

課題名	4D-1106 三宅島2000年噴火後の生態系回復過程の解明と管理再生に関する研究
課題代表者名	加藤 和弘（東京大学大学院農学生命科学研究科生態環境調査室准教授）
研究実施期間	平成23～25年度
累計予算額	87,045千円（うち25年度26,783千円） 予算額は、間接経費を含む。
本研究のキーワード	三宅島、噴火、植生、土壌、鳥類、絶滅危惧種、オカダトカゲ、生態系回復、衛星画像、分散構造分析

研究体制

- (1)三宅島生態系基盤の調査研究(筑波大学)
- (2)鳥類の個体群変動に関する調査研究(東京大学)
- (3)三宅島内動物群集生息状況の調査研究(東邦大学)

研究概要

1. はじめに(研究背景等)

伊豆諸島の三宅島では、2000年6月下旬に火山活動が活発化した。2000年7、8月に激しい噴火があり、その後火山ガスの大量放出が、規模を減じながらも今日まで続いている。一連の火山活動は島の生態系を大きく改変し、生物多様性の危機をもたらしかねない状況になっている。

三宅島については、植生は回復しつつありそれに伴って動物の生息状況も回復している、という見方もある。しかし実際には、表面上植生が回復して見える場所でも、本来の種多様性や構造上の複雑さを取り戻すには至っていない。そうした場所では、例えば鳥類ではヤマガラなど樹林性の種が姿を消し、ホオジロなど草地性の種に置き換わりつつあるとみられるが、詳細は把握されていない。

鳥類群集と植生の関係には、特に枯死木からの昆虫の発生状況が関与している可能性も考えられる。しかし、枯死木や、枯死木を含む衰退した植物群落が動物群集の生息にどのように寄与するかについては先行研究が非常に少ない。枯死木は随時撤去されつつあるが、枯死木の生態的な役割を踏まえた上での管理が必要であり、さもなければ島の動物群集に重大な影響を与えかねない。

以上を踏まえると、三宅島での生態系の今後についてはなお楽観できず、植生の衰退や回復の実態、あるいはそれに伴う動物群集の衰退や回復の状況を把握した上で、生態系の保全・再生について検討する必要がある。三宅島は、固有性が高い多くの動植物の生息・生育場所となっているが、適切な対処がなされなければ、同島のこれらの個体群に重大な影響が生じることが懸念される。

2. 研究開発目的

○研究課題全体の目的

島の生態系被害の現状を把握し、その結果に基づき、三宅島の生態系を保全し生物多様性を維持するためにはどのような管理が必要であるか、提案する。

○サブテーマ(1)「三宅島生態系基盤の調査研究」の目的

- ・三宅島において、植生やそれを支える土壌がどう変化しつつあるか明らかにする。
- ・植生の衰退や回復の過程における枯死木の質的量的変容の状況を、定量的に明らかにする。
- ・火山ガス下の植生遷移における土壌と枯死木の役割を定量的に評価する。
- ・島内の植生の空間的変動と、絶滅危惧植物の分布の現状を、現地調査により把握する。

○サブテーマ(2)「鳥類の個体群変動に関する調査研究」の目的

- ・鳥類の生息状況を植生の状況と対比させ、植生の組成や構造と鳥類の生息状況の関係を解明する。
- ・枯死木の状態が鳥類の分布状況や行動にどのように関係しているかを明らかにする。
- ・既に蓄積した噴火後の鳥類分布状況も踏まえ、噴火後の島内の鳥類分布図を時系列的に作成する。

○サブテーマ(3)「三宅島内動物群集生息状況の調査研究」の目的

- ・植生の組成や構造が昆虫や虫類の生息状況に対してどのように関係するのかを明らかにする。

3. 研究開発の方法

噴火の被害状況が多様になるように、位置を固定した調査区を島内11箇所に設置した(重点調査区)。1999年、2001年、2006年、2010年に撮影された空中写真から現存植生図を作成した。高解像度衛星画像の画像を、噴火後の5時期分用い、島内の植生指数を算出した。以上を個別の調査に利用した。

(1) サブテーマ(1)「三宅島生態系基盤の調査研究」

1) 三宅島全体の植生の現況把握

2010年に植物社会学的方法により得た既存の156地点の植生調査資料を解析した。解析には表操作法とDCA法を用いた間接傾度分析を用いた。二酸化硫黄ガスについては2006年時点の推定値を用いた。

2) 固定調査区の植生と樹種構成の把握

重点調査区(図(1)-1)において植物社会学的方法で植生を調査した。重点調査区内で毎木調査を実施し、樹種、DBHを記録した。計測機器を設置して温湿度および火山ガス濃度を記録した。

3) 島内の植生発達の調査

サブテーマ代表者らは、噴火後約1年経過した2001年6月および7月に、島南西部の南戸林道沿い(以下、南戸ルート)と村道雄山線(以下、雄山ルート)沿いにおいて、面積100m²の固定調査区を計11地点設置した。これらの固定調査区(重点調査区とは別)で、事業期間中にも植生調査を実施した。

4) 噴火被害林における樹木の萌芽再生様式の調査

島内の被害程度の異なる林地における(1)主要7樹種の萌芽特性、(2)最も出現個体の多かったタブノキの萌芽再生メカニズム、について調査を行った。

5) 重点調査区の土壌呼吸と枯死木(CWD)量の把握

重点調査区で土壌呼吸と枯死木量を調査し、年間土壌呼吸量とその温度依存性、枯死木の現存量と分解速度、窒素無機化速度を計測・推定した。枯死木中の生物を採取し、生物群集の状況を検討した。

