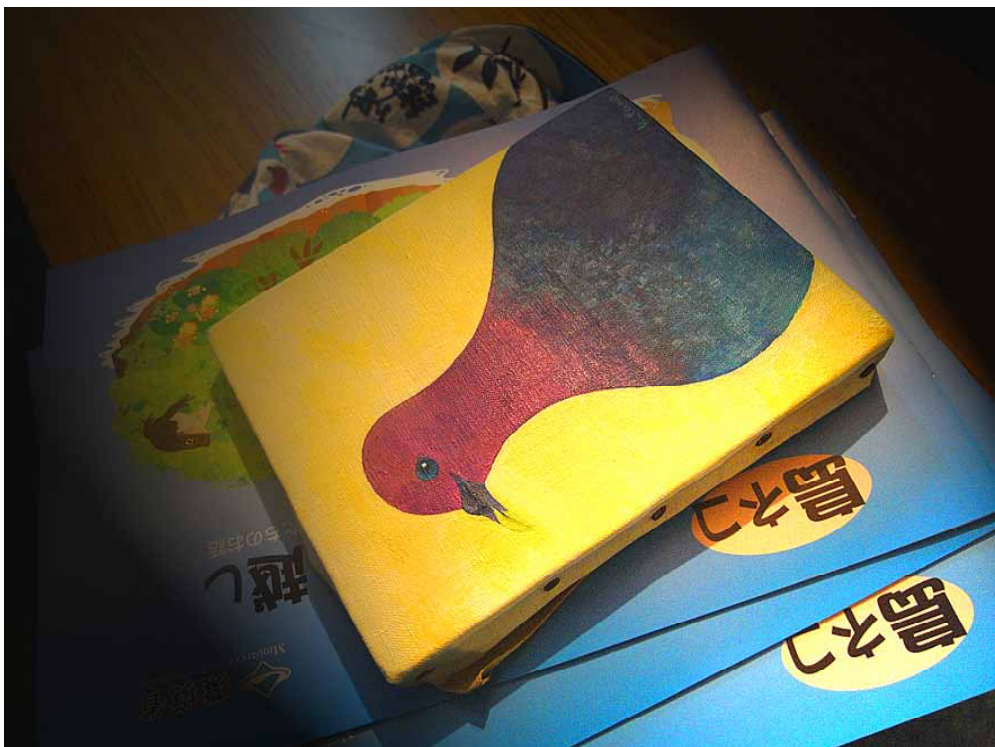
この保全計画を実効あるものにするため、参加者の共通認識にしてもらいたいことが 2 点あります。

- ① 誰もが問題の当事者としての意識をもって発言していただきたい
- ② 合い言葉は「小笠原もアカガシラも」

このワークショップが小笠原の将来に有意義なものになるよう

2008 年 1 月 10 日

堀越 和夫(アカガシラカラスバト保全計画づくり国際 WS 実行委員長)



作：織田和恵

目次

◆ワークショップ報告書 要旨 -----	5
はじめに -----	6
ワークショップの効果 -----	6
個体群モデリングのためのプレ・ミーティング-----	7
ワークショップの過程-----	8
ワーキンググループ -----	9
優先される課題と目標、それを達成するための行動計画 -----	10
◆野生個体群の存続可能評価モデリングワーキンググループ報告書-----	22
ワーキンググループ参加者-----	23
目的-----	23
Vortex シミュレーションモデル -----	23
ベースラインモデルの作成 -----	24
ベースラインモデルの結果 -----	28
ネコによる捕殺の影響 -----	36
ネズミとの競合の影響 -----	38
モデリング結果の要約と論議-----	43
ワーキンググループからの提案-----	43
◆IN-SITU POPULATION MODELLING WORKING GROUP REPORT (野生個体群の存続可能評価モデリングワーキンググループ報告書英文)-50	
◆域内-域外 小ワーキンググループ-----	68
小ワーキングについて-----	69
ワーキンググループ参加者-----	69
議論結果-----	69
◆生息域内保全ワーキンググループ最終報告書-----	70
ワーキンググループ参加者-----	71
課題の抽出-----	72
保全目標 -----	76
保全活動計画-----	79
◆生息域外保全ワーキンググループ最終報告書-----	82

ワーキンググループ参加者-----	83
課題の特定 -----	84
保全目標－短期(1年)と長期(5年)の目標(Goals)の設定-----	86
◆飼育下繁殖ワーキンググループ 最終報告書-----	92
飼育下繁殖個体群の現状とその人口統計と遺伝的な強化のための戦略 はじめに-----	92
飼育下個体群の現状-----	92
飼育下個体群の遺伝的な改善のための戦略-----	94
◆EX- SITU POPULATION WORKING GROUP REPORT (飼育下繁殖ワーキンググループ 最終報告書英文)-----	99
◆地域社会づくりワーキンググループ報告書-----	106
ワーキンググループ参加者-----	107
課題抽出と優先順位づけ -----	109
保全目標設定(長期・短期の目標設定) -----	111
保全活動計画づくり-----	114
◆資料編-----	118
島内の活動-----	119
島内の活動-----	122
小笠原生態学者への事前個別ヒアリング 結果抜粋-----	127
写真-----	149

Red Headed Wood Pigeon
Population and Habitat Viability Assessment Workshop
アカガシラカラスバト保全計画づくり国際ワークショップ
2008.1.10-12

Chichijima, Ogasawara, Tokyo Japan
東京都 小笠原村 父島

第1章 ワークショップ報告書 要約

第1章 アカガシラカラスバト PHVA ワークショップ 報告書要約

1. はじめに

小笠原諸島固有のアカガシラカラスバトは、環境省により生息数が40羽程度と発表されるほど絶滅が危惧される鳥類である。現在、この鳥を保全するため様々な生息域内外の取り組みが進んでいる（人工飼育繁殖、森林復元、ハトサンクチュアリー、外来種対策としてのネコ排除、生態調査等）。しかしながら、多様な情報を共有して、個別に進んでいる各プロジェクトを統合的に検討する場は大変限られている。野生生物保全繁殖専門家グループ（CBSG）は、国際自然保護連合（IUCN）種の保存委員会（SSC）の専門家グループのひとつである。CBSGが提供するPHVAワークショップは、世界65カ国、170種以上の絶滅危惧種の実践的な保全計画づくりの手法として採用されてきたもので、特に地域住民を含めた多分野の関係者をつなぎ、情報集約、課題整理を行う点で評価を受けている。国内では2006年1月にツシマヤマネコとヤンバルクイナを対象として、それぞれの生息地で開かれている。世界自然遺産登録に向けて国際的な水準の保護担保措置を求められている小笠原において、PHVAワークショップを活用してアカガシラカラスバト保全に必要な行動計画を策定することは有効な手段である。この手法を通じて、地域住民を含めた様々な分野の関係者が小笠原父島で一堂に会し、アカガシラカラスバトを取り巻く現在入手しえる情報を整理・共有し、今後の保全に向けて目標を定め、その達成のために実行可能な行動計画をまとめることを目的とした。

ワークショップでは、アカガシラカラスバトの生息する小笠原諸島（父島、母島）に住む島民、地元民間団体、地元行政機関、飼育動物園、獣医師、生態学者、中央行政機関など本種の保全活動を中心とした約120名が一同に会し、丸3日間にわたってアカガシラカラスバトの絶滅回避や本種と共生することができる島づくりについて考え、議論を重ねた。

2. ワークショップの効果

今まで個別に活動してきた様々な分野からの参加者が一同に会し、アカガシラカラスバトを取り巻く環境/状況について共通認識を持つと共に、保全に向けての目標設定、行動計画づくりを行うことはいまだかつて無かった機会である。いままで、アカガシラカラスバトにかかわりながらも、関わりの浅かった関係者同士が知り合い、直接対話ができることから生まれる、その後の保全活動への有形無形の効果は計り知れない。その史上初となるこのワークショップが生息地である小笠原村父島で行われることは地域でのカラスバト保全に対する意識の向上にも効果が期待できる。そして、何よりも、参加者の議論の末に、カラスバト個体群を守るための保全活動が具体的に提示され、優先順位付けが行われることで、保全活動の効果が高まることが期待された。

その結果、生息域内での野生個体群の保全活動や、それを補完する役割を果たす生息域外保全（飼育下繁殖）についての大方針が定まり、今後のアカガシラカラスバト保全への関係者共通の目標設定が図られた。さらに、今回の最大の特色として、地元小笠原の住民と駐在職員から 68 名以上もの参加者を得て絶滅危惧種と共生する地域社会づくりが話し合われた。特に、ネコ対策については種の保全のための最優先課題であることが参加者全員によって確認され、多くの具体的な行動計画が作られた。

3. 個体群モデリングのためのプレ・ミーティング

※資料編に参考資料あり

開催日時：2008 年 1 月 8 日 10:00-17:00

会場：日本獣医生命科学大学 502 号教室

PHVA ワークショップに先立ち、特に個体群生存可能性評価モデルの作成方法の説明とデータ集約を目的として、専門家を中心とした 23 名の参加者による、プレ・ミーティングを開催した。この会議では、特に PHVA ワークショップ自体に対する質疑、アカガシラカラスバト個体群について分かっているデータ集約、データ不足部分の取り扱い、絶滅危惧種の野生個体群のモデリングについて議論を行った。

絶滅のおそれのある野生個体群において、PVA に必要とされるデータのすべてが入手可能な場合というのは極めて少ない。シミュレーション・モデルを保全計画づくりに使用することは、そのデータの正確さに起因する不確実性の問題から、疑問視する声があると同時に、ひとつの想定・仮説として利用することで、より焦点が絞られた効果的な行動計画を作成できるという点で評価を受けている。シミュレーション・モデルを利用した意思決定の場面では、経済・社会・政策学等の他分野では頻繁に使用されるものである。生物分野においては、政策決定上の有用性が評価され、モデルの積極的な利用がおこなわれるようになってきたのはここ 20 年程度である。とくに「絶滅危惧種保全」という早期の方針・政策決定が避けて通れない新たな課題においては、その使用頻度が年々増加している。

今回のアカガシラカラスバトの個体群モデリングにあたっては、現在、入手可能なデータとモーリシャス・バトなどの近縁種のデータ、専門家のアドバイスに基づいた推測値に基づいて、ワークショップ時に使用するベースラインモデルのための入力データを決定した。この会議の成果物であるベースライン・モデルの結果については、PHVA ワークショップの冒頭で発表が行われた。ベースライン・モデルに使用された入力値、ワークショップ中の議論とその後の追加的な分析を含む最終的なモデリングの結果については PVA ワーキンググループからの報告を参照されたい。

4. ワークショップの過程

専門家を中心とした参加者で、本ワークショップの基本形はCBSGが開発し、提供しているPHVAワークショップの過程を基本としているが、日程が本来のPHVAワークショップよりも1日半短いことから、議論の過程に変更を加えている。ワークショッププロセスの概要は以下の通り。

全体セッション1

ワークショップ趣旨説明、流れ・目的の確認と共有アカガシラカラスバトを取り巻く状況についての説明、参加者自己紹介、ワーキンググループの紹介

作業1a. 課題／論点の抽出 考え得る全ての課題・論点を抽出する。課題に対する解決や行動、調査計画を発展させる作業は後の過程で行うので、この段階ではそれ以上発展させないことが重要である。

作業1b. 整理 第一段階で抽出されたアイデアや課題を、絞り込む（通常10項目以下）。1~2文程度で各課題についての具体的な説明文を書く（添付したプロセスに関する説明参照）。課題の優先順位づけがされた後も、参加者から出されたすべての課題のリストは保存しておく。

作業1c. 課題報告の優先順位づけ ペア・ランキング法等を利用する。合計票数と順位を付ける。この過程は、各課題報告について詳細に検討するための助けとなり、更なる整理やより良い定義づけを可能にする。時間が限られている場合は、次の段階に進むための選択の助けともなる。

全体セッション2

作業1の成果を各ワーキンググループより報告。それを受けてグループ間での質問や、他グループに議論をしてもらいたい内容の提案などを行う。

作業2a. 短期（1年）と長期（5年）の目標（Goals）の設定。 各課題（最長及び最短）について設定する。目標は、課題解決の助けとなる行動を促すことを目指したものである。目標達成までの過程が複雑な場合、必要であれば、一段低い目標についても設定する必要がある。

作業2b. ワーキンググループ内の各課題に対する目標が2つ以上であれば、その優先順位をつける

全体セッション 3

各グループから、課題に対応する目標を発表し、その後、参加者全員の投票を通じて、ワークショップ全体での優先課題とそれに対応する目標の決定を行った。投票は一人3票ずつ持ち、自分のグループの課題・目標も含むすべての項目に対して投票をおこなうこととした。自分の持ち票を1つの課題に対して1票ずつ投票しても、3票投票しても良いというルールで行った。

作業 3. ワーキンググループ内で決定された、優先順位の高い目標を保護活動計画 (Action Steps) にまで発展させ、優先付けをする。 優先順位の高い保護活動は、ワークショップで作成される保全計画案の中核を形成するものである。

全体セッション 4

それぞれのワーキンググループから保全計画を発表し、最後の全体ディスカッションを行った。

また、ワークショップ参加者数が通常の PHVA ワークショップの最大人数の倍以上であること、そして参加者の大多数が日本人であることから、通訳による時間の損失を避けるために、基本言語は日本語とし、各グループの進行役には日本人をお願いした。海外から招聘した CBSG の専門家 3 名、Phil Miller 氏、Kathy Traylor-Holtzer 氏、Jon Ballou 氏については、それぞれ、会議全体の進行、コンピュータ・シミュレーションによる個体群生存可能性評価 (PVA) モデル、飼育下繁殖個体群モデルの作成を担当した。

5. ワーキンググループ

ワーキンググループについては、ワークショップ開始時には、1) アカガシラカラスバトと共存する地域社会づくり、2) 生息域内保全、3) 生息域外保全、4) 個体群生存可能性評価 (PVA) モデリングの 4 つのグループを設定した (図 1-1)。モデリンググループについては、他のグループからの要望なども踏まえて、アカガシラカラスバト個体群が刺激 (環境変化等) に対して、どのように反応を示すのかを探るための感度試験を中心にモデリングを実施した。

途中全体セッション 2 で、生息域内保全グループと飼育下繁殖の必要性について話し合うについて話し合うべきであるという提案があったことから、生息域内保全グループおよび生息域外保全グループから 2 名ずつ代表を出して、Jon Ballou 氏のファシリテーションによる新たな小グループを作り、「飼育下繁殖の必要性」を検討した。

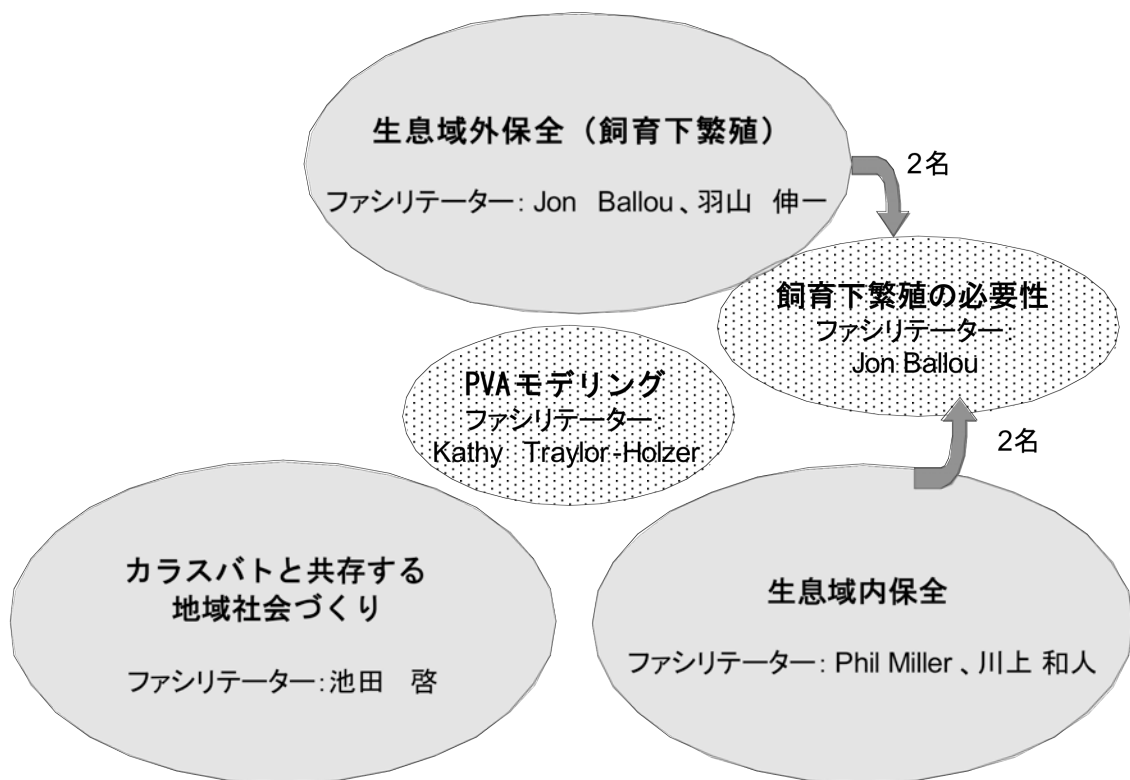


図 1-1. ワーキンググループ

6. 優先される課題と目標、それを達成するための行動計画

6-1. ワークショップ参加者全員による目標の優先順位づけ

全体セッション3において、各グループからの目標（ゴール）を発表した。その後、全体での優先順位を決定するために、参加者それぞれが3票を持ち、自分のグループのテーマにこだわらず、アカガシラカラスバト保全にとって最も重要だと思う保全目標に投票を行った。投票は1つの課題に3票すべて入れても、3つの項目に1つずつ分けても良いというルールで行った。表 1-1 に投票結果の一覧を示す。

表 1-1. ワークショップ参加者全員による目標の優先順位づけ

票数	目標	課題	WG
114	〔短期目標〕 ・飼い主のいないネコを山の中からなくす ・実効性があるシステムづくり	・ネコ対策	地域社会
75	・個体群管理を行うための生物学的知見を整理し、新しいデータを収集・分析する。	・ハトの生物学的知見が少なすぎるために、有効な対策を立てられない	域内
56	・生息に適した森林を確保する。	・森林の変化により、現在の生息地はハトの生息に適している場所が不足している	域内
55	・有害な外来種による影響の除去。原則として、外来種の新たな侵入を防止すること。	外来種問題 ・外来種は、捕食、競争、生息地改変により、個体数を制限している ・更なる外来種の導入は、感染症などの新たなリスクを生じさせる可能性がある	域内
53	・野生個体群の危機的な状況に備えるために、自己存続可能な飼育繁殖個体群を確立する。その際、野生個体群への影響を最小限に留める。	・飼育下個体群の位置付けが不明確 ・飼育下個体群が遺伝的・行動的に不健全 ・基礎個体を確保することの野生個体群への影響が不明	域外
30	・認知度 100%を維持する	・アカガシラカラスバトとハトをめぐる島民の人々についての知識・情報が不足	地域社会
27	・アカガシラカラスバトの救護個体に対応できる現地での体制を確立する。	・小笠原での保護施設がない	域外

21	<p>情報共有の改善（以下、具体的な下位目標）</p> <ul style="list-style-type: none"> ・域内と域外に必要な事項を明確にできる双方向のコミュニケーションを確立する。 ・誰もが理解しアクセスできる即時的な情報を発信する。 ・地域内での合意形成のシステムをつくる 	<ul style="list-style-type: none"> ・情報の共有や合意形成が不十分（域内－域外） 	域外
20	<ul style="list-style-type: none"> ・住民主体のアカガシラ・ネットワークを作る 	<ul style="list-style-type: none"> ・情報伝達（収集）手法が不十分 	地域社会
20	<ul style="list-style-type: none"> ・アカガシラカラスバトを見ることで当事者意識を獲得させる（各世代を網羅する） 	<ul style="list-style-type: none"> ・アカガシラカラスバトを保護するために世代を越えた当事者意識が不足 	地域社会
16	<ul style="list-style-type: none"> ・ファウンダーの捕獲と補強もしくは再導入を実行するために必要な条件の把握 	<ul style="list-style-type: none"> ・人工飼育のための更なる捕獲と再導入が、現存する個体群に悪影響を及ぼす可能性がある 	域内
14	<ul style="list-style-type: none"> ・アカガシラカラスバトと共存していくためのルールをつくる（憲章） 	<ul style="list-style-type: none"> ・守るためのルールが確立していない 	地域社会
13	<ul style="list-style-type: none"> ・健全な飼育下個体群（自然繁殖可能な個体群）を確立・維持するために、飼育技術の改善に必要な調査・研究を確立する。 	<ul style="list-style-type: none"> ・飼育技術の確立が不十分 	域外
12	<ul style="list-style-type: none"> ・域内保全のプログラムと連携した域外プログラムを検討する。 	<ul style="list-style-type: none"> ・飼育下から野生への導入に関する基準や定義が不明確 	域外
4	<ul style="list-style-type: none"> ・各種保全事業の評価を実施し、将来計画に反映すること。 	<ul style="list-style-type: none"> ・各種の保全事業の影響評価が不十分であることにより、生態系に与える悪影響が不明であり、限られた資源が有効に利用されていない 	域内

0	<ul style="list-style-type: none"> ・域外飼育施設（東京の動物園）において、普及・啓発・環境教育の新たな取り組みについて、機会を捉えて拡充する 	<ul style="list-style-type: none"> ・飼育下個体群が普及・教育に十分に利用されていない 	域外
0	<ul style="list-style-type: none"> ・森林への立ち入りによるハトへの影響を緩和する。 	<ul style="list-style-type: none"> ・人間が過剰に森林に立ち入ることで、ハトにストレスを与え、生息地利用に影響を与えている 	域内
0	<ul style="list-style-type: none"> ・気象の変動による絶滅回避のための事前・事後対策を行う。 	<ul style="list-style-type: none"> ・個体数が少ない状況で、気象の変動により偶発的な絶滅のおそれがある 	域内
0	<ul style="list-style-type: none"> ・効果的なシステムの再点検をする 	<ul style="list-style-type: none"> ・組織やシステムが確立していない 	地域社会
0	<ul style="list-style-type: none"> ・研究者層を厚くする 	<ul style="list-style-type: none"> ・ハトの生態をとりまく生態系がわかっていない 	地域社会
0	<ul style="list-style-type: none"> ・アカガシラカラスバトを島の宝にする 	<ul style="list-style-type: none"> ・アカガシラカラスバトが経済活動と結びついていない 	地域社会

6-2 モデリング結果

今回、モデリングに使用した入力値（パラメータ）には多くの不確実性が含まれることから、絶滅可能性(PE)については明確に示すことができない。プレ・ミーティングおよびワークショップ参加者の努力によって、さまざまな条件や想定において個体群の比較的な生存可能性を推定するためのアカガシラカラスバトのベースラインモデルが作成された。正確な人工統計データ、推定個体数、そしてさまざまな個体群への脅威の影響がわからないことが、現在のあるいは代替の管理状況における長期的な個体群生存可能性についての詳細で正確な予測能力を制限している。しかしこの個体群の生存可能性についての比較的な推論を描くには十分な情報量が得られた。利用可能な生息地が限られている、侵略的外来種やそのほかの原因による影響がある、そして南の火山列島個体群から遺伝的にも人口統計的にも分断されていることによって、現在の推定個体群サイズ※が 40 から 60 羽に制限されているとすると、100 年以内の絶滅リスクは顕著である。長期的な個体群の生存可能性は、長期的な生存可能性は個体群が成長するのに十分な生存率と繁殖率か、そしてより大きな個体群（成鳥 100 羽以上）を支えるのに十分な生息地があるかどうかによって左右される。自然分散あるいは人工的な個体移動を通じて定期的に人工統計的、遺伝的な追加が行われることで、個体群生存可能性を高め、遺伝的多様性を維持する可能性がある。ネコやネズミの抑制のように、死亡率を下げたり、繁殖率を上げたりするような管理活動は絶滅リスクを軽減するが、それらの影響についてはすべて予測できていないことから、カラスバト個体群にもたらされる影響を注意深く評価するために状況のモニタリングが行われるべきである。入手可能な最良のデータに基づく個体群予測では、飼育下個体群の強化のために野生個体群の成鳥（特にメス）を捕獲することに対しては警告（＝野生個体群の絶滅を加速する可能性）を与えるものとなっている。しかし、可能な場合には、野生個体群から怪我やそのほかの原因によって野生から排除されたハトについては生息域外保全のための飼育個体群に導入するべきである。個体群成長率を改善させるような方策が明らかになり、その対策が実施できれば、野生個体群に対する顕著な影響なく、成鳥の捕獲をすることができるようになる可能性もある。同じように、ダブルクラッチする（野生繁殖ペアが失われた 1 つ目の卵に代わる 2 つ目の産卵をする習性を持つ）のであれば、野生個体群の卵（あるいは雛）を取ることは比較的影響が少ない。人口統計データ、個体数と構成、そして野生個体群に対するさまざまな脅威の影響について、より良いフィールドデータがあれば、本種の保全管理計画をより良い方向へ導くための、信頼性の高い個体群予測モデルを作成することができるだろう。

※推定個体群サイズについて：

域内 WG では、最新データによる出現数、標識個体の再認率等から個体群サイズを算出し、「小笠原群島で 40-60 羽、小笠原群島を含む小笠原諸島全体で 100 羽以下程度」と個体群サイズを推定した。WS ではこの推定個体群サイズを使用した。

6-3 ワークショップ参加者全員各ワーキンググループからの行動計画の概要

1) アカガシラカラスバトと共存する地域社会づくり

ワークショップ全体の優先的目標で最優先項目に選ばれた、「飼い主の居ないネコを山の中から無くす」と「そのための実効性のあるシステムづくり」が最重要目標として合意された。まずは、野外のネコ（1年以内）および飼いネコ（2008年5月ごろまで）についての実態調査を実施する。同時にイベント開催、飼い主の会の設立、動物病院設立などを通じてネコの適正飼養を推進する。また、現在の小笠原村ネコ飼養条例の改正を呼びかけていくことになった。ネコ捕獲にはその計画的な実施のために、マイクロチップ挿入によるカイネコとの区別をつけること、資金面での課題、捕獲されたネコの受け入れ先について引き続き協議を行うことが提案された。

また、ネコ問題の次に重要な課題として挙げられた課題は、保護するための世代を超えた当事者意識が不足しているということである。当事者意識を得るために、定例の見学会、動物園の飼育下繁殖個体を活用し、実際にアカガシラカラスバトを見る機会を増やすことが提案された。

アカガシラカラスバトをめぐる島民の人々についての知識、情報不足を解消し、カラスバトの認知度を100%で維持するために、①パンフレットの作成、②ビクターセンターの利用率を高める、③村民だよりにカラスバト調査日記を掲載することなどの活動を行うことが提案された。

課題と目標（主要なもの）

課題1 : ネコ対策

- 短期的には飼い主のいないネコを山中からなくす。
- 長期的には実行あるシステム作り。
- 実態把握—ネコマップ作り
- 適正飼養（ネコ連絡会、飼い主の会、動物病院—不妊、ネコ条例改正など）
- ネコ捕獲（体制、責任と資金、緊急捕獲から計画的捕獲へ）

課題2 : 世代を超えた当事者意識

課題3 : ハトに対する島民の認知度100%を目指す。

課題4 : ハト保護のための地域のルール作り。

課題5 : 情報伝達の手目の住民ネットワーク作り。

課題6 : ハトを守るための組織とシステム作り。

課題7 : 生態と生態系への理解—ナチュラリストを含む研究者層を厚く。

課題8 : 経済活動との結びつき

2) 生息域内保全

「有害な外来種による影響の除去」がこのグループの最優先目標となった。ネズミ調査を推進し、カラスバトとの競合について、また効果的なネズミの軽減方法と個体数推定について3年以内に調査結果の提言を行う。また、ハトの営巣環境に影響を与えていると思われるブタとヤギの影響について調査を行う。ネコについては、現在の捕獲では、効果を上げることが難しく、科学委員会で提言を行うことを確認した。

現在すでに島にいる外来種以外の、更なる外来種の導入は感染症などの新たなリスクを増やす可能性があることから、新たな外来種を侵入させないため、島に出入りする船に生物持込みの申請制度を導入することなどを科学委員会に提案する。また、新たな外来種による危険性をまとめ環境省に提案することとした。

また、カラスバトの生物学的知見が少なすぎ、有効な対策が立てられないことが重要な課題として合意され、保全に必要となる「個体群管理を行うための生物学的情報」について、古いデータの整理と、新たなデータ収集が目標として挙げられた。特に、個体数については3年以内に把握すること、現在、カラスバトが生息する環境において、生息環境を調べる、移動分散についての調査を実施する必要とみなされた。調査方法についての検討は引き続き検討を行うためのネットワークを構築し、検討を行う必要性が挙げられた。

また、森林の変化により、ハトの生息地が減少している問題に対し、生息適地を確保・再生することが提案された。そのために、外来植物を排除すると同時に、どの森が危険な状態にあるかを把握するためのハザードマップの作成を行うことが提案された。また、ハトが好む生息条件について情報収集を行い、何をどのように育てるかを議論し、植林を可否を含め森林再生のためのプログラムを作成することが提案された。

議論の前提として整理された再導入に対する考え方

- 現在のところ補強、再導入は根拠不足であり、行うべきではない。
特に野生個体群に悪影響を及ぼすリスクが高い飼育個体の補強は実施すべきでない。
- 再導入等の基準については、現在のところ基礎情報が不足しているので、その蓄積を進めた上で検討する（少なくとも現地で増えない原因、制限要因が分からない限り実施できない）。
- 補強、再導入の検討、判断のためのシステム作りが必要である。
- 将来もし補強、再導入を行う場合は、厳格な検疫の実施が条件である。
- 飼育個体群のファウンダー補給目的の捕獲は、個体群の状況が改善されるまでは行わない（どのような基準かは今後検討?）。

課題と目標 (主要なもの)

課題1 : 調査研究, 生物学的知見

- 個体数モニタリングが不可欠 (足輪調査—さらにたくさん付けるよりも目撃データを集約する体制重要, 3年以内の個体数推定) .
- 他の項目については3年以内にそれぞれ着手.
- 制限要因の究明 (ネズミ問題—ホルトノキをめぐる競合, 餌のフェノロジーなど)
- 硫黄群島個体群 (仮) の実態把握 (それによって保全の組み立て方が違ってくる)

課題2 : 外来生物対策

- ネコ対策は現状のボランティアベースでは限界があるので, 上位レベルでの検討を要請.
- ネコ対策に伴うネズミの影響調査と被害 (農業) の対策 (矢部) .
- 弟島が重要な生息地になる可能性があることから (外来種多いが環境はある), 重点的なモニタリングを行う (川上) . → 安全な生息適地の拡大
- 新たな侵入監視 (特に硫黄島からのアカカミアリ) .

課題4 : 生息地の確保・創成

- ハザードマップ作り.

3) 生息域外保全

飼育下個体群の位置づけが不明瞭であることが最重要課題として挙げられ、その位置づけとして「野生個体群の危機的状況に備えるために、自己持続可能な飼育繁殖個体群を確立すること」を目的とすることで合意した。また、その際に、野生個体群への影響を最小限にとどめることを前提とした。行動計画としては、現在いる飼育下個体群 20羽を 100羽に増やすために、ネコ対策を遅くとも 20年以内には完了し、その後、ファウンダ候補を飼育個体群に導入する。ファウンダは 4年に 2-4羽ずつ導入すると仮定した。飼育下個体群モデルについては、ワーキンググループ報告書を参照されたい。

また、傷病個体が生じた場合にはネコ捕獲終了前でもファウンダ候補として利用する。ネコ捕獲完了時には野生個体群の現状について科学的に検討を行うこととする。

次に、野生個体群の状況などについて、情報の共有や合意形成が不十分であり、域内と域外で必要な事項を明確にできるような双方向のコミュニケーションを確立する

ことが目標として挙げられた。これに対する行動計画として、①メーリングリストを作成し関係者間の情報交換を推進すること、②域内、域外の実務者によるネットワークをつくる、③関係者による、年複数回の会合を持つ、④一般向けホームページを作成する、⑤島内のビジターセンター等での情報発信、⑥村民だよりにハトコーナーを作ることが挙げられた。

ファウンダ候補の確保にも関連するが、小笠原での野生生物救護施設が無いことが課題となりその体制づくりとして、野生動物救護に対応できる動物病院を確保することが行動計画として提案された。そのためには獣医師1名の確保が必要であるが、自営は不可能であることが課題として挙げられた。また、救護個体発見時の連絡先、対応方法について体制確立と同じくして、島民に周知させる必要があるため、カラスバト救護マニュアルの作成も行動計画として提案された。また、適切な技術者の養成が必要であり、実際にカラスバトを飼育している動物園での技術研修（獣医師・関係者）を実施することが提案された。

飼育下個体群の確立の目的は危機的状況に対応することとして確認されたが、野生個体群への補強に関する基準や定義が不明確であることから、域内保全プログラムとの連携のとれた、域外保全プログラムの検討が必要とされた。この課題については、域内保全ワーキンググループに対して検討を提案した。域外保全プログラムは野生個体群の状況に応じて順応的に見直すことが重要とされた。

飼育技術の向上が、自然繁殖可能な、健全な飼育個体群の確立にとって重要であり、域内・域外におけるカラスバトの多面的な研究を推進する必要がある。また、現在の飼育下個体群は普及・教育に利用されておらず、東京の動物園において普及啓発、環境教育への取り組みを推進させることが提案された。

域外保全の位置づけ，シナリオに関する整理

域外，域内各グループからメンバーが出て検討

- 現状では野生個体群の絶滅の危険性があるので，飼育個体群が必要である．
- 野生個体群に将来危機的状況が生じた時にバックアップするために，飼育個体群を維持する必要がある．
- 野生個体群への影響を最小限にとどめ，飼育個体群を維持する．
- 野生個体群に影響を与えずにファウンダーまたは遺伝子を確保する技術が必要である．
- 飼育個体群が自己増殖的であるためには高い遺伝的多様性を維持する必要がある，自然繁殖可能な性質を維持する必要がある．

課題と目標

- 域外グループから出し合った課題と目標（数字は1人3票での投票結果）

→ 上記のように別グループによる検討後の目標

課題1 ・ 飼育個体群の位置づけが不明確 (19)

- ・ 飼育個体群が遺伝的・行動的に不健全 (8)
- ・ 基礎個体を確保することによる野生個体群への影響が不明 (4)

目標 ● 野生個体群の危機的状況に備えるために、自己存続可能な飼育個体群を確立する。その際、野生個体群への影響を最小限にとどめる。

課題2 ・ 情報の共有や合意形成が不十分 (主に域内一域外間) (11)

目標 ● (域内一域外間で) 必要な事項を明確にできる双方向のコミュニケーションを確立する。

- 誰もが理解しアクセスできる即時的な情報を発信する。
- 地域内での合意形成のシステムを作る (地域 WG へ)

課題3 ・ 小笠原での保護施設がない (11)

目標 ● アカガシラカラスバトの救護個体に対応できる現地での体制を確立する。

課題4 ・ 飼育下から野生化への導入に関する基準や定義が不明確 (7)

目標 ● 域内保全のプログラムと連携した域外プログラムを検討する (基準については域内グループで検討)。

課題5 ・ 飼育技術の確立が不十分 (4)

目標 ● 健全な飼育個体群 (自然繁殖可能な個体群を維持する) を確立するために、飼育技術の改善に必要な調査、研究を拡充する。

課題6 ・ 飼育個体が普及・教育に利用されていない (2)

目標 ● 域外施設 (東京の動物園) において普及、啓発、環境教育の新たな取り組みについて機会を捉えて拡充する。

アクションプラン (主要なもの)

課題1 : 飼育個体群の確立

- 5年後に50羽、最終的には100羽を目指す (最終目標は遺伝的多様性確保の動向によって変動)
- ネコ対策をはじめとした死亡率の改善により、20年以内に飼育個体群へのファウンダーの補給可能な状態を作り出す (域内への要望、20年位までに開始しないと、飼育個体の遺伝的多様度を保てないというシミュレーションによる。ただし Carrying Capacity が野外個体群の制限要因ならば、別の検討が必要)。
- 上記の対策の後、ファウンダーを入れる (技術的課題はあるが、卵、育雛放棄された幼鳥でもよい)。野生復帰できない救護個体は、それ以前でも活用する。
- 理想的には、ファウンダーは4年ごとに1~2ペア、100年間続ける (遺伝的多様度を100年後90%保持とした場合。現在は0.79程度)。

課題2 : 双方向のコミュニケーション

- やや幅広のメーリングリスト作成
- 域内, 域外それぞれについて, 実務者によるネットワーク作り. → 域外は動物園, 域内は NACS-JO.
- 域内, 域外関係者による協議体制 (コアのメンバー, 年複数回, iBO は外せず).

課題3 : 傷病鳥救護

- 対応できる動物病院の確保.
- アカガシラカラスバト救護マニュアル.
- 現地スタッフの技術研修 (動物園で).

課題4 : 域外保全プログラム

- 野生個体群への導入に関する基準や行程を示した域外保全プログラムの検討を開始する (域内保全と連動して順応的に見直す).

6-4 保全シナリオ

個体群の変動と、それに対応する保全活動を模式的に表すと以下のように表される（図 1-2）。この図は、行動計画を受けて、最後の全体セッションで Phil Miller 氏より提案された。

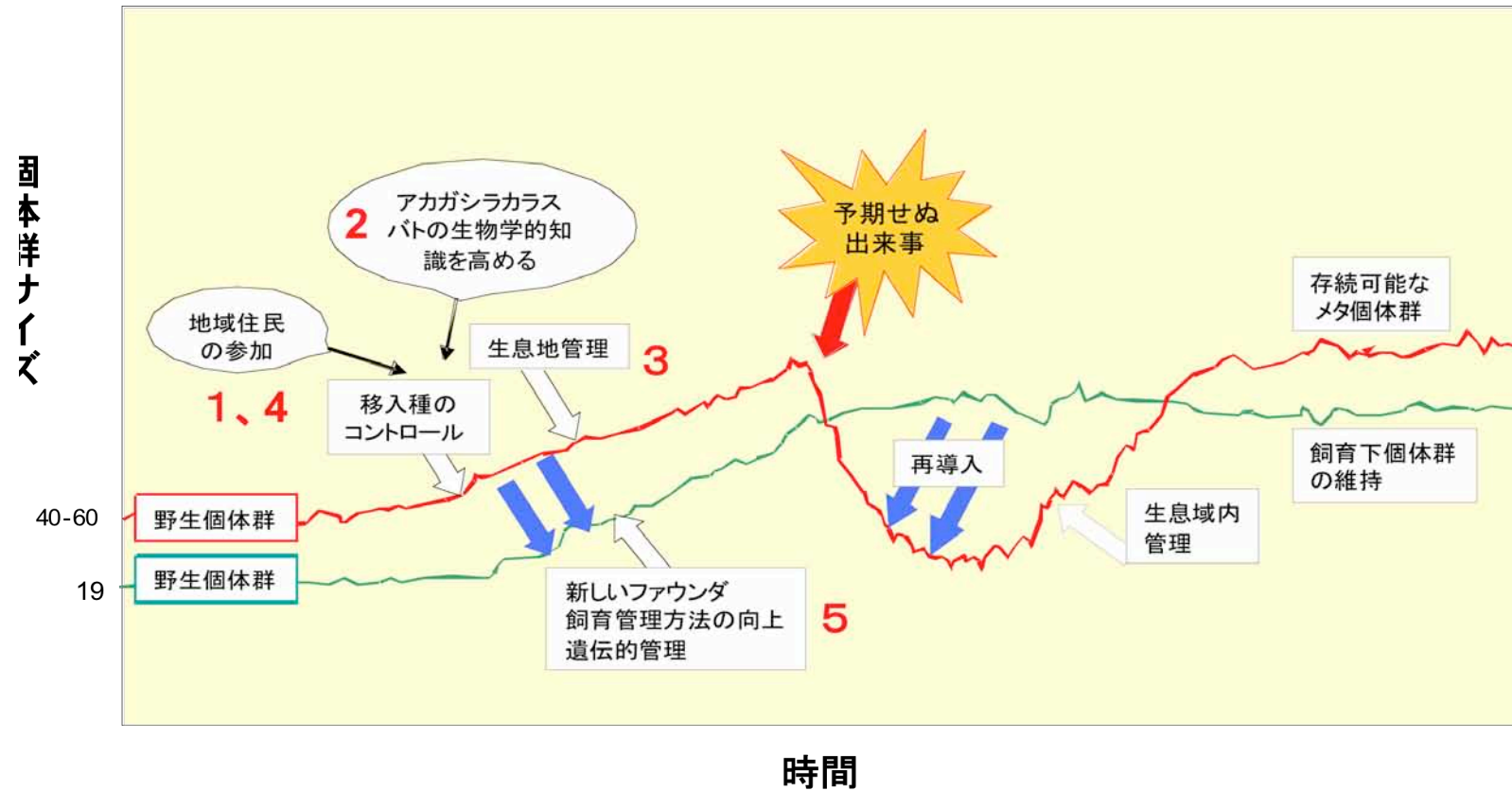


図 1-2 個体群サイズの推移と保全活動の関係

野生個体群の存続可能評価モデリング

ワーキンググループ報告書

アカガシラカラスバト保全計画づくり国際ワークショップ
2008年1月10日～12日
東京都小笠原村父島

ワーキンググループ参加者

Kathy Traylor-Holzer、堀越和夫、小川裕子、金城道夫、加藤由美子、

目的

本ワーキンググループの使命は、個体群の生存可能性にとって最も重要な要素を抽出し、そして他のワーキンググループがさまざまな保護活動が野生個体群にどのような影響を与えるかを調査するツールを提供するために、VORTEX を使用して、アカガシラカラスバトの個体群モデルを作成することである。

Vortex シミュレーションモデル

コンピューターモデリングは定量的に野生下および管理下にある野生生物個体群の減少や絶滅リスクを評価するための有益であり、多目的に活用できるツールである。モデルは個体群や種にとって最も効果の高い保全活動を見出すために、保護管理戦略の効果について評価を行うためにも使用可能である。現状あるいは様々な状況下における個体群の存続性についてのこのような評価は、通常、個体群存続可能性評価 (Population Viability Analysis, PVA) と呼ばれる。

生息域内のアカガシラカラスバトの存続可能性を評価するために、シミュレーションソフトウェアプログラムの Vortex (ver. 9.92) を使用した。Vortex は野生あるいは飼育下の小さな個体群における、決定論的な力と同時に人口統計的、環境的、そして遺伝的な確率的イベントのモンテ・カルロ・シミュレーションを行うソフトウェアである。Vortex は定義された確率で起こる、個体群ごとに連続した出来事として、個体群ダイナミクスを予測する。プログラムはシミュレーションの開始時の個体群を構成する個体を創造するか、飼育下個体群の個体登録簿から情報を導入することから始まり、典型的には年単位で誕生、死亡、分散、災害などの生活史上の出来事をたどってゆく。繁殖の成功、産子数、誕生時の性別、生死などの出来事は、人口統計学的確率と年ごとの環境変動を組み込んだ確率に基づき決定される。したがって、繰り返しモデルを走らせたときには別の結果が得られる。モデリングを数百回、反復して行うことで、起こり得る結果とその可能性の幅を調べることができる。Vortex についての詳細な解説については、Lacy (1993, 2000)、および Miller and Lacy (2005) を参照されたい。

ベースラインモデルの作成

PHVA ワークショップの準備の中で、以下の情報源から得た人口統計的な確率と個体群データを使用して、予備的なベースラインモデルが作成された。

- 過去の文献
- ワークショップ参加者から回答頂いたVortexデータ表
- 2007年10月までのアカガシラカラスバト飼育下個体登録簿データ
- モーリシャスバト (*Columba maveri*) のPVAモデルで使用された人口統計的なデータ (Seal and Bruford, 1991)

この予備的な個体群モデルは、1月8日に日本獣医生命科学大学において PHVA ワークショップ実行委員会によって開催された PHVA プレミーティングで議論され、見直しが行われた。このプレミーティングでの変更と合わせて、生息域内個体群モデリングワーキンググループの参加者による変更を加えた最終的なベースラインモデルが PHVA ワークショップ中の感度試験や管理計画の評価のために使用された。

Vortex ベースラインモデルのパラメータ

ベースラインモデルはアカガシラカラスバトについての入手可能なデータ、PHVA プレミーティングと PHVA ワークショップに参加した専門家の意見に基づいた最善の評価を反映している。このモデルでは、個体数はその環境収容力 (K) 以下で、おそらく巣を離れたばかりの若鳥がネコからの捕食けるために、死亡率が高いために個体群が K 以下に抑えられていると仮定している。最終的なベースラインモデルの入力値は以下の通りである。

モデル・パラメータ

反復回数 1000 回

年数 100 年 (約 17 世代)

絶滅の定義 雌雄どちらかの性別の個体だけが残った場合

個体群のパラメータ

個体群の数 1 個体群

ベースライン個体群は、小笠原諸島の父島とそれに隣接する母島および聳島に生息しているものと推定されるアカガシラカラスバト個体群を表している。ハトはこれらの島間を移動すると想定され、したがってこのシミュレーションでは、1つの繁殖個体群としてモデリングが行われた。

現在の個体群サイズ (N_t) 40 羽

この個体群の一般的に認められている現存推定個体数は 40 から 50 個体とされているが（域内ワーキング）、正確な値については得られていない。ベースラインモデルは 1 歳以上の個体数を 40 羽、性比は 50:50 で、安定した年齢分布であると仮定した。

環境収容力 (K) : 200 羽

現在のアカガシラカラスバトの生息地の環境収容力についての正確な推定値は得られていない。モデルは、外来種（例えば、ネコやネズミ）からの圧力が弱まった場合、個体群が成長する能力を持つと仮定している。個体群サイズの変動については繁殖率や生存率の環境的変動によって考慮されているため、K の環境的変動は無いものとした。