6) 固定調査区における土壌断面形態および土壌の理化学性の調査

固定調査区において、定法に則り土壌断面形状を調査し記載するとともに、土壌の理化学性の調査を行った。結果を植生の状況と対比させ、土壌と植生の関係について検討した。

7) 絶滅危惧植物の分布に関する調査

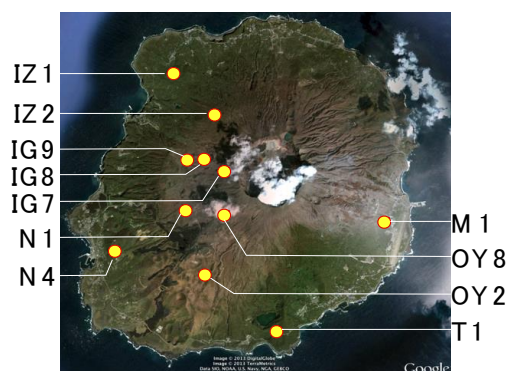
島内を広く踏査し絶滅危惧植物の分布を把握した。

8) 植生発達とリター分解、土壌動物相の関係調査

生態系における分解系の発達メカニズムとそれらに土壌動物が及ぼす影響を解明することを目的とし、重点調査区において、リターバッグ法による分解定数の算出、ハンドソーティング法によるミミズの採取および個体数・重量の測定、ツルグレン法による中型土壌動物相の採取および個体数調査を行った。

9) その他

噴火被害地におけるイズアオドウガネの遷移初期植物3種に対する選好性調査、火山性荒廃地における環境保全型緑化工法の検討、三宅島2000年噴火後の植生回復におけるリル地形の影響調査、1983年溶岩とスコリア上の植生調査を行った。



図(1)-1 11カ所の重点調査区的位置

(2) サブテーマ(2)「鳥類の個体群変動に関する調査研究」

1) 鳥類の定点センサス

重点調査区に12地点を追加した計23地点において、2013年5月、6月、12月に鳥類定点センサスを行った。鳥類の種組成は、サブテーマ(1)の植生調査結果を説明変数とする正準対応分析により分析した。

2) 鳥類のラインセンサス

2012年6月および2013年および2014年2月に、島内の7本のルート（伊豆集落、大池周回、村道雄山線、林道南戸線、林道坪田線、とんび沢の林道、火ノ山峠の林道）において、ラインセンサス調査とルート沿いの階層別植被率の調査を行った。

3) 噴火直後からの長期的動向に関する検討

2001年2月より、課題代表者らは大池、伊豆曾利川橋、御祭神社境内の3箇所で、毎年繁殖期と越冬期に1回ずつ、鳥類の個体数調査を行ってきた。本事業期間中に行われた調査とこれら先行調査の結果を比較し、噴火直後からの鳥類の個体数変動の傾向の把握を試みた。

4) 鳥類の食物となり得る昆虫の調査

重点調査区において、地上設置式フライトインターセプトトラップ、吊り下げ式FIT、ベイトトラップ、スワイピング、ビーティングの5つの方法による調査を行った。

5) 共分散構造モデルによる鳥類種数・個体数、および昆虫個体数変動の要因に関する検討

共分散構造分析により、サブグループ1による成果である植生および土壌に関するものも含めて、調査された変数間の関係をモデル化した。

6) その他

植生の遷移に重要な影響を及ぼすと考えられた訪花性昆虫の飛来状況について、調査を行った。植生荒廃地におけるカラス類の出現動向について検討を行った。大池周辺に植栽されたツバキ園芸種について、現地での観察と写真撮影に基づき計測した花形態のデータに基づき、野生ヤブツバキ個体群との交雑の可能性を検討した。メダケの密生が鳥類相に及ぼす影響について検討した。

(3) サブテーマ(3)「三宅島内動物群集生息状況の調査研究」

1) 土壌動物および地表徘徊性動物の回復過程

島内133地点において、リター中に確認される大型土壌動物相を記録した。NDVIおよび地理情報を説明変数とし、主な土壌動物の分布を説明するエコロジカルニッチモデルをMaxEntにより構築した。

ピットフォールトラップ採集による地上徘徊性動物調査、コドラート法による陸生等脚類の分布調査を行い、これらの島内での分布状況を把握し、噴火による影響を考察した。

2) オカダトカゲの分布予測（三宅島、八丈島、青ヶ島のオカダトカゲは、絶滅のおそれのある地域個体群に指定されている）

海岸沿いに散在する集落のうち阿古、伊ヶ谷、神着、坪田の集落内とその周辺の道を徒歩で巡り、オカダトカゲの個体、及び糞を捜索し、位置情報を記録した。また島内の無作為に選出した林道上の全130地点においても分布調査を行った。オカダトカゲの分布地点情報と、数値標高モデル（DEM）、傾斜角、100m圏最大傾斜角、日射量、住宅地からの距離、正規化植生指標（NDVI）の6つの環境データを基に、Max Entおよび一般化線形モデルを用いてオカダトカゲの分布予測を行った。

特に重要な生息拠点と判断された石垣を対象とした調査を実施した。オカダトカゲが発見されたことのある集落内を徒歩でセンサスし、トカゲが確認できた石垣と確認できなかった石垣を複数選択した。選択した地点を中心に半径50メートル内のすべての石垣について、トカゲの有無、石垣の高さと長さ、石垣の植被度、石垣の向いている方角、石と石の隙間の幅、その隙間の奥行きを調査した。

3) 火山活動がクモ類の分布に与える影響

島内全域に101か所の調査地点を設置し造網性クモ類と徘徊性クモ類を調査した。各地点の「植生自然度」「植生被害度」「標高」を説明変数とした一般化線形混合モデル（GLMM）を用いてクモ群集に影響を与えている環境要因を解析した。

4. 結果及び考察

(1) サブテーマ(1)「三宅島生態系基盤の調査研究」

1) 三宅島全体の植生の現況把握

植物社会学的な検討から、対象とした調査区は4群集、4群落に区分された。海岸に立地するハチジョウススキーイソギク群集、トベラーマサキ群集、強い人為的干渉の元に成立しているオオバヤシャブシーアシタバ群落を除く2群集、3群落に区分された調査区を対象にして、DCAを行った。その結果、スタジイ・オオシマカンスゲ群集～タブノキーヒメユズリハ群落～ハチジョウススキーヒサカキ群落～ハチジョウススキーハチジョウイタドリ群落～ハチジョウイタドリシマタヌキラン群集という一連の系列に沿って種組成が変化している様相がうかがえた(図(1)-2)。第1軸、第2軸のスコアと二酸化硫黄ガス濃度の間には有意な正の相関が見られ(スピアマンの順位相関係数 r_s は、各0.65、0.53、ともに $p < 0.01$)、種組成の空間的な変異には、ガス濃度が強く関わることが示唆された。