繁殖パラメータ

繁殖システム : 一夫多妻制

繁殖システムは 1 羽のオスが複数のメスと交配することができる、一夫多妻制とされた。ゆえに、雌雄の性比が均等ではなく、オスがメスよりも少ない場合、余剰のメスもその年をペア形成しないままやり過ごすのではなく、繁殖することが可能である。個体群には特に繁殖に関する一定の法則などがなく、全ての繁殖可能な個体が均等に交尾をするチャンスがあるもの（Panmictic population）と仮定する（例：その個体の逆の性の全ての成鳥が潜在的な交尾相手となる）。

初めてヒナを生産する年齢 1 歳（メス）、2 歳（オス）

このパラメータは、性成熟あるいは繁殖行動が始めて観察される年齢ではなく、初めて繁殖成功する平均年齢を示している。飼育下個体群登録簿のデータでは、何羽かのメスが 1 歳で繁殖に成功している。ワーキンググループ参加者から提供されたこのパラメータの最適な推定値はメスは 19 ヶ月（1-2 年齢）、オスについては 33 ヶ月（2-3 年齢）であった。

密度依存性繁殖 : いいえ

繁殖率は個体群密度とは無関係にあると仮定された。

成鳥メスの繁殖率 : 80%（環境変動率 (EV) = 20%）

ある程度の年ごとの変動 (EV) はあるものの、平均して、ほとんどの成鳥メスが毎年繁殖すると仮定された。80%という推定値は、モーリシャスバトの PVA モデルの中で調べられた値の範囲内にある。

繁殖プール内のオス成鳥のパーセント：80%

ほとんどの成鳥オスが潜在的な繁殖参加個体であると仮定した。このベースラインモデルには、モーリシャスバトで使用された80%という値を使用した。

年ごとの最大産子数：2

野生下でも飼育下でも、1度の産卵で1つの卵が生産される。ほとんどの繁殖メスは野生下では1度しか産卵しないが、まれに同年の2回目の産卵が確認される。複数の産卵が飼育下では確認される。子の性比は50:50と仮定された。

産卵数の割合（年間）：90%（1回）、10%（2回）

ほとんどのメスが1回産卵をするが、少数は同年中に2回目の産卵を行う。2回目の産卵をする可能性は最初の産卵の運命とは無関係であると見られる。

生存についてのパラメータ

繁殖率と生存率における環境変動の調和：はい

環境変動（EV）は環境の状況に対する任意の変動が原因する、繁殖率と生存率における年ごとの変動である。カラスバトは、繁殖期間中、他の時期とは異なる地域を利用する可能性があり、全ての生息地が同じ島内にあり、類似した環境状況にある可能性が高いことから、これらの2つのパラメータはリンクしている。これは、繁殖に適する年は、生存にとっても良い年であることを意味し、逆に、繁殖にとって悪い年は生存にとっても悪い年となる（環境的変動の最悪のシナリオの場合）

死亡率：年齢ごとに特定

幼鳥（0-1歳）：55%，EV=9.5%

成鳥（1歳以上）：10%（年間）；EV=2.5%

1年目（幼鳥）死亡率はワークショップ参加者による推定では以下の通りである：

卵からヒナまでの生存率83%×ヒナが1歳になるまでの生存率54% = 卵から1歳までの生存率45%、すなわち、1年目の死亡率=55%となる。

年間の成鳥死亡率10%はモーリシャスバトで推定された値の範囲内である。性別によって死亡率が異なることを示す証拠はない。死亡率には中等度の環境分散が加えられた。

近交弱勢：5.4 致死相当

特に小さな個体群においては、近親交配は繁殖と生存のさまざまな面で大きな影響を及ぼし得ることから、今回のモデルに取り入れられた。Vortexは近交弱勢を近親交配がすすんだ幼鳥の生存率の低下として、その影響の大きさについては致死相当遺伝子

の数 (LE) としてモデルに取り入れられる。個体登録簿のデータから、飼育下における哺乳類 38 種の LE の中央値が 3.8 LE と計算された (Ralls et al. 1988)。一方で、Grady ら (2006) は近親交配が進んだ野生個体群の生存と繁殖の双方における LE は 12 とするのが現実的であると結論している。このベースラインモデルでは、飼育下の幼鳥の近親交配の生存率への影響から推定し、LE を 5.4 としているが、その 50% は致死対立遺伝子として排除の対象となる。Vortex はモデリング開始時の個体群内の個体は全て血縁関係が無いと仮定していること、そしてモデル上では、幼鳥の死亡率にしか影響を及ぼさないことから、このモデルは近親交配の影響を過小評価している可能性があることを指摘しておく。

最高齢：13 歳

13 歳を超えた個体については、モデルから削除される。Vortex は動物がその成獣である期間中は繁殖が可能であると仮定し、関数機能を使用して命令しない限り繁殖の終わり (老齢) をモデルに取り入れることはできない。野生個体群における寿命のデータは入手不可能であった。寿命の特定が可能にほど、長期間飼育下に置かれていない。モーリシャスバトの PVA モデルは最高年齢を 15 歳としている。参加者の意見から、野生個体の最高齢は 13 年というのが穏当な値であるとされた。

追加的なモデリングのオプション

大災害：台風

ベースラインモデルには、台風が潜在的な大災害として取り入れられた。年ごとの発生率は 5% とされた (過去 40 年間に大きな台風が 2 回記録されていることに基づく)。大災害が発生する年にはすべての年齢クラスの生存率が 30% 減少するが、繁殖率には影響が出ないものとする。

捕殺： このベースラインモデルには取り入れられていない

個体の補強： このベースラインモデルには取り入れられていない

モデリングの課題

ワーキンググループの参加者と他のワーキンググループでの議論から、本ワーキンググループでは、焦点を当てるべき課題として以下の項目が抽出された。

1. 個体群の成鳥に影響を及ぼしている、最も重要な人口統計的な要素は何か？絶滅可能性
2. 現状についての最も妥当な推測に基づき予測される、アカガシラカラスバトの生存可能性
3. 個体群生存可能性に対する個体群サイズの影響
4. 亜種全体としてのメタ個体群（北部の父島エリアと南部の火山列島）の生存可能性
5. ネコ対策の結果によって幼鳥の死亡率は減少した場合の潜在的な影響
6. ネズミ対策の結果によって栄養状態が改善した場合の潜在的な影響（2回産卵をする固体の頻度が高くなるとしてモデリングを行った）。
7. どのような割合で、そしてどのような状況下で、野生個体群の生存可能性を実質的に低めることなく、野生個体群から個体を捕獲し、ファウンダ個体として飼育下個体群へ導入することができるか。

ベースラインモデルの結果

決定論的な結果

ベースラインモデルに組み込まれている人口統計的な確率（繁殖、死亡、そして大災害）から、モデリングを行った個体群の決定論的な性質を計算することができる。これらの値には、確率的な変動（人口統計的および環境的変動）、近親交配、個体の分散/移住が無い状況における個体群の生物学的な特徴が反映されている。決定論的個体群成長率と世代時間について試験することは、モデリングを行っている種と個体群にとって現実的であるかどうかを調べるために有用である。

ベースラインモデルは確率的な出来事による影響を受けない時にプラス成長率となる個体群（決定論的個体群成長率 $r = 0.05$, $\lambda = 1.052$ ）を表している。世代時間（ T ）、すなわち繁殖平均年齢は5.4年である。これらの値はアカガシラカラスバトとして妥当な値であるとみられる。

確率的な結果

アカガシラカラスバトのような小さな個体群は、確立的な出来事に特に影響を受けやすい。繁殖率や生存率の無作為のばらつき、環境のばらつき、近交弱勢のような確率的な出来事がモデルに加えられるとき、個体群の成長率は小さくなり、絶滅リスクは上昇する。

アカガシラカラスバトの年齢および性別ごとの生存率についてのデータはほとんど入手不可能である。飼育下個体群からのデータは、個体群サイズが小さく、栄養状態も異なるため、利便性は限られている。したがって、現在の個体群サイズが比較的安定していることから、ベースラインモデルは確率的な個体群成長率 (r) がゼロに近くなるような死亡率を使用して作成された。ここでの仮定は、この個体群が環境収容力よりもむしろ、捕殺圧によって現在の個体群サイズに留まっているということである。

Vortex のベースラインモデルは、平均して統計的成長率、 $r=0.006$ の個体群を反映しており、この小さなハトの個体群の 100 年間の能性は比較的高い ($PE=0.32$)。反復するシミュレーションの中で、100 年後まで生き残った場合の個体群サイズの平均は 102 羽で (環境収容力の 50%) で、100 年後の多様性は 81%であった。これは、実質的な遺伝的多様性の喪失を意味し、近親交配のレベルが約 20%となることを示すものである。比較すると、ほとんどの飼育下繁殖個体群は遺伝的多様性の 90%を 100 年間維持することを目標としている。このベースラインモデルには、現在の個体群サイズや、人口統計的なデータのいくつかに不確実性が含まれることを認識した上で、ワークショップの参加者による最善のアカガシラカラスバト個体群についての最適な推定値が反映されている。

人口統計的パラメータの感度テスト

野生のアカガシラカラスバトの詳しい人口統計的なデータはほとんど無い。人口統計的パラメータのうちのいくつかについて、その不確実性の幅を調べるために、これらのパラメータの値の変化に対するモデルの感度を探るための感度テストが行われた。それぞれのパラメータについて、生物的に妥当な範囲で、ベースラインモデルの入力値 (太字) の上下の値が試験された。

最初の繁殖年齢 (メス)	1、2 歳
最初の繁殖年齢 (オス)	1、2、3 歳
最高繁殖年齢	11、 13 、15 歳
メス繁殖率 (%)	60、70、 80 、90、100
年間産卵回数 (1 回 : 2 回)	100:0、 90:10 、80:20、70:30、60:40 (%)
1 年目死亡率 (%)	45、 55 、65、75
成獣死亡率 (%)	5、 10 、15

図1は各パラメータの値ごとに得られた感度試験の確率的な個体群成長率と絶滅可能性を示している（全てのシナリオの結果については付録を参照のこと）。ほとんど全てのパラメータで、前述の範囲で値を変化させた場合、プラス成長率から個体数の減少に転じており、よって個体群の生存可能性に影響をおよぼす結果となった。感度試験を実施した値の範囲内で、個体群の確率的成長率が最も敏感に影響を受けたパラメータは幼鳥の死亡率であった。これは他と比較して最も広範囲の値がテストされたパラメータで、ネコからの捕食がある場合と無い場合の値を反映している。成獣死亡率および、1年で2回産卵するいわゆるダブル・クラッチの頻度も、確率的成長率に実質的な影響をおよぼすことが示された。感度試験に使用されたダブル・クラッチの頻度は、飼育下個体群で観察された、すなわち、一定の状況下で生物学的に可能な頻度の範疇であるが、野生個体群では現在のところ観察されていない。成獣死亡率の範囲についてはワークショップ参加者の推測だけを基にしており、正当な根拠がより少ないが、特定の脅威が存在する場合としない場合として、その影響の程度を推測するには妥当な値であろう（例：ネコがハトの成鳥を捕食する）。

確率的個体群成長率は成鳥死亡率については、幼鳥死亡率の変化の方が、幼鳥死亡率に対して影響が少ないように見えるが、成鳥死亡率についてはより狭い範囲の値で分析が行われた。もしも、同じ範囲の値で分析を行った場合には、成鳥死亡率の方が幼鳥死亡率の倍敏感である。未知の、あるいは将来的に成獣死亡率を高める原因は個体群の生存可能性に重大な影響を与えるだろう。

すべてのパラメータ入力値に対して、100年間に於ける、ある程度の絶滅リスクが示された（図1b）。前述の3つのパラメータ---幼鳥死亡率、成鳥死亡率、そして2回産卵する頻度---のみ、いくつかの条件下において、比較的低い絶滅リスクを示した（ $PE < 0.03$ ）。そのほか全てのモデリングを行ったパラメータでは、 $PE \geq 0.13$ と予測された。

総じて、産卵回数を増やすこと、そして/または、ヒナの生存率を高めることを通じて新たな繁殖個体を個体群に補充することは、個体群成長率を向上させ、いくつかのケースでは絶滅リスクを実質的に引き下げる効果がある。また、繁殖個体の喪失（成獣死亡率）も個体群の生存可能性に影響を及ぼす。現在の野生アカガシラカラスバト個体群の人口統計的な確率が不確実であることから、現在の状況下における長期的な個体群の生存可能性を正確に予測することは不可能である。しかしながら、現在予測される死亡率が低下しない限り、100年以内の絶滅リスクは実質的である（0.13から1.00）。

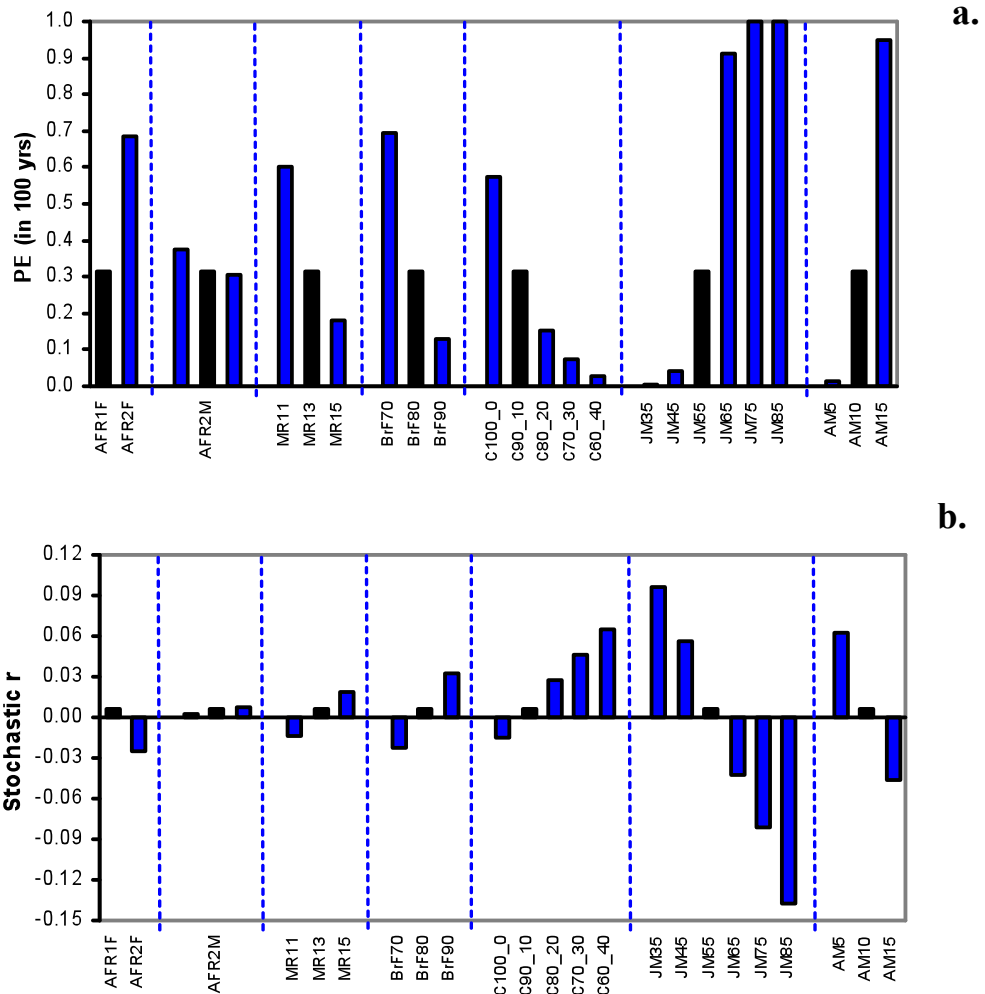


図1. a) 確率的な個体群成長率(r)と、b) 絶滅可能性 (PE) に対する主要な人口統計的パラメータに対する感度試験の結果 (ベースライン値は黒で示す)。

個体群サイズの影響

現在のアカガシラカラスバトの個体数と環境収容力は正確には分かっていない。現在の個体群サイズの推定が正確ではなく、父島とその周辺の島々の生息可能な地域が限られている場合に起こりうる結果を分析するために、現在の個体群サイズの違いがもたらす影響を探った。ベースラインモデルの入力値を使用して、現在の個体群サイズを10から200の間で変動させ、モデリングを行った。

決定論的個体群成長率はプラスだが (deterministic $r = 0.050$)、個体群サイズが小さい場合、確率的影響力によって確率的個体群成長率はマイナスとなる。ハトの個体数が30羽以下では、確率的個体群成長率(r)はマイナスを示した(図2a)。個体群サイズと絶滅リスクは反比例の関係にある(図2b)。個体群サイズが大きくなるにした

がって、絶滅リスクは下がり、個体数が 50 羽以上になると、その効果はもっとも高くなる。現在の状況下で、絶滅可能性を 10%まで下げるためには、個体数が 90 羽以上になる必要がある。絶滅までの平均年数と 100 年後の平均個体数は個体群サイズに伴って増加する（付録参照）。個体群成長率がプラスを示した個体群では、100 年後に生き残った個体群の平均サイズは 100 羽以上であるということの特筆しておく。予想されるように、大きな個体群においては高い生存可能性を示す。しかし、ベースラインモデルの人口統計的確率を使用した場合、個体数が 200 羽以上の個体群であっても、絶滅可能性がゼロにはならない (PE=0.06)。

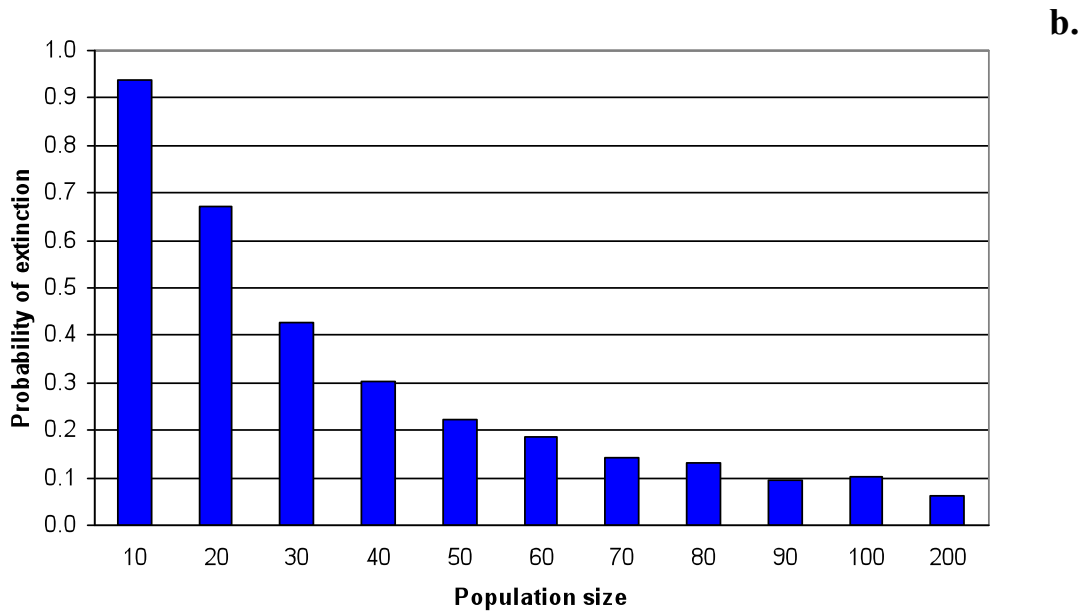
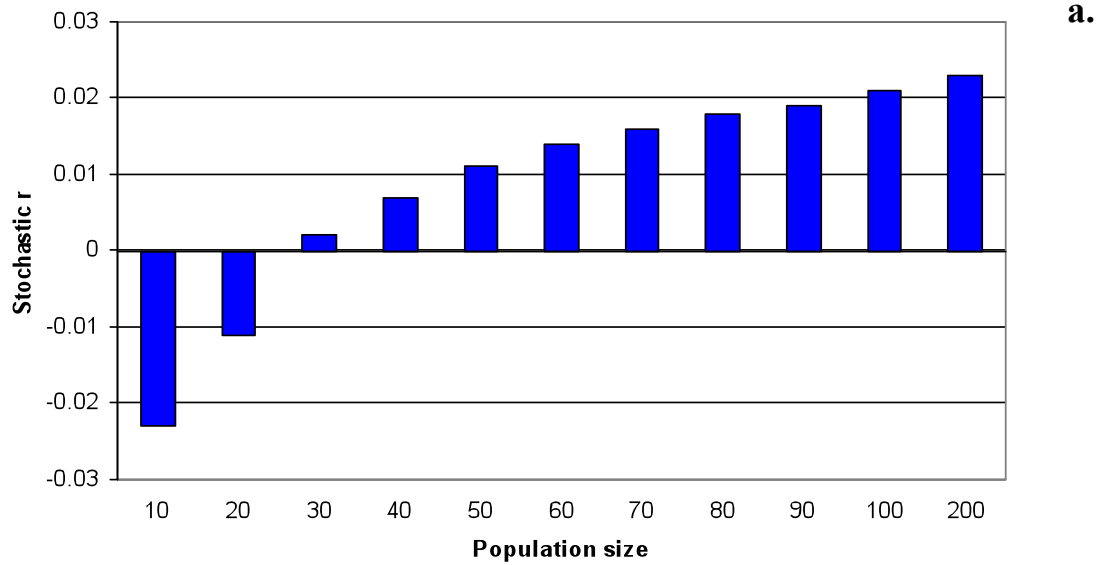


図 2. a) 確率的個体群成長率 (r) と b) 絶滅可能性 (PE) に対する個体群サイズの影響

亜種全体のメタ個体群

シナリオについて

父島の南、約 200 キロメートルに位置する火山列島には 2 つ目のアカガシラカラスバト個体群が生息しているとされている。島への上陸が制限されていることから、この個体群について、その生息地、脅威、そして将来的に考えられる保全活動などの情報はほとんど得られていない。島間の距離があることから、ワークショップ参加者はハトが 2 つの個体群間を移動している可能性は低いとしている。

亜種全体としての相対的な生存可能性を調べるために、父島エリアと火山列島の個体群の両方を含んだ 2 つのシナリオについてモデリングを行った。1 つ目のシナリオは推定された現在の状況を反映しており、2 つの個体群間の個体移動が無い、孤立した個体群としてモデリングを行った。2 つ目のシナリオは、2 つの個体群間で、ある程度の移動があるというシナリオである。

Vortex モデルのパラメータ

幼鳥死亡率を 38% に設定した以外は、父島エリア個体群のパラメータ入力値を使用して、2 つ目の個体群（火山列島）のモデルが作成された（初期個体群サイズ、initial N=40 羽、環境収容力、K=50 羽）。これは、島にはネコが居ないという想定に基づくものである（詳しくは以下の家ネコ管理についてのセクションを参照）。この結果、決定論的個体群成長率は高い値を示した ($r=0.123$ 、 $\lambda=1.131$)。個体群間の移動があると仮定したシナリオでは、約 2 羽の成鳥が毎年、相互方向に移動できるような個体移動率を採用し（父島エリアから火山列島 = 2.3%、火山列島から父島エリア = 5.3%）、移動期間中の個体群の生存率を 80% とした。

モデリングの結果

2 つの個体群を孤立していると仮定した場合、ネコが居ないという想定から幼鳥の死亡率が低いということが原因して、火山列島個体群 (VI) は父島エリア個体群 (CCJ) よりも高い確率的個体群成長率を示した。個体群成長率がより高いことが予想されることから、環境収容力が低いにもかかわらず、火山列島個体群は父島エリア個体群よりも低い絶滅リスクを示した。しかし、この小さな個体群サイズでは、遺伝的多様性は相当低くなる。モデリングを行った条件下では、メタ個体群全体としての個体群成長率はプラスとなり、100 年間の絶滅可能性は 9.5% と予測された。いずれかの個体群が消滅するリスクは比較的高いものの（それぞれ PE=20.5%、31.1%）、2 つの個体群が双方とも絶滅する可能性は少ないことから、亜種としての絶滅リスクはより低くなる（表 1）。

2つの個体群間の個体移動（双方向に毎年、約2羽づつ）がある場合、絶滅リスクを下げるという意味では、それぞれの個体群およびメタ個体群全体の生存可能性は高まる。それぞれの個体群の絶滅可能性は10%以下である。島間の個体移動がある場合、個体群が完全に孤立している場合と比較して、近親交配のレベルは半分であり、個体群内の近親交配の蓄積率が減少することで、結果的に遺伝的多様性がより高く保存される（図3）。2つの個体群の連続性がおよぼす影響度は、2つの個体群間の個体交換の程度と移動中の生存率に影響を受ける。モデルにおける個体群間のハトの移動は、その移動方法を特定しているものではない。個体群を人口統計的そして遺伝的につなげるためには、自然分散、人為的な個体移動、あるいはそのほかの方法もあり得る。

表1. 2つの個体群が孤立している場合（Isolated）と個体群間での個体移動がある場合（Migr）の、2つのアカガシラカラスバト個体群とメタ個体群（亜種全体）のモデリング結果（シミュレーション期間を100年間とした場合）

	Stochastic r		Prob. Extinction		N-extant		Gene Diversity	
	Isolated	Migr	Isolated	Migr	Isolated	Migr	Isolated	Migr
Chichijima	0.006	0.022	0.310	0.065	102.8	125.5	0.805	0.873
Volcano Is	0.045	0.043	0.205	0.081	32.9	40.5	0.636	0.835
Metapop.	0.026	0.027	0.095	0.062	107.4	164.9	0.806	0.875

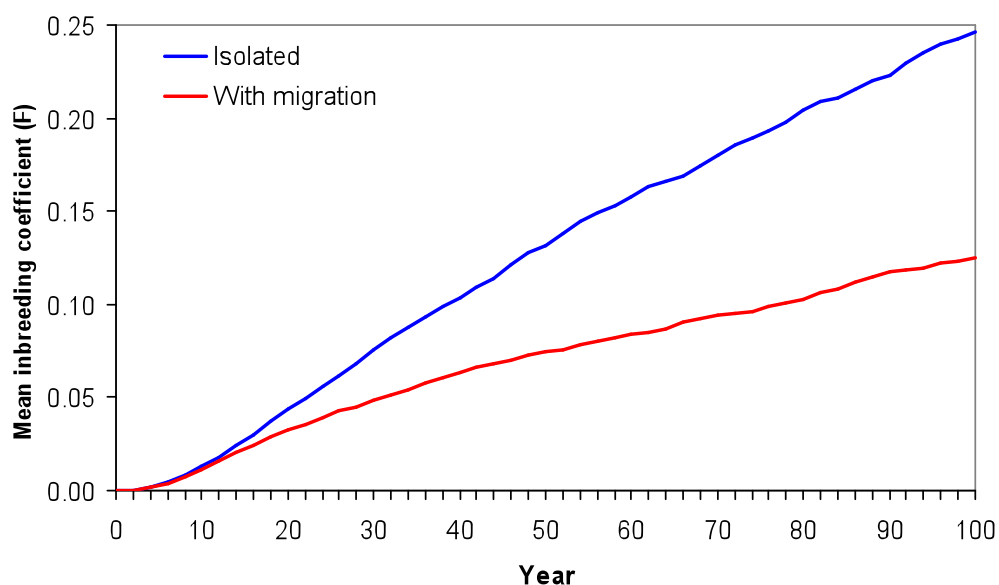


図3. 個体移動がある場合と無い場合での、2つの個体群間で平均された平均近交係数（F）

個体群成長率

シナリオについて

ベースラインモデルは現在の個体群サイズを 40 羽とした場合に、確率的個体群成長率がほぼゼロになるように推定された人口統計的データを使用して作成されている。感度分析試験で示されたように、野生のアカガシラカラスバトは確率的な個体群成長率に大きな影響を及ぼし得る（図 1a）。分析を行った範囲では、確率的個体群成長率は幼鳥死亡率（一年目）の変化に対して特に敏感に反応を示した。幼鳥の死亡率とそのほかの人口統計的なデータにおける不確実性が、このモデルの個体群生存可能性を予測する能力の制限要因となっている。この部分についてさらに探求するために、長期的な個体群の生存に対する影響を見極める目的で、個体群成長がベースラインから次第に高くなるような新たなシナリオを作成した。

Vortex モデル・パラメータ

ベースライン・モデルに変更を加え、初期個体群サイズ (N) が 40 羽で、環境収容力 (K) が 200 羽の個体群において、「幼鳥の死亡率が確率的個体群成長率 0.00 から 0.08 まで変化した」場合のシナリオを作成した。そのほかの入力値はすべてベースラインモデルと同じである。幼鳥死亡率が選択された理由は、ワーキンググループ参加者が、おそらくネコからの捕食によってヒナが巣立つ頃の死亡率が高いことが個体群成長率を制限していると考えたからである。使用された死亡率の値は表 2 に掲載した。

モデリングの結果

より高いプラス個体群成長率によって、個体群はより早く成長することができ、高い遺伝的多様性が維持され、したがって絶滅リスクが減少する結果となる（図 4）。確率変動的個体群成長率が 4% よりも高い場合は、100 年間の絶滅可能性が 10% 以下と予想された（表 2）。

表 2. 異なるレベルの幼鳥死亡率を使用した場合の父島個体群のモデリング結果（100 年間）

Juv. Mort.	Det r	Stoch r	PE	N-ext	GD
0.563	0.04	0.00	0.389	94.2	0.799
0.543	0.05	0.01	0.288	109.1	0.816
0.524	0.06	0.02	0.201	122.0	0.828
0.503	0.07	0.03	0.143	138.4	0.842
0.483	0.08	0.04	0.088	148.8	0.848
0.460	0.09	0.05	0.067	157.5	0.859
0.439	0.10	0.06	0.035	165.1	0.867
0.417	0.11	0.07	0.017	173.1	0.872
0.393	0.12	0.08	0.012	175.2	0.875

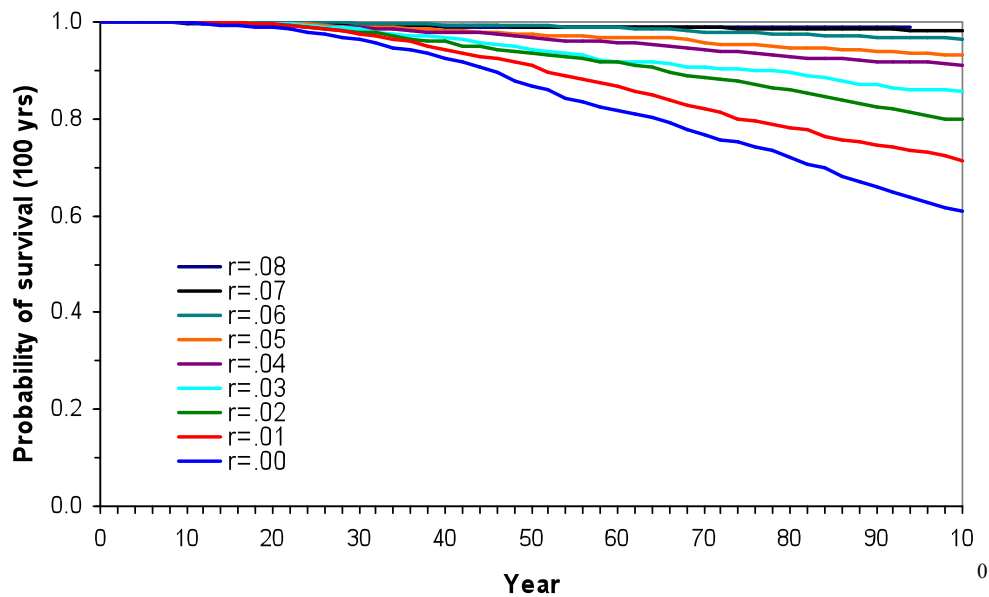


図4. 異なる確率的個体群成長率における父島個体群生存可能性

考え得る保全管理活動

現在の個体群サイズの小ささ以外では、外来種の影響が父島のアカガシラカラスバトにとって最大の脅威であるという仮説が立てられた。特に、ネコによる捕殺とクマネズミとの餌の競合が、潜在的に個体群成長率を制限し、絶滅可能性を高めていると考えられる。ネコとネズミの管理については、それらの管理計画の有効性を審査するため、父島のカラスバト個体群に対するネコやネズミの影響についての最良と考えられた値を使いモデルリングが行われた

ネコによる捕殺の影響

鳥類やその他の野生生物のネコによる捕殺は著しい影響を与え得る。殺傷率は、そのネコが飼い主によって餌を与えられているかどうかに関わらず、野生生物を殺す確率は個体によってさまざまであるかも知れない。アメリカの事例では、1頭の餌をしっかりと与えられていたネコが18ヶ月間のうちに、60羽の鳥類、1600頭の小型哺乳類を殺したことが記録された (Schaefer 1999)。ヨーロッパ、北米、オーストラリア、アフリカそして多くの島嶼における、放し飼いのネコの55年間に渡る長期研究では、ネコに殺された野生生物の20-30%が鳥類であると示しているが、いくつかの島嶼の生息地では、1頭のネコの捕食する動物が100%になる場合もあった (American Bird Conservancy)。ネコが確認されていないカリフォルニアの生息地では、類似した環境でネコが生息していない地域と比較して、倍の個体数の鳥が観察されている (Hawkins et al. 1999)。島嶼に生息する鳥種は、哺乳類が不在の環境で発達してきたことから、特に脆弱である。ニュージーランドでは、ネコによって8種の島嶼に生息していた鳥種が絶滅し、41鳥種が激減した (Veitch 1985)。

シナリオについて

ネコによって、父島では、海鳥を含む野生鳥類が、そして母島ではスズメ目が捕殺されることが確認されている (Kawakami and Higuchi 2002)。多くのネコがハトを捕殺するという事ではないかも知れないが、幼鳥死亡率が少し変化するだけで、アカガシラカラスバト個体群の生存可能性に顕著な影響を及ぼしうる (図 1a, 表 2)。ネコは、まだ捕食者を避けたり、逃げたりすることを学習する前の、巣立直後のヒナを捕まえていると考えられる (Kawakami and Higuchi 2002)。ネコによる捕殺の影響を評価するために、3つのシナリオ、カラスバトの生息地に、1) ネコがたくさんいる、2) 数頭のネコがいる (現状)、3) ネコが存在しない場合を作成した。

Vortex モデル・パラメータ

幼鳥死亡率を変更することで、ネコの存在をモデリングした。ワーキンググループの参加者は、3つのシナリオにおける巣立ち直後から1歳までの生存率を推測し、1年目の死亡率は以下のように調整された。

シナリオ	卵から巣立ちまでの生存率	巣立ちから1歳までの生存率	1年目生存率	1年目死亡率	およその死亡個体数/年
ネコ不在	83%	75%	62%	38%	6.7
数頭	83%	54%	45%	55%	9.7
多数	83%	20%	17%	83%	14.6

この個体群が小さいことから、これらの死亡率が示す、ネコによって追加的に死亡する幼鳥の数の差は比較的少ない。個体数 40 羽で繁殖成功率が 80% の時、「2-3 頭程度のネコが存在する」シナリオでは、年間で幼鳥が 3 羽多く死亡する状態、「多くのネコが存在する」シナリオでは年間で幼鳥が 8 羽多く死亡する状態を表している。観察された放し飼いのネコの捕殺率から、この程度の捕殺は妥当であると考えられる。

モデリングの結果

決定論的個体群成長率と確率的個体群成長率は、これら 3 つのシナリオ間で大きく異なる結果となり、確率的個体群成長率については、急激な個体数減少 ($r=-0.119$) から顕著な個体数増加 ($r=0.086$) を示した。これが個体群生存可能性に対して顕著な影響を持つということは、驚くべきことではない (表 3)。モデリングを行った死亡率の範囲で、イエネコによって多くの幼鳥が捕殺される場合 (あるいはその他の理由で幼鳥死亡率が上昇する場合)、アカガシラカラスバト個体群の絶滅リスクは 50 年間で 100 パーセントで、絶滅までの平均時間は 22 年である (図 5)。反対に、(生息地内にネコが居ないという想定で) 幼鳥死亡率が低い場合、個体群の絶滅リスクはわずかである ($PE < 0.01$)。

表 3. 幼鳥死亡率の違いとして、イエネコによる捕殺の程度の差を反映させた場合の父島個体群のモデルリング結果（100 年間）

Scenario	Det r	Stoch r	PE	N-ext	GD
No cats	0.123	0.086	0.007	177.1	0.876
Few cats	0.050	0.006	0.317	101.6	0.806
Many cats	-0.117	-0.119	1.000	0.0	0.000

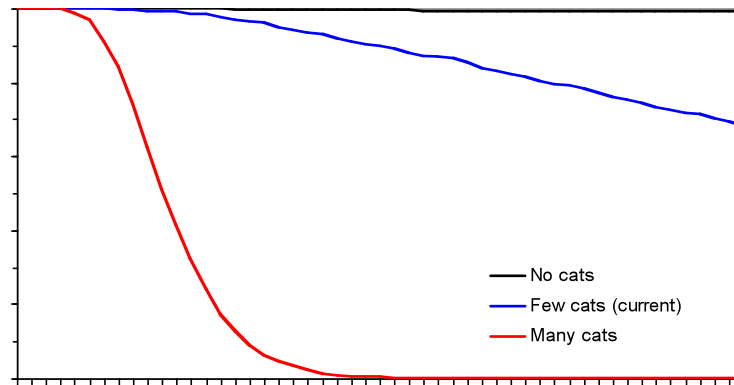


図 5. ネコからの捕殺による幼鳥死亡率を変化させた場合の父島個体群が生存する可能性

たった数羽の幼鳥がイエネコによって捕殺されることで、カラスバト個体群が絶滅に追い込まれている可能性がある。アラバマ・ビーチ・マウスの Vortex によるモデリングでは、特にハリケーン後の個体数が少なく、マウス自体も脆弱になっている時に、1日に1頭ずつマウスを殺すネコが1頭いれば、マウスの地域個体群の消滅が起これるとされた (Traylor-Holzer ら 2005)。

アカガシラカラスバト個体群に対する、ネコによる捕殺が、実際はどの程度であるかについては不明である。しかし、個体群の生存可能性に著しい影響を及ぼす可能性はある。これらのシナリオの結果からは、イエネコによる捕殺あるいは、その他のあらゆる原因によって幼鳥死亡率が上昇した場合、個体群に対して著しい影響があることを示している。

ネズミとの競合の影響

ネズミ類は小笠原諸島に侵入しており、アカガシラカラスバトに対してどのような性質の影響があるのかは不明確ではあるが、潜在的に影響を及ぼしていると考えられている。他地域では、ネズミは島嶼の海鳥のヒナや卵を捕食しているということが知られており、いくつかの鳥種との間ではえさ資源の競合がある可能性もある。西島のクマネズミは主に果実や種を食糧としている (Abe, 2007)

シナリオについて

ワーキンググループ参加者は父島において、ネズミとカラスバトの間にエサ資源の競合があり、したがって採取可能な栄養分を低下させ、潜在的には2つの卵を産む(ダブル・クラッチ)頻度を低下させていると仮定した。沖縄のカラスバトで観察されており、複数回の産卵が、エサ資源量と栄養量が十分な場合に飼育下繁殖個体群において観察されている。繁殖可能なメスの1)10%(現状)、2)20%、または3)30%が一年に2つの卵を産むという3つのシナリオが比較された。

Vortex モデル・パラメータ

ドブネズミとのエサ資源の競合が軽減されたことによって、栄養摂取量が増えたという状況を再現するためのシナリオとして、1つあるいは2つの卵を産む雌のパーセント比をベースラインモデルの、90:10%から、80:20%、70:30%と変化させた。参考として、飼育下個体群における年間の産卵数は、1個(56%)、2個(33%)、3個(11%)である。

モデリングの結果

ダブル・クラッチの頻度が高くなると、決定論的そして確率論的な個体群成長率と平均個体群サイズが大きくなり、そして絶滅可能性は低くなる(図6、表4)。繁殖率の増加は個体群生存可能性を高める潜在性があるが、それは幼鳥の死亡率を抑えた場合に予想される効果よりも低いものである(図1、図5)。

カラスバト個体群、ネズミ、ネコ、そしてその他の在来種との間に複雑な関係が存在する可能性があることから、ネコとネズミの駆除計画を行う場合には注意しなければならない。“mesopredator release effect (中間捕食者リリース効果)”、すなわち島からのネコの根絶はネズミ個体数を増加を招き、それによって、在来鳥種の繁殖成功率の低下が起こるといった例もいくつかある(Le Corre, 2008)。ワーキンググループ参加者は、ネズミの駆除が進んだ場合に、現在はネズミを捕食している在来猛禽類との間に起こりうる相互作用について、そして猛禽類によるカラスバトの捕食が増えるという結果になりうるということについても話し合った。ネコ、ネズミ、鳥類、そしてそのほかの在来種との相互作用は複雑であり得ることから、これらの種の相互作用を徹底的に理解しない限り、ネコやネズミなどの侵略的外来種のコントロールあるいは駆逐のための最適な戦略は明確ではない。小笠原諸島のエコシステムにおけるこれらの種間関係が不明確であり、そしてすなわち、ネコとネズミのコントロール計画の実際の影響についても不明確である。

表 4. 侵略的なネズミのコントロールによって、えさ資源の競合が軽減した状態を反映するために、ダブルクラッチの頻度を変えた場合の父島個体群のモデリング結果（100年間）

Scenario	Det r	Stoch r	PE	N-ext	GD
90:10	0.050	0.006	0.317	101.6	0.806
80:20	0.069	0.027	0.142	129.7	0.836
70:30	0.087	0.047	0.055	154.4	0.858

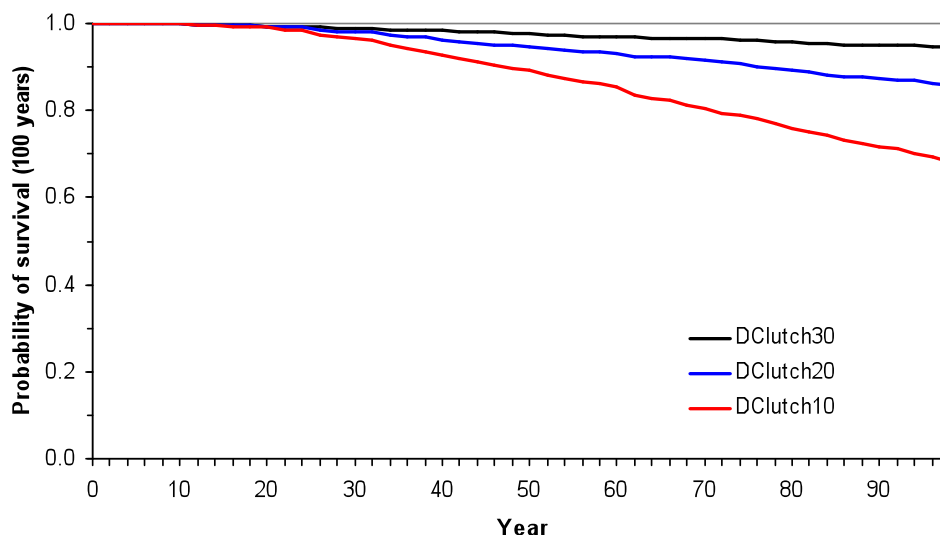


図 6. ネズミ個体数の減少で期待されるカラスバトの摂取栄養の向上によるダブル・クラッチの程度と父島個体群の生存確率

生息域外個体群ファウンダの原資

現在の小さな野生個体群の不確実な将来性と追加的な予期せぬ脅威が存在し得るなかで、人口統計的そして遺伝的なバックアップのためのアカガシラカラスバトの自己持続可能な生息域外個体群は、保全上必要である。現在の生息域外保全個体群は、野生個体群からの新しい遺伝的なファウンダを導入しない限り、この役割を果たすための個体数も遺伝的多様性も満たすことはできない（飼育下個体群ワーキンググループレポート参照）。ワークショップ参加者は、のは、野生個体群をこれ以上の危険にさらさない場合にのみ野生ハトの飼育下個体群への導入を検討するべきであるという点で合意をした。これが達成できうるという条件設定下で、いくつかのシナリオについて検討をおこなった。

シナリオについて

飼育下個体群ワーキンググループから、飼育下個体群の改善のために、1羽、2羽、あるいは4羽の成鳥が野生個体群から動かすことができるような条件がもしもあれば、そのシナリオを作成して欲しいという要求を受けた。現状の個体群成長率がほぼゼロであるという前提での個体群の推定では、野生個体群へのリスク無しに個体を動かすことはできそうにない。もしも、ネコとネズミの抑制、あるいはそのほかの生存率と

(または) 繁殖率を向上させるような措置によって個体群成長率が上向けば、野生個体群を脅かすことなく野生個体を動かすことが可能になるかもしれない。

Vortex のモデル・パラメータ

ベースラインの幼鳥死亡率 (55%) と、ネコが居ない状況における低い死亡率 (38%) でシナリオを作成した。4年ごとに、成鳥1羽 (オスまたはメス)、2羽 (オス1羽、メス1羽)、そして4羽 (オス2羽、メス2羽) を野生個体群から確保する場合について、現在のゼロ成長率の場合と、イエネコの個体数制限によって確率論的個体群成長率が強いプラスを示す場合について、モデリングを行った。台風が発生した年には個体の確保は行なわないこととした。

モデリングの結果

成鳥を捕獲することは、野生個体群の絶滅リスクを高める。4年ごとに成鳥1羽を捕獲する場合でさえも、絶滅可能性 (PE) が 32% (ベースライン) から 42% に上昇し、それよりも高いレベルの個体の捕獲はさらに絶滅リスクを高める (成鳥2羽あるいは成鳥4羽を捕獲した場合には、それぞれ、PE=54%、69%となる) (図7)。この個体群は一夫多妻制 (Polygynous) としてモデリングが行われていることから、メス成鳥と比較して、オス成鳥を捕獲する方が個体群への影響は少ない。4年に1羽ずつ、オス成鳥を捕獲する場合とベースラインモデルとでは、その確率論的個体群成長率は同じだったが ($r=0.006$)、絶滅可能性 (PE) については、32% (ベースライン) から 35% に上昇した (付録参照)。

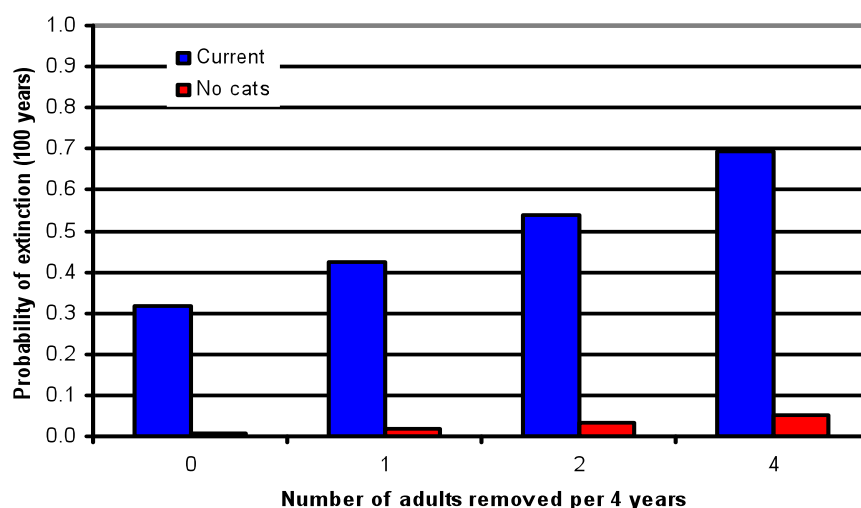


図7. 成鳥の捕獲スケジュールごとのベースライン条件下 (青) とネコを抑制した場合での父島個体群の絶滅可能性

イエネコによる捕殺を排除すること（すなわち、幼鳥死亡率の削減）によって個体群の成長が促され、定期的な成鳥の捕獲に持ちこたえることができるようになる可能性がある。これらの条件下での成鳥の捕獲は、絶滅可能性をわずかに上昇させるが（全く捕獲を行わない場合の0.7%から、4年に成鳥4羽を捕獲した場合の5%）、現状で予想される絶滅リスクよりも顕著に低い。

生息域外個体群のために個体を捕獲する場合の前提と影響

アカガシラカラスバトの生活史と現在の個体群の状況という面でいくつかの前提ができる。これらの想定の妥当性は、野生個体群の生存可能性を低めることなしに生息域外個体群に対してファウンダを提供する野生個体群の能力に影響する。

個体群成長率は侵略的外来種またはそのほかの脅威によって制限されており、それらの脅威は軽減可能なものである。

この分析では、野生カラスバト個体群サイズとその成長率は侵略的外来種（例、ネコによる捕殺とネズミとの餌資源の競合）の影響によって制限されており、侵略的外来種コントロールが成功することによってカラスバト個体群の繁殖可能性が向上し、成鳥の定期的な捕獲にも耐えうるようになる。もしも、管理活動が行われ、生存率と繁殖率、あるいはそのいずれかの向上が見られた場合には、個体群生存可能性への顕著な影響なく個体の捕獲を考慮することができる。

個体群成長率は生息地の環境収容力によって制限をされている。

もしも、ネコによる捕食やネズミとの競合よりもむしろ、利用可能な生息地の制限によってカラスバト個体群が成長できないのであれば、ネコとネズミのコントロールが実施されたとしても、カラスバト個体群は個体の捕獲に耐えることができない可能性がある。「イエネコが居ない状態で、環境収容力（K）を200羽ではなく、40羽とし、野生個体の捕獲を行う」というシナリオのモデルリング結果では、高い絶滅可能性が示された（PE=54-90%）（付録参照）。よって飼育下個体群の補強のために野生から健康な成鳥を捕獲する前に、野生個体群のモニタリングと侵略的外来種抑制の効果について評価を行うべきである。

もしも卵が巣から排除された場合、ハトは再営巣（ダブル・クラッチ）をする。

ある鳥種においては、繁殖ペアが2回目の産卵（ダブル・クラッチ）を行う可能性が高いのであれば、管理者が卵や雛を巣から取り除き人工育雛をすることで、繁殖生産性を高めることが可能である。アカガシラカラスバトの野生個体が、卵が巣から取り除かれた場合に、繁殖ペアが再び営巣を行うかどうかは不明である。しかし、ダブル・クラッチを行う可能性が高いのであれば、卵を取り除いて飼育下に置き、人工孵化・人工育雛をすることで、野生個体群への影響を比較的小さくしつつ、飼育下個体群に新たなファウンダを導入することが可能である。

モデリング結果の要約

ワークショップ前と期間中の参加者の努力によって、さまざまな条件や想定における個体群の比較的な生存可能性を推定するための、アカガシラカラスバトのベースラインモデルが作成された。正確な人工統計データ、推定個体数、そしてさまざまな個体群への脅威の影響がわからないため、現在のあるいはそれ以外の管理状況下における長期的な個体群生存可能性について、詳細で正確な予測をすることは不可能である。しかし、この個体群の生存可能性についての比較的な推論を描くには十分な情報量が得られた。

利用可能な生息地が限られている、侵略的外来種やそのほかの原因による影響が存在すること、そして南の火山列島個体群から遺伝的にも人口統計的にも分断されていることによって、現在の推定個体群サイズが40から60羽に制限されているとすると、100年間での絶滅リスクは顕著である。長期的な個体群の生存可能性は、長期的な生存可能性は、個体群が成長し得る生存率と繁殖率か、そしてより大きな個体群（成鳥100羽以上）を支えるのに十分な生息地があるかどうかによって左右される。自然分散あるいは人工的な個体移動を通じて定期的に人工統計的、遺伝的な追加が行われることで、個体群生存可能性を高め、遺伝的多様性が維持されるだろう。イエネコやネズミの抑制のように、死亡率を下げたり、繁殖率を上げたりするような管理活動は絶滅リスクを軽減するが、それらの影響については完全には予測できていないことから、カラスバト個体群にもたらされる影響を注意深く評価するために、モニタリングが行われるべきである。現在入手可能なデータに基づく個体群予測では、飼育下個体群の強化のために成鳥（特にメス）を捕獲することに対して、警告を与えている。しかしながら、可能な場合には、野生個体群から怪我やそのほかの原因によって排除されたハトについては生息域外保全のための管理された個体群に導入するべきである。個体群成長率を向上させるような対策を行うことで、野生個体群に対する顕著な影響なく、成鳥の捕獲をすることができるようになる可能性がある。同じように、野生繁殖ペアが、失われた1つ目の卵に代わる2つ目の産卵をするのであれば、卵（あるいは雛）を取ることは比較的影響が少ない。人口統計データ、個体数と構成、そして野生個体群に対するさまざまな脅威の影響について、より良いフィールドデータがあれば、本種の保全管理計画をガイドするための、より信頼性の高い個体群予測モデルを作成することができるだろう。

ワーキンググループからの提案

グループでの議論とモデリング結果に基づき、生息域内個体群モデリングワーキンググループでは、アカガシラカラスバト個体群の長期的な生存を推進するために、以下に挙げられた優先目標を抽出し、その優先順位付けを行った。これらの優先順位については強い合意があった（目標3 a-cについては同等にランク付けされた）。

目標 1: 野生カラスバトの死亡率を下げるために、ネコ個体数を抑制する。

目標 2: 人工統計データ（死亡率、繁殖成功率）、推定個体数、そしてその他の種との相互関係について追加的な科学的情報を収集する。

目標 3a: 環境収容力が最大となるようにアカガシラカラスバト生息地の管理を行う。

目標 3b: 繁殖率や生存率を改善するために、そのほかの侵略的外来種、特にネズミの抑制を行う。

目標 3c: 将来的にもし必要であれば、野生個体群の拡大や再生を行うためのバックアップとして生存可能な生息域外個体群を確立する。

これらの調査と管理戦略を実施することは、父島のアカガシラカラスバト個体群の生存を高めることに役立つだろう。

Literature Cited

- Abe, T. 2007. Predator or disperser? A test of indigenous fruit preference of alien rats (*Rattus rattus*) on Nishi-jima (Ogasawara Islands). *Pacific Conservation Biology* 13(3): 213-218.
- American Bird Conservancy. Domestic Cat Predation on Birds and Other Wildlife. www.abcbirds.org/abcprograms/policy/cats/materials/predation.pdf
- Hawkins, C.C., W.E. Grant, and M.T. Longnecker. 1999. Effect of subsidized house cats on California birds and rodents. *Transactions of the Western Section of The Wildlife Society* 35: 29-33.
- Kawakami, K. and H. Higuchi. 2002. Bird predation by domestic cats on Hahajima Island, Bonin Islands, Japan. *Ornithological Science* 1: 143-144.
- Lacy, R.C. 1993. Vortex: A computer simulation model for population viability analysis. *Wildlife Research* 20:45-65.
- Lacy, R.C. 2000. Structure of the Vortex simulation model for population viability analysis. *Ecological Bulletins* 48:191-203.
- Le Corre, M. 2008. Cats, rats and seabirds. *Nature* 451: 134-135.
- Miller, P.S. and R.C. Lacy. 2005. *Vortex: A Stochastic Simulation of the Extinction Process. Version 9.50 User's Manual*. Apple Valley, MN: Conservation Breeding Specialist Group (SSC/IUCN).
- O'Grady, J.J., B.W. Brook, D.H. Reed, J.D. Ballou, D.W. Tonkyn, and R. Frankham. 2006. Realistic levels of inbreeding depression strongly affect extinction risk in wild populations. *Biological Conservation* 133:42-51.
- Ralls, K., J.D. Ballou, and A.R. Templeton. 1988. Estimates of lethal equivalents and the cost of inbreeding in mammals. *Conservation Biology* 2:185-93.
- Schaefer, J. 1999. Impacts of free-ranging pets on wildlife. Document WEC-136. Department of Wildlife Ecology and Conservation, Florida Cooperative Extension Service, University of Florida.
- Seal, U.S. and M.W. Bruford. 1991. *Pink Pigeon Conservation Viability Assessment Workshop Report*. Captive Breeding Specialist Group (IUCN/SSC/CBSG): Apple Valley, MN.

Traylor-Holzer, K., R. Lacy, D. Reed, and O. Byers (eds.). 1005. *Alabama Beach Mouse Population and Habitat Viability Assessment: Final Report*. IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group, Apple Valley, MN.

Veitch, C.R. 1985. Methods of eradicating feral cats from offshore islands in New Zealand. *ICBP Technical Publications* 3: 125-141

付録：それぞれのシナリオのシミュレーション結果（100年目）（決定論的個体群成長率：Det-r、確率論的個体群成長率：Stoch-r、個体群絶滅可能性：PE、100年後まで生き残った場合の平均個体群サイズ：N-ext、平均遺伝的多様性：GD、絶滅までの年数の中間値および平均値：Median TE、Mean TE、標準偏差はSDと記されている）。ベースラインシナリオは*で示されている。

Scenario	Det-r	Stoch-r	SD(r)	PE	N-ext	SD(Next)	N-all	SD(Na11)	GD	SD(GD)	MedianTE	MeanTE
AFR1F*	0.050	0.006	0.167	0.317	101.60	67.16	69.45	72.86	0.8056	0.1412	--	63
AFR2F	0.017	-0.025	0.174	0.686	44.28	47.09	13.97	33.40	0.7238	0.1724	74	58
AFR1M	0.050	0.002	0.168	0.377	95.56	67.17	59.57	70.37	0.7909	0.1355	--	61
AFR2M*	0.050	0.006	0.167	0.317	101.60	67.16	69.45	72.86	0.8056	0.1412	--	63
AFR3M	0.050	0.007	0.166	0.304	106.55	68.00	74.20	74.93	0.8171	0.1217	--	64
MR11	0.039	-0.014	0.177	0.601	74.40	64.62	29.73	54.68	0.7693	0.1429	85	61
MR13*	0.050	0.006	0.167	0.317	101.60	67.16	69.45	72.86	0.8056	0.1412	--	63
MR15	0.057	0.019	0.160	0.182	123.35	65.02	100.93	75.63	0.8360	0.1004	--	61
BrF70	0.023	-0.023	0.177	0.693	53.92	51.53	16.62	37.82	0.7519	0.1664	74	58
BrF80*	0.050	0.006	0.167	0.317	101.60	67.16	69.45	72.86	0.8056	0.1412	--	63
BrF90	0.076	0.032	0.161	0.130	140.07	61.41	121.88	74.14	0.8424	0.0870	--	64
C100_0	0.031	-0.015	0.169	0.575	66.63	59.26	28.38	50.72	0.7735	0.1430	88	61
C90_10*	0.050	0.006	0.167	0.317	101.60	67.16	69.45	72.86	0.8056	0.1412	--	63
C80_20	0.069	0.028	0.165	0.151	134.60	61.90	114.28	74.66	0.8386	0.1013	--	61
C70_30	0.087	0.046	0.168	0.075	153.61	54.80	142.10	66.43	0.8562	0.0675	--	59
C60_40	0.104	0.065	0.170	0.029	167.20	45.88	162.35	53.20	0.8672	0.0569	--	57
JM35	0.135	0.096	0.170	0.006	179.90	36.51	178.82	38.96	0.8778	0.0456	--	42
JM45	0.094	0.056	0.164	0.043	163.99	50.00	156.94	59.15	0.8627	0.0703	--	55
JM55*	0.050	0.006	0.167	0.317	101.60	67.16	69.45	72.86	0.8056	0.1412	--	63
JM65	0.001	-0.042	0.181	0.911	21.97	26.73	1.99	10.10	0.6725	0.1894	52	52
JM75	-0.058	-0.081	0.191	1.000	0.00	0.00	0.00	0.00	0.0000	0.0000	30	31
JM85	-0.134	-0.137	0.197	1.000	0.00	0.00	0.00	0.00	0.0000	0.0000	19	19
AM5	0.093	0.063	0.150	0.016	169.98	44.37	167.26	48.91	0.8820	0.0596	--	60
AM10*	0.050	0.006	0.167	0.317	101.60	67.16	69.45	72.86	0.8056	0.1412	--	63
AM15	0.005	-0.046	0.197	0.947	20.79	23.77	1.11	7.15	0.6457	0.2211	48	49
N10	0.050	-0.023	0.203	0.938	42.03	46.04	2.61	15.24	0.6041	0.2087	34	36
N20	0.050	-0.011	0.181	0.671	74.91	65.98	24.69	51.65	0.7324	0.1518	69	51
N30	0.050	0.002	0.170	0.428	100.65	68.33	57.60	71.75	0.7792	0.1431	--	57
N40	0.050	0.007	0.166	0.303	103.58	67.21	72.22	73.56	0.8106	0.1220	--	61
N50	0.050	0.011	0.163	0.224	108.60	64.86	84.33	72.85	0.8301	0.1106	--	67
N60	0.050	0.014	0.162	0.187	116.09	65.28	94.41	74.23	0.8420	0.0932	--	69

N70	0.050	0.016	0.161	0.143	117.42	65.91	100.67	73.53	0.8438	0.1032	--	69
N80	0.050	0.018	0.161	0.130	119.20	65.31	103.76	72.85	0.8556	0.1000	--	76
N90	0.050	0.019	0.159	0.096	118.75	65.51	107.38	71.40	0.8546	0.0939	--	75
N100	0.050	0.021	0.160	0.103	124.91	63.65	112.07	71.21	0.8673	0.0822	--	74
N200	0.050	0.023	0.158	0.063	125.85	62.22	117.94	67.51	0.8755	0.0786	--	79
Scenario	Det-r	Stoch-r	SD(r)	PE	N-ext	SD(Next)	N-all	SD(Nall)	GD	SD(GD)	MedianTE	MeanTE
Meta_Isol_CCJ	0.050	0.006	0.164	0.310	102.78	67.74	70.97	73.61	0.8053	0.1200	--	66
Meta_Isol_VI	0.123	0.045	0.178	0.205	32.90	15.17	26.22	18.87	0.6358	0.1508	--	78
Meta_Isol_Metapop	--	0.026	0.153	0.095	107.35	78.94	97.19	81.38	0.8062	0.1299	--	82
Meta_Isol_Wi_pops	--	0.025	0.171	0.258	67.84	41.45	67.84	41.45	0.7205	0.1354	--	72
Meta_Migr_CCJ	0.050	0.022	0.160	0.065	125.52	63.45	117.37	68.71	0.8726	0.0713	--	64
Meta_Migr_VI	0.123	0.043	0.173	0.081	40.52	12.90	37.27	16.54	0.8350	0.0704	--	63
Meta_Migr_Metapop	--	0.027	0.150	0.062	164.85	74.97	154.63	82.78	0.8754	0.0698	--	67
Meta_Migr_Wi_pops	--	0.032	0.167	0.073	83.02	38.18	83.02	38.18	0.8538	0.0709	--	63
R0_N40	0.044	0.000	0.167	0.389	94.21	68.32	57.61	70.40	0.7990	0.1315	--	62
R01_N40	0.054	0.010	0.165	0.288	109.13	68.98	77.74	76.31	0.8161	0.1194	--	62
R02_N40	0.062	0.019	0.164	0.201	122.02	66.41	97.52	76.88	0.8280	0.1035	--	63
R03_N40	0.072	0.029	0.164	0.143	138.38	61.44	118.60	74.71	0.8415	0.0911	--	60
R04_N40	0.080	0.039	0.164	0.088	148.77	57.17	135.68	68.98	0.8476	0.1020	--	59
R05_N40	0.090	0.049	0.165	0.067	157.47	52.88	146.92	64.49	0.8593	0.0678	--	60
R06_N40	0.099	0.060	0.164	0.035	165.08	47.61	159.30	55.74	0.8668	0.0590	--	66
R07_N40	0.108	0.070	0.165	0.017	173.12	41.90	170.18	47.17	0.8718	0.0512	--	53
R08_N40	0.118	0.080	0.166	0.012	175.19	39.72	173.09	43.85	0.8746	0.0519	--	40
No cats	0.123	0.086	0.166	0.007	177.09	37.57	175.85	40.25	0.8755	0.0531	--	40
Few cats*	0.050	0.006	0.167	0.317	101.60	67.16	69.45	72.86	0.8056	0.1412	--	63
Many cats	-0.117	-0.119	0.196	1.000	0.00	0.00	0.00	0.00	0.0000	0.0000	21	22
Double_clutch_10*	0.050	0.006	0.167	0.317	101.60	67.16	69.45	72.86	0.8056	0.1412	--	63
Double_clutch_20	0.069	0.027	0.166	0.142	129.73	64.61	111.34	75.02	0.8355	0.1049	--	62
Double_clutch_30	0.087	0.047	0.165	0.055	154.42	53.83	145.94	63.06	0.8581	0.0650	--	58
Rem_0*	0.050	0.006	0.167	0.317	101.60	67.16	69.45	72.86	0.8056	0.1412	--	63
Rem_1M	0.050	0.006	0.167	0.345	108.63	65.19	71.19	73.80	0.8180	0.1048	--	59
Rem_1	0.050	0.003	0.167	0.423	106.26	65.11	61.35	72.10	0.8207	0.1097	--	59
Rem_2	0.050	-0.004	0.172	0.538	97.97	66.29	45.30	66.43	0.8169	0.1070	93	55
Rem_4	0.050	-0.014	0.183	0.693	94.93	66.86	29.17	57.33	0.8178	0.1020	61	45
Rem_0_No cats	0.123	0.086	0.166	0.007	177.09	37.57	175.85	40.25	0.8755	0.0531	--	40
Rem_1_No cats	0.123	0.083	0.168	0.017	177.47	37.32	174.46	43.53	0.8739	0.0454	--	42

Rem_2_ No cats	0.123	0.080	0.168	0.033	174.09	41.90	168.34	51.63	0.8731	0.0482	--	42
Rem_4_ No cats	0.123	0.075	0.169	0.051	173.52	42.54	164.67	56.35	0.8698	0.0438	--	46
Rem_1_No cats_K40	0.123	0.028	0.189	0.541	22.55	12.23	10.43	13.91	0.5640	0.1608	96	68
Rem_2_ No cats_K40	0.123	0.021	0.195	0.713	21.42	12.24	6.22	11.67	0.5650	0.1639	78	63
Rem_4_ No cats_K40	0.123	0.011	0.209	0.900	21.62	11.71	2.19	7.46	0.5651	0.1812	57	55

***IN SITU* POPULATION MODELLING WORKING GROUP REPORT**

Participants: Kathy Traylor-Holzer, Kazuo Horikoshi, Yumiko Kato, Michio Kinjo, Hiroko Ogawa

Purpose

The task of the *In Situ* Population Modelling Working Group was to develop a *Vortex* population model for the red-headed wood pigeon that could be used to identify those factors that are most critical to population viability and to provide a tool to the other PHVA working groups to investigate the impact of various management actions on the viability of the wild wood pigeon population.

Vortex Simulation Model

Computer modeling is a valuable and versatile tool for quantitatively assessing risk of decline and extinction of wildlife populations, both free ranging and managed. Complex and interacting factors that influence population persistence and health can be explored, including natural and anthropogenic causes. Models can also be used to evaluate the effects of alternative management strategies to identify the most effective conservation actions for a population or species and to identify research needs. Such an evaluation of population persistence under current and varying conditions is commonly referred to as a population viability analysis (PVA).

The simulation software program *Vortex* (v9.92) was used to examine the viability of the *in situ* red-headed wood pigeon population. *Vortex* is a Monte Carlo simulation of the effects of deterministic forces as well as demographic, environmental, and genetic stochastic events on wild or captive small populations. *Vortex* models population dynamics as discrete sequential events that occur according to defined probabilities. The program begins by either creating individuals to form the starting population or importing individuals from a studbook database and then stepping through life cycle events (e.g., births, deaths, dispersal, catastrophic events), typically on an annual basis. Events such as breeding success, litter size, sex at birth, and survival are determined based upon designated probabilities that incorporate both demographic stochasticity and annual environmental variation. Consequently, each run (iteration) of the model gives a different result. By running the model hundreds of times, it is possible to examine the probable outcome and range of possibilities. For a more detailed explanation of *Vortex* and its use in population viability analysis, see Lacy (1993, 2000) and Miller and Lacy (2005).

Development of the Baseline Model

In preparation for the PHVA workshop, a preliminary baseline model was developed using demographic rates and population data from the following sources:

- Published literature
- Responses by the workshop participants to the *Vortex* data form
- Studbook data for the *ex situ* red-headed wood pigeon population (through October 2007)
- Demographic data from a PVA model developed for the Mauritius pink pigeon (*Columba mayeri*) (Seal and Bruford 1991)

This preliminary population model was reviewed, discussed and revised at a pre-PHVA meeting organized by the PHVA Workshop Preparation Committee and held at Nippon Veterinary and Life Science University in Tokyo, Japan on 8 January. Revisions made at this meeting as well as modifications made by the *In Situ* Population Modelling Working Group members led to the final baseline model that was used during the PHVA as a basis for sensitivity testing and the assessment of management actions.

VORTEX BASELINE MODEL PARAMETERS

The baseline model represents the best estimate of the current situation for the red-headed wood pigeon (RHWP) based on available data and expert opinion of the participants at the pre-PHVA and PHVA workshops. The model assumes that the population is below the habitat carrying capacity (K) but that growth to K is limited by high mortality, possibly due to domestic cat predation on fledglings after they leave the nest. The final values used in the baseline model are described below.

General Model Parameters

Number of iterations: 1000
Number of years: 100 (about 17 generations)
Extinction definition: Only one sex remains

Population Parameters

Number of populations: Single population

The baseline model described the RHWP population that is estimated to inhabit Chichijima and the adjacent Ogasawara islands of Hahajima and Mukojima. It is assumed that pigeons migrate among these islands, and thus this situation was modeled as one single interbreeding population.

Initial population size (N_i): 40

The current official estimate for this population is 40-50 individuals, but accurate census numbers are not available. The baseline model assumes 40 individuals age 1 year and older, with an equal sex ratio and at a stable age distribution.

Carrying capacity (K): 200

No accurate estimate exists for the current carrying capacity of the habitat for wood pigeons. The model assumes that the population would have the capability to grow if pressures from invasive species (i.e., domestic cats, rats) were relaxed. K was set substantially higher than the initial population size to allow for such population growth. No environmental variation was added to K, as variations in population size are accounted for by environmental variation in reproduction and survival.

Reproductive Parameters

Mating system: Polygyny

The mating system was set as polygynous, which allows males to mate with more than one female. Therefore, under conditions of unequal sex ratio in which there are fewer males than females, 'extra' females will have the opportunity to breed rather than remain unpaired for the year. The population was assumed to be panmictic (i.e., all breeding adults of the opposite sex are potential mates).

Age of first offspring: 1 year (females); 2 years (males)

This parameter represents the average age of first reproduction, not the age of sexual maturity or earliest reproductive age observed. Studbook data for captive pigeons show some females breeding at age 1. The best estimates for this parameter provided by workshop participants were 19 months of age (age class 1-2 years) for females and 33 months of age (age class 2-3 years) for males.

Density-dependent reproduction: No

Reproductive rates were assumed to be independent of population density.

Percent adult females breeding: 80% (EV=20%)

On average, most adult females reproduce each year, although there is believed to be some annual variation (EV) in this parameter. The estimate of 80% is within the range explored in the pink pigeon PVA model.

Percent adult males in the breeding pool: 80%

Most adult males were assumed to be potential breeders (i.e., in the breeding pool). The model used the value of 80% as taken from the pink pigeon PVA model.

Maximum number of offspring per year: 2

Only one egg is produced per clutch, both in the wild and in captivity. Most reproducing females produce only one clutch per year in the wild, but two clutches in the same year are observed occasionally. Multiple clutches per year are observed in captivity. Sex ratio was assumed to be 50:50.

Clutch distribution (annual): 90% single; 10% double

Most females produce one clutch, but a small percent produce a second clutch in the same year. The probability of producing a second clutch appears to be independent of the fate of the first clutch.

Survival Parameters

Concordance between environmental variation in reproduction and survival: Yes

Environmental variation (EV) is the annual variation in reproduction and survival due to random variation in environmental conditions. Although wood pigeons may use different areas during breeding season than other times of the year, all habitat is on the same island and likely subject to similar environmental conditions; therefore, these two parameters are linked. This means that ‘good’ years for reproduction are also ‘good’ years for survival; conversely, ‘bad’ years for reproduction are linked to ‘bad’ years for survival (worst case scenario for environmental variation).

Mortality rates: Age-specific

Juvenile (0-1 yr): 55%; EV=9.5%

Adult (1+ yrs): 10% (annual); EV=2.5%

First-year (juvenile) mortality was estimated by workshop participants as follows:

83% survival from egg to fledging x 54% survival from fledging to one year of age = 45% survival from egg to age 1 year = 55% first-year mortality

An annual adult mortality rate of 10% is within the range estimated for the pink pigeon. There is no evidence that mortality rates differ between the sexes. A moderate level of environmental variance was added to the mortality rates.

Inbreeding depression: 5.4 lethal equivalents

Inbreeding can have major effects on many aspects of reproduction and survival, especially in small populations, and so was included in the model. *Vortex* models inbreeding depression as reduced survival in inbred juveniles; the severity of the effect is determined by the number of lethal equivalents (LE) in the model. The median number of LE calculated from studbook data for 38 captive mammal species is 3.14 (Ralls *et al.* 1988), while O’Grady *et al.* (2006) concluded that 12 lethal equivalents spread across survival and reproduction is a realistic estimate of inbreeding depression for wild populations. This baseline model incorporated 5.4 LE calculated from the impact of inbreeding on juvenile survival in captivity, 50% of which were assigned to lethal alleles and subject to purging. It should be noted that this model may underestimate the impact of inbreeding, as *Vortex* assumes all individuals in the initial population to be unrelated and only models effects on juvenile mortality.

Maximum age: 13 years

Individuals are removed from the model after they pass the maximum age. *Vortex* assumes that animals can reproduce throughout their adult life and does not model reproductive senescence unless functions are used to do so. Data were not available for longevity in wild populations. RHWPs have not been kept in captivity long enough to be able to estimate longevity, but one wild-caught wood pigeon stopped laying eggs after 12 years. The maximum age used for pink pigeons was 15 years. Participants believed 13 years to be a reasonable estimate of maximum age for wild wood pigeons.

Additional Model Options

Catastrophes: Typhoon

Typhoons were included as a potential catastrophe in the baseline model. The annual probability of occurrence was set to 5% (based on the observation of 2 major typhoons in the past 40 years). During a year in which a catastrophe occurs, survival is reduced by 30% across all age classes, and no reproduction occurs that year.

Harvest: *Not included in baseline model*

Supplementation: *Not included in baseline model*

MODELLING QUESTIONS

Discussion among working group members and in discussion with the other working groups identified the following questions to be addressed by this working group:

8. What are the primary demographic factors affecting population growth and probability of extinction?
9. What is the projected viability of the red-headed wood pigeon population given the best estimate of current conditions?
10. What is the impact of population size on population viability?
11. What is the viability of the entire subspecies metapopulation (Chichijima area in the north plus the Volcano Islands in the south)?
12. What is the potential impact of reduced juvenile mortality as a result of cat control?
13. What is the potential impact of increased nutrition (modelled as increased frequency of double-clutching) as a result of rat control?
14. At what rate and under what conditions can the wild population be harvested to supply founders for the captive population without substantial reduction in wild population viability?

BASELINE MODEL RESULTS

Deterministic Output

The demographic rates (reproduction, mortality and catastrophes) included in the baseline model can be used to calculate deterministic characteristics of the model population. These values reflect the biology of the population in the absence of stochastic fluctuations (both demographic and environmental variation), inbreeding depression, limitation of mates, and immigration/emigration. It is valuable to examine deterministic growth rates and generation length to assess whether they appear realistic for the species and population being modelled.

The baseline model describes a population with a positive growth rate (deterministic $r = 0.050$; $\lambda = 1.052$) when not impacted by stochastic events. In the absence of these forces, populations would be expected to grow to the carrying capacity of the environment. Generation time (T), which is the average age of reproduction, is 5.4 years. These values appear reasonable for the red-headed wood pigeon.

Stochastic Output

Small populations, such as the red-headed wood pigeon population, are especially vulnerable to the effects of stochastic (chance) events. When stochastic events such as random variations in

reproductive and survival rates, environmental variation, and inbreeding depression are added into the model, population growth rate is smaller and the risk of extinction may increase.

Little information is available for age- and sex-specific mortality rates for wild red-headed wood pigeons. Data from the captive population are of limited usefulness due to small sample size and differences in nutrition, environment and mortality factors. Therefore, a baseline model was developed with mortality rates that resulted in a population with a stochastic $r \approx 0$, given that the current population appears to be relatively stable in size. The assumption was that the population is being held at its current size primarily by predation pressures rather than by limited carrying capacity.

The *Vortex* baseline model reflects a population that, on average, shows a stochastic $r = 0.006$. Under these conditions, this small pigeon population has a relatively high probability of extinction (PE = 0.32) over 100 years. In those iterations in which the population survived (extant populations), the mean population size = 102 birds (about 50% of K) and gene diversity = 81% after 100 years. This represents a substantial loss in genetic variation, indicating an inbreeding level of approximately 20%. In comparison, most *ex situ* conservation programs set a goal of retaining 90% gene diversity for 100 years. This baseline model represents the best estimate by the workshop participants of the current situation for the red-headed wood pigeon, recognizing that there are uncertainties in some of the demographic rates as well as the current population size.

Sensitivity Testing of Demographic Parameters

Little detailed demographic data are available for wild wood pigeon populations. To investigate areas of uncertainty in several of the demographic parameter values, sensitivity testing was conducted to explore the sensitivity of the model results to these values. Values above and below baselines values (in boldface) were tested across the biologically reasonable range for each parameter.

Age of first reproduction (females):	<i>1, 2 years</i>
Age of first reproduction (males):	<i>1, 2, 3 years</i>
Maximum reproductive age:	<i>11, 13, 15 years</i>
Percent females breeding:	<i>60, 70, 80, 90, 100</i>
Number of clutches per year (1:2):	<i>100:0; 90:10; 80:20; 70:30; 60:40 (in %)</i>
First year mortality (%):	<i>45, 55, 65, 75</i>
Adult mortality (%):	<i>5, 10, 15</i>

Figure 1 shows the resulting stochastic growth rates and probabilities of extinction for each parameter across those values tested (see Appendix for complete scenario results). Almost all of the parameters cross a range from positive growth to population decline and so affect population viability. The parameter that shows the greatest sensitivity in its impact on the population's stochastic growth rate over the range of values modelled is juvenile mortality. This was the broadest range of values tested for any of the parameters, and represents the estimated range in the presence and absence of predation by domestic cats. Adult mortality and the frequency of double-clutching (production of two clutches in one year) also substantially affect the stochastic rate. The frequency of double-clutches represents the range that includes approximately the rate observed in captivity and therefore biologically possible under certain conditions but not observed currently in the wild. The range of adult mortality rates explored were only guesses from workshop participants and have less justification, but may be plausible in the presence or absence of certain threats (e.g., if cats prey on adult pigeons).

Although stochastic r appears less sensitive to adult vs juvenile mortality rates, a much smaller range of values was analyzed for adult mortality (range = 10%) than for juvenile mortality (range = 50%). If assessed over the same range (unit change) in r for each % change in mortality, stochastic r is twice as sensitive to adult mortality than to juvenile mortality. That is, for every 1% increase in adult mortality, stochastic r decreases twice as much as for a 1% increase in juvenile mortality. Unknown or future sources of high adult mortality may have significant impacts on population viability.

All input values modeled in the sensitivity analysis show some risk of extinction over 100 years (Figure 1b). The same three parameters – juvenile mortality, adult mortality and frequency of double-clutching – are the only parameters that exhibit relatively small risk of extinction (PE < 0.03) under some conditions; all other parameters modelled projected PE \geq 0.13.

Overall, the recruitment of new breeders into the population (either through the production of additional clutches and/or increased survival of chicks) increases the stochastic growth rate and in some cases substantial reduces the risk of extinction. Loss of breeders (adult mortality) also impacts population viability. Given the uncertainty in current demographic rates for the wild red-headed wood pigeon population, it is not possible to make an accurate projection of long-term population viability under current conditions. However, the risk of extinction within 100 years is substantial (0.13 to 1.00) unless mortality rates are lower than currently estimated.

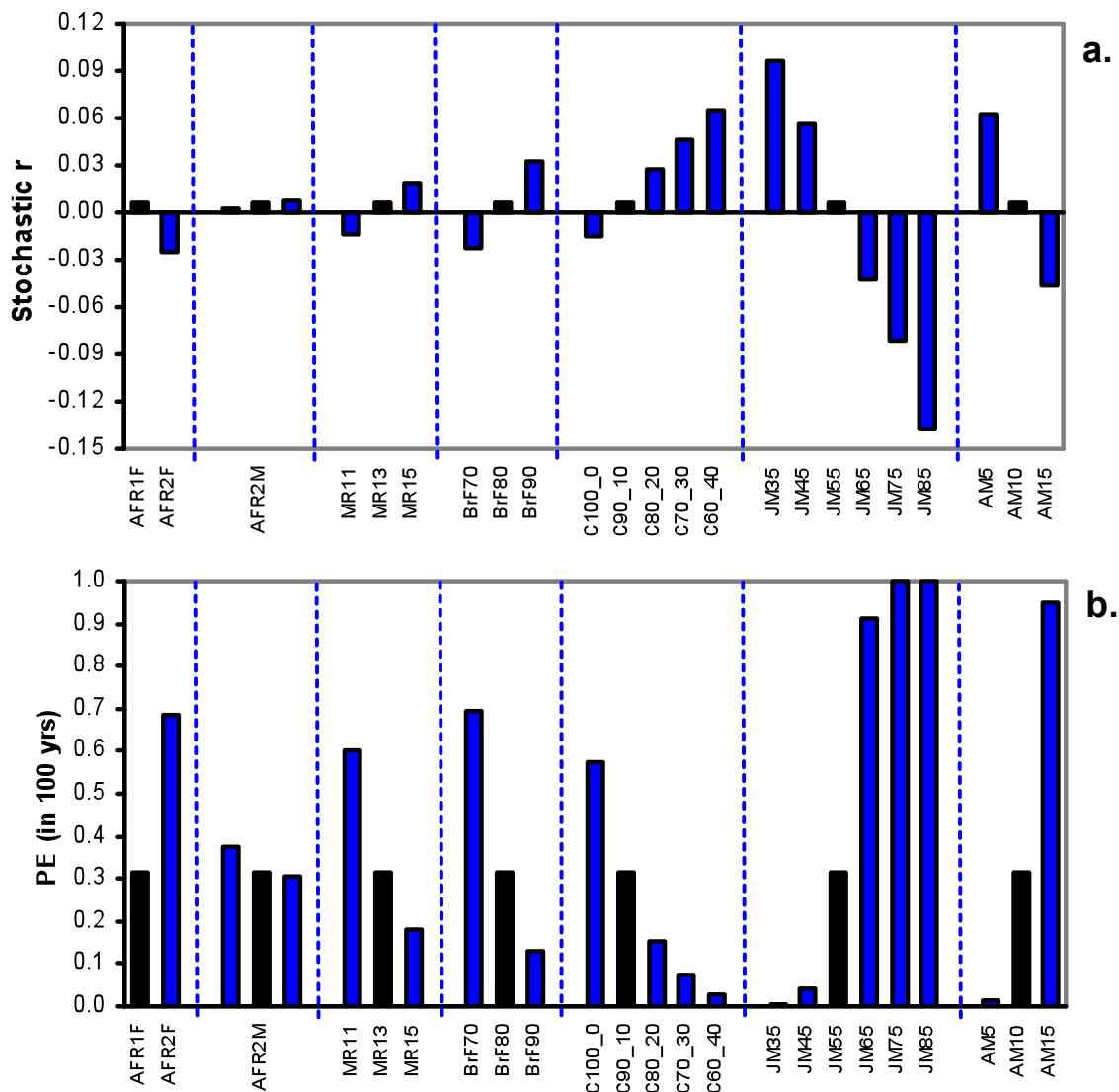


Figure 1. Sensitivity testing of primary demographic parameters for impacts on: a) stochastic growth rate (r) and b) probability of extinction (PE). Baseline values are in black.

Effect of Population Size

Estimates of current population size and carrying capacity of the habitat for the red-headed wood pigeon are uncertain. Exploration of the impact of current population size on wood pigeon population viability was conducted to assess the potential consequences of inaccurate population estimates and

limited habitat availability on Chichijima and the surrounding islands. Population sizes from 10 to 200 were modelled using the baseline model values.

Although the deterministic growth rate of the population is positive (deterministic $r = 0.050$), stochastic forces cause the stochastic growth rate to be negative at small initial population sizes. Populations under 30 pigeons exhibited negative r (Figure 2a). Population size is also negatively correlated with risk of extinction (Figure 2b). Risk of extinction declines with increased population size, with the greatest benefit gained in populations up to 50 individuals. Under the baseline model conditions, an initial population ≥ 90 pigeons is needed to bring the risk of extinction down to 10%. The mean time to extinction and mean population size at 100 years also increases with population size (see Appendix). Note that the mean size for extant (surviving) populations is > 100 pigeons in populations with positive growth rates. As expected, larger populations show higher viability; however, using the demographic rates in the baseline model, even populations of 200 have a non-zero probability of extinction (PE = 0.06).

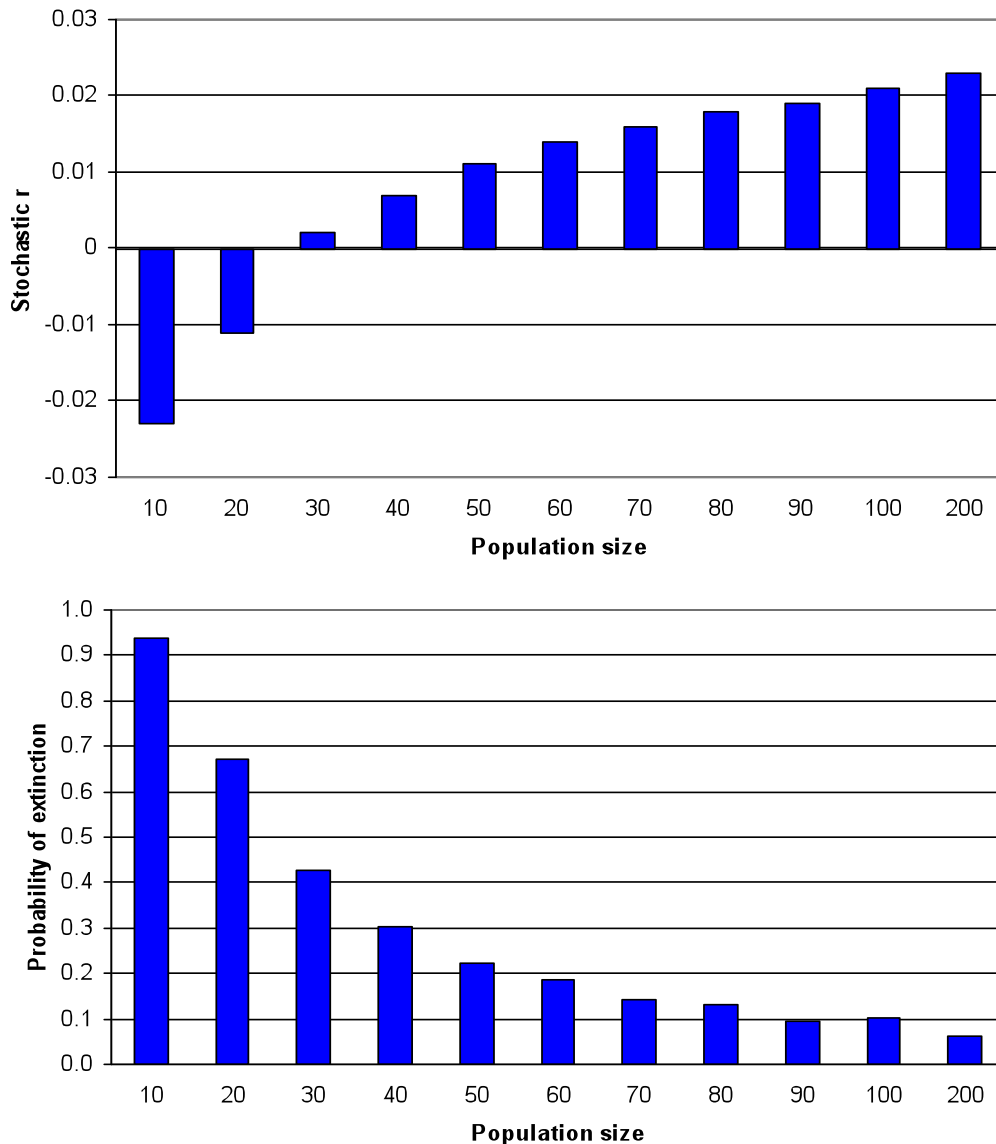


Figure 2. Impact of population size on: a) stochastic growth rate (r) and b) probability of extinction (PE) over 100 years.

SUBSPECIES METAPOPULATION

Scenario Description

A second population of red-headed wood pigeons is believed to inhabit the Volcano Islands (Iwojima islands), approximately 200 km south of Chichijima. Little information is available regarding this pigeon population, its habitat, threats, and potential conservation actions due to restricted access to this area. Workshop participants believed that it is unlikely that pigeons migrate between the two populations due to the distance involved.

In order to assess the relative viability of the entire subspecies metapopulation, two scenarios were modelled that included both the Ogasawara and Volcano Islands populations. The first scenario represents the estimated current situation, in which they are modelled as isolated populations with no migration between them. The second scenario includes some migration between the populations.

Vortex Model Parameters

A second population (Volcano Islands) was created (initial N = 40; K = 50) using the same model parameters as those used for the Chichijima population, with the exception that juvenile mortality was set to 38%. This was based on the assumption that there are no cats on the island (see Section below on Control of Cats for more information). This resulted in a higher deterministic growth rate ($r = 0.123$, $\lambda = 1.131$). In the scenario with migration between populations, animal movement rates were used to allow for approximately two adult birds to migrate in each direction per year (CCJ to VI = 2.3%; VI to CCJ = 5.3%), with the survival rate during migration set to 80%.

Model Results

As an isolated population, the Volcano Island (VI) population has a higher stochastic growth rate than the Chichijima (CCJ) population, due to lower juvenile mortality in the assumed absence of cat predation or other threats. Despite the lower carrying capacity, the VI population is projected to have a lower risk of extinction than CCJ, likely due to this higher growth rate. However, gene diversity is substantially lower at this smaller population size. Overall, the metapopulation has a positive growth rate and an expected probability of extinction of 9.5% over 100 years under the conditions modelled. Although the risk that one of the populations will be lost is relatively high (PE = 20.5% and 31.0%, respectively), the risk of extinction to the subspecies is less, as there is a smaller chance that both populations will be lost (Table 1).

Migration between the two populations (at approximately 2 adult pigeons per year in each direction) substantially increases the viability of both populations as well as the metapopulation in terms of lower risk of extinction, larger mean population size, and increased retention of gene diversity over 100 years. The risk of extinction is less than 10% for each of the populations. Greater retention of gene diversity is reflected in the reduced rate at which inbreeding accumulates in the population, with the average level of inbreeding across two connected populations being only one-half of that if the populations are completely isolated (Figure 3). The actual impact of connectivity between the two populations will depend on many uncertain factors, including the migration rate in each direction and the survival rate of birds as they migrate from one population to the other. It should be noted that the movement of pigeons between populations is not modelled in any specific way; it could represent natural migration, human translocation efforts, or other methods of connecting these two populations demographically and genetically.

Table 1. Model results for RHWP populations and metapopulation, as isolated populations and with migration (Migr) between them (over 100 years).