表(1)-1 重点調査区における土壌の概

地点名	標高(m)	堆積火山灰(cm)	合計植被率	植生
IG7	538	43	55	パッチ状ハチジョウススキ草原
IG8	443	38	130	ハチジョウススキ草原
OY8	540	28	8	パッチ状ハチジョウススキ草原
N1	377	23	130	オオバヤシャブシー亜高木林
IG9	388	20	180	オオバヤシャブシ低木林
OY2	371	12	115	ハチジョウススキ草原
I22	334	12	145	タブノキーヒサカキ高木林
N4	188	5	170	タブノキ噴火被害林
M1	114	0	90	ハチジョウススキ・ヒサカキ群落
T1	68	0	205	スタジイ二次林
I21	86	0	220	スタジイ自然林

地点名	O層(cm)	最表層A層(cm)	特徴
IG7	0	0	最表層に2-3cmの板状構造
IG8	6	0	ルートマットの発達
OY8	0	0	埋没層はスコリア礫土
N1	4	5	A層発達、O層スコリア
IG9	7	4	O層・A層の発達
OY2	3	6	A層発達、埋没層はスコリア礫土
I22	15	0	O層・ルートマットの発達
N4	8	0	O層発達、2A2層以下スコリア礫土
M1	6	-	O層発達、全体にスコリア礫多い
T1	3	-	スコリア礫土
I21	3	-	孔隙・植物根が多い

2) 重点調査区の植生と樹種構成の把握

○ 植生

OY8、IG7、M1、OY2、IG8においてはいずれもハチジョウススキが最も優占していた。N1、IG9においてはオオバヤシャブシが最も優占していた。I22、N4では、タブノキやテイカカズラが多く存在していた。T1、I21では、スタジイが優占していた。

○ 樹種構成

OY8、IG7、M1にはDBH5cm以上の生立木はなかった。OY2はヒサカキのみであった。IG8、N1、IG9はオオバヤシャブシが多かった。I22はカクレミノ、ヤブツバキ、タブノキの本数が多かった。N4においてはタブノキが最も多かった。T1、I21はスタジイが多く、T1ではヤブツバキも多かった。

3) 島内の植生発達の調査

○ 階層別植被率

噴火直後には草本層の植被率が増加、2005年以降には低木層の植被率が増加、2008年以降には亜高木層の植被率が増加傾向を示した。噴火後の階層別の植被率は“草本層→低木層→亜高木層”と徐々に増加傾向を示す階層が上がってきている様子がみられた。

○ 優占種の合計被度の年変化

タブノキが量的に多く残存していた場合を除き、優占種はオオシマカンスゲからハチジョウススキに変化し、地点によってはさらにオオバヤシャブシへと変化しつつあると考えられた。

○ 樹木の生残状況

多くの地点において噴火後に生存本数の大幅な減少がみられた。しかし、2010年以降には火山灰堆積が少なく、二酸化硫黄濃度も低い地点と火山灰堆積が多く、二酸化硫黄濃度も高い地点の多くの地点において生存本数の増加がみられた。

4) 噴火被害林における樹木の萌芽再生様式の調査

○ 主要7樹種の萌芽特性

オオシマザクラ、オオバエゴノキ、ヤブツバキ、スタジイの4樹種には、潜在的な萌芽再生力はあるが、2000年噴火による強度攪乱地では萌芽による再生ができなかった。オオバヤシャブシは萌芽再生力は弱い、攪乱強度の比較的強い地点でも種子からの実生による再生が可能であったと考えられた。ヒサカキは主に幹萌芽、タブノキは根元萌芽によって、強度攪乱地でも再生可能であった。

○ タブノキの萌芽再生メカニズム

根元萌芽の幹数・サイズともに母幹の状態が“健全→損傷→枯死”の順に多くまた大きく、母幹の損傷が大きく、維持できなくなると、母幹の代わりに萌芽幹を形成・成長させると考えられた。

5) 固定調査区の土壌呼吸と枯死木量の把握

○ 年間土壌呼吸量と温度依存性

噴火被害が中程度の段階で土壌呼吸は十分に復活する傾向が見られた。

○ 枯死木動態：量、分解速度（定数k）、推定滞在時間、材中の生物群集

枯死木のk値はバラツキが大きかった。噴火被害程度との相関はみられなかった一方で、土壌含水率との相関がみられた。CWDの推定滞在時間は概ね20-30年と推定されたが、分解の遅いOY8のみ、100年以上にわたり残存すると推定された。材中の生物群集は、噴火被害程度やCWD腐朽段階で異なっていた。

○ 窒素無機化速度と環境依存性（有機物含量との相関）

窒素無機化速度は、総植被率による噴火被害程度との相関はみられなかった。その一方で、LOIと弱い相関がみられた。また、窒素無機化速度は、噴火被害が中程度の地域のみで大きかった。特定の木本種（オオバヤシャブシなど）の侵入・定着と関係がある可能性も考えられる。

6) 固定調査区における土壌断面形態および土壌の理化学性の調査

○ 現場の概況と土壌断面形態

表(1)-1にまとめて示した。

○ 土壌の理化学性

最表層の三相分布はA層とC層で大別でき、A層の方が、固相率が低く気相率が高い傾向となった。土壌pHは4.5~5前後のものが多いが、噴火被害度が小さい地点ほど5~6程度の値となった。しかし、火口に近いOY2・OY8や、風向きにより火山ガス濃度の濃いM1では、pHは5に届かず、4~4.5の値となった。全炭素・全窒素は全地点において、埋没層や最表層ということには左右されずA層で高い値、C層で低い値となった。

7) 絶滅危惧植物の分布に関する調査

絶滅危惧植物がなお分布していることが確認された。具体的な位置は詳細版報告書に示した。

8) 植生発達とリター分解および土壌動物相の関係の調査

植生と分解系の発達には正の相互関係がみられ、地上部と地下部が相互に関係しつつ発達することが示唆された。しかし、土壌動物はサイズクラスによって分解機能を最大に発揮する段階が異なり、微生物、小型・中型・大型土壌動物などの分解者内で相互関係を持ちながら変化していることが示唆された。