	Stochastic r		Prob. Extinction		N-extant		Gene Diversity	
	Isolated	Migr	Isolated	Migr	Isolated	Migr	Isolated	Migr
Chichijima	0.006	0.022	0.310	0.065	102.8	125.5	0.805	0.873
Volcano Is	0.045	0.043	0.205	0.081	32.9	40.5	0.636	0.835
Metapop.	0.026	0.027	0.095	0.062	107.4	164.9	0.806	0.875

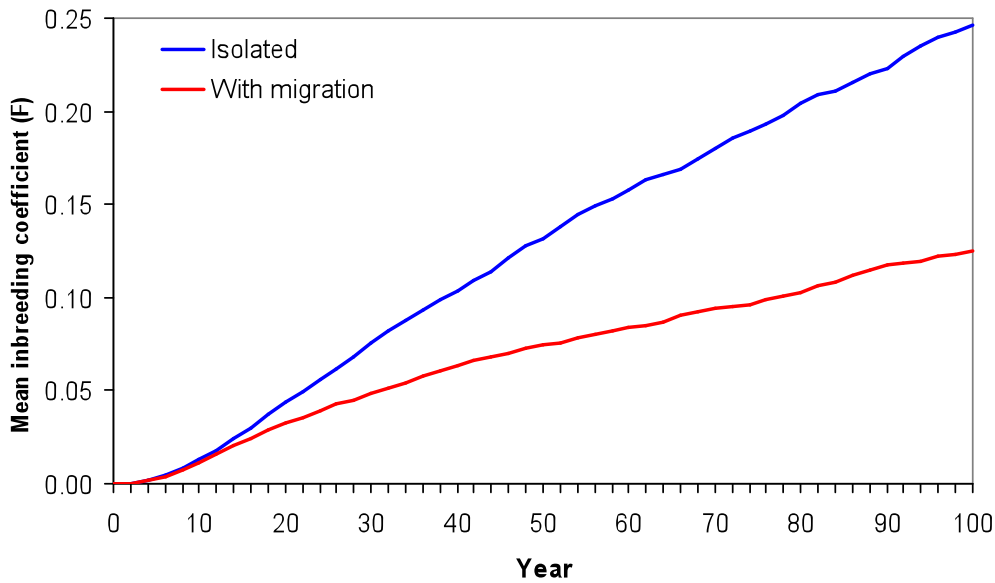


Figure 3. Mean inbreeding coefficient (F) averaged over the two populations, with and without migration.

POPULATION GROWTH RATE

Scenario Description

The baseline model was developed using estimated demographic rates that lead to a stochastic r of approximately zero for a population with an initial (current) size of 40. As demonstrated in the sensitivity analysis, demographic rates for wild red-headed wood pigeons can greatly influence the stochastic growth rate of the population (Figure 1a). Stochastic growth is particularly sensitive to juvenile (first year) mortality across the range of values tested. Uncertainty in this, and other, demographic parameters limits the ability to project the viability of this population. In order to explore this further, alternative scenarios were created from the baseline model with increasing positive growth rates to determine the impact on long-term population viability.

Vortex Model Parameters

Juvenile mortality was modified to develop model scenarios with a stochastic r of 0.00 to 0.08 for a population of $N = 40$ and $K = 200$. All other input values remained the same as those in the baseline model. Juvenile mortality was chosen because the working group members believed that population growth may be limited by high mortality of fledglings when they leave the nest, possibly due to predation by domestic cats. The mortality rates used are given in Table 2.

Model Results

Stronger positive growth rates enable the population to grow more quickly and retain higher levels of gene diversity, thereby reducing the risk of extinction (Figure 4). Populations with stochastic growth rates of 4% or greater are projected to have < 10% probability of extinction in 100 years (Table 2).

Table 2. Model results for the Chichijima population with different levels of juvenile mortality (over 100 years).

Juv. Mort.	Det r	Stoch r	PE	N-ext	GD
0.563	0.04	0.00	0.389	94.2	0.799
0.543	0.05	0.01	0.288	109.1	0.816
0.524	0.06	0.02	0.201	122.0	0.828
0.503	0.07	0.03	0.143	138.4	0.842
0.483	0.08	0.04	0.088	148.8	0.848
0.460	0.09	0.05	0.067	157.5	0.859
0.439	0.10	0.06	0.035	165.1	0.867
0.417	0.11	0.07	0.017	173.1	0.872
0.393	0.12	0.08	0.012	175.2	0.875

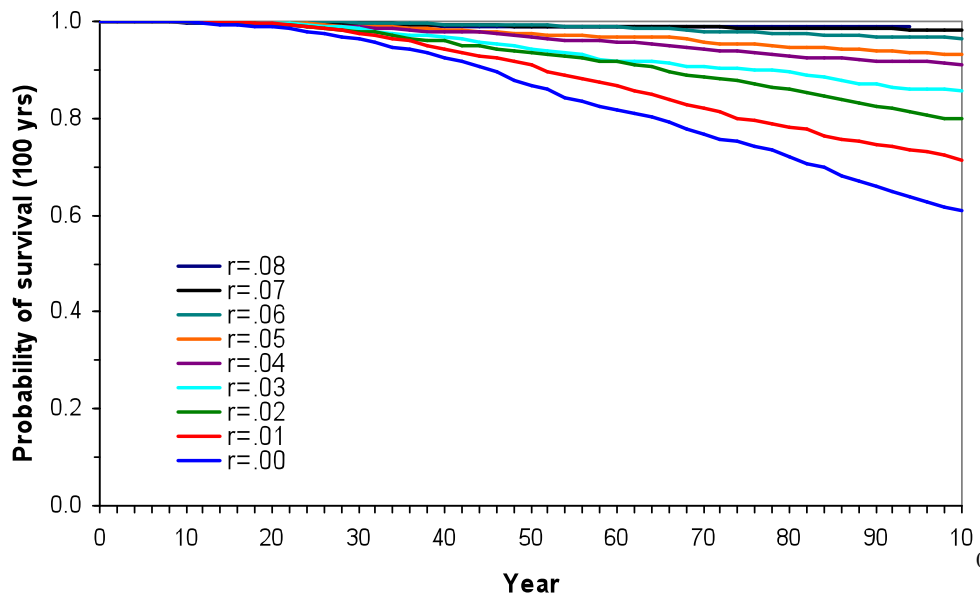


Figure 4. Probability of survival of the Chichijima population given different stochastic growth rates.

POTENTIAL MANAGEMENT ACTIONS

Apart from its current small population size, the greatest threats to the red-headed wood pigeon population on Chichijima are hypothesized to be the impacts of non-native species. Specifically, predation by domestic cats and food competition with Norway and black rats are thought to potentially limit population growth and increase the risk of extinction. Control of cats and rats were each modelled using best guess estimates of the impact of these species on the red-headed wood pigeon population on Chichijima in order to evaluate the potential usefulness of these management actions.

Impact of Predation by Cats

Predation by domestic cats can have significant impacts on birds and other wildlife. Killing rates can vary greatly from one cat to another, whether or not they are fed by their owners. One well-fed cat in the U.S. was recorded to have killed at least 60 birds and 1,600 small mammals over an 18-month period (Schaefer 1999). Extensive studies of free-ranging cats over the last 55 years in Europe, North America, Australia, Africa, and many islands indicate that 20-30% of wildlife killed by cats are birds; however, birds can make up 100% of a cat's prey in some island habitats (American Bird Conservancy). Habitat in California without cats has been observed to have twice as many birds and more bird and native wildlife species than similar habitat with cats (Hawkins *et al.* 1999). Island bird species are especially vulnerable, as they have evolved in the absence of mammalian predators. Domestic cats have been primarily responsible for the extinction of 8 island bird species as well as the eradication of 41 bird species from New Zealand islands (Veitch 1985).

Scenario Description

Domestic cats have been observed to kill native birds, including seabirds, on Chichijima, and passerines on Hahajima (Kawakami and Higuchi 2002). While many cats may not kill pigeons, small changes in juvenile mortality can significantly impact pigeon population viability (Figure 1a; Table 2). Cats are thought to most likely to kill young fledgling pigeons soon after leaving the nest and before they have become experienced at avoiding and escaping predators (Kawakami and Higuchi 2002). Three scenarios were developed to aid in evaluating the potential impact of cat predation: 1) many cats; 2) few cats (current situation); and 3) no cats present in pigeon habitat.

Vortex Model Parameters

The presence of cats was modelled through modification of juvenile mortality. Working group members estimated the survival rate of pigeons from fledging to one year of age under the three scenarios, and first year mortality were adjusted accordingly, as follows:

Scenario	Egg to fledging Survival	Fledging to Age 1 Survival	First-year Survival	First-year Mortality	Approx. # deaths/yr
No cats	83%	75%	62%	38%	6.7
Few cats	83%	54%	45%	55%	9.7
Many cats	83%	20%	17%	83%	14.6

Given the small population size, these rates represent relatively small differences in the number of additional juvenile deaths each year by cats: the Few Cats scenario represents about 3 additional juvenile deaths per year, and the Many Cats scenario represents about 8 additional juvenile deaths per year (given a population size of 40 adult birds and 80% breeding success rate). This level of predation seems reasonable given observed predation rates for free-ranging domestic cats.

Model Results

The resulting deterministic and stochastic growth rates vary greatly among these three scenarios, from rapid population decline ($r = -0.119$) to strong population growth ($r = 0.086$) under stochastic conditions. Not surprisingly, this has a significant impact on population viability (Table 3). Under the mortality rates modelled, pigeon populations subject to heavy predation by cats (or other significant sources of juvenile mortality) have a 100% risk of extinction within 50 years, with the mean time to extinction of 22 years (Figure 5). In contrast, populations with low juvenile mortality (as hypothesized in the absence of cat predation) have little risk of extinction ($PE < 0.01$).

Table 3. Model results for the Chichijima population with different levels of cat predation as modelled by juvenile mortality (over 100 years).

Scenario	Det r	Stoch r	PE	N-ext	GD
No cats	0.123	0.086	0.007	177.1	0.876
Few cats	0.050	0.006	0.317	101.6	0.806
Many cats	-0.117	-0.119	1.000	0.0	0.000

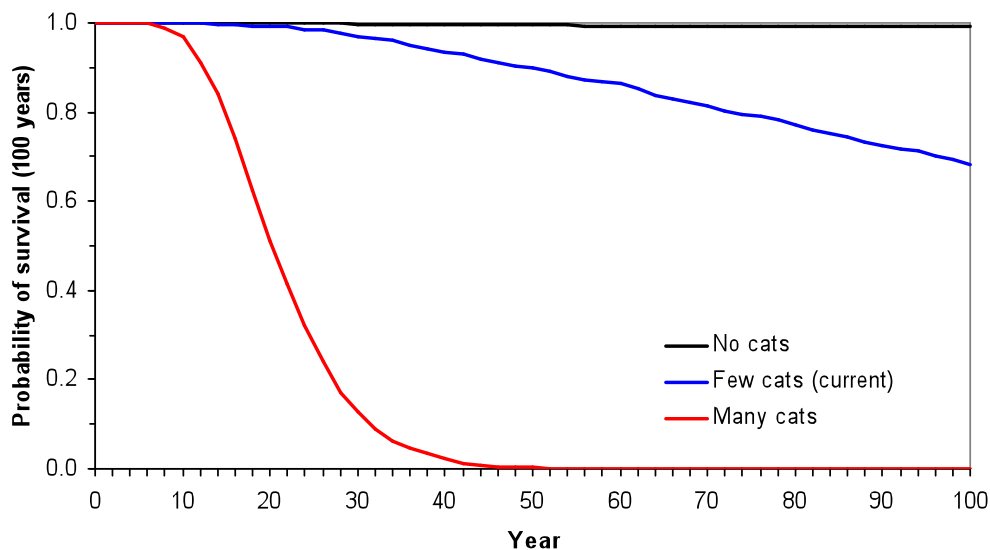


Figure 5. Probability of survival of the Chichijima population under various levels of juvenile mortality due to cat predation.

The loss of only a few juveniles each year to cat predation has the potential to drive the population to extinction. *Vortex* modeling of Alabama beach mouse populations showed that the presence of one cat, killing one mouse per day, can eradicate local mouse populations, particularly after hurricanes when population numbers are low and mice are more vulnerable (Traylor-Holzer *et al.* 2005).

The actual level of cat predation on red-headed wood pigeons is unknown, and likely is highly variable depending on the behavior of individual cats. However, the potential for significant threat to population viability exists. The results of these scenarios indicate the significant impacts of any source of high juvenile mortality, whether it be from domestic cat predation or other threats.

Impact of Competition by Rats

Rats also have been introduced to the Ogasawara Islands and are thought to potentially impact wood pigeons, although the nature of this impact is uncertain. Elsewhere, rats have been known to prey on chicks and eggs of island shorebirds, and also may be competitors for food sources with some bird species. Black rats on Nishijima primarily feed on fruits and seeds (Abe 2007).

Scenario Description

The working group members hypothesized that rats on Chichijima may compete with wood pigeons for food, thus lowering available nutrition and potentially the frequency of the production of two eggs in one year (double-clutching). Double-clutching has been observed in wood pigeons on Okinawa, and the production of multiple eggs per year has been observed in *ex situ* populations with ample food availability and nutrition. Three scenarios were compared: 1) 10% of breeding females (current); 2) 20% of breeding females; or 3) 30% of breeding females producing two eggs per year.

Vortex Model Parameters

The percent of breeding females that produce 1 vs 2 eggs per year was changed from the baseline values of 90:10% to 80:20% and 70:30% for the additional scenarios representing increased nutrition due to reduced competition with rats for food sources. As a comparison, the frequency of annual egg production in the *ex situ* population is 1 egg (56%), two eggs (33%) and three eggs (11%).

Model Results

Increased frequency of double-clutching increases deterministic and stochastic growth rates and mean population size, and reduces the probability of extinction (Figure 6; Table 4). Although increased reproduction has the potential to greatly improve population viability, the projected impact is less than that achieved through decreased juvenile mortality (Figures 1 & 5).

Caution must be used when considering control programs for cats and/or rats, as there may well be a complex relationship between wood pigeons, rats, cats and possibly other native species. The eradication of cats from islands in some instances has reduced breeding success of native birds due to a resulting increase in rat populations, referred to as the ‘mesopredator release effect’ (Le Corre 2008). Working group members also discussed the possible interaction with native raptors, which feed on rats, and the potential result of increased predation by raptors on wood pigeons with rat control measures. The interaction of cats, rats, birds and other native species can be complex, and the optimal strategy for the control or eradication of invasive species such as cats and rats is not clear without a thorough understanding of the interaction of these species. These interrelationships are uncertain for the Ogasawara Islands ecosystem, and therefore the actual impact of cat and/or rat control programs also is uncertain.

Table 4. Model results for the Chichijima population with different levels of double-clutching, designed to represent reduction in food competition through control of invasive rats (over 100 years).

Scenario	Det r	Stoch r	PE	N-ext	GD
90:10	0.050	0.006	0.317	101.6	0.806
80:20	0.069	0.027	0.142	129.7	0.836
70:30	0.087	0.047	0.055	154.4	0.858

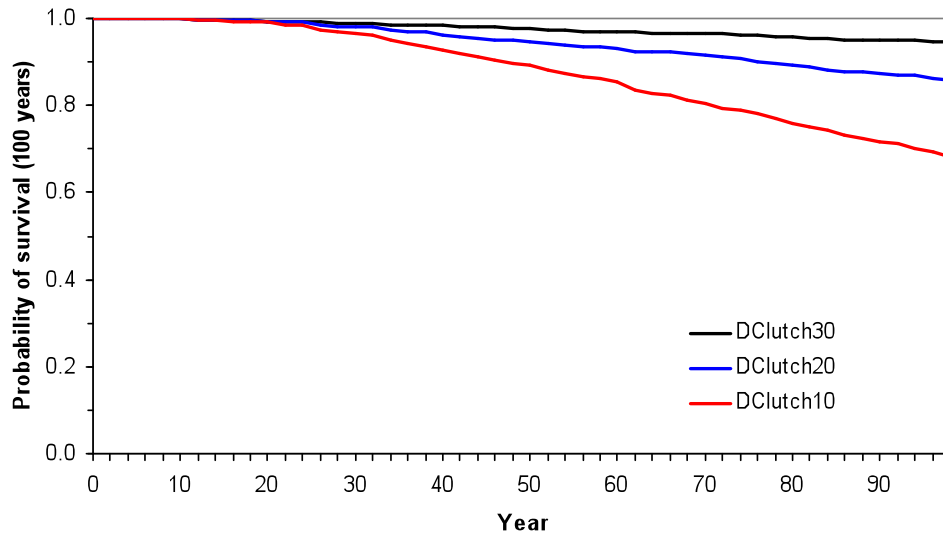


Figure 6. Probability of survival of the Chichijima population under various levels of double-clutching due to anticipated increased nutrition with reduction in rats.

SOURCE FOR *EX SITU* POPULATION FOUNDERS

Given the uncertain future of the small wild population and the potential for additional, unforeseen threats, there is a conservation need for a viable, self-sustaining *ex situ* population of red-headed wood pigeons to serve as a demographic and genetic backup to the wild population. The current *ex situ* population is not sufficient in size or genetic diversity to serve this function without the addition of new genetic founders from the wild (see *Ex Situ* Population Working Group Report). Workshop participants agreed that the removal of wild pigeons for *ex situ* augmentation should only be conducted if it does not further jeopardize the wild population. Several scenarios were explored to examine potential conditions under which this might be accomplished.

Scenario Description

The *Ex Situ* Population Working Group requested that scenarios be created to explore the conditions, if any, under which 1, 2 or 4 adult pigeons could be removed from the wild population to augment the *ex situ* population. Given the population projections for the current situation with stochastic $r \approx 0$, it is unlikely that birds can be removed without risk to the wild population. If the population growth rate can be increased through cat control, rat control or other measures that increase survival and/or reproduction, then removals may be possible without jeopardizing the wild population.

Vortex Model Parameters

Scenarios were created using the baseline juvenile mortality rate (55%) and reduced mortality (38%) under the No Cats scenario. The removal of one adult (alternating sex), 2 adults (1 male, 1 female), and 4 adults (2 males, 2 females) every 4 years was modelled under current conditions of zero population growth and with cat control and strong positive stochastic growth. Removals were not conducted in years in which a typhoon occurred.

Model Results

The removal of adults increases the risk of extinction of the wild population. Even the removal of 1 adult every 4 years increases PE from 32% (baseline) to 42%; higher levels of removal increase extinction risk further (PE = 54% and 69% for removal of 2 and 4 adults, respectively) (Figure 7). Since the population is modelled as polygynous, the removal of adult males should have less impact on the population than adult females. Stochastic r remains the same from baseline with the removal of 1 adult male per 4 years ($r = 0.006$), but PE increases from 32% to 35% (see Appendix).

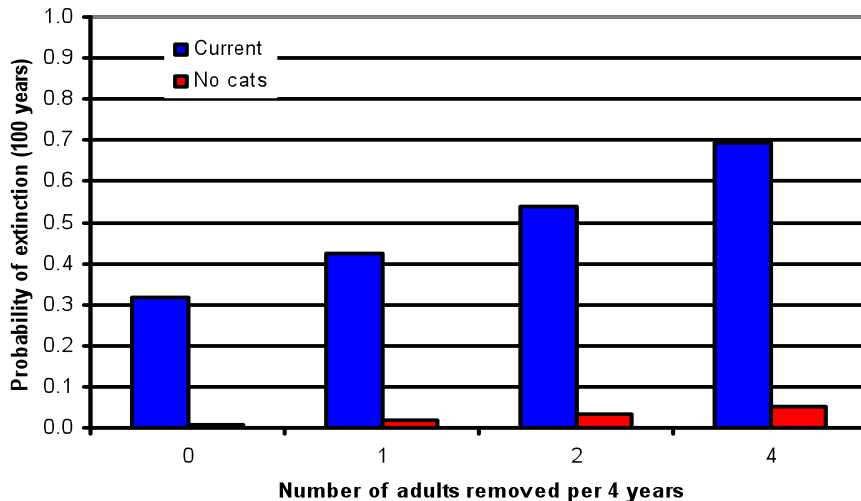


Figure 7. Probability of extinction of the Chichijima population under baseline conditions (blue) and with cat control (red) with various adult removal schedules.

Elimination of cat predation (reduction of juvenile mortality) would allow the population to grow and potentially be able to withstand the periodic removal of adults. Under these conditions, the removal of adults leads to a slight increase in risk of extinction (from 0.7% with no removals to 5% with the removal of 4 adults per 4 years), but still a substantially lower risk than is projected to exist under current conditions.

Assumptions and Implications for Removal of Pigeons for Ex Situ Population

Several assumptions can be made regarding aspects of RHWP life history and current population situation. The validity of these assumptions has implications for the ability of the wild population to provide founders for the *ex situ* population with no reduction in its viability.

Population growth is limited by invasive species or other threats that can be reduced.

The analysis above assumes that the size and growth of the wild wood pigeon population is being limited by the impacts of invasive species (i.e., cat predation and food competition with rats), and that successful invasive species control will increase the reproductive potential of the pigeon population such that it can withstand the periodic removal of adults. If management actions are taken that are observed to improve survival and/or reproduction, then removal of pigeons can be considered without significant impact on population viability.

Population growth is limited by carrying capacity of the habitat.

If the wood pigeon population is unable to grow due to limited available habitat and resources, rather than by cat predation and/or competition with rats, then the population may not be able to withstand removal of pigeons even with cat and rat control measures in place. Scenarios modelling removals in the absence of cats but with $K = 40$ instead of $K = 200$ show a high risk of extinction (PE = 54-90%) (see Appendix). Therefore, the wild population should be monitored and the impacts of invasive species control assessed before healthy adult pigeons are removed from the wild for *ex situ* supplementation.

Pigeons will re-nest (double clutch) if eggs are removed from the nest.

In some bird species, managers are able to increase reproductive productivity by removing and handrearing eggs or young chicks if breeding pairs are likely to lay a second clutch (double-clutching). It is unknown whether wild wood pigeon breeding pairs would re-nest if eggs were removed. However, if the probability of double-clutching is high, then eggs could be removed and incubated and reared in captivity, providing new founders for the *ex situ* population, while having relatively little impact on the wild population.

SUMMARY OF MODELING RESULTS

Through the efforts of workshop participants before and during the PHVA workshop, a baseline model was developed for the red-headed wood pigeon that is useful in estimating the relative viability of the population under various conditions and assumptions. The lack of accurate demographic data, population estimates, and the impact of various threats limits the ability to make detailed and accurate projections regarding long-term population viability under current and alternative management conditions. However, there is sufficient information to draw some relative conclusions about the viability of this population.

The risk of extinction within 100 years is significant if the population is limited to the current estimated size of 40-50 individuals, whether this is due to habitat limitations, the impact of invasive species, or other factors, and is genetically and demographically isolated from the southern Volcano Islands population. Long-term viability is dependent upon sufficient survival and reproduction for the population to grow and sufficient habitat to support a larger population (> 100 adults). Periodic demographic and genetic supplementation through natural or human-aided migration may increase viability and the retention of gene diversity. Management actions that reduce mortality or increase reproduction, such as the control of cats and rats, reduce extinction risk, but their impacts are not fully predictable and therefore the situation should be monitored carefully to assess the resulting impacts on the pigeon population. Population projections based on the best available data caution against the removal of adult pigeons, especially females, to supplement the *ex situ* population. However, pigeons that are removed from the wild due to injuries or other reasons should be incorporated into the *ex situ* managed population if possible. Measures to improve population growth may make the removal of adult pigeons possible without significant impacts on the wild population. Likewise, the removal of eggs (or chicks) may have relatively little impact if wild breeding pairs produce a second egg to replace the loss of the first. Better field data on the demographic rates, population size and structure, and the impacts of various threats on the wild population will allow the development of more reliable population projections to guide conservation management actions for this species.

WORKING GROUP RECOMMENDATIONS

Based on group discussions and modelling results, the Japanese members of the *In Situ* Population Modelling Working Group identified and prioritized the following top priority goals to promote the long-term viability of red-headed wood pigeon populations. There was strong agreement with respect to the priority of these recommendations (Goals 3a-c were ranked equally).

- Goal 1: Control domestic cats to reduce mortality rates of wild wood pigeons.
- Goal 2: Collect additional scientific information on demographic rates (mortality rates, breeding success), population estimates, and interrelationships with other species.
- Goal 3a: Manage red-headed wood pigeon habitat to maximize carrying capacity.
- Goal 3b: Control other invasive species, especially rats, to improve reproduction and survival.
- Goal 3c: Establish a viable *ex situ* population as a backup to augment or re-establish the wild population in the future if necessary.

Implementation of these research and management strategies will serve to promote the survival of the red-headed wood pigeon on Chichijima.

Literature Cited

- Abe, T. 2007. Predator or disperser? A test of indigenous fruit preference of alien rats (*Rattus rattus*) on Nishi-jima (Ogasawara Islands). *Pacific Conservation Biology* 13(3): 213-218.
- American Bird Conservancy. Domestic Cat Predation on Birds and Other Wildlife. www.abcbirds.org/abcprograms/policy/cats/materials/predation.pdf
- Hawkins, C.C., W.E. Grant, and M.T. Longnecker. 1999. Effect of subsidized house cats on California birds and rodents. *Transactions of the Western Section of The Wildlife Society* 35: 29-33.
- Kawakami, K. and H. Higuchi. 2002. Bird predation by domestic cats on Hahajima Island, Bonin Islands, Japan. *Ornithological Science* 1: 143-144.
- Lacy, R.C. 1993. Vortex: A computer simulation model for population viability analysis. *Wildlife Research* 20:45-65.
- Lacy, R.C. 2000. Structure of the Vortex simulation model for population viability analysis. *Ecological Bulletins* 48:191-203.
- Le Corre, M. 2008. Cats, rats and seabirds. *Nature* 451: 134-135.
- Miller, P.S. and R.C. Lacy. 2005. *Vortex: A Stochastic Simulation of the Extinction Process. Version 9.50 User's Manual*. Apple Valley, MN: Conservation Breeding Specialist Group (SSC/IUCN).
- O'Grady, J.J., B.W. Brook, D.H. Reed, J.D. Ballou, D.W. Tonkyn, and R. Frankham. 2006. Realistic levels of inbreeding depression strongly affect extinction risk in wild populations. *Biological Conservation* 133:42-51.
- Ralls, K., J.D. Ballou, and A.R. Templeton. 1988. Estimates of lethal equivalents and the cost of inbreeding in mammals. *Conservation Biology* 2:185-93.
- Schaefer, J. 1999. Impacts of free-ranging pets on wildlife. Document WEC-136. Department of Wildlife Ecology and Conservation, Florida Cooperative Extension Service, University of Florida.
- Seal, U.S. and M.W. Bruford. 1991. *Pink Pigeon Conservation Viability Assessment Workshop Report*. Captive Breeding Specialist Group (IUCN/SSC/CBSG): Apple Valley, MN.
- Traylor-Holzer, K., R. Lacy, D. Reed, and O. Byers (eds.). 1005. *Alabama Beach Mouse Population and Habitat Viability Assessment: Final Report*. IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group, Apple Valley, MN.
- Veitch, C.R. 1985. Methods of eradicating feral cats from offshore islands in New Zealand. *ICBP Technical Publications* 3: 125-141.

Appendix. Simulation results for red-headed wood pigeon scenarios at 100 years (deterministic r; stochastic r; probability of extinction; mean population size for extant (surviving) and for all populations; mean gene diversity; median and mean time to extinction in years; standard deviations given as SD). Baseline scenario indicated by *.

Scenario	Det-r	Stoch-r	SD(r)	PE	N-ext	SD(Next)	N-all	SD(Nall)	GD	SD(GD)	MedianTE	MeanTE
AFR1F*	0.050	0.006	0.167	0.317	101.60	67.16	69.45	72.86	0.8056	0.1412	--	63
AFR2F	0.017	-0.025	0.174	0.686	44.28	47.09	13.97	33.40	0.7238	0.1724	74	58
AFR1M	0.050	0.002	0.168	0.377	95.56	67.17	59.57	70.37	0.7909	0.1355	--	61
AFR2M*	0.050	0.006	0.167	0.317	101.60	67.16	69.45	72.86	0.8056	0.1412	--	63
AFR3M	0.050	0.007	0.166	0.304	106.55	68.00	74.20	74.93	0.8171	0.1217	--	64
MR11	0.039	-0.014	0.177	0.601	74.40	64.62	29.73	54.68	0.7693	0.1429	85	61
MR13*	0.050	0.006	0.167	0.317	101.60	67.16	69.45	72.86	0.8056	0.1412	--	63
MR15	0.057	0.019	0.160	0.182	123.35	65.02	100.93	75.63	0.8360	0.1004	--	61
BrF70	0.023	-0.023	0.177	0.693	53.92	51.53	16.62	37.82	0.7519	0.1664	74	58
BrF80*	0.050	0.006	0.167	0.317	101.60	67.16	69.45	72.86	0.8056	0.1412	--	63
BrF90	0.076	0.032	0.161	0.130	140.07	61.41	121.88	74.14	0.8424	0.0870	--	64
C100_0	0.031	-0.015	0.169	0.575	66.63	59.26	28.38	50.72	0.7735	0.1430	88	61
C90_10*	0.050	0.006	0.167	0.317	101.60	67.16	69.45	72.86	0.8056	0.1412	--	63
C80_20	0.069	0.028	0.165	0.151	134.60	61.90	114.28	74.66	0.8386	0.1013	--	61
C70_30	0.087	0.046	0.168	0.075	153.61	54.80	142.10	66.43	0.8562	0.0675	--	59
C60_40	0.104	0.065	0.170	0.029	167.20	45.88	162.35	53.20	0.8672	0.0569	--	57
JM35	0.135	0.096	0.170	0.006	179.90	36.51	178.82	38.96	0.8778	0.0456	--	42
JM45	0.094	0.056	0.164	0.043	163.99	50.00	156.94	59.15	0.8627	0.0703	--	55
JM55*	0.050	0.006	0.167	0.317	101.60	67.16	69.45	72.86	0.8056	0.1412	--	63
JM65	0.001	-0.042	0.181	0.911	21.97	26.73	1.99	10.10	0.6725	0.1894	52	52
JM75	-0.058	-0.081	0.191	1.000	0.00	0.00	0.00	0.00	0.0000	0.0000	30	31
JM85	-0.134	-0.137	0.197	1.000	0.00	0.00	0.00	0.00	0.0000	0.0000	19	19
AM5	0.093	0.063	0.150	0.016	169.98	44.37	167.26	48.91	0.8820	0.0596	--	60
AM10*	0.050	0.006	0.167	0.317	101.60	67.16	69.45	72.86	0.8056	0.1412	--	63
AM15	0.005	-0.046	0.197	0.947	20.79	23.77	1.11	7.15	0.6457	0.2211	48	49
N10	0.050	-0.023	0.203	0.938	42.03	46.04	2.61	15.24	0.6041	0.2087	34	36
N20	0.050	-0.011	0.181	0.671	74.91	65.98	24.69	51.65	0.7324	0.1518	69	51
N30	0.050	0.002	0.170	0.428	100.65	68.33	57.60	71.75	0.7792	0.1431	--	57
N40	0.050	0.007	0.166	0.303	103.58	67.21	72.22	73.56	0.8106	0.1220	--	61
N50	0.050	0.011	0.163	0.224	108.60	64.86	84.33	72.85	0.8301	0.1106	--	67
N60	0.050	0.014	0.162	0.187	116.09	65.28	94.41	74.23	0.8420	0.0932	--	69
N70	0.050	0.016	0.161	0.143	117.42	65.91	100.67	73.53	0.8438	0.1032	--	69
N80	0.050	0.018	0.161	0.130	119.20	65.31	103.76	72.85	0.8556	0.1000	--	76
N90	0.050	0.019	0.159	0.096	118.75	65.51	107.38	71.40	0.8546	0.0939	--	75

N100	0.050	0.021	0.160	0.103	124.91	63.65	112.07	71.21	0.8673	0.0822	--	74
N200	0.050	0.023	0.158	0.063	125.85	62.22	117.94	67.51	0.8755	0.0786	--	79
Scenario	Det-r	Stoch-r	SD(r)	PE	N-ext	SD(Next)	N-all	SD(Nall)	GD	SD(GD)	MedianTE	MeanTE
Meta_Isol_CCJ	0.050	0.006	0.164	0.310	102.78	67.74	70.97	73.61	0.8053	0.1200	--	66
Meta_Isol_VI	0.123	0.045	0.178	0.205	32.90	15.17	26.22	18.87	0.6358	0.1508	--	78
Meta_Isol_Metapop	--	0.026	0.153	0.095	107.35	78.94	97.19	81.38	0.8062	0.1299	--	82
Meta_Isol_Wi_pops	--	0.025	0.171	0.258	67.84	41.45	67.84	41.45	0.7205	0.1354	--	72
Meta_Migr_CCJ	0.050	0.022	0.160	0.065	125.52	63.45	117.37	68.71	0.8726	0.0713	--	64
Meta_Migr_VI	0.123	0.043	0.173	0.081	40.52	12.90	37.27	16.54	0.8350	0.0704	--	63
Meta_Migr_Metapop	--	0.027	0.150	0.062	164.85	74.97	154.63	82.78	0.8754	0.0698	--	67
Meta_Migr_Wi_pops	--	0.032	0.167	0.073	83.02	38.18	83.02	38.18	0.8538	0.0709	--	63
R0_N40	0.044	0.000	0.167	0.389	94.21	68.32	57.61	70.40	0.7990	0.1315	--	62
R01_N40	0.054	0.010	0.165	0.288	109.13	68.98	77.74	76.31	0.8161	0.1194	--	62
R02_N40	0.062	0.019	0.164	0.201	122.02	66.41	97.52	76.88	0.8280	0.1035	--	63
R03_N40	0.072	0.029	0.164	0.143	138.38	61.44	118.60	74.71	0.8415	0.0911	--	60
R04_N40	0.080	0.039	0.164	0.088	148.77	57.17	135.68	68.98	0.8476	0.1020	--	59
R05_N40	0.090	0.049	0.165	0.067	157.47	52.88	146.92	64.49	0.8593	0.0678	--	60
R06_N40	0.099	0.060	0.164	0.035	165.08	47.61	159.30	55.74	0.8668	0.0590	--	66
R07_N40	0.108	0.070	0.165	0.017	173.12	41.90	170.18	47.17	0.8718	0.0512	--	53
R08_N40	0.118	0.080	0.166	0.012	175.19	39.72	173.09	43.85	0.8746	0.0519	--	40
No cats	0.123	0.086	0.166	0.007	177.09	37.57	175.85	40.25	0.8755	0.0531	--	40
Few cats*	0.050	0.006	0.167	0.317	101.60	67.16	69.45	72.86	0.8056	0.1412	--	63
Many cats	-0.117	-0.119	0.196	1.000	0.00	0.00	0.00	0.00	0.0000	0.0000	21	22
Double_clutch_10*	0.050	0.006	0.167	0.317	101.60	67.16	69.45	72.86	0.8056	0.1412	--	63
Double_clutch_20	0.069	0.027	0.166	0.142	129.73	64.61	111.34	75.02	0.8355	0.1049	--	62
Double_clutch_30	0.087	0.047	0.165	0.055	154.42	53.83	145.94	63.06	0.8581	0.0650	--	58
Rem_0*	0.050	0.006	0.167	0.317	101.60	67.16	69.45	72.86	0.8056	0.1412	--	63
Rem_1M	0.050	0.006	0.167	0.345	108.63	65.19	71.19	73.80	0.8180	0.1048	--	59
Rem_1	0.050	0.003	0.167	0.423	106.26	65.11	61.35	72.10	0.8207	0.1097	--	59
Rem_2	0.050	-0.004	0.172	0.538	97.97	66.29	45.30	66.43	0.8169	0.1070	93	55
Rem_4	0.050	-0.014	0.183	0.693	94.93	66.86	29.17	57.33	0.8178	0.1020	61	45
Rem_0_No cats	0.123	0.086	0.166	0.007	177.09	37.57	175.85	40.25	0.8755	0.0531	--	40
Rem_1_No cats	0.123	0.083	0.168	0.017	177.47	37.32	174.46	43.53	0.8739	0.0454	--	42
Rem_2_No cats	0.123	0.080	0.168	0.033	174.09	41.90	168.34	51.63	0.8731	0.0482	--	42
Rem_4_No cats	0.123	0.075	0.169	0.051	173.52	42.54	164.67	56.35	0.8698	0.0438	--	46
Rem_1_No cats_K40	0.123	0.028	0.189	0.541	22.55	12.23	10.43	13.91	0.5640	0.1608	96	68
Rem_2_No cats_K40	0.123	0.021	0.195	0.713	21.42	12.24	6.22	11.67	0.5650	0.1639	78	63
Rem_4_No cats_K40	0.123	0.011	0.209	0.900	21.62	11.71	2.19	7.46	0.5651	0.1812	57	55

域内-域外 小ワーキンググループ

～域外保全の位置づけ、シナリオに関する整理～

アカガシラカラスバト保全計画づくり国際ワークショップ
2008年1月10日～12日
東京都小笠原村父島

1. 小ワーキングについて

ワーキンググループについては、ワークショップ開始時には、1) アカガシラカラスバトと共存する地域社会づくり、2) 生息域内保全、3) 生息域外保全、4) 個体群生存可能性評価 (PVA) モデリングの4つのグループを設定した (図 1-1)。途中全体セッション2で、生息域内保全グループと飼育下繁殖の必要性について話し合うについて話し合うべきであるという提案があったことから、生息域内保全グループおよび生息域外保全グループから2名ずつ代表を出して、Jon Ballou 氏のファシリテーションによる新たな小グループを作り、「飼育下繁殖の必要性」を検討した。

2. ワーキンググループ参加者

ファシリテーター：Jon Ballou / 域外、域内各グループからメンバーが出て検討
域外：橋川 央，日橋一昭
域内：大河内勇，鈴木 創

3. 議論結果

- 現状では野生個体群の絶滅の危険性があるので、飼育個体群が必要である。
- 野生個体群に将来危機的状況が生じた時にバックアップするために、飼育個体群を維持する必要がある。
- 野生個体群への影響を最小限にとどめ、飼育個体群を維持する。
- 野生個体群に影響を与えずに、ファウンダーまたは遺伝子を確保する技術が必要である。
- 飼育個体群が自己増殖的であるためには高い遺伝的多様性を維持する必要がある、自然繁殖可能な性質を維持する必要がある。

※これらの議論の前提となる、再導入についての考え方については「域内ワーキンググループにおける「再導入に対する考え方」を参照のこと。

※補 足

- ・バックアップとは、絶滅が危惧される野生個体群に対して、予備的な個体群という意味において使用した。再導入、補強等の「行為」を指す言葉ではない。
- ・(この時点では) 情報不足の火山列島個体群 (小笠原群島の個体群との遺伝的距離等不明) の存在は考慮に入れず、特に危機的な状況にある小笠原群島の個体群を主体として議論を進めた。今後、火山列島に安定した個体群が確認されれば、同個体群が、飼育下個体群とともに2つ目のバックアップ個体群となり得る。
- ・「野生個体群に影響を与えずに、ファウンダーまたは遺伝子を確保する技術」とは、たとえば、ダブルクラッチが可能な場合に、営巢中の野生ペアから安全に卵を取り出す (偽卵とのすり替え) 等の、未開発なテクニックやモニタリング手法のこと。

生息域内保全ワーキンググループ最終報告書

アカガシラカラスバト保全計画づくり国際ワークショップ
2008年1月10日～12日
東京都小笠原村父島

ワーキンググループ参加者

氏名	所属
安藤重行	東京都鳥獣保護員（母島）
梅野ひろみ	小笠原母島観光協会
大河内勇	（独）森林総合研究所 企画科
小川裕子	（財）東京動物園協会多摩動物公園飼育展示課 野生生物保全センター
小野和浩	小笠原総合事務所国有林課
加藤英寿	首都大学東京・牧野標本館
加藤ゆかり	日本獣医生命科学大学 獣医保健看護学科
加藤由美子	通訳
苅部治紀	神奈川県立生命の星・地球博物館
川上和人	（独）森林総合研究所鳥獣生態研究室
小坂奈月	東京都小笠原支庁 東京都自然保護員（父島）
柴崎文子	NPO 法人 小笠原自然文化研究所
島田克己	ボニンブルーシマ
鈴木 創	NPO 法人小笠原自然文化研究所 副理事長
鈴木 仁	（財）東京動物園協会総務部運営企画課 経営企画係
関元 聡	（株）プレック研究所 環境部 上級主査
高野 肇	元（独）森林総合研究所
高橋千佳子	ボニンインタープリター協会
滝口正明	（財）自然環境研究センター 小笠原事務所
谷本丈夫	宇都宮大学
田巻芳則	東京都小笠原支庁土木課自然公園係
辻村千尋	（財）日本自然保護協会 保護プロジェクト部
戸田光彦	（財）自然環境研究センター
中島治美	環境省自然環境局野生生物課保護増殖係長
成島悦雄	（財）東京動物園協会多摩動物公園教育普及課
延島冬生	小笠原研究者
濱外晴美	NPO 法人どうぶつたちの病院東京プロジェクトスタッフ
早川 保	林野庁自然保護管理員
原田正明	林野庁関東森林局計画部自然遺産保全調整官
藤上仁美	帝京科学大学 生命環境学部 環境科学科
星 善男	林野庁自然保護管理員
本間裕子	東京都小笠原支庁 東京都自然保護員（母島）
松本俊信	（株）プレック研究所 環境部
宮川 空	環境省小笠原自然保護官事務所
宮川典継	NGO 小笠原自然観察指導員連絡会
安井隆弥	NPO 法人小笠原野生生物研究会
矢部辰男	熱帯野鼠対策委員会

1：課題の抽出

1. 問題点の洗い出し、ブレインストーミング
(1) 自己紹介時に各参加者より述べられた問題点を列挙
(2) 自己紹介時以外に思い付く問題点を追加
2. 出てきた問題点をグループ分けする
3. グループごとに、なぜ問題になるのかを簡単な文章で表す
→参加者から挙がっている問題を表現する「簡単な文」を述べてもらい、参加者の議論を踏まえて修正・補足する。

A. 外来種問題

- 外来動物（ネコ、ヤギ、ネズミ、イヌ、ブタ）
- 外来植物（アカギ、モクマオウ）
- 新たな外来種を増やさない
- ペットバードの持ち込みよる感染症
- 外来種への依存度
- （将来的に設置予定の？）ネコ用の柵による影響

なぜ問題なのか

- ① 外来種は、捕食、競争、生息地改変により、個体数を制限している。
 - ② 更なる外来種の導入は、感染症などの新たなリスクを生じさせる可能性がある。
- ※現在は感染症の報告は無いので、「更なる」と「可能性がある」という文言を付けた。

B. 生息地の問題

- 繁殖地保全
- 外来植物（アカギ、モクマオウ）
- 餌植物を増やす
- 人間によるインパクト
- 現在の環境収容力の判断
- 結実率、豊凶の影響
- ゾーニング
- 産業開発による影響
- 化学物質の影響
- 硫黄島との関連
- 父島・母島以外の島との関連
- 農業者との関係
- 餌の解明
- 水場の必要性
- 植物用の柵やネットの影響
- 林内の人為的なゴミ
- 営巣地の確認
- タコヅルの重要性

(長期的な) 植生変化の影響
生息環境の好適な地形
植栽植物による遺伝的攪乱
適切な繁殖環境の評価
人工給餌の必要性

なぜ問題なのか

森林の変化により、現在の生息地はハトの生息に適している場所が不足している。

※本当に不足しているのかどうか？

→ハトは移動している→生息適地が不足しているから移動しなければならないと考える。

C. ハトの生物学的特性の解明

生態的知見の情報収集
個体数減少についての真偽
ハトの域外飼育
遺伝的な情報
目標個体数
危機的な状態とはどのようなものかを確認
硫黄島との関連
生活史を明らかにすること
年間を通じた移動分散
テリトリー性の有無
現在の個体数の推定
個体群パラメーター (生存率、繁殖率)
共進化生物の特定
夜間行動の解明
捕獲調査の必要性
餌の解明
個体数の調査方法の確立
在来鳥類との種間関係
ハト類 (アカガシラカラスバト、レース鳩など) が持っている疾病について
ハトが増えることの制限要因は何か？
繁殖期の解明
近親交配
食物要求量
餌食物の栄養分析
テレメ使用の検討
研究成果・情報の共有
ノスリ

なぜ問題なのか

→ハトの生物学的知見が少なすぎるために、有効な対策を立てられない。

D. 気象条件の問題

台風、気候による影響

干ばつによるインパクト
温暖化の影響
(長期的な) 植生変化の影響

なぜ問題なのか

→個体数が少ない状況で、気象の変動により偶発的な絶滅のおそれがある。
※VORTEXによるモデリングの結果をみて、気象条件が問題のひとつになると、参加者間で合意された。

E. 飼育下繁殖

ハトの域外飼育
ハトの域内飼育
(域外飼育のための) ハト捕獲による影響
遺伝的な情報
近親交配
人工給餌の必要性
補強※による影響 ※後に「再導入」と「補強」とを区別
ペット鳥の持ち込みによる感染症

なぜ問題なのか

→人工飼育のための更なる捕獲と 再導入(補強)が、現存する個体群に悪影響を及ぼす可能性がある。

※現在起こっている問題ではないが、将来的に起こりうる可能性として、「域外ワーキンググループに」提示しておきたい為、あえてリストアップしておくこととする。

※ 議論の中で、野生絶滅の後に飼育個体群を導入する「再導入」と、野生個体群が存続している状況で、飼育個体を野生に導入する「補強」では、野生個体群に対するリスクが異なることなどから、両者を明確に区別する必要性が認識された(→これらの「補強」と「再導入」の区別は、IUCNの再導入ガイドラインに沿う形となった)。とくに、野生個体群の絶滅を加速させるリスクの高い「補強」は現在のところ認めないことを前提として、その後生息域内ワーキンググループでの議論は展開された。これら再導入等についての考え方で、整理された主な事項は以下。

域内ワーキンググループ における「再導入に対する考え方」

- 現在のところ補強、再導入は根拠不足であり、行うべきではない。
- 再導入等の基準については、現在のところ基礎情報が不足しているので、その蓄積を進めた上で検討する(少なくとも現地で増えない原因、制限要因が分からない限り実施できない)。
- 補強、再導入の検討、判断のためのシステム作りが必要である。
- 将来もし補強、再導入を行う場合は、厳格な検疫の実施が条件である。
- 飼育個体群のファウンダー補給目的の捕獲は、個体群の状況が改善されるまでは行わない(どのような基準かは今後検討?)。

F. 事業の影響

- ・ 現在の保全対策（サンクチュアリ等）の有効性の検証
- ・ 他の保全事業による影響評価
- ・ 生息地となる土地所有者が不明→保全事業を行う際に必要となる要請をすることが困難
- ・ （将来的に設置予定の？）ネコ用の柵による影響

なぜ問題なのか

各種の保全事業の影響評価が不十分であることにより、生態系に与える悪影響が不明であり、限られた資源が有効に利用されていないこと。

※「各種の保全事業」とは、ハトの保全事業以外も含む。

※「限られた資源」とは、人材や資金などを指す。

G. 人の利用

（調査研究やエコツアーなどの）人間の立ち入りによるインパクト
研究成果・情報の共有

なぜ問題なのか

人間が過剰に森林に立ち入ることで、ハトにストレスを与え、生息地利用に影響を与えている。

※ここで、「本当に人の立ち入りがストレスになっているのだろうか？」という疑問が出されたが、人が森林に入るとハトの滞在時間が短くなるという調査結果があるので、ストレスはあると考えられる。また、人が森林に立ち入らないことは不可能なので、「過剰に」と追加した。

4. 課題の優先順位づけ

参加者が一人3票を持ち、どの課題を優先と思うか投票した。

（投票結果）

1. 外来種問題	28 票
2. ハトの生物学的特性の解明	24 票
3. 生息地の問題	9 票
4. 事業の影響	5 票
5. 人の利用	5 票
6. 飼育下繁殖	4 票
7. 気象条件の問題	1 票

全体セッション1を受けて

以上の結果を全体セッションでほかのワーキンググループに対して発表した。他グループからの発表も踏まえて、「飼育下繁殖は必要かどうか？」という参加者に共通の疑問が生じた。この課題について、生息内保全ワーキンググループから2人、生息外保全ワーキンググループから2人を代表として選び、John Ballou 博士の進行で、小さなグループを別につくりを作り話し合うこととなった。その小グループからの結果をもと本ワーキンググループで検討を行うこととなった。

保全目標の設定からは、残りの参加者で議論を進めた。

2：保全目標

大目標『野生のアカガシラカラスバトの絶滅回避と安定化』

2-1. それぞれの課題に対して、参加者から目標となりそうなキーワードや文を挙げてもらい。それに対してグループ全体で検討し、グループとしての目標（一文ずつ）を決定した。

課題 A. 外来種問題

目標 A-①：有害な外来種による影響の除去

- ・ ネコ問題（捕食者）の直接的影響、間接的影響（環境収容力）
- ・ ネズミ問題
- ・ 除去法の確立

目標 A-②：原則として、外来種の新たな侵入を防止する

目標設定を行うに先立ち、全体セッション1で課題となった「外来生物の定義」について検討した。その結果、本ワークショップでは、「小笠原にもともと居なかった生物」と定義することとした。また、外来種による悪影響は「ある」ことを前提にして議論を進める。

目標 B-②について、「有害な」を付ける必要があるかどうかという事が話題となった。その結果、「有害な」という定義は、現在のところ有害性のリスクが予測可能であることから困難である。よって、有害でなくとも、外来種の侵入は防ぐべきである。しかし、それでは畑に新しい作物を入れるとしたら、外来種になってしまうことから、「原則として」とされた。

課題 B：ハトの生物学的特性の解明

目標 B：全に必要な個体群管理を行うための生物学的知見の情報について、既存のデータを整理し、新しいデータを収集する。

「生物学的知見とは何を指すか」という質問への参加者の回答

①個体群の現状の解明（23名）、②繁殖条件の解明（4名）、③食性の解明（0名）、④移動分散の解明（6名）、⑤生物間相互作用の解明（5名）、⑥生活史の解明（5名）、⑦

行動圏の解明（1名）、⑧環境収容力の解明（0名）、⑨病気を含めた死亡要因の解明（1名）、⑩遺伝情報の把握（5名）、⑪生息地となる好適な環境の把握（9名）、

備考：{食性} いつ、どこで、なにを、{病気} 疫学的な情報を含めるべき、{行動圏} 一時的なもの、時間軸を考えたもの

課題 C：生息地の問題

目標 C：生息に適した森林を確保し、再生すること

生息に適した森林について「解明」することについても検討されたが、目標 A に含まれるので、最終的には含まれなかった。

課題 D：事業の影響

目標 D：各種の保全事業の評価を実施し、将来計画に反映すること

課題 E：飼育下繁殖（人工飼育）

目標 E：ファウンダーの捕獲と、再導入を実行するために必要な条件の把握※

- 現存する個体数から採集可能な個体数
- 野生個体の個体情報の把握
- 飼育下個体群維持のための情報の収集と影響の低減
- 再導入の条件の設定※

飼育下繁殖についての目標は、全体セッション 1 の後に新たに設けられた小グループでの議論の結果（域内-域外小ワーキンググループ、参照）を本グループに持ち帰り検討し、設定された。

※ 議論が進む中で、当初並列で表記されていた「補強」と「再導入」は区別された。野生個体群が存続している状況下で、飼育個体を生息地へ導入する「補強」は行わない、ことが域内 WG の前提として議論が進められた。

課題 F：人の利用

目標 F：森林の立ち入りによるハトへの影響を緩和する

ハトへの悪影響のある森林の立ち入りは行わないことが望ましいが、全く悪影響のない立ち入りは無理であることから、「影響を緩和する」という表現になった。
外来種にはいていた「イヌ」の問題は人に連れられて森林に入る場合が多いので、ここに含まれるのではないかという意見があった。

課題 G：気象条件の問題

目標 G：気象の変動による絶滅回避のための事前・事後対策を行う

補強のタイミングについて

本グループの課題・目標に対する保全計画を議論する前に、飼育下繁殖ワーキンググループから課題として出されている、補強のタイミングの指標について議論した。生息域内ワーキンググループでは、議論が進む中で、当初は並記されていた「補強」と「再導入」を区別した。これは、野生個体群が存続している状況下で、飼育個体を生息地へ導入する「補強」は、かえって野生個体群に悪影響を与えて、野生絶滅を加速させるリスクを持つため、原則として飼育個体群からの「補強」を行わないこと、を生息域内ワーキンググループの前提として議論を進めた。（野生絶滅の後に、飼育個体群を導入する「再導入」の準備は必要がある。）

飼育下繁殖ワーキンググループでは、予想しない状況の発生も考慮して、「補強」のタイミングについても、予め議論しておく必要があるとして課題化した。生息域内ワーキンググループでは、この提案に対して以下、飼育個体群からの「補強」は実施しないことを前提にしながら、「補強」のタイミングについて議論した。

指標を決めるためのデータの有無

- 資料を読んでも科学的根拠に基づいたデータが無いようなので、補強のタイミングの指標が決められない。→ 本当にデータは無いのか？
- 地元でハトを見ている人に意見を求めたところ、以下のような意見が出された。
 - ここ 10 年くらいの間に、（島間移動などの事実によって）個体数データは変わってきている。データを充足させないと、はっきりとした個体数は出てこない。
 - 最大推定個体数は変わっておらず、個体数が変動しているというよりも推定個体数内で変動しているだけ。実際の個体数の把握方法は分からないので、あくまで個体数は「推定」にとどまっている。
 - 母島でみていると、数は少なくなっていると危惧している。
 - 昨年見たハトは、みんな農林部で足環付きのハトばかりであった。
 - 足環の付いていないハトを見ている人もいる。

以上の意見を受けて、「補強のタイミングを決めるためには、より精度の高い個体数推定を行う必要がある」という点で参加者が合意した。個体数調査についての具体的な行動計画については、「課題 B：ハトの生物学的特性の解明」に対する行動計画の項に記載する

いつ（個体数が何羽になったら）補強を行うのか

[判断基準] 個体数減少（個体数）だけを基準にするのではなく、減少した原因も基準とする。

[導入条件] 検疫体制をしっかりと、病気を持ち込まないこと。

[責任団体] 地元のグループから発信された情報を基に、専門家、文化庁で判断する。
→ 地元グループと専門家・文化庁のネットワークを作るのは誰か？

[責任団体] iB0（地元グループのとりまとめも含む）

[予算] ネットワーク構築のための人件費を含めた予算が必要。環境省の来年度事業としてネットワークを作る計画があるので、予算を付けられる可能性は高い。その他、ファンドを申請するなど。人材確保に約 300 万円/年、ポストは 800 万円/年（フルタイム）程度を要する。

3：保全活動計画

以下は、本ワーキンググループで抽出された課題・目標の最優先とされたA~Cについての行動計画の検討結果である。

A. 外来種問題

[課題 A-①] 外来種は、捕食・競争・生息地改変により、個体数を制限している。

[目標 A-①] 有害な外来種による影響の除去。

[行動計画 A-①-1] ネズミ調査

[調査時期] 冬

[調査内容] ハトとの競合について、ネズミの軽減方法、ネズミの個体数

[期間] 3年以内に調査結果を提言する。

[責任者] 矢部辰男 氏（ラット・コントロール・コンサルティング）

[予算] 80万円

[行動計画 A-①-2] ハトの営巣環境に影響を与えていると思われるブタとヤギによる影響について調査を行う。ブタについては駆除が進められており、ヤギについてはこれから駆除の予定があるので、ブタとヤギが減っていく中でのハトのモニタリングを行う。

[調査地] 弟島（昔からハトが利用している報告もあり、ハトにとって好適な生息地があると思われ、ヤギとブタが存在する島であるため）

[責任団体] 川上和人 氏（森林総研）

[予算] 森林総研にて実施しているハトの島間移動、分散調査の項目の一つとして行う。

[結果] 弟島に上陸する際、ハトを目撃したら、足環、足の色、目撃した場所などを確認する。

[行動計画 A-①-3] ネコ

→地域グループで作られた「ネコ対策」の行動計画を踏まえて、「域内グループ」として提案することはあるか？

[行動] ネコの捕獲は現状のままでは成果が上がらないので、大きな委員会の場にて検討しなければならないということを提言する。

[責任者] 大河内 勇 氏（森林総研）

[結果] 世界遺産検討委員会にて提言してもらう。

※ネコを殺さずに里親が見つかるまで、責任をもって管理すること

→外来植物については、「C. 生息地の問題」に含めて考えることとする。

[課題 A-②] 更なる外来種の導入は、感染症などの新たなリスクを生じさせる可能性がある。

[目標 A-②] 原則として、外来種の新たな侵入を防止すること。

[行動計画 A-②-1] 新しい移入種を増やさないために、移入種の出入りを管理するために、いくつかの提案を科学委員会で提言する。

[提言内容] 島に出入りする船に生物持込みの申請書式を用いる。船の交通路をもう一度チェックする。草の根運動の重要性をワーキンググループの全員が考え直す。

[責任者] (科学委員会メンバー) 大河内勇氏、川上和人氏、原田正明氏、荻部治紀氏
[行動計画 A-②-2] 新たな外来種による危険性をまとめ、環境省に提案し、報告書に反映させる。

[責任者] 荻部治紀 氏→松本俊信 氏 (プレック研究所)

[期間] 2ヶ月以内に松本俊信氏および域内ワーキンググループのメーリング・リストに結果を流す。その後、報告書を通じてプレック研究所から、環境省に提案する。

B. ハトの生物学的特性の解明

[課題] ハトの生物学的知見が少なすぎるために、有効な対策を立てられない。

[目標] 保全に必要な個体群管理を行うための生物学的知見の情報について、既存のデータを整理し、新しいデータを収集する。

B-1: 個体群の現状の解明、特に、個体数調査方法について (補強のための基準づくりの検討で出された行動計画)

[方法] 再捕獲法

目撃地点に違いがあるため繁殖期と非繁殖期とに分けて行う。

[期間] 3年以内に個体数を把握する。

[調査範囲] 父島、母島、弟島、兄島、聳島

(弟島: 餌が豊富にある為、兄島: 定期的に調査できる体制がある為、聳島: 目撃例がある為)

[予算] 現状では、1年に1羽リングを付けられるか、付けられないかという状況。さらに予算をつけないと、それ以上のことはできない。→現状維持とする。

[情報収集の仕方] 現在も小笠原自然文化研究所 (以下、iB0) に集約されているが、その状態を継続する。

[捕獲調査者] 今までバンディングを行ってきた人たち、団体

[課題] (長期的に) 現在、父島と母島でバンダーは一人だけ。実際の捕獲は、学術申請によってバンダー以外でも捕獲している。申請によって捕獲調査者の補強は可能と考えられる。

[情報収集者 (観察者)] ・父島・母島: 島の多くの人たちの協力を仰ぐ。

・弟島・兄島: レンジャー

・聳島: 行った人が見る

B-2: 好適な環境の把握

[行動] 現在、ハトがいる場所 (繁殖場所、採食場所) は分かっているので、それらの生息環境を調べる。

[方法] GIS を使い、ハト目撃場所と地域の環境情報をリンクさせた分析を行う。

(ハトの行動範囲に合わせたスケールで GIS をまとめる必要がある。)

[責任団体] プレック研究所

→GIS で必要となる環境情報を誰がとるのか?

[行動] タコゾルの密度、餌木の密度、水場、休息場について調べる。

[調査団体・予算] 林野庁にて検討する。

[協力者] 植物の専門家、(母島の植生) 星善男さん、梅野ひろみさん、(地形) 辻村千尋さん

個体群モデリング・ワーキンググループからのシミュレーションで「成鳥の死亡率が重要な指標」と指摘されたことを受けて、死亡要因の調査について検討することとした。



B-3：死亡要因の調査

[行動] ハトの個体数は少ないので、死亡要因を突き詰めて調べていくよりも、他に優先的にすべきことをする。データを蓄積する程度にとどめておく。

B-4：移動分散についての調査

[方法] 衛星追跡

[予算と技術、責任団体] 衛星使用料 100 万円/年、その他、受信料などが発生する。
発信機のサイズ、料金を含め、現在、環境省にて検討中。

B-5：調査方法等の検討を行うネットワーク

各調査内容について検討していったが、専門家の見解が必要なので、調査方法や内容について、引き続き検討を行うためのネットワークをつくることとした。

[責任団体] iB0 を呼びかけ人とする、域内 WG のメンバー

[期間] 1 年以内にシステムを構築する。

3 年以内に、優先順位の高いものから着手する。

[予算] ネットワークについてはボランティア。

各調査については、その都度決定する。

C. 生息地の問題

[課題] 森林の変化により、現在の生息地はハトの生息に適している場所が不足している。

[目標] 生息に適した森林を確保し、創成すること

[行動] 外来植物を排除する。どの森林が危険な状態にあるかハザードマップを作成する。

[責任者] 東平：NACS-J（実施中）、旭平と夜明平のアカギとモクマオウ：野生研、ハザードマップ（自然保護協会）

[障害] 一斉に外来植物を排除した場合、ハトに悪影響を及ぼす影響がある。

[行動] 外来種を排除し、ハトが好む生息条件を調べ、好適な森林づくりを行う。

[方法] 外来種の排除については、短期的には上記と同様。

ハトが好む生息条件の情報収集を行い、どこに作っていくのかの分析を行う。

何を育てるのか、どのように植えるのか、議論を行う。

植林のためのプログラムを作成する。

水場を含めた森林づくりを環境省へ提案する。

[責任団体] iB0（好適生息条件の情報収集）、自然環境研究センター（水場の提案）

生息域外保全ワーキンググループ最終報告書

アカガシラカラスバト保全計画づくり国際ワークショップ
2008年1月10日～12日
東京都小笠原村父島

ワーキンググループ参加者

氏名	所属
伊東員義	(財)東京動物園協会恩賜上野動物園飼育展示課
植村和彦	オガサワラシジミの会 (母島)
大野正人	(財)日本自然保護協会
島田絹子	小笠原村教育委員会
神門英夫	(財)東京動物園協会恩賜上野動物園飼育展示課
ジョナサン・バルー	国際自然保護連合保全繁殖専門家グループ(CBSG)
鈴木直子	東京都鳥獣保護員(父島)、国設鳥獣保護区管理員
高橋康夫	プレック研究所
田畑直樹	(財)東京動物園協会多摩動物公園飼育展示課
千喜良登	小笠原ホエールウォッチング協会
千葉勇人	NPO 法人小笠原自然文化研究所
土井高太郎	東京都小笠原支庁産業課鳥獣担当
常田邦彦	(財)自然環境研究センター
富田恭正(動物園窓口)	(財)東京動物園協会多摩動物公園飼育展示課
中西せつ子	NPO 法人どうぶつたちの病院
成島悦雄	(財)東京動物園協会多摩動物公園教育普及課
西本奏子	通訳
日橋一昭	埼玉県こども動物自然公園・CBSG Japan
橋川 央	名古屋市東山動物園
馬場智成	麻布大学
羽山伸一	日本獣医生命科学大学獣医学部、CBSG Japan
原田龍次郎	NGO 小笠原自然観察指導員連絡会
藤井智子	(財)東京動物園協会恩賜上野動物園飼育展示課
藤田義宏	東京都環境局自然環境部
堀 浩	CBSG Japan
見上敏一	環境省関東地方環境事務所野生生物課
柳川智巳	環境省小笠原自然保護官事務所
渡辺 溶	林野庁自然保護管理員

1. 課題の特定

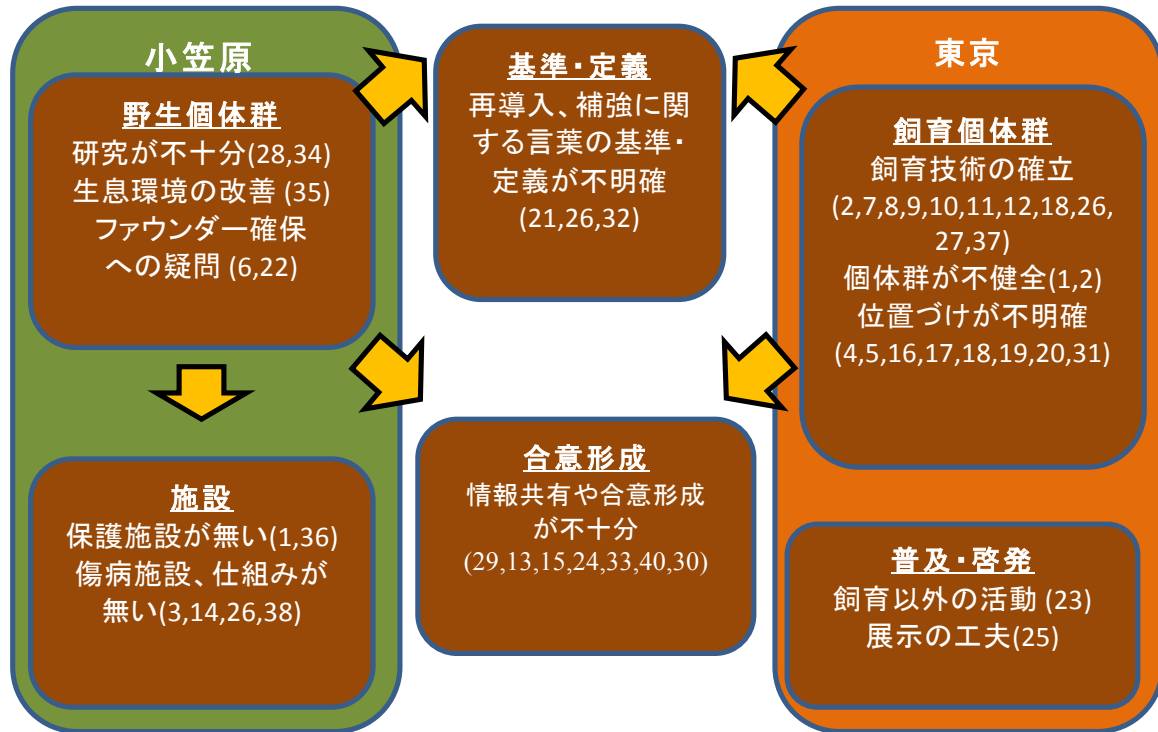
1-a 課題・論点の抽出

ブレインストーミングの結果、以下の課題が抽出された

1. 現地での飼育が必要（東京での限界を感じる（感染症など））
2. ファウンダーが少ない
3. 補食圧が高く、保護個体が増加している
4. 東京の繁殖個体を島へ持ってくることに問題は無い
5. 飼育下繁殖の位置づけを明確化すべき
6. ファウンダーを取ることに島で反感がある
7. 飼育下での死亡率が高い（飼育技術を向上すべき）
8. 飼育下での研究の必要性（足りない）
9. 専任スタッフと専用飼育施設がない
10. 自然育雛が上手くいかない。人工育雛に頼っている
11. 餌料の改善により、自然育雛が去年まで順調だったが今年は不調
12. 施設が欲しい
13. 関係者が集まる機会、情報交換が少ない
14. 関係者の集まりが島内でない
15. 島内に情報が届かない
16. （島に戻せないのなら）飼育下集団の必要がないのでは
17. 捕獲時と島内の個体数が変化しているので、動物園の役割も変化しているはず
18. 飼育技術、ファウンダーなど、問題がある。
19. 東京での飼育
20. 飼育の問題点と10年後の予想
21. 島へ戻すとき（再導入）の基準
22. ファウンダーを取る問題
23. 動物園で飼育以外の活動（子供向け、グッズ販売）
24. リアルタイムでの意見交換がない（人工飼育の問題解決のため）
25. 動物園での展示に工夫がない（危機感を出していない）
26. 再導入のための訓練施設が島内にも島外にもない
27. 餌、人工育雛、一年以内の死亡率の高さ
28. 野生下での研究が足りない
29. 野生下の情報が開示されていない
30. 動物園の情報が開示されていない
31. 飼育技術の確立目標がない
32. 域外飼育と再導入のちがいが、目標が正しく設定されていない
33. 飼育の目的に野生下の研究が活かされていない
34. 域内の研究に限界がある
35. 域内の環境整備がされていない
36. 再導入の準備に適した施設がない
37. 飼育技術の確立はアカガシラでやる必要は無い
38. 小笠原に傷病鳥獣に対応する仕組みが無い
39. 飼育した鳥を放鳥できないという取り決めがある →取り消し
40. 飼育下での安定した個体群を維持するための手法が見えない

1-b : 抽出された課題の整理

以上の抽出された課題を整理し、生息域外保全に関する課題に絞りながら、以下の図の10項目の課題に整理した。



1-c : 課題報告の優先順位づけ

1-bで整理した10個の問題点のうち2つは生息域内保全ワーキンググループに関連するものと思われたので、8つの課題の中から保全において最も重要な課題は何かという基準で一人3票の投票を行い、優先順位を決めた。

～優先順位～

- 1位 (19票) ④ : 飼育個体群の位置づけが不明確
- 2位 (11票) ① : 情報の共有や合意形成が不十分 (野生下～飼育下)
- 2位 (11票) ⑩ : 小笠原での保護施設がない
- 4位 (8票) ⑥ : 飼育個体群が不健全 (遺伝的にも行動、生理学的にも)
- 5位 (7票) ⑨ : 飼育下から野生下への導入に関する基準や定義が不明確
- 6位 (4票) ⑧ : 「基礎個体」を確保することの野生個体群への影響が不明
- 6位 (4票) ⑤ : 飼育技術の確立 (含研究) が不十分
- 8位 (2票) ⑦ : 普及・教育に利用されていない

②：野生の研究が不十分、③：野生の生息環境の改善が不足という問題は域内の議論と考えられたため、投票は行わなかった。

2：保全目標－短期(1年)と長期(5年)の目標(Goals)の設定

1で決定された8つの課題それぞれについて、問題を掘り下げて明確にし、またこの中で生じる更なる問題についても検討した。課題ごとに根本的な問題を突き詰めるにつれ、飼育個体群の位置付けについて、明確にすべきものは見えてきたが、これらの目的を決めるルールや場がないという事が大きな問題という結論に至った。そこで、課題④、⑥、⑧、⑨、⑩については、まず域外WG、域内WGの専門家により野生個体群、飼育個体群の特性からシナリオを作製し、このシナリオをPVAに当てはめてシミュレーション結果に対応した目標、行動計画を域内と協力して作っていくことで合意し、小さなワーキンググループを作った。残りの課題①、⑤、⑦は域外WGのみで目標設定を行った。

課題①：野生下個体群と飼育下個体群についての情報の相互的共有や保全活動のための合意形成が不十分（野生下～飼育下）

目標①：十分な情報共有と合意形成

細かい目標設定として、以下の項目が決定された。：

目標①-1： 域内と域外で必要な事項を明確にできる双方向のコミュニケーションを確立する。

- ・ 域内と域外の専門家間
- ・ 域内、域外ごとに情報を収集、整理する（欲しい情報と提示できる情報）
- ・ 整理された情報をそれぞれの必要に応じて共有できるようにする。

目標①-2： 誰もが理解しアクセスできる即時的な情報を発信する。

- ・ 一般島民、一般国民への情報提供をする。
- ・ 島内に届く情報が専門的すぎるので、情報を噛み砕く。

目標①-3： 地域内での合意形成のシステムをつくる（地域WGの担当）

・ アカガシラの保全に関する実務的な意志決定の場が必要。（行政に関しては既にあるシステムを利用する。）

課題⑦：普及、教育に利用されていない。

目標⑦：域外施設（東京の動物園）において普及、啓発、環境教育の新たな取り組みについて機会を捉えて拡充する。

課題⑤：飼育技術の確立が不十分。

目標⑤：健全な飼育個体群を確立（自然繁殖可能な個体群を維持する）するために、飼育技術の改善に必要な調査、研究を拡充する。

課題④：飼育個体群の位置付けが不明確

- ⑥：飼育個体群が遺伝的・行動的に不健全
- ⑧：基礎個体を確保することの野生個体群への影響が不明

Population Management 2000 による飼育個体群のシミュレーション結果(添付1参照)

- 個体群の成長率が異なると、遺伝的多様性 90%以上を保つための個体数は異なる(小さいほどより大きな個体群が必要)。
 - 現在の 19 羽(ファウンダー3 羽)では 90%以上を保つには数千羽必要で、繁殖率、生存期間といった個体群の成長率を上げる要因をいじっても大した変化はない。
 - 凍結保存精子を用いた人工授精では、個体数は増えるが遺伝的多様性は低下する。
- つまり、**遺伝的多様性のある健全な個体群維持のためには新規個体の入植が必要になる。**

以上のシナリオグループと PM2000 シミュレーション結果を受けて、以下の目標を設定した。

目標④、⑥、⑧：野生個体群の危機的状況に備えるために、自己存続可能な飼育繁殖個体群を確立する。その際、野生個体群への影響を最小限に止める。

課題⑩：小笠原にアカガシラカラスバトについての啓蒙、研究、保護のための施設が無い。

目標⑩：アカガシラカラスバトの救護個体に対応できる現地での体制を確立する。(施設が目標ではなく、体制が目標！)

課題⑨：飼育下から野生下への導入に関する基準や定義が不明確

※基準、定義は「危機的状況」によるため、具体的な目標、対策は域内 WG の決定に従うこととする

目標⑨：域内保全のプログラムと連携した域外プログラムを検討する。

3. 行動計画

課題と目標について、削除・統合により番号が不明瞭となったため、Task 3 の活動保全計画についての議論に先駆けて優先順位どおりに以下の番号に置き換えた上で行動計画づくりを行った。

課題①：飼育個体群の位置づけが不明確

- ・ 飼育個体群が遺伝的・行動的に不健全
- ・ 基礎個体を確保することの野生個体群への影響が不明

目標①：野生個体群の危機的状況に備えるために、自己存続可能な飼育繁殖個体群を確立する。その際、野生個体群への影響を最小限に止める。

行動計画①：現在いる飼育下個体群 20 羽を 100 羽に増やすためには、

- ・ ネコ対策を遅くとも20年以内に終わらせる
- ・ ネコの捕獲終了後にファウンダーを飼育個体群に導入を開始する。
- ・ その際のファウンダーは4年に2～4羽ずつ導入
- ・ 救護個体が生じた場合はネコの捕獲終了前でもファウンダーとして利用する
- ・ ネコの捕獲終了時に野生個体群の状況を科学的に検討する

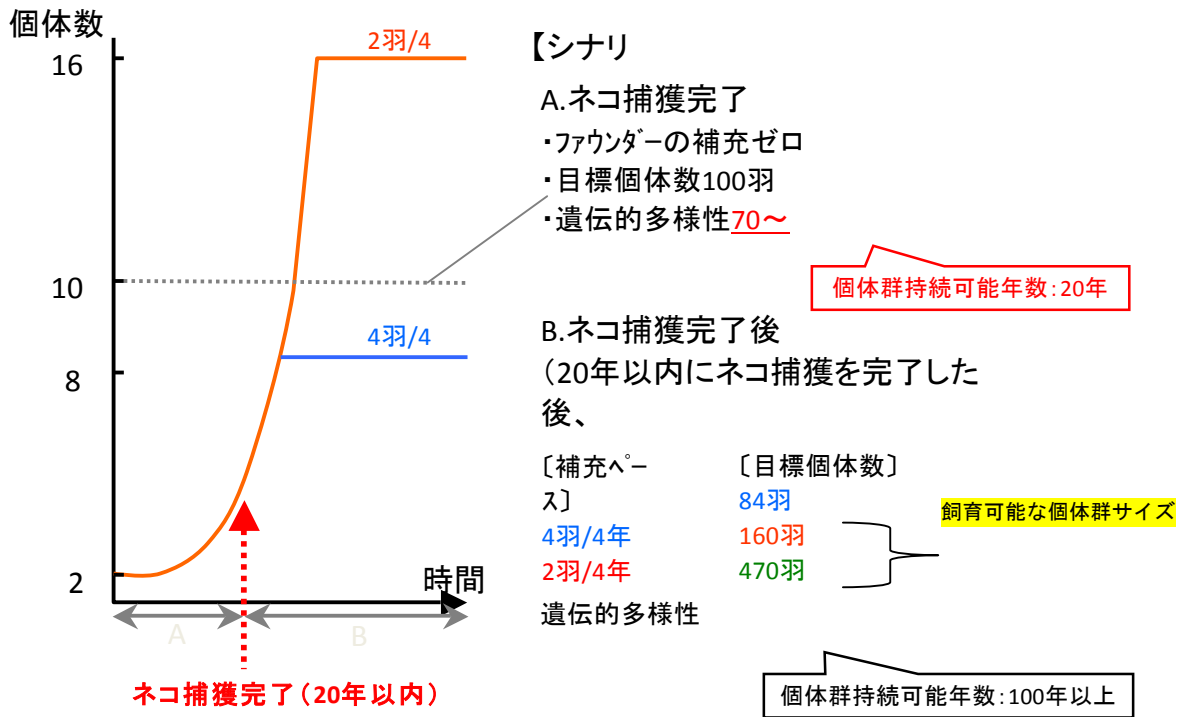
推進者：東京都動物園協会

期間：未定

資源：

結果：10年後に50羽の個体群を形成する

障害：ケージが無い。ネコ対策が進んでいない



課題②：情報の共有や合意形成が不十分（野生下～飼育下）

目標②：域内と域外で必要な事項を明確にできる双方向のコミュニケーションを確立する。

- ・ 誰もが理解しアクセスできる即時的な情報を発信する。
- ・ 地域内での合意形成のシステムをつくる（地域社会WGの担当）

行動計画②-1：メーリングリストの作成

推進者：柳川

期間：08年1月～08年12月

資源：コストなし

結果：リアルタイムでの情報共有

障害：メールアドレスを持たない人への対応
立ち上げ時の人手が必要

行動計画②-2：域内、域外の実務者によるネットワークをつくる

行動計画：

推進者：原田 龍次郎

期間：08年3月～08年10月

資源：運営費

結果：現場レベルでの情報の集約、整理、交換

障害：特になし

行動計画②-3：関係者による年複数回の会合をもつ

推進者：常田 邦彦

期間：08年6月～09年4月

資源：運営費

結果：域内、域外において、および相互の実質的な討議ができる。

障害：予算確保の目途がたたない

行動計画②-4：一般向けのホームページをつくる

推進者：伊東 員義

期間：WS直後～08年4月

資源：コストなし

結果：域外保全の情報発信が可能

障害：動物園協会のサイト内である。アカガシラ専用のホームページではない。

行動計画②-5：島内のビジター等で情報発信をする

推進者：土井高太郎

期間：WS直後～08年夏

資源：展示内容による（制作費等）

結果：島民、観光客に対して情報が発信できる

障害：発信する情報の整理がされていない

行動計画②-6：「村民だより」にハトコーナーを作る

推進者：島田絹子

期間：WS 直後～08 年 4 月
資源：コストなし
結果：全島民への周知が可能になる
障害：発進責任者が必要

課題③：小笠原での保護施設がない

目標③：アカガシラカラスバトの救護個体に対応できる現地での体制を確立する

行動計画③-1：野生動物の救護に対応できる動物病院を確保する
責任者：中西せつ子
期間：08 年 1 月～08 年 4 月（診療）、11 年（病院開設）
資源：1,000 万円、獣医師 1 名
結果：アカガシラを救護できる
障害：自営は不可能

行動計画③-2：救護個体発見時の連絡先や対応等を島民に周知させる

行動計画③-3：アカガシラの救護マニュアルをつくる
責任者：鈴木直子
期間：08 年 1 月～08 年 3 月
資源：コストなし
結果：アカガシラを救護できる
障害：忙しくなる

行動計画③-4：動物園での技術研修を行う（獣医師、関係者共に）
責任者：上野動物園
期間：～08 年末まで
資源：東京都の予算で
結果：アカガシラを救護できる
障害：なし

行動計画③-5：島内の救護関係者の会合をもつ
責任者：土井高太朗
期間：WS 直後～
資源：コストなし
結果：アカガシラを救護できる
障害：なし

課題④：飼育下から野生下への導入に関する基準や定義が不明確

目標④：域内保全のプログラムと連携した域外プログラムを検討する。

行動計画④：野生個体群への導入に関する基準や行程を示した域外保全プログラムの検討を開始する。域外保全プログラムは野生個体群の状況に応じて順応的に見直す。
責任者：伊東 員義
期間：WS 直後～13 年

費用：運営費
結果：域外保全プログラムの完成
障害：なし

課題⑤：飼育技術の確立が不十分

目標⑤：健全な飼育個体群を確立（自然繁殖可能な個体群を維持する）するために、飼育技術の改善に必要な調査、研究を拡充する

行動計画⑤：域内、域外におけるアカガシラカラスバトの研究（栄養生態学、繁殖に関わる行動学、遺伝学、人口学、獣医学）

- ・ 調査結果を受けた施設の改善
- ・ 大学との連携
- ・ 助言を仰ぐ外部専門家（現地研究者を含む）集団の形成
- ・ 研究プログラムの作成

責任者：財団法人 東京動物園協会

期間：WS 直後～

資源：当面は動物園の自前

結果：飼育下における自然繁殖可能な個体（群）の確保

障害：人的資源、研究機材の不足

課題⑥：普及、教育に利用されていない

目標⑥：域外施設（東京の動物園）において普及、啓蒙、環境教育の新たな取り組みについて機会を捉えて拡充する。

行動⑥：・ハトまつり（仮）を動物園で開催する（ハトの日（8月10日）前後

- ・ パネル展示
- ・ 巣、卵、エサなどの実物の展示
- ・ 域内、域外の研究発表会
- ・ グッズ販売
- ・ 講演会
- ・ 募金箱の設置
- ・ 協賛企業を募集する

推進者：原田 龍次郎

期間：WS 直後～08年3月

資源：開催費、制作費、派遣費、解説員

結果：内地での知名度 UP、域外保全への理解

障害：解説員を確保する必要がある、スケジュール調整、実行委員会がない

飼育下繁殖個体群の現状とその人口統計と遺伝的な強化のための戦略

伊東 員義、ジョナサン・バルー

はじめに

ワーキンググループの参加者は、飼育下個体群が野生個体群の人口統計的な、そして遺伝的な「バックアップ」として必要であるという基本的提案について、合意した。この飼育下個体群は、野生個体群が大災害に遭った際に保険として役に立つだろう。飼育下個体群から、野生個体群の補強、ひいては再構築のために個体を利用することができる。

飼育下個体群が、この目的を効果的に果たすためには、個体群は：

- 持続可能な（例えば、最終的には野生個体の継続的な追加をしなくとも、役立つようになる）。
- 比較的高い遺伝的多様性を持つ
- 適正に自然な行動をとる
- 確実に、自然な繁殖を行うことができる（例えば生まれたばかりの雛の人工保雛などの、人工保育技術などによる補助は最小限で済む）。そして飼育下繁殖個体群が消滅することなく、野生個体群の補強や再構築のための個体の補給を行うのに十分な大きさである（例えば、飼育下個体群は、野生個体群を助けるために活用した後でも、比較的すみやかに再びこの目的のために活用を続けることが可能であるべきである）。

飼育下個体群の現状

飼育下個体群は3個体（オス2個体＝個体登録番号1および3、メス1個体＝個体登録番号2）で開始された。ファウンダの#2は#3の母親だった。これらの野生捕獲個体は2001年3月に父島で入手された。個体群は急速に成長し（年間30%）、本報告書を執筆時には、合計19羽（オス7羽、メス12羽）となった（図1）。すべての個体は東京上野動物園で飼育されている。図2は個体の年齢や性別の分布を示している。

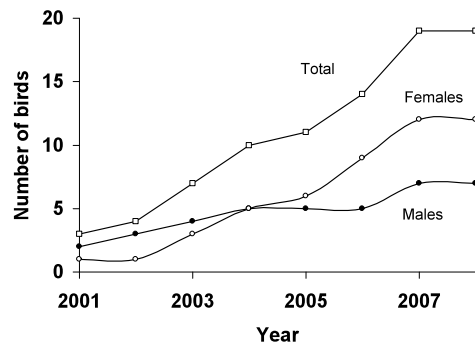


図1. 飼育下個体群の成長

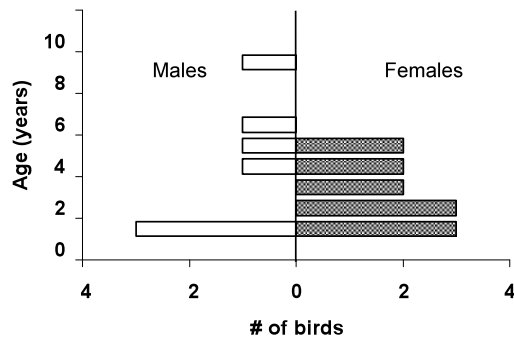


図2 飼育下個体群の現在の年齢と性別の分布

たった3個体（うち2個体は血縁関係）のファウンダを土台として、個体群の近親交配は急速に進んだ（図3）。個体群内の近親交配の平均レベルは12%である—これは個体の両親が片親違いの兄弟である状態と同じレベルの近親交配である。これは、たった3個体から繁殖をおこなった個体群とすれば、驚くべきことでも、予想外でもない。この個体群は、野生個体群と比較して、その遺伝的多様性の27%をすでに失っている（維持されている遺伝的多様性のレベルは73%である）。

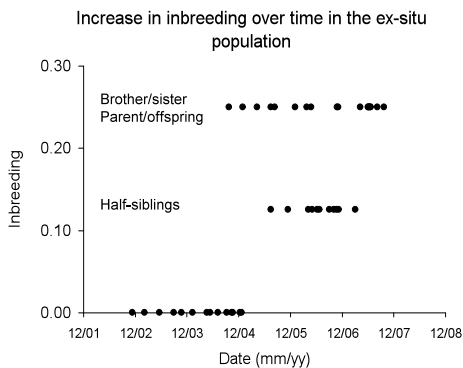


図3. 雛の近交係数の時系列変化。それぞれの点は雛を示し、そのX軸に沿った位置は出生時期を、Y軸の位置はその近交係数を示す。

個体群が小さいため、個体群内で組み合わせ可能なペアリングが、されなる近親交配につながり（表1）、そこから生まれる個体の近交係数は最低でも0.25である（兄弟間での繁殖と同レベル）。

近親交配が個体群の健康状態に悪影響を与えるかどうかを決定するのに十分な数の鳥が生まれていないが、近交係数の高い雛の方が、近親交配の程度が低い雛に比べて、生存率が低い（図4）。しかしながら、この傾向の統計的な有意差は無い。

表 1. すべてのオス（横ラベル）とメス（縦ラベル）を繁殖させた場合のそこから生まれる子孫の近交係数

		Males						
		1	4	5	12	38	41	45
Females	7	0.25	0.25	0.25	0.25	0.1875	0.25	0.25
	8	0.25	0.25	0.25	0.25	0.1875	0.25	0.25
	10	0.25	0.25	0.25	0.25	0.3125	0.25	0.375
	11	0.25	0.25	0.25	0.25	0.1875	0.375	0.25
	23	0.25	0.375	0.25	0.25	0.1875	0.3125	0.25
	24	0.125	0.1875	0.1875	0.1875	0.3125	0.1875	0.25
	30	0.125	0.1875	0.1875	0.1875	0.3125	0.1875	0.25
	31	0.125	0.1875	0.1875	0.1875	0.3125	0.1875	0.25
	33	0.125	0.1875	0.1875	0.1875	0.3125	0.1875	0.25
	40	0.25	0.25	0.25	0.375	0.25	0.25	0.375
	43	0.375	0.25	0.25	0.25	0.1563	0.25	0.25
	44	0.25	0.25	0.25	0.375	0.25	0.25	0.375

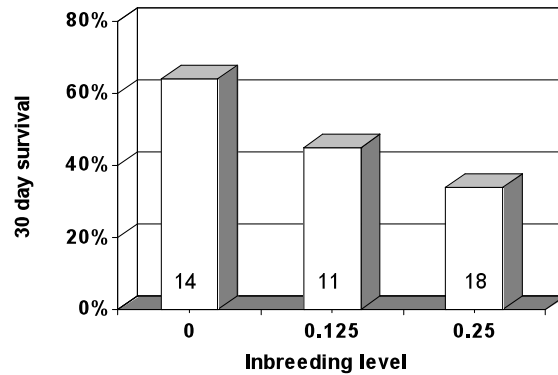


図 4. 近交係数ごとの孵化後 30 日生存した雛の割合。
棒グラフ内の数字は同レベルの近親交配で生まれた雛の数を示す。

要約すると、現在の飼育下個体群は、長期的な、持続可能で遺伝的に健全な飼育下個体群の基本になるために必要な遺伝的、人口統計的な特性を備えていない。

飼育下個体群の遺伝的な改善のための戦略

個体群の拡大

野生個体群の持続可能なバックアップとして役立つために、域外保全個体群には、ファウンダ個体の追加、そして/または、急速な個体数の増加が必要である。初めに、単純に個体群を大きく成長させることの利益について検討を行った。

遺伝的多様性の喪失は以下の式で示される：

$$GD_{t+1} = GD_t * (1 - 1/(2N_e))$$

N_e を有効個体群サイズ、 GD_t を世代 t で維持された遺伝的多様性のレベルとする。したがって、有効個体群サイズが最大化によって、遺伝的多様性喪失が最小化される。有効サイズは個体群内の繁殖個体の数の function であり、どれだけ個体群が良く管理されているかを示す。しかしながら、今後の個体群の遺伝的多様性の喪失を阻止するためには、単純に個体群サイズを大きくすることで、達成できる。

図 5 は、表 2 に示された現在の個体群の状況で、20 羽から 500 羽の間の様々な個体群サイズに成長した場合の 20 年後に維持される遺伝的多様性レベルを示す。

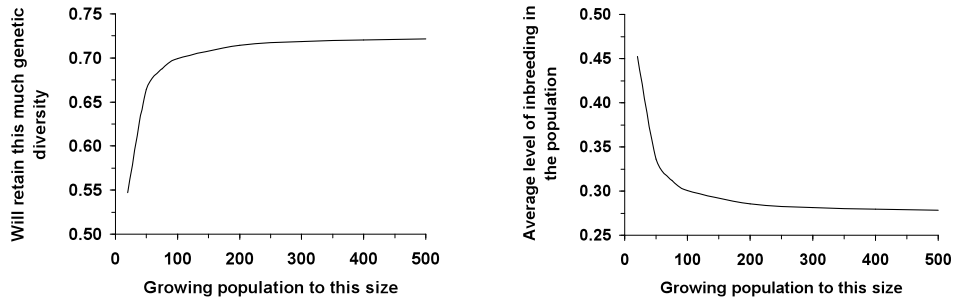


図 5. 左：示された数に個体群を成長させ維持した場合の、20 年後に保持される遺伝的多様性の量。右：同様のシナリオにおける、近親交配のレベル。

個体群の成長無しの場合（個体数を 20 個体に維持した場合）、野生個体群の遺伝的多様性の 55%しか維持できないであろう。個体数を 100 羽またはそれ以上に増やすことで、遺伝的多様性はより高く維持できるが、それでも、遺伝子プールの約 70%しか維持できない。これは遺伝的多様性の 90%を維持するという標準的な推奨される目標に対して著しく低いものである。

近親交配の点から評価すると、20 羽で維持した場合には非常に近親交配の進んだ個体群となり（平均近交係数=0.45）、100 羽以上まで個体を増やした場合には近親交配のレベルが 25%を超える-または、個体群内の全ての動物が兄弟姉妹、またはそれ以上に血縁関係が近いという状態と同様になるだろう（図 6）。個体群を約 100 羽から 150 羽に増やすことによってもたらされる追加的な利益はあまり無いという点が重要である。

要約すると、単純に個体数を増やすことでは、持続可能な健全な個体群には至らない。

新たなファウンダの追加

次に、野生個体群からの新たなファウンダの追加の影響について評価を行う。しかしながら、野生捕獲個体の追加は野生個体群の生存可能性に対する影響がない場合のみ行われるべきである。

野生個体群への影響を最小限にしつつ、飼育下個体群に新たなファウンダを追加する方法の一つの方法は、野生下で卵を取り除くことで、メスに2回産卵をさせることである。収集された卵は孵卵器で孵化させるか、あるいは飼育下において里親に育てさせることができ、野生のメスは除去された卵の代わりに再度産卵をするだろう。この方法は野生個体群へ影響を与えずに飼育下個体群にファウンダを追加するという目的に資するであろう。しかしながら、この種において、2度目の産卵をするかどうか、まだ知られておらず、この方法が選択肢の一つかどうかを確認するために継続的な研究が続けられるだろう。