9) その他

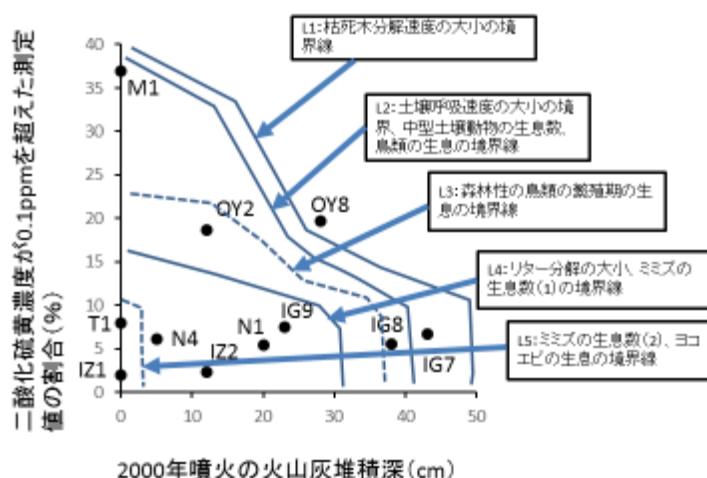
イズアオドウガネは葉中窒素濃度が高いオオバヤシャブシ・ハチジョウイタドリを主な餌資源としていと考えられた。両種とも防御物質量はハチジョウススキより多かったが、防御物質より、窒素量がイズアオドウガネの餌選好性を決定する要因であると考えられた。

クレセントロール設置点では粒径2mm以上の礫の存在割合がコントロール地点と比べ低かった。設置後1年が経過したクレセントロールの付近には複数のハチジョウススキが生育し、クレセントロールが植生生育基盤として機能することが示唆された。

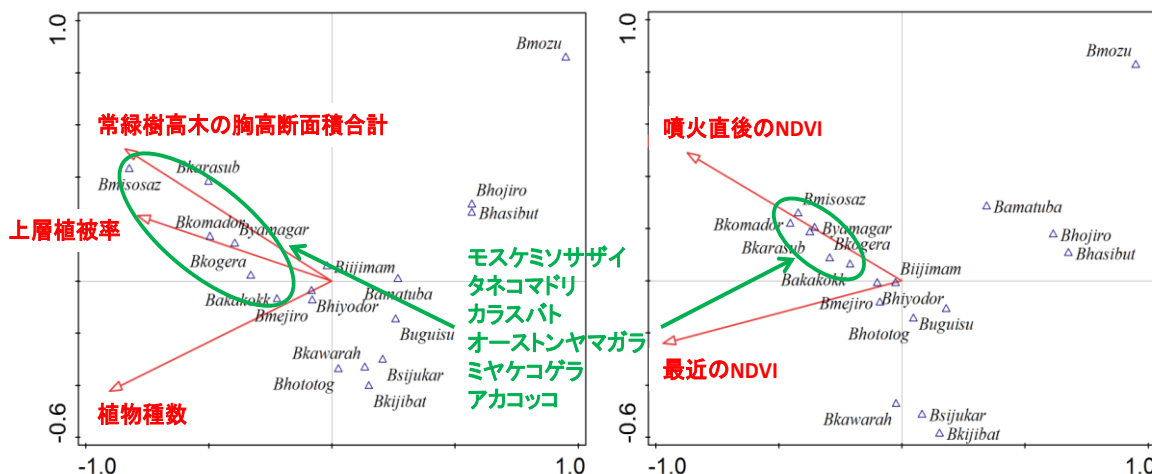
降雨によって出水が生じるとリル内で激しい土砂移動が起こり株の定着を妨げる要因となるが、地表面に散布された種子がリル内に集められ、実生の発生・定着に大きく寄与することも示唆された。

1983年溶岩とスコリア上では、ハチジョウススキ、ユノミネシダ、オオバヤシャブシの植被率は、スコリア丘から溶岩台地へ移行するにつれて増加した。

他のサブグループの結果もあわせて、11カ所の重点調査区における、生態系の機能の大小、土壌動物、地上節足動物、鳥類の生息の多寡の状況を、火山灰堆積深および火山ガス濃度と対比させた結果を図(1)-2に示す。火山灰が厚くない場所では火山ガスが状況を専ら規定しているが、厚さ30cm以上の所では火山灰の影響もまだ無視できないことがわかる。



図(1)-2 11カ所の重点調査区における、生態系の機能の大小、土壌動物、地上節足動物、鳥類の生息の多寡から見た境界線を模式的に示した図。実線は、生態系機能にみられる境界を示し、破線は、土壌動物、地上節足動物、鳥類の生息の多寡のみにみられる境界を示す。



図(2)-1 CCAによる繁殖期鳥類種組成の分析結果。左は現場で調査した植生構造の定法を利用したもの、右は衛星画像と空中写真のデータのみを利用したもの。

(2) サブテーマ(2)「鳥類の個体群変動に関する調査研究」

1) 鳥類の定点センサス

固定調査区では、繁殖期には18種、越冬期には20種が記録された。噴火の被害が大きな場所ほど種が少なくなるという傾向が明瞭に見られた。出現地点が限られている種は常緑樹を好んで利用する傾向が認められた。鳥類の種組成と植生の状態を正準対応分析により関係づけたところ、種組成は高木・亜高木による植被の発達具合と、植生全体としての発達の程度によって説明された(図(2)-1)。

2) 鳥類のラインセンサス

鳥類種数、個体数の場所による違いは、樹木植被率によりよく説明された。種組成変化のパターンは、典型的な入れ子構造を呈した。100m調査区間あたりの出現個体数を予測するモデルの構築を試みたところ、例えば2012年6月の鳥類個体数については以下のものが得られた。

$$\text{個体数} = -0.27 + 3.0 \text{ NDVI (2013年4月)} - 0.027 \text{ (2010年50m範囲内スギ・ヒノキ植林比率)} \\ + 0.14 \text{ 上層植被率} + 0.023 \text{ 下層植被率} \quad R^2=0.95, N=37$$