もしも、2度目の産卵が選択肢でないのであれば、飼育下個体群へのファウンダの追加は野生から個体を取り除くことによるのみ達成できる。Vortexによるモデリングのグループは、野生から個体を取った場合の野生個体群の絶滅可能性への影響について分析をするように依頼された。彼らのモデルでは、現在の野生個体群では、野生個体群の絶滅可能性を高めずに個体を除去することは不可能である（Vortexモデリンググループの報告書参照）。しかしながら、個体群への圧力を十分に軽減するような対策が行われるとすれば（例えば、ネコの排除、生息環境の改善）、個体群は成長することが可能であり、野生個体群の絶滅可能性に対する影響なしに個体を取ることが可能である。野生個体群への影響なしに取り除くことができる個体数については、野生個体群の潜在的な成長率次第である。現在の野生下個体群の100年間における絶滅リスク32%を減少することが望まれる。100年間における絶滅リスクを10%以下に保つとした場合、成長率に対する捕獲数は以下のようなになる：

- 野生下個体群の成長率5%の場合、4年（アカガシラカラスバトの約1世代時間）毎に成鳥1羽
- 野生下個体群の成長率6%の場合、4年毎に1ペア
- 野生下個体群の成長率8%の場合、4年毎に2ペア

我々は、それらの追加ファウンダが飼育下個体群にどのように取り入れられるのが最善であるか、分析を行った。PM2000ソフトウェアによる測定基準は飼育下個体群への新たなファウンダ追加の影響をモデリングするために使用された。初期のパラメータはPM2000による現在の個体群の分析から得られた（表2）。

表2. 飼育下個体群内の遺伝的多様性の将来的変化のモデリングに使用されたパラメータ

パラメータ	値
世代時間	5 ¹
潜在的個体群成長率 (λ)	1.3
維持されている遺伝的多様性	0.78 ²
個体群サイズ (N)	19
有効個体群サイズ (N_e)	5.9
N_e/N 比	0.31 ³

¹現在の飼育下個体群の世代時間は4年であるが、これは個体群が長期間維持されていないため、過小評価である。したがって、より現実的な推定として5年を利用した。

²現在維持されている遺伝的多様性は0.74で、潜在的には0.80である。

³現在の個体群内の繁殖が証明されたオスとメスの数から計算した。

我々は、新たな野生捕獲個体が飼育下個体群に追加される割合に対して、いくつかの異なる戦略をモデリングした。

- 1世代ごとに1羽
- 1世代ごとに1ペア
- 1世代ごとに2ペア

新たなファウンダは個体群に対し創始個体ゲノム相当数を 0.5 対かすると仮定した。新たなファウンダを今すぐに個体群に追加することが出来ると仮定したが、個体の追加が数年後まで遅れることがどのような影響を及ぼすかについても分析した（結果としては、違いは取るに足らないものであった）。また、飼育下個体群を 100 羽まで増やすと仮定した。

初めに、図 6 は、ファウンダを全く追加しなかった場合の、個体群サイズ（赤線、および左軸）と遺伝的多様性の低下（青線および右軸）の時系列変化を示している。飼育下個体群は 100 羽まで増加する間、遺伝的多様性については X 軸との交点を下回り、20 年後には 70% を維持する状態となる。

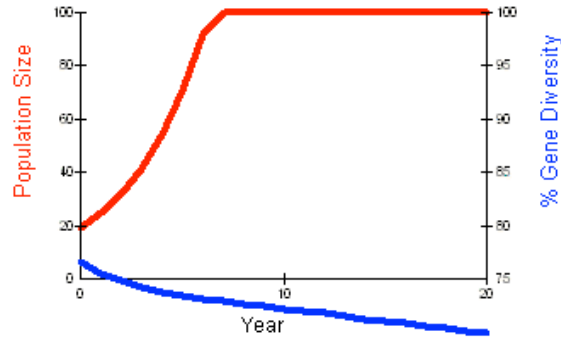


図 6. 今後 20 年間の、ファウンダをまったく追加しなかった場合の個体群サイズの変化（赤線、左軸）と遺伝的多様性（青、右軸）の時系列変化

図 7a, b, c は、世代時間毎にそれぞれ (a) 1 羽、(b) 2 羽、(c) 4 羽ずつ個体群の補強を行った場合の同様のグラフを示している。

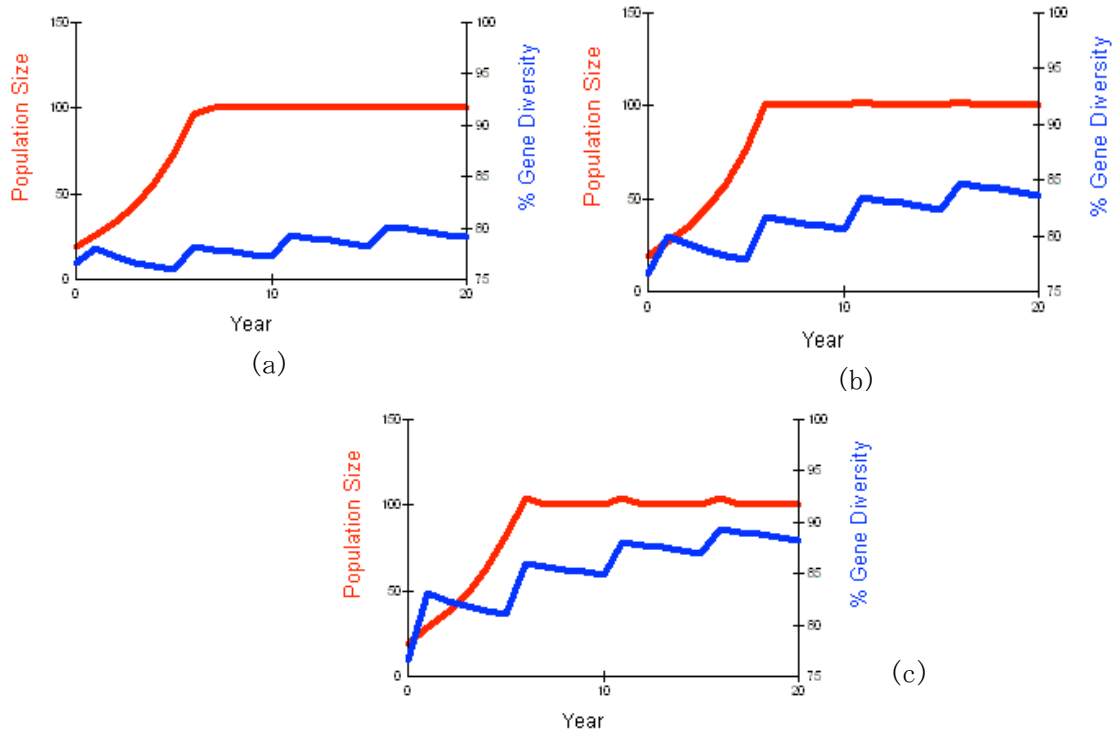


図 7. 世代時間毎に、(a) 1 羽、(b) 2 羽、(c) 4 羽ずつ新たなファウンダを個体群に追加した場合の個体群サイズと遺伝的多様性喪失の変化についての予測

早期に遺伝的多様性を90%程度にすることは、世代毎に新たに4羽を加えることで十分達成できる。世代ごとに2羽を追加することでも、遅い割合ではあるが、遺伝的な多様性を高めることができる：この場合、30年後に87.5%で安定する。世代ごとに1羽のみ追加する場合は、遺伝的多様性の向上は非常にゆっくりである。さらに、新しい個体の追加を数年待ったとしても、結果はほとんど変化しなかった（グラフは掲載していない）。新たなファウンダが追加されるまで、遺伝的多様性は（図6で示された割合で）下がり続け、十分な数のファウンダ（世代ごとに2羽あるいは4羽）が追加されると、それらの個体から個体群に対して遺伝的多様性が急速に供給される。

これらの分析では、追加される個体同士、あるいは飼育下個体群とも血縁関係が無いということ仮定した。野生個体群が小さいため、おそらくファウンダは何かしらの関係があるだろう。分析では、ファウンダが創始個体ゲノム相当数の0.5（または、それらの個体が提供し得る遺伝子の半分）だけ提供する

要約

これらの結果から、2つの戦略が提案される：

- A. ファウンダの追加が可能になるまで、個体群をできるだけ早く、100羽から150羽まで成長させ、今後20年間で、遺伝的多様性のたった70%を維持する。この個体群の近親交配がさらに進み、管理者は個体群の健全性の低下に直面する可能性があることから、この方法は難しいかも知れない。しかしながら、飼育下個体群を大きくしない、あるいは消滅させるという選択肢が、種の生存可能性を増やすことにはつながらない。
- B. 一度、新たなファウンダの導入が可能になれば（例えば、野生個体群への危機が鳥のぞかれ、個体群が成長を示した場合、あるいは2度の産卵が可能である場合）、5年ごとに1ペアあるいは2ペアを飼育下個体群に導入し、遺伝的多様性を維持するために十分な数の子孫（生存個体）をつくるために繁殖を行う。
- C. 他の検討項目：傷病による救護個体が入手できた場合は、いかなる場合でも飼育下繁殖個体群に取り入れることを試み、繁殖を行うべきである。もしも、科学的研究によって2度の産卵が可能であることが示された場合は、ファウンダを育てるために、卵を飼育下に持ち込み、活用することができる。これは2度の出産が可能であるということが示されたら、できるだけ早く実行できる。正確な血統図分析を可能にするためと将来的な近親交配を避けるために個体登録簿（スタッドブック）には、同じ巣から収集された卵については兄弟であることを記録するべきである。

(Section of the Ex-situ Population Working Group Report)

Status of the Captive Population and Strategies for Reinforcing its Demography and Genetics

Mr. Kazuyoshi Itoh and Dr. Jonathan Ballou

Introduction

Workshop participants agreed on the general recommendation that a captive population is needed as a demographic and genetic “backup” of the wild population, provided that it can be established without jeopardizing the survival of wild population. This captive population would serve as insurance in case the wild population experienced a catastrophe; individuals from the captive population could then be used to reinforce or even re-establish a wild population.

In order for the captive population to effectively serve this purpose, it would have to be:

- self-sustaining (i.e. eventually capable of surviving without continuous input of wild animals, or any input needed would be of no risk to the wild population);
- contain relatively high levels of genetic diversity;
- exhibit reasonably natural behaviors;
- be able to reproduce reliably and naturally (with minimum assistance through artificial rearing techniques, such as hand-rearing of hatchlings); and be large enough to supply animals for a reinforcement or re-establishment without causing extinction of the captive population (i.e. the captive population should continue to be able to serve this purpose again relatively soon after it once has already been used to rescue the wild population).

Status of the Captive Population

The captive population was started with three individuals, two males (Stbk # 1 and #3) and one female (#2). Founder #2 was the mother of #3. These wild-caught birds were acquired in March of 2001 from the island of Chichi Jima. The population grew rapidly (at about 30% per year) and at the time of this report was 19 total: 7 males, 12 females (Fig 1). All of the birds are at the Tokyo Ueno Zoo. Figure 2 shows their age and sex distribution.

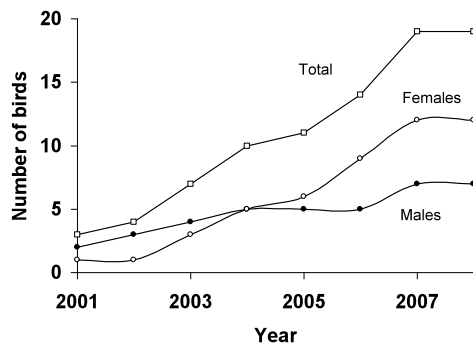


Figure 1. Growth of the captive population.



Figure 2. current age and sex distribution of the captive population.

With a founder base of only three individuals (two of which were related) the population rapidly became inbred (Fig 3). The average level of inbreeding in the population is 12% - which is the level of inbreeding for birds whose parents are half-sibs. This is not surprising or unexpected with a population founded by only three birds. Further, the population has already lost 27% of its genetic diversity compared to the wild population (level of gene diversity retained is 73%).

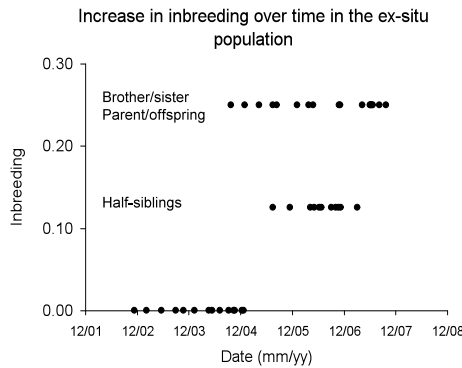


Figure 3. Inbreeding coefficients of chicks over time. Each dot is a chick, its position along the x-axis indicates date of birth, and its position on the y-axis, its inbreeding coefficient.

Because of the small population size, most of the potential pairings in the population would result in additional inbreeding (Table 1), producing offspring with inbreeding coefficients of at least 0.25 (equivalent to brother-sister matings).

Table 1. Inbreeding coefficients of offspring produced by mating all males (column labels) with all females (row labels).

		Males						
		1	4	5	12	38	41	45
Females	7	0.25	0.25	0.25	0.25	0.1875	0.25	0.25
	8	0.25	0.25	0.25	0.25	0.1875	0.25	0.25
	10	0.25	0.25	0.25	0.25	0.3125	0.25	0.375
	11	0.25	0.25	0.25	0.25	0.1875	0.375	0.25
	23	0.25	0.375	0.25	0.25	0.1875	0.3125	0.25
	24	0.125	0.1875	0.1875	0.1875	0.3125	0.1875	0.25

30	0.125	0.1875	0.1875	0.1875	0.3125	0.1875	0.25
31	0.125	0.1875	0.1875	0.1875	0.3125	0.1875	0.25
33	0.125	0.1875	0.1875	0.1875	0.3125	0.1875	0.25
40	0.25	0.25	0.25	0.375	0.25	0.25	0.375
43	0.375	0.25	0.25	0.25	0.1563	0.25	0.25
44	0.25	0.25	0.25	0.375	0.25	0.25	0.375

Not enough birds have been produced yet to determine if inbreeding affects the health of the population, but the chicks with higher inbreeding coefficients do have lower survival rates than less inbred chicks (Fig 4). This trend, however, is not statistically significant.

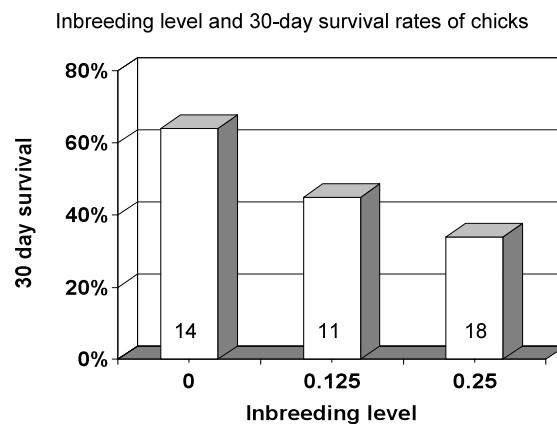


Figure 4. Proportion of chicks that survive to 30 days relative to their inbreeding coefficients. The number in the bar is the number of chicks hatched with that level of inbreeding.

In summary, the current captive population does not have the genetic or demographic characteristics needed to be the basis of a viable, genetically healthy captive population over the long term.

Strategies for Genetic Improvement of the Ex-situ Population

Population Expansion

To serve as a viable backup of the wild population, the ex-situ population needs additional founders and/or to grow rapidly. We first consider the possible benefits of simply growing the population to a larger size.

Loss of genetic diversity is determined by:

$$GD_{t+1} = GD_t * (1 - 1/(2N_e))$$

Where N_e is the effective population size, and GD_t the level of genetic diversity retained to generation t . Thus, loss of genetic diversity is minimized by maximizing the population's effective size. Effective size is a function of the number of breeders in the population, and how well they are

managed. However, reducing the further loss of genetic diversity can be achieved by simply increasing the population size.

Figure 5 shows the levels of genetic diversity that is retained after 20 years given the population characteristics defined in Table 2, but if the population were to be grown to various sizes between 20 and 500.

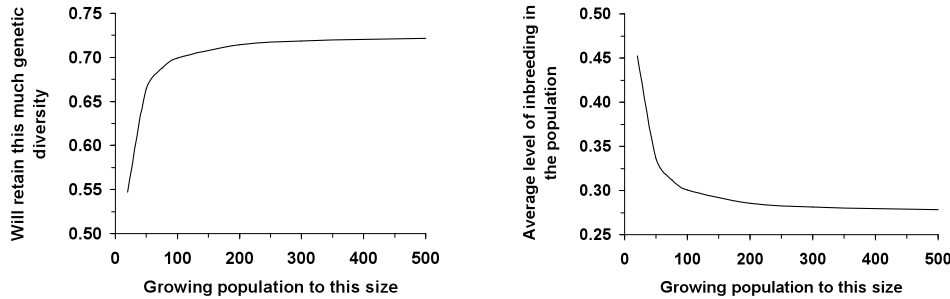


Figure 5. LEFT: Amount of genetic diversity retained after 20 years if the population grows and is then maintained at the size indicated. RIGHT: Level of inbreeding for the same scenarios.

Without growing the population (keeping it at about 20) it will retain only about 55% of the gene pool of the wild population. By increasing the population to 100 or larger, the population retains more, but still only about 70% of the gene pool. This is substantially less than the standard recommended goal of maintaining 90% of the genetic diversity. Measured in terms of inbreeding, keeping the population at about 20 will result in a very highly inbred population (average inbreeding coefficient of 0.45), while letting it increase to over 100 will result in an inbreeding level of over 25% - or the equivalent of all animals being as or more closely related than brothers and sisters (Fig 6). It is important to note that growing the population to more than about 100-150 does not provide much added benefit.

In summary, simply growing the population will not result in a viable healthy population.

Addition of New Founders

We now consider the impact of adding new founders from the wild population. However, adding wild-caught individuals should only be done if it has no effect on the viability of the wild population.

One approach that would provide new founders to the captive population while minimally impacting the wild population would be to force females to double-clutch in the wild by removing eggs. Collected eggs could then be incubated or foster-reared in captivity, and the wild females would simply lay another clutch to replace the removed eggs. This would serve the purpose of adding new founders to the captive population while not impacting the wild population. However, it is not yet known if double-clutching is possible with this species; research will be conducted to confirm if this is an option.

If double-clutching is not an option, additional founders for the captive population can only be accomplished by removing birds from the wild. The Vortex Modeling Group was asked to explore the effect of removing individuals on the wild population's probability of extinction. Their models

show that the current wild population cannot sustain any removal of adult individuals without increasing the extinction probability of the wild population (see Vortex Modeling Group Report). However, if actions are taken to remove enough pressure on the population (e.g., removal of cats, habitat improvement) so that it can grow, birds could be removed without affecting the wild population's extinction probability. The number of birds that could be removed without impacting the wild population's probability of extinction depends on the potential growth of the wild population. Ideally it would be desirable to lower the current projected extinction risk of 32%. To keep the probability of extinction in 100 years under 10%, the wild population needs the capacity to grow at:

- 5% per year in order to remove 1 adult bird every 4 years (about one pigeon generation)
- 6% per year to remove 1 pair every 4 years;
- 8% per year to remove 2 pairs every 4 years.

We examined how best the captive population could incorporate these additional founders.

The Goals module of the PM2000 software was used to model the effect of adding new founders to the captive population. The initial parameters were derived from the PM2000 analysis of the current population (Table 2).

Table 2. Parameters used to model future changes to genetic diversity in the captive population.

Parameter	Value
Generation Length	5 ¹
Potential Lambda	1.3
Gene Diversity Retained	0.78 ²
Population size (N)	19
Effective Population Size (N _e)	5.9
Ratio of N _e /N	0.31 ³

¹ Captive population currently has a generation length of 4 years, which is an underestimate because the population has not been established very long. Thus, 5 years was used as a more realistic estimate.

² Current gene diversity retained is .74 with potential at .80. Assuming the gene diversity could be increased by careful management, we set the model level at 0.78.

³ Calculated from the number of proven breeding males and females in the current population.

We modeled several different strategies for the rate at which new wild-caught birds were added to the captive population:

- adding 1 bird per generation
- adding 1 pair per generation; and
- adding 2 pairs per generation

New founders were assumed to provide 0.5 additional founder genome equivalents to the population. It was also assumed that these new birds could be added to the population immediately, but we also looked at what the impact of delaying supplementation for several years also might have (negligible as it turns out). We also allowed the captive population to grow to 100 birds.

First, Figure 6 shows the dual graph over time of changing population size (red line and left axis) and declining genetic diversity (blue line, right axis) without adding new founders. The captive population grows to 100, while gene diversity declines to below the axis, retaining about 70% of the gene diversity after 20 years.

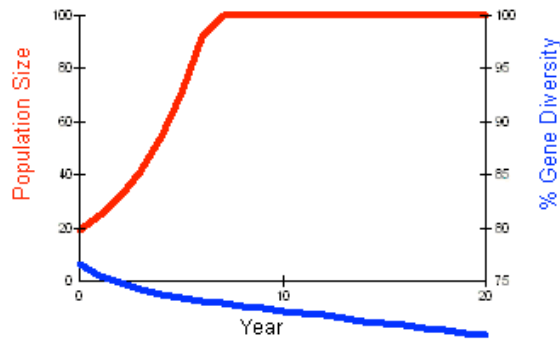


Figure 6. Projected change in population size (red; left axis) and loss of genetic diversity (blue, right axis) over the next 20 years without adding any additional founders.

Figures 7 a, b, and c show the same graphic but supplementing the population with one (a), two (b) and four (c) birds per generation.

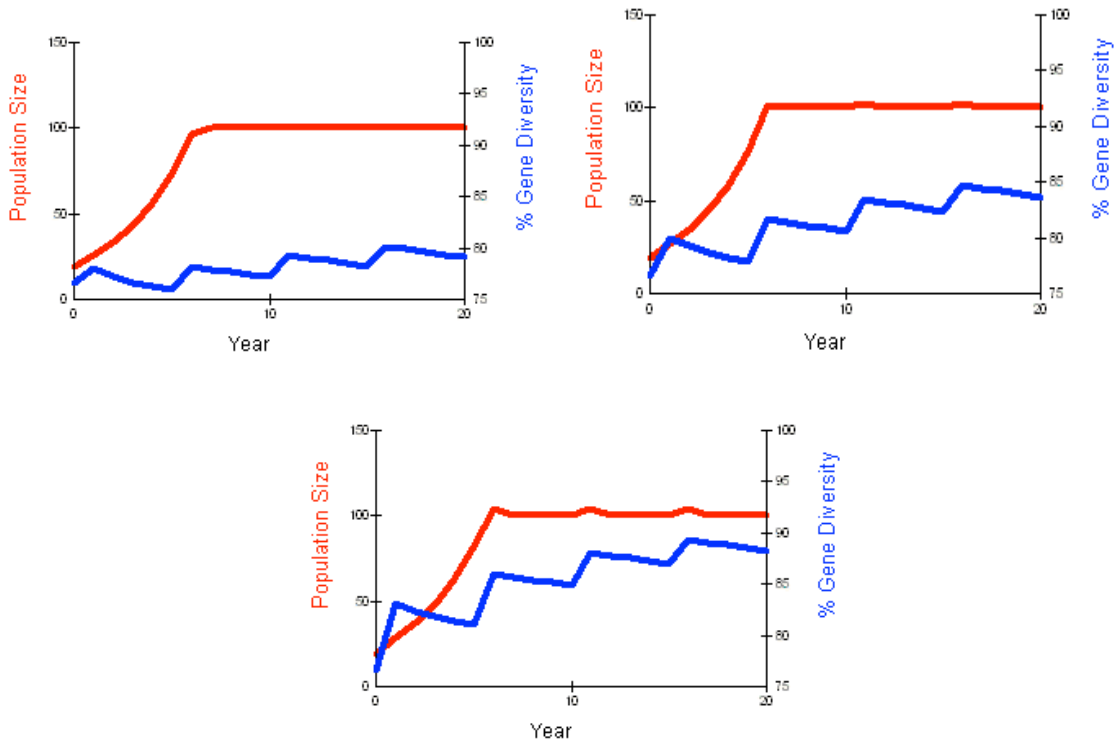


Figure 7. Projected change in population size and loss of genetic when 1 (first graph), 2 (second graph) and 4 (last graph) new founders are added each generation.

Adding 4 new birds per generation is enough to quickly bring the genetic diversity up to or approaching 90%. Adding two birds per generation also increases genetic diversity, but at a slower rate: it stabilizes at 87.5% after about 30 years. Adding only one founder per generation only very gradually increases genetic diversity. Furthermore, waiting several years to supplement the population does little to change the results (graphics not shown). While certainly genetic diversity continues to be lost until founders are added (at the rate shown in Fig 6), when sufficient new founders are added (2 or 4/generation), they rapidly bring genetic diversity into the population.

These analyses assume that incoming founders are unrelated to the captive population as well as each other. Since the wild population is small, it is likely that founders will be somewhat related. The analysis partly compensates for that by assuming that each new founder only contributes 0.5 founder genome equivalents – or half as many new genes as they would otherwise.

Summary

These results suggest two strategies:

- A. Until additional founders are available, grow the population as rapidly as possible to about 100 or 150, which will maintain only about 70% of genetic diversity over 20 years. This may be a challenge because the population will become increasingly inbred, and managers may be confronted with declines in the health of the population. However, the alternatives of not growing the population, or even letting it go extinct, do not provide outcomes that enhance the viability of the species.
- B. Once founders become available (i.e., the threats have been removed from the wild population and it shows indications of growth; or double-clutching is possible), then bring one or two pairs into the captive population every 5 years and breed them to produce a sufficient number of surviving offspring to retain their genetic diversity.
- C. Other considerations: Any time injured birds become available, every attempt should be made to incorporate them into the captive population and reproduce. If research indicates the feasibility of double clutching wild eggs, then eggs can be brought into captivity to provide founders. This can be implemented as soon as its determined that double clutching is feasible. Studbook records should record eggs collected from the same nest as siblings to allow accurate pedigree analysis and avoid inbreeding in the future.

地域社会づくりワーキンググループ報告書

アカガシラカラスバト保全計画づくり国際ワークショップ
2008年1月10日～12日
東京都小笠原村父島

ワーキンググループ参加者

氏名	所属
相原美佐緒	父島図書館 図書館司書
浅沼博文	母島在住獣医師
池田千賀子	小笠原ホエールウォッチング協会
池田 啓	兵庫県立コウノトリの郷公園 研究部
石井亮	(株)小笠原ツーリスト
石川 等	東京都小笠原支庁土木課自然環境担当係
石原さゆり	NPO 法人どうぶつたちの病院 東京プロジェクトスタッフ
一木重夫	小笠原村議会議員
井ノ口知江	ボニンインタープリター協会
岩本 誠	小笠原村企画政策室世界自然遺産担当
打込みゆき	ボニンインタープリター協会
江戸謙顕	文化庁文化財部記念物課
大津 源	小笠原村産業観光課
大山みゆき	東京都島しょ保健所小笠原出張所 生活環境係
大好まり	ボニンインタープリター協会
小幡純子	ボニンインタープリター協会
折田五十二郎	小笠原村役場母島支所
金子タカシ	自然体験ガイド・ソルマル ガイド
上條明弘	都立小笠原高校 教諭
菊池歌子	フリーショップまるひ
小林希実	小笠原海洋センター
今野 満	小笠原村役場母島支所 支所長
坂入祐子	小笠原母島観光協会 事務局員
佐々木哲朗	NPO 法人小笠原自然文化研究所
鈴木希理恵	NPO 法人野生生物保全論研究会 (JWCS)
鈴木 孜	通訳
鈴木可久	東京都小笠原支庁母島出張所 産業課産業係 鳥獣保護担当
忠地良夫	東京都自然ガイド
田畑直樹	(財)東京動物園協会多摩動物公園飼育展示課 副園長兼飼育展示課
富田恭正	(財)東京動物園協会多摩動物公園飼育展示課 野生生物保全センター
長島忠義	小笠原村教育委員会
長嶺 隆	NPO 法人どうぶつたちの病院
中山隆治	環境省小笠原自然保護官事務所 首席自然保護官
西沢盛和	小笠原村立母島小・中学校
沼田伸一	環境省小笠原自然保護官事務所自然保護官補佐
野元学	小笠原観察指導員連絡会
花里真由美	小笠原村観光協会
幅田慶子	(社)東京都獣医師会理事
深澤 丞	NGO 小笠原自然観察指導員連絡会
堀越晴美	NPO 小笠原自然文化研究所

松野高至	小笠原中学校
見上敏一	環境省関東地方環境事務所野生生物課
三宅友香	東京海洋大学 海洋科学部 海洋政策文化学科
森 恭一	小笠原ホエールウォッチング協会
山田捷夫	NPO 法人小笠原クラブ
横山康子	ボニンインタープリター協会
横山優美	小笠原小学校
吉井信秋	マルベリー
渡貫洋介	シー・タック

1. 課題抽出と優先順位づけ

課題抽出にあたり、ブレイン・ストーミングとして「なぜアカガシラカラスバト（以下カラスバト）が絶滅に瀕しているのか」について、WG参加者全員の意見を発表した後に、課題に当たるものか対策に当たるものかの分類を行った。その結果、以下の8つの課題が抽出された。

課題A カラスバトを守るための組織やシステムが確立していない。

- ❖ 「守る」主体が不明確
 - ・ 守るの定義は？なぜ守るのか？具体的に何を守るのか、ハトだけでよいのか？
 - ・ カラスバトを守ることで他のものも守ることに繋がると思う。
- ❖ カラスバトを守ることに反対する人がいる可能性も考慮しておくべき。
 - ・ 立ち入りが規制される。
 - ・ ネコ飼育に制限を強いられる。
 - ・ ネコを捕獲するとネズミが増えるのではないか。
- ❖ 守るための情報公開とルール作り、島民の合意形成
 - ・ ハトの情報を積極的に公開すれば、生息地に立ち入る人数が増え、生息地の劣化が生じる可能性がある。情報公開と保護は相反することのないようルール作りが求められる。

課題B カラスバトについての島民の情報、知識が不足している。

- ・ 存在は知っているけれど距離感のあるカラスバト（実際は良く知らない）

課題C 情報伝達が不十分

課題D ネコ対策が不十分

課題E カラスバトが経済活動と結びついていない。

- ・ カラスバトが生活と密着していない。
- ・ カラスバトが生息できる森林の価値を見直す。

課題F 守るためのルールが確立されていない。

- ・ 研究者のデータが保護に還元されていない。
- ・ 分野の異なる研究者間のコミュニケーション不足

課題G 生態について不明な点が多い。

- ・ ハトの生態、ハトに関連する他生物との生態系の解明が不十分

課題H 世代を超えた当事者意識が不足

- ・日本人入植の歴史が浅いため、島が自分たちのものだという意識が薄い。土地を守り、世代を超えて住み続けるという意志が弱いと感じられる。
- ・旧島民、欧米系住民と新島民との差・・島に責任をもつ、という強い意識、あるいは愛着は前者のほうがより強いであろう。両者の意識の違いを認めるしかないのではないか。
- ・赴任後数年で転居する人が多い（島の特殊性）。→当事者意識の継続が困難、また個人により意識の高低の二極化
- ・カラスバト一種の希少性を訴えるのではなく、カラスバトを代表とする小笠原の自然全体、生態系が大切であると考えている。
- ・カラスバトを島民の生活の一部として捉える。そのことにより、様々な職業、立場の人間が同じ目標に向けて行動する糸口となりうる。

上記8課題に優先順位をつける→重要と考えられるもの2つを選び、WG参加者全員が投票を行う。

課題	票数	順位
A	7	6
B	12	3
C	9	4
D	20	1
E	4	8
F	9	4 (同点) →その後、5位とされた
G	6	7
H	14	2

2. 保全目標設定（長期・短期の目標設定）

これ以降、課題の優先順位に従って議論が行われた。

課題1 ネコ対策が不十分

目標1：飼い主のいないネコをなくす（山中で）

- ・ネコ飼養者に対するレクチャー
- ・ネコ条例の再評価
- ・集合住宅でのネコ飼育の問題
- ・ネコとネズミの関係の解明
- ・ペットの持ち込み規制
- ・まず山からノネコをなくす。
 - ・マイクロチップによる登録をすすめる。
 - ・繁殖が早い（年4回可）ため、早急な対策を。避妊、去勢事業を速やかに具体的なものとする。そのための拠点となる動物病院の設立
 - ・ネコ好きな人に対する説得力のある進め方を検討する。
 - ・動物を飼うことはどの地域であっても権利である。きちんと飼うということの説明する。これ以外の方法で強制することは理解が得られないであろう。
- ・ノネコに餌を与えるということの根源を絶つために、ノネコを増やさない。

課題2 世代を超えた当事者意識の不足

目標2 カラスバトを見ることで当事者意識を獲得させる。

見ることに固執すると非現実的である。映像などで代用し、環境教育に力を入れるほうが現実的という意見が出された。それに対し、あえて見ることを目標に設定することで、見ようとする機会を増やすことに繋がる。実際に見ることができたということが最大の目的ではない。やはり、見ることを目標に設定すべきということで決定。

課題3 知識、情報不足

目標3 カラスバトの認知度を100%にし、それを維持する。

毎年3分の1の人口が入れ替わる島の事情があるため理想は高いが、**実現的に可能**と考えられ、また測定可能な目標であるため、決定とした。

課題4 守るためのルールが確立されていない。

目標4 ハトと人が共存していくためのルールを作る

行政と研究者間のルールが存在するが、島民との意思疎通がなされていない。

課題 5 情報伝達手法が不十分

目標 5 住民主体のネットワークを構築する

- ・カラスバトの名前が長く、覚えづらい。（ヤンバルクイナの場合：ヤンクイ、アガチ（方言））
- ・ビジターセンターが入港日や夏季休暇中しか開館していない。島民であってもカラスバトについての情報を得にくい。
- ・カラスバトについての情報伝達ネットワークをつくる。
研究者、観光客に対してだけでなく、島民に対する情報伝達手法を確立する。
- ・島内研究者は研究結果、情報を開示する時間がない。
- ・情報開示する場に来る人が限られる

課題 6 守るための組織やシステムが確立していない

目標 6 効果的な組織やシステムの再検討（短期目標）

- ・ネコ会議がハトについて話す場を兼ねている。
- ・島民を交えた組織が必要。行政で会議が行われていることを島民が知らない。
- ・ネコ会議とカラスバトネットワークの連携
- ・システムを行使できる権限、予算をもった組織がない。
むしろ、責任の所在がはっきりしていないからこれまで実行できた面もある。
- ・効果的な組織やシステムの再点検（短期目標として）
→近い将来再度議論が必要である。

課題 7 ハトの生態について不明な点が多い

目標 7 研究者層を厚くする（島民、子供も含めた）

課題 8 カラスバトが経済活動と結びついていない

目標 8 カラスバトを島の宝にする

経済効果も生み出し、島民の誇りとなり得る。

<東平でのネコ捕獲の経緯（関係者からの説明を要約）>

- ・緊急措置として行った。ハトの繁殖地付近をネコが通っているとのiB0の報告を受けたもの。カゴに餌をしかけ、捕獲し内地へ輸送、動物病院で馴化を行い里親を探す。捕獲後係留期間は5日間。飼い猫が捕まった例もあり。これまで昨年10頭、今年13頭捕獲した。母島南崎でも同様に行っている。
- 現在東平では8箇所罠を仕掛けている。12箇所場所はあるが、ネズミに餌をとられるため、場所をローテーションして仕掛ける。

問題点

- ・ネズミがネコよりも高頻度で捕まり、捕獲効率が低下する。捕獲されたネズミはどうすべきか？決まりを作ってほしい。
- ・またボランティアを増やし、大規模に捕獲をするのであれば、場所の検討、基準作りが必要ではないか。
- ・母島での捕獲は現状では海鳥のためだけに実施している。カラスバト保全の目的のための捕獲も始めるべきではないか。
- ・捕獲したネコは栄養状態がよく、比較的に慣れている。繁殖している数よりも、人によって遺棄されているほうが多いのではないか。
- ・3、4月の転居時期になると、捨てネコの数も多くなるという情報がある。
- ・飼っている人間側の意識改革、モラル向上が必要。ネコ捕獲と同時進行で進めるべき。
- ・都営住宅の手続きと、ネコ登録は別になっている。同時に手続きできるシステムにしてはどうか。
- ・捕獲ネコ受け入れ側の東京都獣医師会の負担が大きい。里親探しはスムーズに進んでいるわけではなく、受け入れ先の動物病院で預かっているケースが多い。

WGでの優先順位と同様に、全体セッションにおいてもネコ対策が最重要課題であると評価された（第1章参照）。そのため、以後の行動計画作りのための議論は、ネコ対策により多くの時間が割かれた。

3. 保全活動計画づくり

課題1 ネコ対策が不十分である

【目標】 短期：飼い主のいないネコを山の中からなくす。長期：実行性のあるシステム作り。

【行動計画】 飼い猫、ノネコに関する実態調査および飼い猫の適正飼育指導、緊急措置としてのノネコ捕獲。

①実態調査

- (1) 野外のネコ（ノネコと室外に出ている飼いネコも含まれる）
：ネコマップ作成など参加型の調査

【責任】 母島：観光協会に依頼（坂入祐子氏）
父島：ビジターセンターに依頼（大好まり氏）
村民だよりで島民に周知する（大好まり氏）
村民報告会（岩本誠氏）

【期間】 1年間（2008年10月くらいに中間報告および専門化を交えた成果の検討）

- (2) 飼いネコ：個別訪問によるネコ飼育状況の聞き取り調査

【責任】 環境省（沼田伸一氏）
【期間】 2008年4～5月まで。

②ネコの適正飼養

適正飼養の徹底を目指し、飼い主への指導を強化する。

- (1) 飼い主にメリットのあるイベントなどを通じてマイクロチップ、不妊処置を勧める。

【責任】 ネコ連絡会議（協力者：浅沼獣医師、東京都獣医師会、NPO法人どうぶつたちの病院）

【期間】 1年以内（2008年秋の動物愛護週間頃）

- (2) 飼い主の会、動物病院設立を目指す。

【責任】 飼い主の会設立に向け、役場に働きかける（山田捷夫氏）。
動物病院設立（長嶺 隆氏 協力者：NPO法人どうぶつたちの病院）

【期間】 飼い主の会設立は直ちに。動物病院設立は2008年4月を目指す。

- (3) ネコ条例改正を提言

条例の見直し、改正を目指す。

【責任】 ネコ連絡会議
【期間】 2008年度中

③ネコの捕獲

計画的な捕獲を行うために。

(1) 飼いネコのマイクロチップ装着

(2) 責任主体をどこにおくか、資金の問題について整備をすすめる。

(3) 捕獲ネコの受け入れ先の検討

【責任】 地域連絡会議へ佐々木哲朗さんが提案する。

課題2 アカガシラカラスバトを保護するために世代を超えた当事者意識が不足している。

【目標】 アカガシラカラスバトを見ることで、当事者意識を獲得させる（各世代を網羅する）。

【行動】

① サンクチュアリ見学会の定例化（生息環境と保全の現場を見る）

【責任】 父島：堀越さんによる出前授業（西沢盛和先生、横山優美先生が協力）

見学会のガイド、コーディネーターを国有林、働きかけを深沢さん（NACS-JO）

母島：石門のカラスバト見学会（母島観光協会へ坂入祐子氏が提案、忠地良夫氏、鈴木創氏が協力する。）

② 飼育しているカラスバトを見る。

当面上野動物園の活用。将来的に「見て知る」施設を作ることを検討する。

【責任】 上野動物園の活用は動物園協会が調整する。

【期間】 施設の建設についてのアピールは直ちに行い、実現は10年後を目指す。

【資金】 多額

課題3 アカガシラカラスバトとハトをめぐる島民の人々についての知識、情報不足

【目標】 カラスバトの認知度100%を維持する。

【行動】

① パンフレット作成（転勤時期に各戸配布）、既存ビデオのDVD化、ご当地キャラクター作成

【責任】 アカガシラカラスバトネットワーク

【期間】 今後1年以内にイベントを目指して実行する。

②ビジターセンターの利用を高める

【責任】IBO、東京都

【期間】直ちに。

③村民だよりにカラスバト調査日記を連載する。

【責任】佐々木哲朗氏（IBO）、BIO、ビジターセンター。岩本誠氏が紙面の交渉を行う。

【期間】直ちに

課題4 カラスバトを守るためのルールが確立していない。

【目標】アカガシラカラスバトと共存していくためのルールを作る。

【行動】

①アカガシラカラスバト憲章を作る

②ハトの日（←仮称、今日1月12日）を制定し、ハト祭り（←仮称・何らかのイベント）を行う。

【責任】アカガシラカラスバトネットワーク結成後にメンバーを募る。

【期間】来年のハトの日（1月12日）までを目指す。

課題5 情報伝達（収集）手法が不十分

【目標】住民主体のアカガシラ・ネットワークを作る。

【行動】①メーリングリストの立ち上げ（個人・組織）

②PHVA 実行委員会の事務局が島内の参加者とネットワーク作りを検討する。

【責任】佐々木哲朗さん（IBO）、他

【期間】直ちに

課題6 カラスバトを守るための組織やシステムが確立していない。

【目標】効果的なシステムの再点検をする。

【行動】住民主体のアカガシラカラスバトネットワークが、ネコ連絡会議などについて外部から評価を行う。

※域内、域外の保全活動も評価の対象とする。

課題7 カラスバトの生態と、カラスバトを取り巻く生態系に不明な点が多

【目標】カラスバトの研究者層を厚くする。

【行動】

①子供やナチュラリストも含めた調査員の増強、地域の自然に関心のある子供を育てる。

- ②域内の研究との役割分担
- ③鳥類を研究している学生にアピールする。
- ④IBO の財政基盤強化
- ⑤カラスバトの島外へのアピールを行い、研究の底上げを行う（動物園のシンポジウムなどで）。

課題 8 カラスバトが経済活動と結びついていない。

【目標】 アカガシラカラスバトを島の宝にする。

【行動】

- ①ハトの日ツアー
- ②地ブランドの確立→アカガシラカラスバト版ハトサブレを作る。
- ③エコツアーのできる場所を増やす。
- ④調査保全活動のマスコミに対してのアプローチ

資料編

Red Headed Wood Pigeon
Population and Habitat Viability Assessment Workshop
アカガシラカラスバト保全計画づくり国際ワークショップ
に関わるさまざまな活動の記録

1-1. 島内の活動

アカガシラカラスバト保全計画づくり国際ワークショップへの気運づくり、そして本種の保全活動の推進のために、「ハト祭」として、シリーズ化したさまざまなイベントを以下のように企画開催した。これらのイベント開催にあたり、島内で無数の会合、準備が昼夜を問わず行われた。すべてが島民主体の手作りイベントとなった。これらの活動の最大の成果は、小笠原で、まったく無名と言ってとよかった絶滅危惧種「アカガシラカラスバト」の存在を、多くの島民に認知させたことにある。

1. 『アカガシラカラスバトの森を歩く』

〔内容〕ハトの保全エリアである、東平アカガシラカラスバトサンクチュアリーにおいて、生息地の森を見学。現場では、森林環境や保全活動、調査活動の解説を受ける。

〔対象〕島の中学生～大人対象

〔開催日時〕第1回：2007年12月7日/第2回2007年12月26日

〔開催場所〕父島東平サンクチュアリー

〔開催者〕主催：アカガシラカラスバト PHVA 実行委員会. 協力：小笠原自然観察指導員連絡会/小笠原自然文化研究所

〔イベントカテゴリー〕体験イベント

2. 『遊び隊特別プログラム-ハトを守り隊-』

〔内容〕ビジターセンターで開催中のアカガシラカラスバト展を見学。その後、ハトの生息地である父島東平周辺に移動し、ハトの生息する森を歩く。

〔対象〕島の小学生対象。

〔開催日時〕2007年12月19日

〔開催場所〕小笠原ビジターセンターおよび父島東平

〔開催者〕主催：環境省小笠原自然保護官事務所/ボニン・インタープリター協会. 協力：アカガシラカラスバト PHVA 実行委員会/小笠原自然文化研究所

〔イベントカテゴリー〕体験イベント

3. 『山のネコの捕獲現場を知るツアー』

〔内容〕アカガシラカラスバトの繁殖保護を目的とした、野生ネコの緊急捕獲作業に同行し、ハトの保全活動を体験する。捕獲されたネコをペットに戻す取り組みを通して、人間とペットのあり方をみつめなおす。島民一般対象。

〔対象〕島の小学生対象。

〔開催日時〕第1回：2007年12月27-28日/第2回2008年1月5-6日

〔開催場所〕父島東平

〔開催者〕主催：アカガシラカラスバト PHVA 実行委員会. 協力：小笠原自然観察指導員連絡会. 小笠原ネコに関する連絡会議（小笠原総合事務所国有林課）

〔イベントカテゴリー〕体験イベント

4. 『千羽バトプロジェクト』

〔内容〕島の子供達を中心に、アカガシラカラスバトの折り紙を指導。ハトが増えることを願って、千羽を目指し、みんなでひたすら折る。

各イベント開催日ほか

〔開催者〕主催：アカガシラカラスバト PHVA 実行委員会。
〔イベントカテゴリー〕体験イベント

5. 『アカガシラカラスバト展-父島』

〔内容〕アカガシラカラスバトの生態や保護活動の解説パネル展。剥製や父島で撮られた多数の生態写真も展示。

〔開催日時〕2007年12月9日-2008年1月13日

〔開催場所〕小笠原ビジターセンター

〔開催者〕主催：アカガシラカラスバト PHVA 実行委員会。東京都小笠原支庁土木課自然公園係

〔イベントカテゴリー〕展示イベント

6. 『アカガシラカラスバト展-母島』

〔内容〕アカガシラカラスバトの生態や保護活動の解説パネル展。剥製や母島で撮られた多数の生態写真も展示。

〔開催日時〕2007年12月17日-2008年1月19日

〔開催場所〕母島船客待合所内

〔開催者〕主催：アカガシラカラスバト PHVA 実行委員会。

〔イベントカテゴリー〕展示イベント

7. 『アカガシラカラスバトと小笠原の自然』

〔内容〕ワークショップ会場に、各分野で既に発表された研究ポスターを展示。これまでの小笠原研究成果を島民に広く知らせる。『千羽バトプロジェクト』で作成された折り紙も展示予定。

〔開催日時〕2008年1月10日-13日

〔開催場所〕小笠原村地域福祉センター

〔開催者〕主催：アカガシラカラスバト PHVA 実行委員会。

〔イベントカテゴリー〕展示イベント

8. 『エコグッズ はとや』

〔内容〕小笠原で野生生物の保全に関わる団体の活動を広報するとともに、オリジナルグッズを販売。売り上げは全て小笠原の野生生物保護活動に使用。

〔開催日時〕2008年1月10日-13日

〔開催場所〕小笠原村地域福祉センター

〔開催者〕主催：アカガシラカラスバト PHVA 実行委員会。協力：NPO 法人どうぶつたちの病院東京プロジェクト/小笠原ホエールウォッチング協会/小笠原海洋センター

〔イベントカテゴリー〕グッズ販売

9. 『ハトキャラクターの愛称募集』

〔内容〕アカガシラカラスバトのキャラクターの名前を公募。WS 最終日の島民報告会で結果発表。『アカポッポ』に決定。

〔開催日時〕2007年12月17日-2008年1月13日/島内各所とHP上で募集

〔開催者〕主催：アカガシラカラスバト PHVA 実行委員会。

〔イベントカテゴリー〕募集イベント

愛称応募状況

オーシャン	うーうー	ニジバト(にじぼと、にじバト)
あおとり	ウーコ	ニデリバト
あおポッポ	ウータン	パートくん
アカアカ	うーちゃん(ウーちゃん)	パートちゃん
アカガ	ウシバト	ハカトラ
アカガカラス	ウッウー	パッチ
アカガさる	エス85	ハットリ
アカガシバトくん	小笠原の青い鳥	パッピイー
アカガシラ(赤頭)	小笠原の森の赤ずきん	パトくん
アカガシラーズー	小笠原バト	ハトさん
アカガシラカラスバト	おがぼっぼ	ハトジロー
あかがしらにじバト	かがしら	ハトっち
アカガシラバトちゃん	カッシー	ハトモドキ
あかがしらん	ガッジー	ピーちゃん
アカガバト	ガッシー君	ピカトリちゃん
アカカラ	カラスバト	ぴかぴかくん
アカカラス	(からすバト)	ひかりバト
アカガラスバト	カヲトちゃん	ひかるちゃん
アカさん	きらきらバト	ひかるハト
アカシラバト(あかしらバト)	きれいどり	ピッピ
アカちゃん	きれいはト	ピン子
アカッチー	クック	ふさピー
あかとちゃん	クルックー	ほうせきカラスバト
アカドリ	サトポッポ	ポセイドン
あかねちゃん	し〜し	ポッポくん
アカバ	島バト	ポニンバト
アカバト(あかぼと、赤バト)	シラスちゃん	幻鳥
アカピー	森林ぼと	まぼろバト
あかびかばっと	タッチ	ムラサキ鳥
赤姫	タッピー	ルリコ
あかぼ	チンスコウ	るりぼと
アカポーちゃん	でっち	るるたん
アカポッポ(平仮名、漢字あり)	トマトヘッド	るるちゃん
あかぼん	トラバト	レインボーウーチャン
アガラ	とりっぴー	レインボーバト
アシラ	にじいろアカガシラカラスバト	レインボーブリッ
アッカ	にじ色カラスバト	レガッピー
アッカッピー	にじいろちゃん	レッド・シャッポー
アツちゃん	ニジ色バト	レッドフォレスト
彩鳩「あやちゆ」	にじ色ポッポちゃん	レッドヘッド
アンドレア・ルイス・デ・ソウザ	にじカラスバト	レッピー
略してデコ	にじちゃん	ロットちゃん
イカスどり	虹鳥「にじどり」	
碧の「い」貴公子	虹鳥「こうちよ」	

1-2. 島外の活動

島外からも、沢山の多様な専門家の参加を得たアカガシラカラスバト保全計画づくり国際ワークショップを開催するにあたり、島外でも積極的にワークショップ開催を説明する機会を設けた。とくに、複雑に絡み合う小さな小笠原の生態系を保全する上で極めて重要になる生物間相互作用について考慮するために、多くの専門家への事前説明とヒアリングも実施した。

1-2-1. アカガシラカラスバト保全計画づくりワークショップについて

アカガシラカラスバト PHVA 実行委員会（羽山伸一、鈴木創）

野生生物保護学会テーマセッション、

2007年11月17日 江戸川大学 千葉流山

プログラム

1. 羽山 伸一 PVA WS 国内事例紹介
2. 米田久美子 PVA シュミレーション手法の実例紹介
3. 鈴木 創 アカガシラカラスバトをとりまく現状と PHVA 開催の必要性

出席者1（WS 参加予定の小笠原研究者）

川上和人（森林総研）、矢部辰夫（熱帯野鼠対策委員会）、大河内勇（森林総研）、加藤英寿（首都大学東京）、千葉夕佳（首都大学東京）、池田啓（兵庫県立大）、松本俊信（プレック研究所）、常田邦彦（自然環境研究センター）、平野邦夫（プレック研究所）、大野正人（日本自然保護協会）

出席者2（小笠原研究者 日程合わず WS 不参加/ 2007年12月個別ヒアリング実施）

清水善和（駒澤大）、大林隆司（東京都）、出口智宏（山階鳥類研究所）、千葉聡（東北大）、小野幹男（日本ガラパゴスの会）、橋本琢磨、三谷奈保（自然環境研究センター）ほか

参加者2（一般の学会参加者）

岩下明生（東農大）、浅野玄（岐阜大学獣医学部）、小柳恭二（東京蝙蝠研究所）、辻明子（長野県佐久市）、葉山久世（かながわ野生動物サポートネットワーク）、上杉哲雄（東京大学院）、吉田正人（江戸川大学）、神田久美（江戸川大学吉田研）、松田みさ（江戸川大学吉田研）、小岩宏光（東京農工大）、大久保実香（筑波大遺伝実験センター渡邊和夫研）、松本美奈子、伊藤忍（弘前大学院）、高橋紀夫（遠洋水産研究所）

質疑応答 要約抜粋

PHVA パッケージ&シュミレーションに対する質問コメント一部

■PHVA パッケージにたいすいる質問

Q: 自らも自覚しているが、わがままな専門家を集めて（笑）、しかもこれだけの人数議論になるのか？

A: IUCN ファシリテーターを呼んでくる。残念ながら日本にはまだ人材がいない。プロに任せる。ワークブック、議論のルール進め方の説明。また、むしろ混乱や意見がぶつかるのは良いこと。

A：混乱の中から、キーワードを見つける作業に入る、この作業じたいが建設的な議論をすすめるプロセスになる。しらぬまに、議論が方向性まとまっていく、しぼられていく＝それがこのWSプロセスである。

Q：参加者は事前準備はいらぬのか？ 準備はあつたほうがいいのか、逆に先入観をもたないで参加するやり方なのか？

A：準備はできたあつたほうが当然いい。ブリーフィングブックという網羅集を事前にお届けする。読んできてほしい。また、当日初日は、半日かけて対象種のレビューをする。最低限のことは、ここでわかるようにする。

=====
シュミレーションソフトについて

Q：どのような生物群に使えるか？

A：Vortexの説明 植物・海洋生物・昆虫など多産は種は不適

Q：不足データは？

A：たとえば、近縁種のモーリシヤスの情報を集めているとのことなので代用はある。

Q：代用でできるものは使い、とにかく走らせて ソフトの様子を見てみるのがいいにわかりやすい。

A：逆に必要なデータが「ない」ってみんなでわかることも重要。

Q：パラメータとしての環境収容力はどう計るのか？ 最初に選ぶ環境収容量の条件によって、結果が大きく左右されないか？ この手のデータ選び出しは相当センシティブになるのではないか？ たとえば、大雑把なデータしかなくて、森さえあれば（森が残っているから）いい、というような乱暴な結果にむずびつく心配はないのか。さらに、そのいい加減な環境収容力のパラメータの増減が、ほんとうは比べものにならないくらい重要な生残率のデータを、覆い隠してしまうような間違いは起きないのか？

A：シュミレーションはあくまでもツールである。パラメータを逆手にとって、絶滅確率を大きく付与している要因を絞ることに「利用」できる、大きな破綻は、検証・検出できる。遠水研 高橋氏（当日参加）により、テクニカルな質問への補足がなされる。パラメータやデータ等に由来する問題には臨機応変に対応できること。とくに、稀少で小生産の絶滅危惧種を対象としているようなVortexでは、環境収容力のパラメータに対するソフトの感受性が、高いとは考えにくい。まして生残率など重要な生態情報のシュミレーションを大雑把な環境収容力の数値がくつがえすようなつくりにはなっていないなど。そのように、そもそもソフトは沢山あって、それぞれの検討対象に向くようにつられている。人の側が「（ソフト）を使える」ので、質問にあつたような事柄は心配するようなことではない。

=====
■意見：

・縦割り について

縦割り は、小笠原で特別に強い行政地理的な問題でもある。ある意味、これは小笠原では改善できない部分が多い。だとすると、この縦割りの現状を前提として認識した上で、それを「ある目標にむかった時に」、どう連携させるのか、横断する方法があるのか、ということを考える議論の場がもうひとつ必要な気がする。

ひょっとしたら、3つのセッションを最初から用意するのではなく、初日に1つの大会場で、いくつかのセッションの必要性を抽出してゆく作業をした方が、いいのではないか。全部の島民参加者と全参加者と、その作業を通過して、つまりハトに関連している問題点の全体像をみんなが認識した上で、別れていった方が効果的ではないか。

=====

■その他の質問：

Q：先の環境省会議（アカガシラカラスバト保護増殖分科会：種の保存法）は？

A：通例の目標&方針の下に、中期、短期の事業項目を具体的に出したのは画期的。だが、それを実現するプラン、予定（アクションプラン）がないのが現実。ただし、すでに会議において本WSの動向を良い意味で取り入れるとの意志が表明されている（逆に驚いた）

■そのほかのコメント

- とにかく小笠原の対象種で、このWSをかけるのは面白い、意味があると思う。そのためにも、事前にこのへんのゴチャゴチャした不安、質問は参加者や関係する研究者の間でクリアしといて、本番で議論集中できるように準備したほうがいい。
- 非常に興味深い。参加できないのがなんとも残念。ただ、今日の最初の説明で、これまで聞いていたイメージとはまったく違ったので、とまどいもある。
→ 個別ヒアリングをする（2007年12月）
- 大変興味深い。生態系を見渡さなきゃならない部分とか、いろいろ大変ではあるが、意義のある試み。

1-2-2. アカガシラカラスバト PHVA ワークショップ 個体群モデリングのためのプレミーティング

目的：アカガシラカラスバト PHVA ワークショップに向けて、最新の生態学的知見を専門家の協力を得て集約し、現状に即した個体群生存可能性評価を行うこと。

主催：アカガシラカラスバト PHVA ワークショップ実行委員会

開催日時：2008年1月8日 10:00-17:00

会場：日本獣医生命科学大学 動物医療センター

スケジュール：

10:00-10:10 PHVA ワークショップ趣旨説明 稲葉慎

10:10-10:25 およびプレミーティング趣旨説明 羽山伸一

10:25-11:10 Vortex の解説 Kathy Traylor-Holtzer

11:15-12:15 使用するデータの確認・・・現在の生態学的どこがほぼ確実に言えて、何が
いえないのか (Facts and assumptions) を明確化

13:15-15:00 いくつかのシナリオを想定し、モデリングを行う

15:15-16:30 それぞれのシナリオの示すことを要約、それぞれのシナリオ別に課題を明
確化

16:30-17:00 PHVA ワークショップでの発表内容確認 (および発表者決定)

18:00- ~懇親会~

参加者一覧

	氏名	所属
1	フィル・ミラー	IUCN 野生生物保全繁殖専門家グループ(CBSG)
2	キャシー・トライラーフォルツァー	IUCN 野生生物保全繁殖専門家グループ(CBSG)
3	ジョナサン・バロウ	スミソニアン ナショナル動物園
4	稲葉 慎	NPO法人小笠原自然文化研究所、理事
5	大林隆司	東京都南多摩農業改良普及センター
6	大津佳代	(社)日本森林技術協会 技術研究部
7	加藤英寿	首都大学東京・牧野標本館、助教
8	荻部治紀	神奈川県立生命の星・地球博物館
9	川上和人	独立行政法人森林総合研究所
10	鈴木 仁	(財)東京動物園協会総務部運営企画課
11	関本 聡	株式会社プレック研究所 環境部、上級主査
12	高野 肇	元(独)森林総合研究所
13	千葉由佳	東京都立大学大学院
14	常田邦彦	(財)自然環境研究センター
15	富田恭正	(財)東京動物園協会多摩動物公園飼育展示課 野生生物保全センター長
16	豊田武司	NPO法人 小笠原野生生物研究会
17	成島悦雄	(財)東京動物園協会多摩動物公園 教育普及課長
18	羽山伸一	日本獣医生命科学大学
19	藤井智子	(財)東京動物園協会恩賜上野動物園飼育展示課
20	堀 浩	IUCN 野生生物保全繁殖専門家グループ日本委員会
21	松本俊信	株式会社プレック研究所・環境部、部長代理
22	村山 晶	IUCN 野生生物保全繁殖専門家グループ日本委員会、通訳
23	矢部辰男	熱帯野鼠対策委員会、副委員長
24	加藤由美子(通訳)	フリーランス
25	西本奏子(通訳)	国際種情報システム機構/IUCN野生生物保全繁殖専門家 グループ日本委員会
26	山本英恵(スタッフ)	NPO法人どうぶつたちの病院対馬動物医療センター
27	会田真理子(スタッフ)	東京海洋大学大学院(IBO2005夏季研修生)
28	立花愛子(スタッフ)	東京海洋大学大学院(IBO2005夏季研修生)

2. 小笠原生態学者への 事前個別ヒアリング 結果抜粋

ヒアリングについて

(事務局：鈴木創)

ヒアリングは、基本的に開催予定のワークショップを説明し、意見や質問を頂くという形式をとった。 →【PHVA ワークショップについて】【ワークショップの取り組みについて】等

対象は、小笠原をフィールドとする生態学者で、日程等の都合によりワークショップに参加できない方々を中止に実施した。ワークショップを開催するにあたり、複雑な生態系を有する小笠原では、鳥類以外のさまざまな分野の生態学者の関心が強かった。必要なすべての専門家の意見を得られたわけではないが、事務局として最大の努力を払った。

ヒアリングでは、アカガシラカラスバトに関する情報や、自然環境に関する知見も頂いた。さらに、生息域、人工飼育等、危機的要因等についても、項目を定めず自由意見を言って頂いた。これらは、内容により事務局でカテゴリスして【 】内にタイトルを表記した。

これらの自由意見で多かったのは、餌環境の人為創出に関わる植栽という手法への意見、野生個体の調査方向性についての意見、島内施設、人工飼育個体への意見等であった。

ヒアリングは2007年11月～12月に約30名の小笠原関係の生態学者に実施した。実施及び取りまとめは事務局の鈴木創が行った。ここでは、うち21名のヒアリング結果の抜粋を記載する。

(野生生物保護学会で実施した「アカガシラカラスバト保全計画づくりワークショップについて」における意見等は、別に掲載しているので参照されたい)。なお、ヒアリング結果は、小笠原の貴重な生態系を舞台にワークショップを運営する、ディスカッションリーダー等のスタッフにより事前共有された。

ご協力頂いた以下の専門家に感謝いたします

(順不同、敬称略：野生生物保護学会テーマセッション参加時の意見者含む)

川上和人(森林総研)、矢部辰夫(熱帯野鼠対策委員会)、大河内勇(森林総研)、加藤英寿(首都大学東京)、千葉夕佳(首都大学東京)、池田啓(兵庫県立大)、松本俊信(ブレック研究所)、常田邦彦(自然環境研究センター)、大野正人(日本自然保護協会)、清水善和(駒澤大)、高野肇(元 森林総研)、大林隆司(東京都)、出口智宏(山階鳥類研究所)、千葉聡(東北大)、小野幹男(日本ガラパゴスの会)、橋本琢磨(自然環境研究センター)、豊田武司(元森林総合研究所)、鈴木惟司(首都大学)、谷本丈夫(元 宇都宮大学)、奥富清(元 東京農工大学)、可知直毅(首都大学東京)、加藤英寿(首都大学東京)、加藤 真(京都大学)、兼子伸吾(京都大学当時：広島大学)、伊藤元己(東京大学大学院)、天津佳代(日本森林技術協会)、吉田圭一郎(横浜国大)、 深澤圭太(横浜国大)

以下の文書スタイル注釈

【事務局からの質問内容 及び、 ヒアリング者の自由意見タイトル】

A 氏

【PHVA ワークショップについて】

- ・どの分野の専門家を参加させるかがかなり重要な鍵となる。カラスバトによいことであっても、生態系全体としては自然破壊になりかねないこともある（例えば、カラスバトのエサとなる樹木の植栽を、原生的な森林で行うなど）。小笠原の生態系全体に目配りのできる人の参加が必要。
- ・カラスバトについての情報が限られている中での判断は慎重にしなければならない。今までエサ植物として極相種のシマホルトノキ（実を付けるまでには年数がかかる）が重視されてきたが、生長が早く生育環境も幅広いパイオニア植物のアコウザンショウでもよいとなると、エサ植物の確保の仕方も変わってくる。新しい情報に対応できるような順応的な実行計画が必要となる。
- ・今回のワークショップにより、カラスバトに関して現在実施されている実施主体の異なる様々な取り組みが整理され、一元的に捉えられるようになれば大変よい。他分野の取り組みも含めた小笠原の自然保護の一元化に向けての第一歩となる。
- ・「ハトを切り口に小笠原の自然再生に取り組む」という姿勢は共感できる。「小笠原の本来の生態系（主に原生的な森林）がしっかりと維持され、その中でアカガシラカラスバトも安心して棲める状態となること」が一番望ましい。そのために何をすべきかを考える。
- ・羽山先生（野生生物保護学会テーマセッションにて）が最後に「（PHVA の方法にも）問題はいっぱいあるが」とおっしゃられて具体的なことは述べられなかったが、いい面だけでなく問題となる点もあらかじめ把握しておき、対処できることはしておく必要がある。
- ・専門家の分野とともにもう一つの成功の鍵は、進行役・まとめ役のファシリテーターの力量だと思う。今回は3人の外国人のプロが担当されるということなので、この方々が小笠原のことをどこまで理解できるかが重要となろう。事前に小笠原の特殊事情（例えば、小笠原に関わる国、都、村、大学、試験機関、NPO などの関係など）を説明しておく必要がある。
- ・PHVA はいわばグローバル・スタンダードであると思う。日本に当てはめる場合に改良すべき点もあると思われるが、対馬での経験でそのあたりの反省はなかったのか。また、小笠原は対馬と比べてもはるかに小さな島であることを考慮すべきである。
- ・カラスバトは原生的な森林にすむ（？）点が、人里の鳥であるトキやコウノトリとは違う。人里ではエサ植物も含めていろいろと人間が手を加えてもかまわないが、原生林に安易に手を加えることは許されない。どちらかと言えばヤンバルクイナの保護などが参考になると思う。

【東平 SA 手法が展開される可能性があることについて】

- ・自然を守るという場合、原生自然を守る場合と里山的自然を守る場合とがある。小笠原は原則、「原生自然」である。「原生自然を守る」ということを基本にするべき。里山的自然を守るには、人が手を加えれば加えるほど良い、という考えもあるが原生的自然では、「手を加えないこと」「なにもしないことが良い」ということもある。ゾーニング的な考え方を取り入れて、原生に近い地域では基本的に「植栽」はしてはいけない。

【アカガシラカラスバトを叩き台にして議論することについて】

なにかをやらなければいけないという風潮もあるが、「なにもしない」ということも 選択肢の中に認識された上で議論や選択がなされるべき。

【ツルダコ】

- ・ツルダコの密生地をハトが利用する件は興味深い。基本的に湿性な場所に適しており、密度が高いのは雲霧のよくかかる場所と対応しているはずである。

【アコウザンショ】

パイオニア種なので、記録的台風等でギャップ更新している可能性は高い。

【キーになっている餌は？】

大きく森の世代が動くのは、大豊作の時であって、そういう時にいくら鼠が食べても影響は（更新上は）ないのであって、ふつうの年にポチポチと実をつけるような場合では、たしかに鼠に食べられてしまうということがあるかもしれないけれど、つまり、そういうのは植物の世代交替的には、あんまり影響はないんじゃないか と思う。

【大きな気候変動などについて（稜線域での営巣事例が多いので 温暖化）今後、乾燥化などによって、とくに稜線域（高標高域）の森林環境が安定的でなくなるという可能性はないか？】

ツルダコが出やすいのは霧がかかりやすい場所、標高 150m 以上の場所。下の方もツルダコがない。兄島が良い例だが、おそらく乾燥化の傾向が強まるとツルダコの生息がなくなってくるんじゃないかと思う。兄島は今でもツルダコがほとんどない（ほんの少しだけある）。おそらくあれも どんどん衰退して行って、あの様になったんだと思う。気候変動のような大きな流れで言うと、全体が乾燥化してくれば、ハトに良い環境が少なくなる可能性がある、と思える。もちろんこれは相当長いスパンでの話として。

【入植以前の森は？ 大木の森に樹洞があった etc？ 今はなかった林分構造の利用】

可能性は十分あると思うが・・・、今もっとも残っているのは石門のあたり。桑の木にもごく一部のこっているが、あそこが、やっぱり巨木があるところ（→ 現在の胸高直径分布は？）。ホントの昔からくれば、貧弱になっているのかもしれないが、いちおあそこが小笠原の中では巨木がまだ残っている場所。だから、今の（鈴木の）話したと、石門とか桑の木という場所で、（すなわち）ある程度残っている場所で、どうなのか？ というのを チェックしみる必要がある。そこでは、やはり大きな木や 樹洞があって そこを利用しているようだということがわかれば、より一層、今の話しが確からしく言えるかもしれない。

B 氏

【WS 再説明】 【ワーキンググループ等の具体化】 【ブリーフィング用ハトデータのアップ】

【やるべき調査】

- ・ 通年して、「いつどこで、なにを しているのか。」とにかくこれを調べること。
- ・ どのような環境選択をしているのかを調べる。
- ・ 選択している環境を指標化する。
→ たとえば 見つかっているハト営巣事例の近くに、餌場（アコウザンショ、ホルト）、ツルダコ密生地、高標高、水場、などがセットであるとう発見は重要だ。さらにツルダコの密生は高標高というより雲霧頻度（空中湿度）に密接に関係している可能性がある（清水コメント）の話は大変興味深い、データログ等でツルダコ密生地の環境条件を数値化できないか？
- ・ 現在の環境の中で、どれくらい生存可能であるのかを調べる。
- ・ さらに、今後環境が変化した場合、たとえばアカギなどの外来種駆除で固有の森林が再生した場合の収容力はどうか、逆にアカギを放置し、これが拡大、固有の森林が消失した場合、〇年でどれくらい収容力が減ってしまうのか。

【植栽について】

いつどこで、なにをしているのか ということがわかってからでないと、餌木の植栽というのは危険。それが本当に不足している餌資源なのかかわからない。むしろ行方がわからない分散期における餌資源が生存に影響している可能性がある。

【伐採について】

現状で良く利用されている生息環境においては、極力変化をさせない、人為を加えないことが必要。林分構造を急激に変えてしまうようなやり方は、注意しなければならない。

【ネコの脅威】

ネコの脅威については、すでに自分も指摘してきているところ。とくに、これだけ地上にいる生物で、かつ海洋島の生物ということで警戒心もうすい、さらに地上で繁殖することがあるとなれば、ネコの脅威は第一のもの。一般論的にネコとネズミを関連させるより、外来種であるネコ、ネズミともに対策をとるということ。現実的に継続した対処が、東平における良い状況（繁殖実績）につながっている可能性は高い。対処は継続すべき。

【生物間の相関について】

相関図はある意味、簡単である。自分たちも盛んにやっている。自然再生においては、ほんとうは反作用の相関図が必要。つまり、取り除こうとしている関係があつて、それをとり除いた時に、どういうことが起きるのかという図が重要。しかし、今回は最初の取り組みとして、相関図を参加者でつくり、認識の共有化を計ることは意味がある。

【現実的な調査の難しさの中での今後の方向性】

- ・小笠原全域で可能なかぎり広く出現を調査すること。やはり、いつ、どこで、なにをしているか。これにつける。とくに追跡できていない時期に、どこで、なにを食べているのか、ということ。
- ・その一方で、観察事例を得られる限られた範囲において、個体識別した鳥から得られる行動の断片情報を地道に重ねていくこと。この両方を積み重ねていくしかない。

【飼育下繁殖について】

現状では展望がみえない苦しい状況と認識している。飼育下繁殖群の遺伝的健全性を言いだしたら、現在のファウンダー数で足りないのは明白で、これを野生個体群から導入するとい方向性に陥りやすい。しかし、自立した繁殖能力を獲得できていない現在の飼育下繁殖群に、さらに貴重な野生個体を導入することは絶対に避けるべき。制約がある中で、今大切なのは、野生個群を守ることに勢力を集中させることではないだろうか。もっとも懸念しているのは、シュミレーションによって飼育下個体群を維持するために必要な補強個体数がオーソライズされて、不完全な飼育下個体群を維持のために、今もっとも重要な野生個体が引き抜かれること。

あるいは、遺伝的多様性や健全性の確保という理由で、実際には飼育下個体群が増えてしまいスペースがないという理由であるのに、地元の要請によるような形に議論誘導されて地元施設が設置されること。一度そうなると、必ず施設の存在は一人歩きを始める。せっかく建てた飼育施設のために、さらなる飼育や、野生個体からの補強をなしくずし的に推し進めることに結びつく。これは、関係者への批判ということではない。箱物施設や飼育というものが、関係者の意図さえこえて、政治的に一人歩きしやすい性質を持っていると理解して議論すべきである。

このことから、地元施設等の設置は、あくまでも、再導入の必要性が広く合意された状況下においてのみ実施されるべきである。とくに、人為事故個体が発生した際の回収等を例にして、実際には不確定で、アカガシラの場合には現実性の薄い事柄を根拠にして、施設設置が試みられるなどの間違ったオーソライズがないように注意してほしい。

飼育個体にとって、なかなか明るい話が見えないが、現在野生下から個体を引き抜く必要性、さらに人工施設を現状で増やす必要はないと考える。少なくとも、今後3年間に着手すべきことではない。飼育個体群上の問題があろうとも、現状（飼育個体、施設）の中で技術的な向上及び、現状維持（不完全でも保管）を試みる期間だと考える。

C氏

返還前後を知る貴重な研究者で、ヒアリング内容は主に過去のアカガシラカラスバトの知見となった。

【初期のアカガシラの調査】

選択環境の指標といSで相対照度を調べたことがある。餌種は何か？ 環境はどういう処かという点から林相の把握は重要である。

【目撃情報】

- ・返還の年の10・11月弟島広根山下の鞍部をこして東側に入る処、3～4羽一緒におり写真をとった。暗いところだった。
- ・1993年弟島桑の木山横、タマナ群落に2羽 なにか餌を食べてすぐ林内へ入るといふ行動を繰り返す。10月末頃、クワノキの葉が落ちていた。
- ・返還直後 S43年8月～9月 小曲ダムから北袋沢に至る旧道上。まだ人が入っていない明るいギンネム林で1羽。(都)杉山のぶおさんに写真を渡した。
- ・S43年10-11月三日月山裏で鳴き声を聞いた。
- ・母島：これまでも度々目撃してきたり、声を聞いたりしてきた。
- ・玉川ダムから乳房山あたりは返還後からハトの鳴き声をする場所だった。
- ・93年に石門でみた際、番でおり、はちあわせになった。写真を撮ろうと思ったら、(おそらく)♂が♀をガードして先にいかせた。その後で、♂は自分に威嚇を続けた。ヤマドリと同じ行動だった。これではネコなどほかの生物がきても威嚇をするだろう、その際にやられるだろうと思った。
- ・返還後からアカガシラは意識して探していないが実際にいたし、「いる」という印象があった。
- ・父島 Tさんの畑(中央山)や、Oさん(小曲)のあたりでは鳴き声を聞いた。
- ・聳島 返還直後：カワラヒワは見たことがあるが、ハトは見たことがない。

【植栽】

- ・一般の人には誤解も多いが、植栽は小笠原のような環境では自然破壊にもつながる。東平であれば最低でも東平で育苗した苗木を導入すでき。オガサワラグワであれば、父島のクワをいれるべき。
- ・個々の島ごとに植物の分化(進化)がはじまっている。同じ島の個体ならいい というわけでもない。注意が必要。

【ワークショップの取り組みについて】

小笠原の場合の集まりにくさは、他とは違う。今回も集まれる人が集まるのはいいだろう。でも、継続性はどうか? 参加してほしい人に参加してもらう ということは、いかにして人を集めるかという発想で交渉するより、どうやったら人があつまりやすいか、という発想でとりくんだら ずいぶん違うと思う。東京サテライトでの同時開催(テレビ会議など)。

以下、C氏より後日頂いた手紙より(重要な情報はブリーフィングブックへ転載した)

1. 返還直後のアカガシラカラスバトとの出会い

(1) 父島と弟島における出会い

昭和43年7月の下旬頃父島の小曲から袋沢へ行く途中、1羽のアカガシラカラスバトに出会った。かなり近づいてもあまり気にせず、何か食べ物を捕っていた。その後は10月の下旬頃弟島へ行った時、広根山の近くの林内でアカガシラカラスバトが3羽程木に止まっているのを見かけた。すぐシャッターを切ったが、ただ影絵のように黒く鳥の形だけが写っていた。11月の中頃になって、仕事で三日月山の西麓に行った時に1羽見た程度で、その後は、父島では見かけなくなった。

(2) 母島での出会い

昭和43年11月になって母島に行く機会があって、桑の木山へ初めて行った時、保護林の下部でアカガシラカラスバトの鳴き声を聞いた。

(3) 弟島のオガサワラグワ群落地で2羽見かける。

1993年10月18日に弟島の鹿の浜から上陸し、オガサワラグワ群落地の上部でアカガシラカラスバトを2羽見かける。

2. アカガシラカラスバトの生態

(1) 食性

アカガシラカラスバトの食性は種子、果実、花、葉などの植物質が中心である。繁殖期には、カタツムリ、ミミズなどの動物質も食べる。ハト類が雛に与える餌は他の鳥獣と異なり、哺乳類のミルクと成分がよく似ているミルクを与える。これがビジョンミルクまたは素囊ミルクと呼ばれるもので、雛が孵化してから数日間は餌としてそれだけを与える。アカガシラカラスバトの食餌植物は、シマホルトノキ、モクタチバナ、オガサワラボチョウジ、ムニンイヌグス、ムニンシロダモ、センダン、リュウキュウハゼ、アコウザンショウ、キンショクダモなど、その他は別紙のとおり。

(2) アカガシラカラスバト

カラスバト類の生息場所は、シイ、カシ、タブなどの常緑の照葉樹林内で、林以外にはあまり出ない。アカガシラカラスバトは、弟島、父島、母島で観察した結果では、ヒメツバキ、モクタチバナ林を好むようである。その林内にはシマホルトノキ、リュウキュウハゼ、センダンなどの実のなる樹種があることが必要である。

(3) 生息地の環境

アカガシラカラスバトの生息地の環境を見ると、平成7年度調査した林内の相対照度を見ると、平成7年3月に報告した保護管理対策調査報告書のp120に示した表IV-1-1のように、相対照度は0.2~5.6%という極めて暗い林内での活動が目撃された。これは常にオガサワラノスリなどの外敵を恐れての行動と考えられた。採餌の際明るい林外に出ても、すぐ鬱蒼とした林内に戻り、また様子を見て林外へ出るという行動がみられた。

D 氏

【アカガシラ、生息環境について】

- ・鳥類の大きな遺伝的系統解析については、ほとんど仕事が終わっている。ハトも世界レベルの大きな系統分類は終わっているはず。その中で、*columba janthina* の位置づけを確認しておく必要があるのでは
- ・タコヅルというより、混んだブッシュということだと思う。一般的に小笠原の湿性林内はすいている。
- ・タコヅルの繁茂は、標高（高低）の問題ではなく、結露（空中湿度）、つまり高標高では霧雲がかかりやすいというではないか。
- ・営巣地の近くに沢があるのでは？という話も、実はこみあっているタコヅルの成立要因との関係（沢近くでより湿度が高い）かもしれない。
- ・ヒナの死亡要因はなにか？
- ・地上繁殖の事例があり、ヒナが地上を徘徊する。さらに、餌のあるところに出る。ルーズコロニー的な感じで、集中分布している可能性がある。となると ネコなどの捕食者に狙われる危険は高い。
- ・生育ステージ初期の ネコの危険性は死亡要因として組み込まれるべき。
- ・生息環境ということで考えると、森林環境も戦後は回復しているのではないか？1982-83年に一度落ちているにしても。つまり、人の捕獲という死亡要因も取り去られて、森林環境も回復過程にあつて、全体にとりまく条件は良くなっている流れの中にあるように思われる。→ ほんとに減っているのか？
- ・逆に、本当に餌不足が深刻ならばパッションをやっちゃいけないのか？ パパイアやパッションは現実的なのではないか？ 森林での給餌はダメだろうが、畑など既存の場所での餌やりは現実的では？ 問題は地域的合意など社会的な問題。積極的にやる必要ないが、餌不足があったさいに補うなどの方法を考えることは必要では。
- ・そろそろ畑の作物に依存している個体も出てきている頃では？
- ・10-20年後には、どこにどのような環境資源があるイメージを持つのか？

- ・ふつうに考えると繁殖期は条件が良いはず。繁殖期の問題はヒナ（初期ステージ）でのネコ問題だろう、つぎは夏場の餌環境の解明ではないか？

【人工飼育、人工飼育個体群について】

- ・野生個体群と切り離すべき（保全のための交わせることのないように）
- ・人工飼育でしかわからない研究対象とする。最低限の飼育個体（種の保管）として。
- ・キャリングキャパシティをもっと大きくして、何がリミッティングファクターになっているのか特定すべき。
- ・施設繁殖は完全に否定すべきではない。
- ・野生個体群がいる中で、補強を避けるべきもっとも大きな理由は、感染症の持ち込み、今はわかっていない細菌などの持ち込みである。でも、逆に、割り切って畜産的飼育が可能であるならば、病気への抵抗性の検査を動物園で行うことだってできるはず。ドバトからの感染実験という形で。

—個人的な考えだが—

- ・畜産的な家畜飼育をすべき。つまりどんどん殺すことを前提とした飼育ができるか、がネックに感じる。
- ・有害劣勢遺伝子の除去をすすめる。むしろ近親婚を進めて乗り越えさせる。野生化ではほかのさまざまな要因があつてのりこえられない。
- ・そのためチャレンジのためにも、野生復帰を前提としないことを決定して飼う 決断が必要。
- ・野生復帰を求める場合は、ほかの条件が整理された場合だが、野生復帰が求められるような事態になった時には、その時点でもう一度考えればいい。

【施設について】

現時点では、東京から島に飼育個体を持ち込むことに関して、プラスの条件はなにひとつないだろう。「島との約束」とか「島に求められて」というような理由が残っていることに対しては、ハトの現状を島でも正しく理解した上で、島の側から その約束を取り下げるということも必要だと思う。島の財産といっても、預けておく という意識で、東京に置いておいても良いだろう。

【WS の意味】

これまでのとりくみの整理の場とすべき。なにを遣らなきゃいけないのかというよりも、これまでやらなきゃならないと言われて、できていないことを どうやろうか という話。総論や提案としては、林野の平成7年の報告書と、IBOの合本2003-04年にだいたい網羅されているだろう。

シュミレーションというのは、ある意味で 人を説得するための紙芝居にもなってしまう。相関図だって状況を濃淡なく現しているにすぎない。現実には、1. 死亡要因をさげるか。2. 増加要因をあげるか しか選択はない。実際問題のトータルとしての、評価がちゃんとシュミレート出来るのか（重み付けが出来るのか）ってことが重要だと思う。

【父島の今後】

- ・ひとつの考えかたとして：世界遺産、観光立島、今後の流れを考慮すると人の入り込みを押しさえこむという発想は、ナンセンスだろう。大きなボタニカルガーデン ととらえてゆく視点も大切かも。父島全体を管理した公園ととらえ、公園のハトをどう管理するか、という発想で組み立てる。餌場も、ボタニカルガーデンの中の繁殖場所の確保という視点で行う。
- ・人工給餌も上手に使うと、その付近で繁殖を促すことも出来るのではないか？ それを創出できる可能性があるのでは？ これらの創出には植物研究者の知識とバランスが必要。
- ・20～30年単位でみた時、人が増えればサンクチャアリーだけじゃ間に合わない。人が絶対に入れないよう管理するという方向が現実的でないとする、人慣れ個体が出ないと、有人島での存続は難しい。父島での保全はなかなかむずかしい。

【守る場所と別に、取り戻す＝創生する場所】

10年後のイメージ（餌資源の状況など）を持って、環境創生にとりくむ必要があるのでは？
八瀬川横の芝生の園地、つまり河川敷は野鳥にとって本来もっとも重要な利用域だと思う。あれを森林化するとか。

E 氏

【WSの説明をした上での自由意見】

- ・ハトの餌木を確保するための手法としての「植栽」は合意がとられていない。
- ・本当に餌が必要ならば、餌台が良い。森林生態系に与える影響はずっと少ない（植物的な攪乱がない）
- ・人間がどこまで手を入れるべきか、まず先にエリア、内容など、手を入れる範囲を決めておくべき。
- ・やっちはいけないこと、やっていいのかわるいかわからないことを議論できない（実現しても議論がかみ合わない）ということが問題。
- ・ベーシックな情報が不足している中で、やることが進行するのは危険。
- ・ホルトもアコウザンショウも小笠原の森林の中では、資源量が多い木。沢山あるので目に付くが、餌が本当に重要ならば、今見えていない餌の情報こそ重要だろう。
- ・カラスバトが安心して暮らしていける環境づくりが重要。自然再生、森林の再生は、どこまでもどすか、どのように植栽するかではなくて、どんな関係（生物間の関わり）をとりもどそうとするのか、ということ。
- ・ネズミの数の抑制が重要。この点ではホルトの植栽は不必要。ハトの餌だが、ネズミを増やす。
- ・費用対効果 1種に特化した対策よりも、他種に対しても効果が期待できるようなメニューが採用される必要がある。それが、虫、植物などを含めた生態系の基盤回復につながる。

F 氏

【WSの説明をした上での自由意見】

- ・沢山の研究者の意見を聞くべき。
- ・民間団体と取り組みといえども、小笠原のような希少な生態系を相手にした場合、簡単な（ひとつの分野からみたような）議論のみから、実行してはいけない。
- ・小笠原は里山的自然ではない。たとえば、コウノトリの里づくりというように、保護のための地域（自然環境）づくりが、本来の自然環境の破壊につながってしまう場合がある。里山的な活動の感覚を持ち込むのは危険。
- ・相関図は、たいがい作った人しかわからない。相関図を1枚にせず、たとえば、「喰う→喰われる」の関係、「生息地・すみわけなど 場所別」、「昼・夜の関係の別」など多層にわけてシートをつくってみてはどうか。

G 氏

【WSの説明をした上での自由意見】

- ・餌植物のフェノロジーをおさえることが もっとも基礎的な情報だろう。餌がどうなのか、ということがキャパに関係するから。
- ・同時に捕食者の問題だろう。
（ ↑ 1. は増加条件 であり、 2. は減少要因 と整理できる）
- ・動物園のハトをどうするのか？という議論の行き先が非常不安である。シュミレーションなどを使うことで、動物園の遺伝的多様性を維持するために、野生個体群を引き抜くというよう

な話になる可能性はないのか？ これまでが、あまりにも政治的にすすみすぎてきたので、悪いイメージをもっている関係者が多いと思う。それを乗り越えるためにも、もちろん議論が必要だが。

H氏

【WSの説明をした上での自由意見】

話し合いの叩き台として、いくつかの生物間の相関図をつくってみては。相関図は静的なものだが。相互関係を見ようとすると、植物の場合、ダイナミックな変化するので、そのような表現も必要ではないか。たとえば時間軸で変化させた図など。

I氏

【WSの説明をした上での自由意見】

【ネズミと植物の種子生産（豊凶）について】

はたして植物はネズミ害により一方的にやられるのか？という、豊凶（植物）と増減（ネズミ）は、追いかけあう関係にあり単純でない。外来種といえども、植物が一方的にやられて更新が出来なくなることは考えにくい、それであれば、ネズミが入ってから早期に絶滅している。同じ理由から、ある程度安定して存続している森林なので、ネズミがハトの生存に影響するほど餌を減らしているということはないと思う。

【クマネズミなどの動物食害について】

基本的には襲わない植物食。通常的生活から食性がシフトすることもありあえないと思う。ただし異常事態、つまり大発生が起きた時に、通常でない変化が生じる場合がある。大発生は環境が単純なときにおきる。単純化された環境とは例えば小さな離島。東島など。ある程度の森林が維持され生態系が安定しているところでは、異常事態はおきない（異常事態までいかない）。餌資源の植物がなくなって（能動的に）島を渡るなどということはあるにない。それより肉を喰うだろう。

たとえば、東島では以下の仮説が考えられる。1. たとえばクワノミの大豊作とか。東島には比較的多く。大好物&高栄養→2. ネズミの大発生→3. 食料困窮→4. 通常果実食 オオハマギキョウや鳥食はパニックで発生したはず ※ おそらくオオハマギキョウと鳥食害がほぼ同時期から確認されたのがKey

また、イタチを放獣して結果的にネズミの数が減少したという外国の報告があるが、今の小笠原のかんじで、ネコがネズミを抑えているとはとても考えられない。もちろん、ネコやノスリがネズミを日常的に捕食しているのは事実だが。桁が違う。

J氏

【WSの説明をした上での自由意見】

【東平の施策について アカガシラの餌資源確保のためのアカギ伐採、餌樹木の植栽】

東平は植物にとっても聖域なので人手を加えるのは絶対にやめたほうがいいと思っていて、一般にアカギ林を伐って植えるくらいならいいかもしれないけれど、それでも東平みたいに聖域に近いところだったら、植栽は反対。それは、植栽の元になっているナーサリーでは、おそらくもう、外来の土壤生物群集ができあがっちゃっていて、植栽によって、それが自然林の中に全部導入されちゃうってことなので。だから、やむえない場合に種子を埋めるというのはいいかもしれないけれど、土ごと植えるというのは、絶対反対。そういうので、貝とかブラリアとか、それから今はまだまったくわかっていない土壤昆虫とか細菌類が入ってきちゃうので。これはかならずしも東平に限ったことではなくて、聖域に近いところではやってはいけないこ

とですね。ですから、もしも森を育てる必要性があるのであれば、種子からやったほうがい
ですね。

【種子については、その地域のものでないとだめなのか？】

鳥散布種ではそんな厳密にする必要性はないと思う。

【東平＝聖域 ということ】

Y先生がもっとも詳しいと思いますが、あそこにしかない植物が沢山あるので、少し植物が詳
しい人ならば、あそこを歩いただけですぐにわかると思いますね。

【サンクチュアリーという手法＝制限はある、でも人は立ち入る】

やはり、一番大切な場所は、人を入れないほうが良いと思います。それに、自然観察という意
味では、父島は沢山の場所がありますからね、東平でなくても。別にあえてわざわざ一番大事
な場所にいれなくてもいいと思いますけれどね。

【アカギの伐採について】

アカギはやはり対策をすべきだと思います。ただ、その工事の際に土が持ちこまれる可能性が
あると思うので、ほんとに慎重にやったほうが良いと思いますね。あるいは街路樹の植栽もね、
場合によっては小笠原外から、街路樹を持ち込んで植えたりする場合もあるのでね、将来的に
はアリとかね、いろんな昆虫が入ってくる可能性もありますしね。外来種対策に敏感である必
要はあると思います。それは侵入を防ぐという点。例えば将来スズメバチなんて入ってきたら
大変です。社会性の強い狩りバチやアリがまだ一種も入っていないというのは、今すごい救い
です。だから、強いアリとかはいったら、アルゼンチンアリとかね、はいったらそれこそ大変
なことになります。オガサワラカラスバトがいたときに、これとアカガシラカラスバトがど
のようにニッチが違ったのかとか、そういったことも いちを考えておいた方が良く思うん
ですよ。

現在のアカガシラが周年的にどんな餌を採っているのかってことは、難しと思いますけれど
(笑) 断片的なフンのデータとかでも、つなぎ合わせて。1年とおしてどんものを食べてい
るのか、というそういうことがわからないと、本当は保全計画たてられませんよね。シマホル
トの木だけで暮らしているわけではないので。1年を通じた餌利用、いまわかっていない時期の
それを調べるのが一番重要ではないでしょうか。

相関図は静的なものであって、たしかに概念としては良いんけれども、もっとも重要な問題点
とか、1年をとおしたときの餌との関係、つまり一番餌が少なくなった時の餌の量に個体群は
制限されるので、シマホルトの木はなるときにはいっぱいなるタイプなので、それは全然制限
要因になっていないと思います。