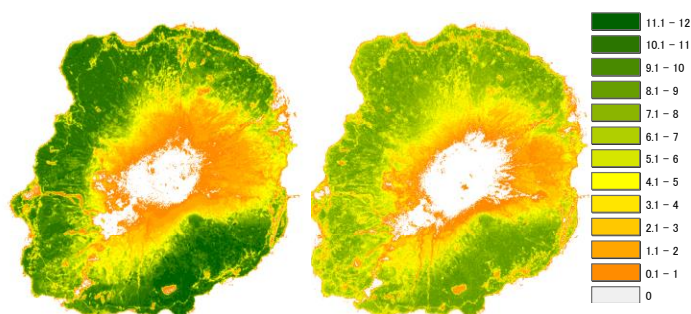
衛星画像だけから種数を予測するモデルを作成し、2006年と2012年の繁殖期について島全体での状況を予測した結果を図(2)-2に示した。鳥類は、噴火直後は「混み合い効果」や枯死木からの昆虫の大量発生等で維持されていたと思われるが、その後はむしろ減少しており、2時期の図を比較すると、植生回復が進んでいるにもかかわらず鳥の種多様度は2012年において明らかに低い。回復した植生の多くが草地やオオバヤシャブシ低木林であることが影響していると思われる、鳥類群集の回復には常緑広葉樹林の回復が待たれる。

3) 噴火直後からの長期的動向に関する検討

大路池では、2004年以降、小刻みな増減はあっても個体数は概ね安定している。但し、ヒヨドリ、メジロ、ウグイス、ホオジロを抜いてしまうと、2008年以降は漸減傾向にある。御祭神社境内、曾利川橋脇の調査地では、個体数変化について明確な傾向を読み取ることができなかった。

4) 鳥類の食物となり得る昆虫の調査

調査を通じてハエ目昆虫が最も多く採集された。次いでハチ目、カメムシ目が多くみられた。2000年噴火の被害の程度についてみると、調査区被害が少なかった調査区(IZ1やAK1)で多くの節足動物が採集されることはあまりなかった。一方、被害が中程度の調査区(N4-IG8)では個体数、分類群ともに多くの節足動物が採集された。被害が大きな調査区では4月にハエ目昆虫が多く採集された。対象とした生物の多様性は生態系の回復の過程において最も高まることが示唆された。



図(2)-2 衛星画像から算出したNDVIを用い重回帰式から予測された島内の鳥類種密度。左2006年、右2012年。繁殖期についての予測。

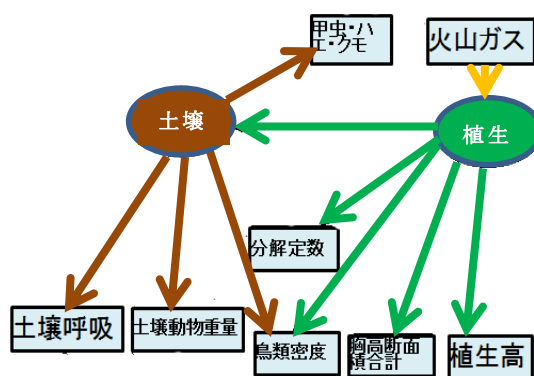
5) 共分散構造モデルによる鳥類種数・個体数、および昆虫個体数変動の要因に関する検討

繁殖期の鳥、一部節足動物、分解定数と植生、土壌を含むモデルから、変数間の関係は図(2)-3の用にまとめられた。同様のモデルを変数を変えて複数構築して比較した結果から、次の点を指摘できた。

- ・現在は、火山ガスが植生により強く影響している。今後の生物多様性の保全にあたっては、ガス濃度のモニタリングと、ガスにあわせた生態系回復手法の適用が必要である。

- ・夏鳥の個体数や種数、一部節足動物(甲虫、ハエ、クモ)の個体数は、土壌の影響も受ける。土壌と関連の深い食物の供給を介した関係と判断できる。

- ・冬鳥にとっては、樹林地内外の低木や草本植物の意味が大きくなる。



図(2)-3 共分散構造モデルから想定された主要な項目間の関連性

6) その他の調査

ハシブトガラスは、採食後数時間にわたり種子を体内に滞留させていることが示された。同種の行動圏は広く、植物種子を広範囲に散布する可能性がある。実際、ハシブトガラスの群れが島内で植被がほとんどない場所に見られた例があり、そのような場所に種子を運んでいる可能性が考えられた。

カジイチゴにはシラキチビケシキスイが多く訪花する一方、カジイチゴと近縁のハチジョウイチゴにはオドリバエが多く訪花した。シラキチビケシキスイの訪花は花の咲く向きに関係していた。

植物-訪花昆虫間の送粉ネットワークの計5回の調査で、植物48種から2440個体の訪花昆虫を捕獲した。牧場では訪花昆虫の個体数が少なかったこと、一部の林道ではハチジョウイタドリが多くの昆虫を誘引していたことが示された。

大路池周辺に植栽されていたツバキ園芸品種の中には、葯から花粉を露出させているものや、雌しべを保持しているものが複数認められた。遺伝子汚染の防止の観点から、早急な対策が望まれる。

メダケが鳥類相に与える影響を検討したところ、繁殖期では、樹木植被率を考慮してもメダケ群落で鳥類種数が有意に少なくなるという結果となった($p=0.002$ 、係数値0.46)。

(3) サブテーマ(3)「三宅島内動物群集生息状況の調査研究」

1) 土壌動物および地表徘徊性動物の回復過程

端脚類は分布の回復が遅く、近年の植生の回復が進みつつある地域にもまだ分布を広げていない事が分かった(図(3)-1)。ミミズ類は噴火被害に大きく影響を受けつつも、噴火以前の植生状況とも関係性が見られ、噴火以前から分布に植生の空間的差異に由来する偏りが存在していた可能性が示唆された(同)。シロアリ類の分布予測においては、NDVIより評価された植生状況よりも傾斜角や標高といった地理情報が重要と示され、噴火被害にある程度耐性を持つ事が考えられた(同)。ダンゴムシ類においては噴火直後の植生状況と標高に強い相関が見られると共に、島内に生息するアズマヒキガエルの分布状況にも影響を受けている可能性が考えられた。

2) オカダトカゲの分布予測

生息適地のほとんどが島の海岸線沿いに散在する集落周辺に位置していることがわかった。標高が低く、近くに急な傾斜が存在し、植生の働きが中程度であるような住宅地周辺に、生息適地が存在することが読み取れた。

景観レベルでの環境要因を再解析した結果、海拔標高、住宅からの距離、100m圏最大傾斜角の3つの要因を含んだモデルが最良のモデルとして選択された。オカダトカゲが発見された石垣とされなかった石垣の比較により、奥行き深い石垣が生息場所として重要であることが示された。

3) 火山活動がクモ類の分布に与える影響

採取したクモ類は15科45種が種レベルまで判別され、造網性クモ類は6科20種、徘徊性クモ類は9科25種であった。造網性と徘徊性を含むクモ類全体の個体数と多様度に最も強く影響していたのは「植生被害度」であった。造網性クモ類は「植生被害度」と「植生自然度」によってその個体数が左右され、多様度は「植生被害度」の影響を受けていた。一方、徘徊性クモ類では個体数・多様度ともに「植

生自然度」「植生被害度」「標高」のどれからも影響を受けていなかった。以上の結果から、噴火による植生の被害が造網性クモ類の個体数や多様性に今なお影響していることが示唆された。

5. 本研究により得られた主な成果

(1) 科学的意義

- ・三宅島内の広い範囲で植生、土壌、枯死木、鳥類、哺乳類、は虫類、両生類、昆虫、その他節足動物の状況を把握し、島の生物相の現状と空間的な違い、それに影響する環境条件を把握した。
- ・噴火直後からの継続調査の結果とあわせて、島内における噴火後の植生遷移および鳥類相の変化の様相を明らかにした。このような調査が行われた例は過去には少ない。
- ・萌芽再生、土壌呼吸、枯死木の分解とそれに関与し得る節足動物の状況など、過去に体系的に調査されてこなかった側面を取り上げて調査を行うことができた。
- ・火山ガス、植生、土壌、鳥類、昆虫の相互関係を、共分散構造分析によりモデル化した。その結果、植生が他の生物や土壌の状況に大きな影響を与えていることがあらためて確認されたほか、以下の新たな知見が得られた。①一部の鳥類および一部の昆虫は、土壌の状態に強く影響を受けている、②植生と、それに依存している動物は、現状では火山ガスに専ら影響を受けている、③繁殖期の鳥類は樹木に依存する程度が大きい、越冬期の鳥類は下層植生や草本植物にも依存する、④鳥類にとって、植物の種多様性よりも植生の構造がより重要である。
- ・三宅島の枯死木量は他の森林生態系と比較しても突出して多く、同島の生態系の実態把握のためにはこれら枯死木の分解過程の解明が重要である。噴火によって生じた枯死木は中腹以下では今後なお20~30年は残存し、中腹以上では、その場に残存し続け環境条件も変化しないと仮定した場合には100年以上残存し得る。また、分解速度には水分条件が関与していることが示された。
- ・島内の鳥類相が、噴火による被害が軽微な箇所も含め変容しつつあることを示した。植生-鳥類の関係だけでなく、こうした長期的な変容も考慮に入れた生態系管理の必要性を示した。
- ・噴火前後の現存植生図4時期分を整備した。これらは、行政目的でも有用性が高いが、今後の学術的な調査研究の基礎資料としても広く活用され得るものである。

(2) 環境政策への貢献

- 緑化技術について、現地の関係者と連携して調査を行った。
- 三宅村営の自然観察施設である「アカコッコ館」が実施する各種活動に協力した（2012年定例会（岸、吉川（ともに本事業に係る特任研究員）、2012年三宅島自然セミナー（長谷川ほか）、2013年2月自然観察会（吉川（特任研究員））、2014年2月28日植物セミナー（上條））。

<行政が既に活用した成果>

- 以下の会議、検討会において、本研究の成果を紹介し反映させたほか、東京都三宅支庁、東京都環境局の関連部署の担当者と連絡を取り、研究成果についての情報を随時提供した。
- 1) 平成24年度 東京都三宅支庁 金曾沢周辺森林復旧全体計画有識者会議委員
筑波大学 上條隆志（三宅島の植生と土壌に関する一連の成果）
- 2) 平成24年度 東京都環境局 東京都（伊豆諸島）植生調査に関わる検討会委員
筑波大学 上條隆志（三宅島の植生に関する一連の成果）
- 3) 平成23-25年度 東京都環境局 三宅島移入種調査・対策検討会
長谷川雅美 東邦大学（三宅島のイタチ、ヒキガエル等に関する調査研究の成果）
- 4) 平成23年度 東京都環境局 RDB種検討会
長谷川雅美 東邦大学（三宅島のオカダトカゲに関する情報提供）

<行政が活用することが見込まれる成果>

上に科学的意義としてまとめた内容は、三宅島における今後の生態系保全・再生や緑化のための指針としての活用が見込まれるため、政策決定者向けサマリーとして別途用意した。

6. 研究成果の主な発表状況

(1) 主な誌上発表

<査読付論文>

- 1) Abe H, Ueno S, Takahashi T, Tsumura Y and Hasegawa M (2013) Resilient plant-bird interactions in a volcanic island ecosystem: pollination of Japanese camellia mediated by the Japanese White eye. PloS one 8(4), e62696
- 2) Brandley MC, Kuriyama T and Hasegawa M (2014) Snake and Bird Predation Drive the Repeated

(2) 主な口頭発表(学会等)