植林したらそれが良いことのように みんな錯覚してるんですね。緑化もそうですけれど、天
然更新が一番良いと思うんですね。アカギの純林になってしまったところでは、アカギを除い
て、在来の森林が育つように「方向づける」ことが、必要だと思います。それと、苗木をつく
れる木とかは、ホントに限られていて、実は、絶滅に瀕している木なんていうのは、それが一
番難しい木なんですよ。種子もないし、あっても絶滅の危機に瀕しているようなものは、どん
なことしても発芽しないようなものばかりですよ。ウチダシクロキなんてね。たとえば、
街路樹などでいえば、業者は木を植えて商売をしているので、どうしてもそうなります。そん
ない状態の希少な植物の苗木をつくれるはずがないし、また、どこかのナーサリーでやっ
ても、その土壌が汚染されていたりとか。帰化生物群種の中にあるとか。森林再生でいえば、
オガサワラグワを代表とする森が復活できたら、それが一番だと思いますね。だからオガサ
ワラグワは象徴ですね。一番良い木だったで一番最初に着られちゃいましたけど。それも、誰も
が貴重な木だってわかっているのだけれど、まったく苗木等は出来ないですよ。ほんとうは
植林は、全く自然保護につながらないと思います。植林って名のもとにあやまった自然再生が
行われていると思いますけれど。

集中的に営巣がおこっているのであれば、そこのネコ獲りっていうのは優先されなければな
らないですね。現実的に危機が迫っている。あとは、一年を通じてどんな資源利用をして

いるのか、という部分を調べないと、一部しかわかっていないようなので。ここが明らかになってくると、勘案すべき問題もでてくるんじゃないかと思います。Y先生のような存在が圧倒的に大きいから、小笠原に足をつけてね、ほんとに小笠原の自然に精通している人、Y先生に続く人が育ってほしいなと思います。Y先生は本当に尊敬する先生なので、やはりそういう人達の意見が一番重みがあると思います。

K氏

【WSの説明をした上での自由意見】

【アカガシラの研究そのものに対して】

個体レベルでの遺伝解析をするべき、それは技術的に可能である。動物の解析はよくわからないが、系統解析とまったくべつの領域を解析することによって個体レベル解析が可能。自分は、ムニンフトモでマイクロサテライトマーカーをつかって解析をしたが、鳥なので使えるマーカーはすでに存在するはず。で、もそれがなくても、これをつくることは今非常に簡単になっている。まず、第1にそのレベルでの遺伝解析をするべきである。むしろ、自分は、この絶滅危惧種に対して、このようなとりくみがなされていなかったことが意外だった。鳥の人がどの部位をつかって解析するのかわからないが、ノウサギの場合であれば、フンから解析をしたり、ウシでは皮膚から解析をしている、殺さなくても、あるいは痕跡からも解析が可能。手を挙げる人はいると思う。

→ 系統解析は実施されていること、羽毛を採取し、同様な目的で上野に送っていることを説明

系統解析はもちろん大切。でも、やったところで、それなりの結果がでるだけ、時には種から亜種になるなど、保全への逆風となるような位置づけだけが得られることも多い。でも、個体レベル（マイクロサテライト）解析は 同様な最先端技術で、保全に直結できる数少ない技術。むしろ、明日からの保全や生態解析に直結する情報となる場合が多い。できるかぎりの個体情報を得てから、その個体群がどうなっているのかを「想像」し、対策やさらなる生態調査を組み立てるのが これからの順番だと思う。どんな意見がでるのかわからないが、とりくんで欲しい。技術的に可能になったこと、かならずしも捕獲しなくて良いこと、費用的にも100万円程度ではないか。確かに かつては遺伝解析は敷居が高かった、そのイメージがひきづられている部分がある。でも、今は、もう相当楽になった。こういう数の少ない生き物なので是非やってほしい。ミトコンドリアDNAなど系統解析は当然としても、数の少ない絶滅危惧種ではそこでとまってはもったいない。植物でも、個体数が少ない絶滅危惧種に関して、全部その個体レベルのサンプルをとって、どれくらいいるのか、ということをつかんだ上

で、・・・・と考えていて、そのための 科研費を申請中である。まだ、アカガシラに比べれば、それほどでもないような植物種でも、とりくもうとしている。アカガシラであれば最終戦課題として取り組んでも良いのでは？ このままだと 生態調査の取り組みにおいて「項目」の欠落になりうる。

【自然再生における「植栽」について】

どうしても、必要な場合には止む得ない。たとえば、それによってアカガシラの絶滅を回避できるような場合には。ただ、それをする場合にも、個体レベルでの遺伝調査が必要だと考える。例えば、シマホルトを植えるのであれば、その苗木がどのような遺伝的組成をもっているのか、あるいは自然の個体群がどのような遺伝的組成をもって分布しているのか？ ということをやめ調べた上で、リスクの少ない、今の遺伝的組成をもっとも乱さない方法で植栽が行われるべきだと思う。

【たとえば・・・ムニンフトモモ】

遺伝的多様性をみたものだが、父島の狭い中でも、はっきり別れる、個体をとって遺伝子を調べただけでも、これはここから来た個体とわかる状態。もちろん、それがすべての植物に当てはまるかわからないが、このような中で、もしも、東平に遺伝的組成のまったく異なる植栽をした場合には、アカガシラのためにはなっても、植物にとっては遺伝的攪乱になってしまう。そのへんは絶滅回避の優先順位になっていくのであろうが、それでも、そのような調査をして、評価した上でアクションをおこしていくようするのが望ましい。また、すでに行われているような場合には、調べなおして＝ムニンフトモモは中央山に植えてあるので、すでにそうだけ＝、それが今、どういうふうになっているのかを評価しなおす必要がある。栽培によって、多様性が大きくことなるのは一般的に想像できることだと思うが、ヒゴタイを例にすれば、野生集団4 栽培集団3をくらべると、遺伝的組成がまるで違っているのが明らか。この栽培種を、この野生集団に入れれば、大きな攪乱をおこすことは明らかで、植栽に関しては、その辺のところをしっかりと考えた上で、とりくむべき。これは動物でも一緒。自然の遺伝的組成をできるだけ乱さないように、いかに植栽するかが大事。

サンクチュアリーを生態系ととらえて、そこの自然再生にとりくんでいこう ということであれば、そこに生育する植物のバックグラウンドを調べた上で、取り組んでほしいと思う。それこそ50年たった時に、あの時のこの取り組みで、この父島でもっとも大切なこの場所の遺伝的構造（歴史的価値）が大きく乱れたと言わせないためにも、必要だと思う。

ムニンフトモモでも、中央山・東平は遺伝的多様性が高い、個体数は少ないけれども。でも、南部とか北部は、個体数が多いのに遺伝的多様性が低い。中部の価値が高いというのが出ている、他の種類も同じような可能性はあるし、逆に同じでないものもあるだろう。とにかく、それらを調べて、遺伝的に評価した上で、取り組んでほしい、これを機に。実際には父島、母島であちこちから サンプルがとられればよい。

【アコウザンショウの話から】

今、攪乱地に入る固有植物もジリ貧、極相林に入る固有植物もジリ貧。フトモモなども攪乱地に入る植物なのだが、今、仮に攪乱があっても外来種が先に入ってしまう。基本的に外来種の排除は進めるべきだと思うが、その中で、植栽という手法もつかうならば、これまで述べた遺伝的多様性を調べた上で、取り組んでほしい、という立場。

【ネズミ】

フトモモに関して 特段の悪影響は意識されない。ミツバチが受粉に良い影響を与えていないかな、という印象あり。まさに、aさんがやっているが、狭い島の中で遺伝子遊動がない。あまり良いポリネーターでない。固有の木本に関しては、花をつける。実になる。芽を出し育つということを考えれば、むしろ実をつけさせないミツバチであり、発芽しているのに、それを食べてしまい 育たなくしているヤギがより深刻（フトモモ的に）という印象がある。ただし、実は自分は植栽に関してネガティブな印象はない。小笠原のようなことでは、植栽は確かに慎重をきさなければならないが、たとえば今個体間が離れすぎていてポリネーションがうまくいかないような事例がある。fさんがやられているように、密度の高いところではうまくいくけれど、低いところではうまくいかない みたいな地域で、ステップインストーンにするために植えていくということも考えられると思う。で、そういうことをする上で、東平はいい場所かとも思う。もちろん、シンボリックにアカガシラがいるんでしょうけれど、そのような固有な多様性の高い、結実する森を維持していくということが おそらくアカガシラにも良いのでないかと思う。何を喰っているのか、まだまだわからないということですが、結実が増えればアカガシラにとってはプラスになるのでは？もちろん理想的には、何もしない、何も手を加えないほうが良いけれど、それによって絶滅するのであれば、まだ入れたほうが良いというケースも 現実にはでてくるんじゃないか と思う。で、小笠原の場合にはそういう生物がいると思うので。そういうチャンスであるとも考えることも出来る。

遺伝的な価値は、ある意味小笠原の価値。

m君がやっているように、生態的な適応がみられているような場合には、きつとはっきりと、フトモモとかと同じように遺伝的な差異がハッキリとあるはず、そのような場合には、とくにそれを大事にする必要がある。そして、それらを進める方向に行くのか、それとも収束させる方向に行くのかはとても大事なことだと思う。もともと1つであったのだから収束させる方向に行く必要があると思う。そのためには、植栽をする（ステップストーンのほかで使う）ということも非常に重要なことだと思う。自然再生における植栽は、どうしても必要な場合に限るべき。前提として、植物（植栽・導入種及び自然環境）のバックグラウンドを調べる必要がある。そして、導入する自然環境の遺伝的構造を満たす、個体を植栽に利用すべき。いまや、これらの個体レベルの遺伝情報を得ることは技術的に難しくなくなった。50年後に、あの時代のあの植栽によって永年続いてきた進化的な価値を壊してしまったと言われなくても、とりくむべき。

植栽では、苗木の個体レベルの情報が調べられていること、導入地を構成する植物群の遺伝情報が得られていること、その上で、苗木の個体レベルが導入地の遺伝的構造を満たすようなものを植栽すること これらが必要になる。

L氏

【WS・課題等を説明の上 網羅的なディスカッション】

今予算がついているいろんな専門家が、みんな行って研究している。残念なのは一貫性が薄く、どういう目的でなにをするのかっていう議論がないうちに、それぞれの官庁やそれぞれの立場の人がテストケースとしてはじめちゃっている、というのがここ4・5年の印象。とくにこの2・3年は、どこもかしこも予算がついて、基本的には、やっと長年の懸案に手が着くようになったわけで、もちろん非常にいいことだけれども、もうちょっと、総合的、体系的に考えていかねばならないのではないかなと思う。さまざまな生物がいるがベースになるのは森林。これは小笠原にかかわらず。行動圏だとか言われるけれど、ホントはそういう環境が、どういう条件のときに成立するのかってことが重要。例えば人間だって、子供が居れば、学校が近いとか、会社も通える範囲とか、市場調査をした上で、マンションとか買うわけで。結局テリトリーというのは、生活必需品がセットに在れば、テリトリー小さくてもいいだろうし、そいつがある程度分散していれば、密度高くなると思う。致死条件にならないけれども少し遠くにあるような場合には、それを利用すれば、なんとか生活できるっていう場合には、テリトリーは大きくなるはず。そしてそのベースがどういう森林構造になっているのか、というあたりから入っていかないといけないと思う。いままでは、なんでも基礎調査をやらないと実態がわからないということで、戸籍調のような調査している状態だろうけれど、今本土で盛んな猛禽類でも基礎調査一辺倒。で、各地点落として、その最大つなげたら、これだけのテリトリーになったと言っているが、それがどういう条件の中で利用しているのかってところまで踏み込めない。そういう生態的な見方で踏み込んでいく部分が全然不足している。パーツパーツはなんとなくわかってきたけれど、そいつを全体にどう評価して行くのかって部分がない。で、そういう見方ができる人がほとんどいないから・・・。アカギが悪いとなれば、みんなでアカギを目の敵にしているけど、除草剤まきやそりゃ枯れる、そういう目的で造った薬品だから。でも、本来アカギを殺すのが目的ではなくて、もともと在来の樹木を増やしたい、で、もともと景観に戻したいということが本来の目的なわけだから。で、枯らして後で萌芽整理とかなんとかっていうと、もともとああいう強い光のところから出てくるのは、確かにウラジロエノキとか、いくつかは出られるタイプがあるけれど。母樹そのもの少なくなっちゃっているから、あまり種子飛んでこないし、いくらオープンにしたからって、森は育たない。82年の台風の後から、アカギが急激に出てきて、tさんやsさんが、このままじゃ大変なことになるよって言うことが、あっという間に大変な事になってしまった。去年の台風の後でも、また稚樹がいっぱい出てい

る。それで樹冠が開いているところだったら在来の植物は枯れるだろうし。あの現状を見ると、急激に開けるべきじゃないということが分かる。巻き枯らしでどんどん枯れないのは悪いことではなくて、急激に枯れないのが本来の自然の遷移ではあたり前で、ふつうの林だったら、縞枯れ山みたいに、順々に枯れていったって、立ち枯れの木が半日陰の状態をつくって、根っ子が腐って倒れた時に、独り立ちできるようなくみで更新している。昔からアカギの問題はあったが、まず桑の木で少しづつアカギを取り除いてさ、うまくいったら、石門もやろうって言った。だけど、ここ数年、もう急激に大面積ではじまった。返還当時の東港への都道をつくる時だって、あの桑の木のあたりの道路（位置）を変えるとアカギだらけになるって、当時の報告書で警告されている。ってことは今のようやり方で急激に開いていくと、元の木阿弥になっちゃってしまい、在来種の森なんて出てこないのでは、と心配している。

【相関図】

説明は全部正しいと思う。一つ一つは絶対に間違いじゃないと思う。しかし、それを専門家が言うとなんか主要因のような気がするが、実際には真犯人は裏側にいることも多い。自然界は複雑だし、ちょっと変えられたくらいでハイサヨウナラってなるようだったら種が存続できない。

【生息域の見方】

動物でも、今の利用域というが、止む得なく使っているんじゃないか？ と思う。長い目で見れば大村、奥村、扇浦は人間がとった場所。磯の傾斜からしても、一番肥沃な清瀬のあたりに、本来が一番いろんな植物が入っているはずだし、実際復帰のころの奥村とか清瀬のあたり東町も、ほとんどそのような肥沃な環境はギンネムに覆われていた。母島も同様で。そういう一番いろんな植物が入れるところが、生産力があるところはず。そういうところは人間が住んでいるという見方も必要だと思う。扇浦のオオコウモリだって、もともとは農業センターのあたりがもっとも肥沃だった。今コウモリがいるところは湿地だから人間に利用されずに残っているだけで、行き場所がなくてそこにいるってそう考えるほうが自然だ。想像も入るが、生息域を考える時、そのような見方も重要だと思う。しかし、もちろん現実には、今の残されている場所しかないわけで、そこをなんとか保全することが最優先になるが。

基本的なところは、そのへんの大きな視点の統一が必要だと思う。いろいろ動物にとっての生息環境が分断されている現状の中で、基本的には致死条件にならなければ、今のところを利用すると思う。しかし、どうにもならなくなって生活に必要なものがひとつでも欠けちゃえばさ、もう生活できないはず。そうするといくら再生しようとしても、本当に滅んでしまう。

父島、母島の各所で、いろんな外来種の伐採や枯らすことなんかも、わることもわるいことではないと思うが、世界遺産にしようって目的ってものがあるとなれば、たぶん、今手を入れて、この5年から10年で、手を入れて復元も再生もできていない一番悪い状態で審査官に見せる格好になるんじゃないかと心配している。そういう見方も必要。桑の木、石門、東平でも。首なし尊徳で以前調査した時には、足の踏み場もないくらいに82年のアカギが、15、16年生の若木が生えていた。でも、その後全部なくなった。ってことは、アカギは樹冠が台風やなんかで枝飛ばされて明るくなった時だけに後継ぎになるが、上が樹冠回復させちゃうと後継ぎにはなれない。そういうしくみ。だから、その息の長さっていうか植物の時間の長さに合わせた取り扱いをする、ことがとても大事。ハトの対策で森をいじる時にも、長い目で考えて、現在の生息域も、潜在的なもの＝失われたものも含めて、発想して欲しい。

時間軸が短くなって、人間が行き来するようになったので、それに付随して当然運ばれてしまうものが出てきている、それを外来種、外来種とさわぐけど、それも人間中心の見方という側面があることは忘れてならない。人間側から見て害があるのを外来種として目の敵にして、利益があるものは お花でございませう。と言って、あっちこっち街路樹や花壇に植えている。これは本来の自然保護で立場からいったら考えがおかしい。その論法からいくと、相関図の中では、ハトにとってはネコと餌の確保が一番重要なはず。相関図は、たしかに生態系とはこういうものだと、今の人間側の知識の範囲内ではいくらでも描けるし、それはその通りだが、実

実際ハトの生存にとってどこにウエイトがあるのか、ってことについての基礎情報は、実際なかなか相関図では描けない。だから、相関図は網羅的に捉えることは出来るし、説明するためのグラフとしては有用だが、本質的に効いているってファクターと分けていかないと、本来の意味、何をしなくちゃならないか っていうところへ考えがいかなくなる可能性が大きい。

いま、自分たち含めて日本人は、野生動物は山奥にいるようなイメージがあるが、人間少なかった時には、草原や海岸線だとか、地形が複雑でいろいろな植物があるようなところのほうが、人間がつくったような単純な林より、生きるのに都合が良かったはず。そうすると今人間が住んでいるところが一番多くの野生動物にとっても住みやすかったところだろうって考えになる。それを全部とっちゃって、たまたま残っているところだけみて、専門家が細かい調査して、これでいいんだ、ここが大切だ、ってやっているけど、その発想だけで大丈夫か？ と考えてしまう。最初は、とりあえず、そこで問題になっているところを、細かく調査しないとその先進まないか、とっかかりとしてなら、とりあえずそれでいいが。

【大きな視点で議論することの難しさについて】

学者だけでなく、世の中のすべてが細分化、専門化された時代だから、ほとんどの人が自分の専門だけになってしまい、本来の「全体でみてなにをしなければいけないのか」って視点は、なかなか持ちえない。そこまで踏み込んでしまうと、結局、だいたいの研究者は、なにをやっていいのかわからなくなっちゃうし、論文にもまとまらなくなっちゃう。でも、例えばお医者さんでも 今までは対処療法的なことだけをやっていればよかったが、最近は、心療内科だとかさ、相当いろいろな事を考えてやらなければいけないという時代になってきた。そうすると今度はなかなか実際に なり手 がいなくて困っている。

専門化・細分化の時代を過ごしてきて、今度は総合化して、何をしなけりゃならんのか っていうことがテーマになってきてくる。その中で、NGOやNPOが、専門にも出来ない行政にもできないような部分をうまくつなぎあわせて、現実にはこうしなきゃいかんっていうことを提示する仕事、小笠原に限らずどここの問題でもこれから必要だと思う。行政は行政で進み、研究者は研究者でつっぱしってさ、それぞれの立場から、うまくのりづけしたり、きりひろついたりって ことがやられたケースはほとんどないので。

【栽培植物】

ガジュマルやキバンジロー、ギンネムなどは入ってしまうと、どうにもならなくなってしまうが、とはいえ、すでに市民権得てしまっている。生態系として。だから、あれを壊せば、人間が良かれと思ってやっても、結局はどの植物も、再生だと称して結果的につくられた新たな環境に合わせて、それに耐えられる植物が入るだけのこと。本来ならば、自然再生っていうのは、人間がまったく関与しないで。生木がひっくりかえって植物遷移の教える通りに、鳥や風が運んでたやつが入って、数百年後にそこで出来る植物が本来の自然再生であって、再生するために伐ったり、植えたりすれば、ようするにそれは造林。木材生産をするのか自然環境をつくるのかってことだけが違うだけで手段としては造林。自然再生だったら、ないものは植えなきゃいい。雑木林だって、自然再生が目的だったら、人工造林が荒れて里山が荒れているっていうけれど、荒れているのではなくて、自然の流れに従って、そこで生活できないのが負けて新しいのが入ってきている最中であって、本来の姿に戻りつつあるんだ、という発想をしなけりゃならない。とにかく、さまざまな問題はあっても、現実の問題としてはウエイト付けはどうするのか という部分。相当考えていかねばならないことだと思う。今回の取り組みは小笠原の自然を考えていく上でも必要なセクションになってくると思う。で、そのセクションをやっていくには、それこそ、いろいろな研究者に意見を聞いて、それをうまく総合化するっていう仕事が必要。いままでそういう部門じたいが ほとんどなかった。そういった意味での新しい役割はとてども大事だと思う。

それから繰り返しになるが、人間が占有している場所・環境や、その影響については、ちゃんと見ないといけないと思う。仮に、これが全部もとの姿だとすれば、ハトや他の生物にとって

もきつと生活圏としては、そんなに苦しくなかったはず。八瀬川だって、コンクリートで固められているが、湿原性の植物にとって必要な場所は適当にオーバーフローしたりして、適当に水が越したりしてた場所だったはずが、まるで変わってしまっている。氾濫ってものを利用する生物もいただろうし、鳥にとっても他の生物にとってもさ、八瀬とか河川の環境ってというのは、かなり影響していると思う。しかし、もちろん そこまで話上げると現実問題として議論にならないだろうが・・・でも、ほんとは人間も含めて、このいくつかの島のいいところ全部占有してダムにしたり、コンクリートで固めたりしている、その場所が本来、この小笠原にいる生物にとって どういう場所だったのかって視点は、どこかでもっていないといけないと思う。元に戻せという意味ではなくて。ハトだって街にも出るのではなく、街のあたりに出るのが本来の姿だったと思う。飛べるんだし、良い餌環境がそっちにあれば行くわけで。

【アコウザンショ】

浸食されて、枕状溶岩やなにかガタッと崩れて、ちょっとテラスになっているようなところで、多少土がたまっているようなところには、集団で大きなやつがある。それが種子源になってあっちこっち飛んでいるが、安定しているところでは上の木がカバーしているから、そこではほとんど定着出来ず、やせた尾根とか、岩の間だとかでなんとか定着していて、そんな部分のものは、岩の間をぬうように、のたくるように生育している。で、ハトの餌源にはなっている。たぶんモクダチバナも食べると思うし、液果だったらほとんどのものを食べるのではないかと思う。ほんとに植物季節で見ると、実のついているところに行って、ほんとにそればかり食べているみたいだから、それを見て（その樹木を）増やさないと考えるだけ。しかも、今母島の方も餌木を植えるとか言っているが、その本来（岩場やガレ場で）見ているような姿ではえていっているのではなくて、とにかく育てた苗木をどこでもかまわず植えているというようは発想に感じる。どこにどういう木を植えて、その木をどういうふうに育てていくのか、その木が何年後かにどういう形になっているのかっていうイメージも全然持たないままに・・・たとえば、機械的に1m毎に植えているとかっていうような、造林の教科書みたいなかっこで植えている。それぞれの木が、本来どういうような環境に良く育って、それを誘導するために、どういうイメージの山になるのかっていうところまでちゃんとそこまで考えなければ、本来の再生にならないはず。よくホルトがあるからホルトって。しかも、条件の良いところにホルト植えたって、ほかの植物がワッと入ってくるから、なかなか良く育たない場所も出たり、明るくしすぎるとホルトじたいがあんまり明るいところ得意でなかったり、ある程度の生育ステージでは半日陰でなきゃだめだし、ある程度の大きさになってきたらば、今度は全候条件でないとだめ。耐陰性のあるとかないとか っていうのは若い時は言えるけどさ、成長すれば光が必要。だから最終的なイメージを持って誘導することが必要。

アコウザンショウでも、ホルトでも、東平あたりで、道路脇に出ている樹木の下にハトが良く来ているからって気が付いたと思うが、でも、同じように、他のものだって食べているはず。それでなければ絶滅している。例えばクマも、ブナ林にいるからブナを食べていると、一般には言うが、7年に1ぺんしか大豊作が来ないようなブナだけに依存していたら、四六時中、普段何喰ってんだよ！って話になる（笑）。冬眠から出て子連れの時さ、行動圏が狭いときに、すぐに雪崩斜面やなんかの、いろいろな若い植物の、若い芽が出るような場所が沢山ないといけないはず、その考え方の軸のほうがクリティカルだと思う。植物季節みて、胃の内容物みれば、その時になっている植物がでてくるのは当たり前。ほかに植物がないのだから。だから、「これ食べている」じゃなくてさ、そういく組み合わせがはいっている、いろんな多様な植物が入っている環境を創ってやれるか、あるいは保存してやれるかどうかっていう発想のほうが大事ははず。これを食べてました、だからこれです。**林では、ないと思う。

メール&電話によりアンケート

M 氏

【1. アカガシラカラスバトの保全事業等に対する意見】

参考になるかわかりませんが、主にネズミ関連の目線から返答します。短期的、緊急対応的な保全事業から、ネズミ関連の対策が抜け落ちている事は、先日の鈴木さんのプレゼン（野生生物保護学会）を見てその論理展開を理解しています。現状、直接的な影響が見つかっていないのだから、今はとりあえず置いておこう、という事ですよ。でも、クマ（ドブ）ネズミの捕食性の恐ろしさは私より皆さんの方が実感としてご存知のことであり、無防備な地上営巣をするハトに対して、一旦襲い掛かる個体が出現したら、非常な脅威です。こちらが影響を把握する前に、事は終わっていた、というおそれもあります。常に警戒はしておくべきだし、できるなら密度を減らす努力も選択肢の一つとして検討してみてもいいのでは。短期的に個体数を減らし影響を軽減することは（軽減の程度がどの程度かはわかりませんが）、可能です。殺鼠剤を使用する事はハトによる誤食を考えると慎重になる必要がありますが、方法を洗練すれば出来るでしょう。ワナによる捕獲での効果は未知数ですが、ネズミが過剰な生息密度に達することを回避するぐらいの事は出来るでしょう。

【2. アカガシラカラスバトのいる生息環境の将来像への意見】

上記の直接的な捕食影響以外にも、間接的影響となる在来植生の衰退に対して、ネズミが果たしている役割の大きさを、西島では肌で感じております。本来の小笠原の生態的収容力というのは、我々の想像よりはるかに大きいのかもかもしれません。そうした巨視的な視点からもネズミの影響を考慮に入れておいて頂きたいと思います。※ 蛇足ですが、相関図の「入植前」には、オガサワラカラスバトなどの絶滅種も組み込んでいただいた方がいいかと思います。

【3. その他】

1. サンクチュアリという手法について

集団（という大げさですが）繁殖をするハト保全を考える上で、その繁殖地を保護するのは至極まっとうで自然な端緒だと思います。ですが、個体群サイズを制限している要因は繁殖地以外にあるのかもかもしれません。と、と思いますが、アイボの皆さんに今さらそんなことを言うのは野暮ですね。WS では真っ先に議論されることでしょう。

2. その他

WS の雰囲気伝えていただけるような報告があるとうれしいです。誰かドキュメンタリー作品にまとめてくれるような人はいませんか（笑）。

N 氏

【1. アカガシラカラスバトの保全事業等に対する意見】

- a. 明確な PVA がなされていないので最も絶滅リスクを高めている要因は定かではないが、ハト保全のためにはネコだけでなく、ネズミ、ヤギなどの外来哺乳類全種を全島からの駆除することが必須であると思われる。一方、東平地区における外来樹種の伐採や在来種の植栽については慎重であるべきである。ハトが東平によく出没する理由は餌となる果実があるためであり、それは樹種の多様性が高いからであると考えられる。外来種の駆除や単一種（もしくは数種）の植栽は植栽という行為自体が攪乱地を造成することにもなり、外来種（アカギだけでなく）の侵入の機会を与えることにも留意すべきである。もし、東平でこのようなことを行う際には行為地に生息する全ての絶滅危惧種（植物だけでなく）の個体を一時的に避難させ、行為後に生息地に返してやるぐらいのことは必要である。また、種によっては長い間攪乱を受けていない安定した場所でのみ生息可能なものもあると思わ

れる。このため、従来から指摘されている植栽種の遺伝的な問題だけでなく、群集の安定性・多様性を損ねるリスクを東平という場所で負うのは最善策とは思えない。

- b. 外来種の根絶はともかく、餌木の植栽については自然度の高い場所（躑躅山、石門、旭山、乳房山など）での事業は避けるべきである。むしろ、モクマオウやキバンジロウ、アカギ、ギンネムなどの外来種がはびこっている場所を選んで潜在自然植生を自然回復させる方がうまくいけばハトの生息地を増やすことにもなるため方向性としては望ましい。このような場所は民有地であることが多いため実現は難しいかもしれないが、その努力はすべきではないだろうか？また、偶然による絶滅リスクを回避する意味でも複数の生息地・営巣地を確保することが1箇所のサンクチュアリーに勢力を注ぐより重要であろう。

【2. アカガシラカラスバトのいる生息環境の将来像への意見】

（叩き台の相関図について）ハトとはあまり関係ないのでしょうか、森林と昆虫や鳥類との関係は一本の線で表すのは随分簡略化している感じがします。例えば昆虫と植物の関係でも送粉や食害、営巣などさまざまな正負の関係があります。また、鳥が昆虫を食べる関係も図示すべきでしょう。できればメタ解析？などで矢印に数値で重み付けをしたいところです。そうすればある外来種を駆除したときの群集の動態もシュミレーションできるのではないのでしょうか？入植前の相関図はとても示唆に富んでいると思います。その単純さは、果たして全ての外来種を駆除してこんな系で群集の安定性が保てるのだろうか？と思えます。そのためにも外来種が少ない属島などで定量的な群集レベルでの研究が必要だと思います。

0 氏

【父島東平を中心に、現在の取り組みへの意見】

＞ 東平の評価できるところ。

小笠原は、ほぼ全域が公園等の指定であり、内地にあるようなコンパクトにまとまった場所＝見本が特段無い。そんな中、東平鳩サンクチュアリーは、行っても見られないものの、小笠原の自然を肌で感じるに恰好の良い場所となっていると思う。

＞ しかし、東平の保全対策への疑問がある。

鳩が種として絶滅の方向に進みつつあるという前提において、鳩の生育阻害要因とはなんだろうか。東平で行われている保全対策（4項目）で事足りるのであろうか。他に、必要な保全対策はないのか。また、4項目の保全対策は十分な対策量となっているのか。

→東平は（保全対策によって）鳩の生息環境として良好な状況に保全できているのだろうか？

＞ とはいうものの、やはり「東平」は聖域。

今後、東平では、ヤギ柵（アノール、猫も）が設置される見込みであり、柵で囲えば、その価値と人々による評価は高まり、東平は、ますますシンボリックな聖域となるでしょう。

＞ 順化施設の設置が望まれる。

東平聖域と飼育施設のセットが揃うととても良いと思う。

＞ 他の地域をサンクチュアリーとすることについて

鳩との関連性は低いだろうが、数年後にはより北側で侵入防止柵を設置予定とのことであり、アカギは根絶、モクマオウ他は国有林が今年から着手しだしている、などの状況から、南崎が次点の有望株だと思っている。

【相関図について】

他の生物との相互関係で、最も有効と思われる事項である「ノネコの排除」を徹底する。に尽きるのでは。森林の再生に携わっていますが、その鳩に対する効果の発現はもっと時間を頂いて評価してもらいたいです。

【サンクチュアリーという手法について？】

現状の東平サンクチュアリーが設定されたことによる波及効果は大きく、評価できる。サンクチュアリー設定の手法は、一般住民を巻き込む力があり、この観点から良いと思う。サンクチュアリーを柵で囲い込み、有害な外来種を排除するのであれば、さらに素晴らしい。囲い込みは目に見えるモノなので、対策としては分かりやすく良いと思う。が、これが科学的に良いかどうかは不明。しかし、科学的に他に良い手法がない中、批判はできない。

P 氏

【PVAについて】

本来の望ましいカラスバトの生活史及び個体群動態がどのように描かれることになるのか興味深いです。自由集会でも出た話題だが、Kの設定、密度依存等難しい問題が多いと思う。動物園で得られた“条件良ければ複数回繁殖というの、自然条件では個体群成長に効いてくると思けれど、どうでしょうか？Inbreeding depression 海洋島では耐性強いという節（ページされて）ありますが、デフォルトでやるかどうかにも気になります。

【現地保全について】

鳥類では繁殖期に例えば行楽客の増加が、繁殖を阻害するという知識、認識を広めたい。特にアカガシラカラスバト、オガサワラノスリ、メグロ、カワラヒワは繁殖期が重なるので、公共事業（自然再生を含む）のアセスメントにおいて存在感を高めたい。

【ワークショップについて】

池田氏の「島民コンセンサス最重要」という意見に賛同します。自然遺産登録のためのWSとならないことを望みます。泥縄式自然再生のはけ口とならないよう、対策がハード面に偏らないよう望みます。「なにをやるべきか」だけでなく「なにをやるべきでないか」なども重要だと思えます。

Q 氏

【父島東平を中心に、現在の取り組みへの意見】

父島に関する事業については、特に意見はありません。母島に関しては、私が考える点は2と関連して以下のようです。植栽によって森の構造をアカガシラカラスバトが住みやすいように改変するとしても、餌になるからといって少ない樹種だけ（たとえばホルトノキだけ）からなるような森にするべきではないと思います。本土でよくあるような、熊の餌が増えるようにドングリを山にいっぱいまく、などという困った事態にならぬよう、あらかじめ最終的な森のデザインをはっきりさせてから植栽に写るべきだと思います。

少なくとも特定の樹種、ないし特定のタイプの森だけをつくってしまわないように、常に多様な森の状態がバランスよく存在するよう配慮すべきでしょう。（もちろんアカギ林はのぞきます）極端にハトに都合の良い森は別の意味でバランスの崩れた森なので、いずれめぐりめぐってハトに悪影響が及ぶ可能性が高いです。

【関連図について】

関連図に関しては、とてもいい感じだと思います。しいて言えば、森の健全な維持に対する入植前、の海鳥の役割はもっと大きかったのではないかな、という点です。これは南硫黄島で感じたことですが。

あと捕食者としての影響という面で見ると、陸貝に与える効果はハトよりは他の鳥（今ならメジロ、トラツグミ、昔ならカラス、ガビチョウ）の方が、はるかに大きいように思います。それから陸貝は消費者または分解者として在来森林と強くかかわっているので、ここも→が必要です。

【サンクチュアリーという手法について】

サンクチュアリについては賛成です。今後、こうもりなどいろいろな生物で同じようなサンクチュアリがユニット的に増えてゆくとよいと思います。

R 氏

【アカガシラカラスバトの保全事業等に対する意見】

・カラスバトの基礎的知見の収集を同時に行うべきである。この際、調査員の立ち入りもディスターブの原因となる可能性があるので、確認の頻度を変える群を設けるなど、工夫をした方が良い。生息環境を守るための立ち入りがディスターブとなり（カラスバト自身だけでなく捕食者を誘引するかもしれない）、繁殖成功を下げる可能性もあるため、最も効果的な立ち入り頻度を見いだすべきだろう。人の立ち入りに関する調査は多く公表されているので、事前勉強も必要である。この部分は私が協力できるので、必要があれば連絡して欲しい。

b. 今後他地域への同タイプの保全が拡大・展開される場合の意見

・拡大を進めることには賛成である。しかし、植栽は植物にとって個体群構成の人為的攪乱となる、人里に近い場所でのネコ駆除は倫理的に難しいなど、どの場所でどの方法を組み合わせるかは、慎重な検討が必要である。また、これらの作業を始める前に、GISによる環境解析ソフトを利用して、カラスバトにとっての好適な生息環境を抽出し、多くの人が納得できる情報をもとに、実際の作業を進めることが大事だろう（どこから始めるべきかの優先順位を決めるため）。このような解析は筑波の鳥害研の百瀬さんが詳しい。

【アカガシラカラスバトのいる生息環境の将来像への意見】

森林生態系に詳しくないため、適切なコメントはできないが、多くの分野の視点から生息環境のモニタリング調査を同時に行い、現場での作業内容を継続あるいは改変すべきかを判断できる場を設けることが大事だろう。

【その他】

サンクチュアリー手法は良いと思うが、どの時点での生息環境が対象種の個体数変動に大きく関わっているのかを知る必要がある。繁殖成功率、単立ち雛の生存率、非繁殖期の親鳥の生存率などに強く影響する環境要因は異なるかもしれない。

S 氏

【自由意見】

1. 植物にとって第一重大なことは、多数の人間による踏みつけだと思います。動物の研究者の多くは、林床の実生や草本に気を配ることが少なく、自分の仕事に熱中するあまり、貴重な植物を踏むことがよくあります。また、踏みつけによる森林土壌の硬質化も植物の根に対するダメージや実生の定着の妨げになります。これを避けるためには、一度に多数で一カ所に入らない、歩く道を決め、できる限りそこから外れない、等の配慮が必要です。
2. 帰化植物の散布の手助けをすることがあるので重要地域に入るときは、靴に土をつけていないか確認する。
3. 地区外から植物を持ってきて植えるときには、どこ由来の植物かを確認し、異なる島のもの植えない。また、同じ島内でも遺伝的分化がある場合があるので、専門家に必ず相談する。
4. 外来植物の駆除は原則的には問題がないが、それにより、周囲の環境に影響を与えないように気をつける。

T 氏

【アカガシラカラスバトの保全事業等に対する意見】

・何をもって「成功」とするのか？事業を評価する際に何をどこまでやるのか？を事前に述べる必要があると思います。

・コストとベネフィット（あるいは費用対効果）

経済的なものも考慮する必要があるが、別の観点からのコスト&ベネフィットをきちんと考える必要があると思います。特に管理・制限、伐採や排除等を行うコストとそれによるベネフィットをきちんと考慮しないと、少しでも良いことはたとえあまり効果が期待できなくても行われていってしまう可能性がある。例：シマホルトなどの植栽により保全にどれほどの効果が期待できるのか？原生林を復元するのではなく、なぜ餌種樹木だけを植栽するのか？植栽することによるリスクを考えないのか？

・広範囲への展開

現在生息する（？）地域で保全するのは効果的とは思えない。真の保全のためには生息できない場所を生息できる場所に改変するべきではないでしょうか？

【アカガシラカラスバトのいる生息環境の将来像への意見】

・乾燥化リスク 気候変動によるリスクをどれほど考慮するのでしょうか？

【関連図】

詳細に研究された既知のものだけでなく、未知のものを組み入れる必要があると思います。特に、近い将来での様々なリスク（環境変動、新たな移入種の侵入など）などは想定できるものがあれば、入れておく必要があると思います。

【サンクチュアリーという手法について】

現在のアカガシラカラスバトの状況を考えればサンクチュアリーを設定し、利用制限をするのはやむを得ないと思います。ただ、「補足」にも書かれているとおり、環境教育などによるある程度の利用を図ることは、アカガシラカラスバトの保全にとっても有益でしょう。

【その他】

もう少し景観生態学的手法を取り入れてはいかがでしょうか？私の知る限りあまり小笠原諸島における生態系保全に取り入れられていない気がします。

U 氏

【アカガシラカラスバトの保全事業等に対する意見】

a. アカギ駆除に関しては今後も続けるのが好ましいと思います。また、東平のアカギ駆除がひと段落したら、再侵入の防止のために東平周囲に散在するアカギ個体群も近いところから順次駆除すると思います。

今まで行われてきたような餌木の植栽に関しては、あまりお勧めできません。遺伝的攪乱の懸念に関しては加藤先生が詳しいので私が言うまでもありませんが、東平は植物にとってもコア地域なので、植栽すべき場所ではないと思います。また、東平は現時点でもある程度高い多様性が維持されているので、ほっておいても在来種の種子は十分に供給されていると思います。（種によっては結実少ないもの、散布されないものがありますが、それらの保全はハト保全のついでにやる内容ではなく、あらたな枠組みが必要だと思います）さらに、種子散布距離と耐陰性のような競争的性質のトレードオフが森林の植物の多様性の維持に寄与することが知られています。植栽すると競争によって耐陰性の高い種（ホルトなど）ばかりが生き残ってしまい、結果として出来上がる森林の種組成は偏ることになると思われます。植物ごとに結実期が異なるため、餌となる種子供給量の季節変動も不安定になるでしょう。これはハトにとってむしろリスクだと思います。ハトにとって嗜好性が高く、かつ他の樹種が結実しない時期に実るような植物があれば、それを積極的に保全するのもいいかもしれません。

他のコア地域においても、上記と同じ意見です。しかし、外来種の侵入などによりすでに多様性が低下した地域では、「ハトが集う森」を最終目的として、それに特化した自由な施業を行う場所があってもいいような気がします。(母島・新夕日が丘のシジミ保全に近い) ハトのハビタットや生活史に関する最新情報をもとに、試行錯誤しながらみんなで作り上げていく森というイメージです。(ハトの生態に関しては耳学問程度なので、あまり具体的な提案はできません。)そのような場所では、必要であれば手段の1つとして植栽もあっていいと思います。

【アカガシラカラスバトのいる生息環境の将来像への意見】

母島、父島では異なる相関図となる気がします。母島では、ハトが北港のガジュマルに来てい
るのを見かける頻度が高いです。道から近いということも原因ではありますが、在来の森林内
よりも発見頻度が高いのが現状です。よって、母島では、ハトと外来木本種が青矢印でつな
がることとなります。

【その他】

サンクチュアリの設定それ自体は、「生物を保全する手法」というよりは、「人々に生物を見
せるための手法」であると思います。

植物の場合も、固有植生の多様性と群落構造を今に残す場所をサンクチュアリとする意味は
十分あると思います。それに加えて、植物そのものを人々に見せるのであれば、町の中に気軽
に入れる固有種の植物公園を作り、そこからサンクチュアリの観察ポイントへ誘導するのも効
果的かもしれません。ハトとは違い、植物は存在を感じてもらう前に、実物を見て触り、名前
を覚えなければ、末永い関係は築けないと思います。また、ランのようなすでに人気のある種
は、現時点では生育地を公開してしまう弊害の方が大きかろうと思います。ランの場合は、既
に人気があることを逆手にとって、栽培系を確立して安価で商品化し、だれでもそばに置いて
おける形にしてしまうのも「見せる手法」として検討する価値があると思います。



アカガシラカラスバト 保全計画づくり 国際ワークショップ

Red-headed Wood Pigeon Population and Habitat Viability Assessment (PHVA) Workshop

期間：2008年1月10日～13日
会場：小笠原村地域福祉センター



アカガシラカラスバト

アカガシラカラスバト
キャラクター

愛称投票

1/10 14:00～1/12まで
福祉センター内の
ポストに投票してください。

名前をフイカス



一般公開予定表

☉「参加可能」以外は、傍聴のみです。
多少の時間の変更はありますのでご了承ください。

1月10日(木)

15:00～18:00 開会セッション

1月11日(金)

10:00～11:00 全体セッション

18:00～19:00 全体セッション

19:00～20:00 参 島民質問会

1月12日(土)

19:00～21:00 全体セッション

閉会セッション

1月13日(日)

15:00～ 参 ワークショップ
結果報告会(父島)

1月16日(水)

19:00～ 参 ワークショップ
結果報告会(母島)
小笠原村
母島支所大広間

主催：アカガシラカラスバトPHVA実行委員会

あなたは、**幻の鳥**
アカガシラカラスバト
を見たことがありますか？



アカガシラカラスバト ~小笠原~
保全計画づくり 国際ワークショップ 2008 1/10~13

国際ワークショップに向けて「アカガシラカラスバト展」を、
12/9より小笠原ビジターセンターにて開催。お楽しみに!!



主催：アカガシラカラスバト-PHVA実行委員会

アカガシラカラスバト
って
ハトなの？カラスなの？



アカガシラカラスバト ~小笠原~
保全計画づくり 国際ワークショップ 2008
1/10~13

国際ワークショップに向けて「アカガシラカラスバト展」を、
12/9より小笠原ビジターセンターにて開催。お楽しみに!!



主催：アカガシラカラスバト-PHVA実行委員会

エコグッズ販売

ワークショップ開催中
地域福祉センター・他



マグネット



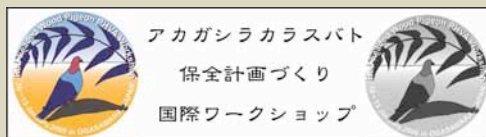
缶バッジ

その他、Tシャツやメモ帳など

多数！！



手拭い





WS 風景 参加者による集合写真



WS 風景 開会に先立つ説明



WS 風景 ワーキンググループは たびたび集合して進行状況を確認する



WS 風景 課題抽出やアクションプラン決定で、何度も投票が行われた。



WS 風景 投票はモクマオウの種子で行われた。集計風景。



母島で開催されたアカガシラカラスバト展（ははじま丸船客待合所）



横谷家作成によるアカポッポマン

島で。おそひ隊！

アカガシラカラスバトを守り隊！

2007.12.19 小学生20名 東平へ



- ◆主催 BIO (ボニンインタープリター協会)
環境省小笠原自然保護官事務所
- ◆協力 アカガシラカラスバトFEMA実行委員会
小笠原自然文化研究所
後援 小笠原村教育委員会
協賛 東京都小笠原支庁



①ビジターセンター「アカガシラカラスバト展」



②東平ゲートで種子など落とす。



④ハトは何を食べるの？ エサ探し。

⑦野帳も書いたよ！



③カゴで捕まったネコが、元気で飼われていることを知る。



⑤調査員から話を聞き、質問もいっぱい！



⑥写真を使ってハト探しを体験。

関連イベント アカガシラカラスバトを守り隊



関連イベント：山のネコの捕獲現場を知るツアー



主催：アカガシラカラスバトPHVA実行委員会

共催：国際自然保護連合 種の保存委員会 野生生物保全繁殖専門家グループ (IUCN/SSC/CBSG)
環境省、林野庁、東京都、小笠原村、(社)東京都獣医師会、(財)東京動物園協会
日本獣医生命科学大学野生動物教育研究機構、NPO法人どうぶつたちの病院
NPO法人小笠原自然文化研究所
野生生物保全繁殖専門家グループ日本委員会 (CBSG Japan)
小笠原自然観察指導員連絡会

後援：文化庁、小笠原村教育委員会、(社)日本動物園水族館協会、(社)日本獣医師会
(財)日本自然保護協会、(財)自然環境研究センター、NPO法人小笠原野生生物研究会
小笠原海運(株)、日本野生動物医学会、ボニンインタープリター協会
小笠原村観光協会、小笠原母島観光協会、小笠原ホエールウォッチング協会
小笠原海洋センター、母島ふるさと検討会

助成：(財)自然保護助成基金、動物園ゴリラ基金