- 1) 新谷尚己・田村憲司・上條隆志・東照雄：日本土壤肥料学会2011年度大会(2011)
「三宅島2000年噴火火山灰堆積地におけるハチジョウススキ群落分布と土壌の諸性質との関係」
- 2) 東亮太・上條隆志・川越みなみ・田村憲司：日本生態学会第59回全国大会(2012)
「三宅島2000年噴火の火山灰堆積地上における11年間の炭素蓄積過程」
- 3) Hiragi, M., Hiraiwa, M., Nakajo, R. & Hasegawa, M.: 日本生態学会第59回全国大会(2012)
“Long-term impacts of volcanic activity on distribution and abundance of soil macro-fauna, an example of volcanic eruption on Miyake-jima, in 2000”
- 4) 黛絵美・上條隆志・宮本雅人・藤井美央：第123回日本森林学会大会(2012)
「三宅島2000年噴火被害林の11年間の変化と萌芽再生」
- 5) 藤井美央・上條隆志・黛絵美：第123回日本森林学会大会(2012)
「火山遷移でオオバヤシバシは植物の種多様性を上げる効果があるのか？」
- 6) Kamiyo, T.: The 55th symposium of the international association for vegetation science, Mokpo, Korea (2012)
“Vegetation dynamics after the 2000 year eruption on Miyake-jima Island and restoration of volcanically devastated sites on the island”
- 7) 上條隆志・東亮太・久保栄子・藤井美央・黛絵美：植生学会第17回大会(2012)
「火山植生遷移における先駆性植物種の侵入が種多様性と生態系の機能発達に与える効果」
- 8) 鷹野綾・田村憲司・川越みなみ・上條隆志：植生学会第17回大会(2012)
「火山灰堆積地における植生の変化と初期土壌生成」
- 9) 岡本祐典・田村憲司・川越みなみ・上條隆志：植生学会第17回大会(2012)
「三宅島1983年噴火堆積地における2000年噴火火山灰が立地に及ぼした影響と植生の関係」
- 10) 岸茂樹・吉川徹朗・加藤和弘：個体群生態学会大会第28回大会(2012)
「三宅島におけるキイチゴ属2種の花の咲く向きが訪花昆虫に与える影響」
- 11) 岸茂樹：日本生態学会第60回大会(2013)
「訪花昆虫群集をオスとメスにわけろ」
- 12) 加藤和弘・吉川徹朗・樋口広芳：日本生態学会第60回大会(2013)
「三宅島2000年噴火後の森林における鳥類相の変遷」
- 13) 高橋俊守・指村奈穂子・加藤和弘：日本生態学会第60回大会(2013)
「三宅島2000年噴火後のランドスケープの変化」
- 14) 鷹野綾・田村憲司・川越みなみ・東亮太・上條隆志：日本生態学会第60回大会(2013)
「三宅島2000年噴火火山灰堆積地の初期土壌生成」
- 15) 廣田充・上條隆志：日本生態学会第60回大会(2013)
「三宅島2000年噴火により発生した枯死木と土壌の分解呼吸」
- 16) 菅原優・上條隆志・吉田智弘・黛絵美・加藤和弘：日本生態学会第60回大会(2013)
「三宅島2000年噴火後の植生発達と植物リター分解及び土壌動物相の関係」
- 17) 門倉由季・上條隆志・橋本啓史・金子信博・菅原優：日本生態学会第60回大会(2013)
「三宅島の火山灰堆積地に侵入した遷移初期種と中大型ミミズの関係」
- 18) 守容平・上條隆志・橋本啓史：日本生態学会第60回大会(2013)
「三宅島火山灰堆積地における遷移初期種のイズアオドウガネによる食害比較」
- 19) 守容平・上條隆志・橋本啓史：植生学会第18回大会(2013)
「三宅島2000年噴火跡地におけるイズアオドウガネの遷移初期植物に対する影響とその選好性」
- 20) 門倉由季・上條隆志・橋本啓史・金子信博：植生学会第18回大会(2013)
「三宅島火山灰堆積地における中大型ミミズの分布と安定同位体比分析による餌資源の推定」
- 21) 菊池輝海：植生学会第18回大会(2013)
「火山性荒廃地においてリル地形形成は植生回復に貢献するだろうか？」
- 22) Terumi Kikuchi, Norikazu Matsuoka, Takashi Kamiyo & Mitsuru Hirota: International Symposium on Diversifying Biological Resources ~ Toward Food Security and Sustainable Society ~ (2013)
“Effects of rill erosion on revegetation after the eruption of Miyake-jima Island Volcano in 2000.”
- 23) Emi Mayuzumi & Takashi Kamiyo: International Symposium on Diversifying Biological Resources ~ Toward Food Security and Sustainable Society ~ (2013)
“Comparison of sprouting ability among woody species in the forest damaged by 2000-year eruption on Miyake-jima Island.”
- 24) Yohei Mori, Takashi Kamiyo, Takashi Hashimoto: International Symposium on Diversifying Biological Resources ~ Toward Food Security and Sustainable Society ~ (2013)
“The influence and palatability of plants to insects during early succession in Miyakejima Island.”
- 25) 吉川徹朗：日本野鳥の会東京支部定例会(2013)
「鳥類と植物の複雑な関係を紐解く」
- 26) 守容平・上條隆志・橋本啓史・山路恵子・加藤和弘：日本生態学会第61回大会(2014)
「三宅島2000年噴火被害地における遷移初期植物の葉の質がイズアオドウガネの食害に与える影響」
- 27) 門倉由季・上條隆志・橋本啓史・加藤和弘：日本生態学会第61回大会(2014)
「三宅島火山灰堆積地における遷移初期植物の侵入が中大型ミミズに与える影響」
- 28) Jian Cui, Mitsuru Hirota, Takashi Kamiyo, Takahiro Nishimura, Natsumi Kamiya, Taro Miura, Katoh Kazuhiro: 日本生態学会第61回大会(2014)
“Nitrogen mineralization in soils along a vegetation development after the 2000 Miyake-jima island eruption”

- 29) 上條隆志・菅原優・黛絵美・門倉由季・守容平・鷹野綾・田村憲司：日本生態学会第61回大会自由集会(2014)
「2000年噴火被害地における植生発達と中大型土壌動物群集」
- 30) 神谷なつみ・西村貴皓・崔健・三浦太郎・廣田充：日本生態学会第61回大会(自由集会)(2014)
「2000年噴火被害地における枯死木の動態」
- 31) 高橋俊守・指村奈緒子・加藤和弘：日本生態学会第61回大会(自由集会)(2014)
「2000年噴火に伴うランドスケープ構造の変化」, 広島, 2014年3月.
- 32) 加藤和弘・岸茂樹・吉川徹朗・高橋俊守・上條隆志・廣田充・田村憲司・樋口広芳：日本生態学会第61回大会(自由集会)(2014)
「2000年噴火が生態系に与えた影響の総合的な把握に向けて」
- 33) 岸茂樹：日本生態学会第61回大会(企画集会)(2014)
「見落とされてきた訪花昆虫のオス」

7. 研究者略歴

課題代表者：加藤和弘

東京大学教養学部卒業、学術博士、現在、東京大学大学院農学生命科学研究科准教授

研究分担者

- 1) : 上條隆志
東京農工大学農学部卒業、博士(農学)、現在、筑波大学生命環境系教授
- 2) : 田村憲司
弘前大学理学部生物学科卒業、農学博士、現在、筑波大学生命環境系准教授
- 3) : 廣田充：
千葉大学理学部生物学科卒業、博士(理学)、現在、筑波大学生命環境系准教授
- 4) : 樋口広芳(平成24年度末まで)
東京大学大学院農学系研究科博士課程修了、農学博士、東京大学大学院農学生命科学研究科教授を平成24年度末に退職
- 5) : 長谷川雅美
東邦大学理学部卒、理学博士、現在、東邦大学理学部教授

4D-1106 三宅島2000年噴火後の生態系回復過程の解明と管理再生に関する研究**(1) 三宅島生態系基盤の調査研究**

筑波大学生命環境科学研究科

上條隆志・田村憲司・廣田 充

平成23～25年度累計予算額：30,313千円（うち、平成25年度予算額：8,999千円）

予算額は、間接経費を含む。

[要旨]

噴火被害傾度に応じて11カ所の重点調査区を設置し、二酸化硫黄濃度・土壌温度等の観測、土壌断面調査、土壌呼吸速度・窒素無機化速度・枯死木分解速度・リター分解速度の測定、土壌動物調査、植生調査を行った。島全体の植生の現況の把握のために、既存のデータの解析を行った。既存の固定調査区を用いて、植生・土壌・炭素蓄積量の変化について調査した。その他に、樹木の萌芽再生様式、オオバヤシャブシの遷移促進作用、遷移初期植物の食害、植生とリル地形、環境保全型緑化工法の機能評価に関する調査研究等を行った。

その結果、(1) 植生は二酸化硫黄ガスと火山灰堆積の両方に影響を受けていること、(2) 噴火被害地ではハチジョウススキが特に増加したが、生残した樹木の萌芽再生によって、森林に回復しつつあること、(3) 土壌呼吸やリター分解などの生態系の機能や土壌動物の豊富さは、オオバヤシャブシ林のような強度の破壊後に再生した地点でも、高いレベルに達していること、(4) 裸地からハチジョウススキ草原にかけて、分解等に関する生態系機能が大きく変化すること、(5) オオバヤシャブシ林やハチジョウススキ草原での炭素蓄積が進んでいること、特に、オオバヤシャブシ林では土壌生成も大きく進んだこと(6) 窒素固定植物であるオオバヤシャブシは、遷移の促進作用を持つ一方、昆虫の食害を受けること、などが明らかになった。これらの成果を踏まえ、

(1) 植生の被害・回復段階によって、管理方法を分けること、(2) 疎開した森林やオオバヤシャブシ林でも、分解等に関する生態系機能は高く保たれており、機能的な補助の必要性が低いこと、(3) 窒素固定植物であるオオバヤシャブシは、遷移を促進する有効な樹種であるが、その一方で、枯死しやすいという問題があること、(4) 植生が少ない地域のリル内であっても、ハチジョウススキなどが定着可能であり、緑化が可能であること、(5) 適切な緑化資材を用いることで緑化を促進できる可能性があること、などを提言した。

[キーワード]

生態系回復、火山噴火、土壌、植生、三宅島

1. はじめに

本研究の対象である三宅島は、2000年6月26日から火山活動が活発化し、7月から8月にかけて大噴火した。山頂には、陥没カルデラが形成されるとともに大量の火山灰を放出した。一連の噴火により島の植生は多大な影響を受け、山頂部から中腹部にかけて無植生地が形成されたほか、残存した森林も大半が降灰による被害を受けた。火山灰の放出は2001年以降終息したが、山頂火口からの二酸化硫黄を中心とする火山ガスの放出が2000年9月以降継続している。

火山活動の影響を免れるべく、2000年9月から2005年2月に至るまで三宅島の全島民避難が実施された。今回放出されている火山ガスの主成分である二酸化硫黄の放出量は、噴火後1年間は1日当たり 10^4 トンオーダーにも達した。ここ数年は、 10^2 トン/日オーダーで推移している。

三宅島2000年噴火が生態系に与えた特徴を整理すると、(1)火山灰などの噴出物による強度かつ広域的な生態系攪乱を受けたこと、(2)島という閉鎖系で生じた攪乱であること、(3)火山ガスという継続的な影響を受け続けていることなどが挙げられる。本研究では、三宅島2000年噴火とその後の火山ガス放出という、大規模かつ継続的な攪乱からの生態系の長期的な回復の様相を明らかにするとともに、特徴的な生物種を多数擁する三宅島の生物多様性の保全に資する管理再生のあり方を提示することを目的としている。

その大枠の中で本サブテーマは、生態系の中で生産を担う植生と、植生がよって立つところであり、また生態系においては分解の役割を担う土壌の現状を包括的に理解することを目標とした。これらは、生態系における基盤と見なすことができる。生態系基盤である植生と土壌のあり方を理解することは、植物や土壌生物の多様性、健全性を保つだけにとどまらず、三宅島に多数の固有分類群が生息することで知られる鳥類を初めとする動物の保全や動物の生息場所の再生にも大いに寄与するものと考えられる。

2. 研究開発目的

- ・三宅島において、植生やそれを支える土壌がどう変化しつつあるか明らかにする。
- ・植生の衰退や回復の過程における枯死木の質的量的変容の状況を、定量的に明らかにする。
- ・火山ガス下の植生遷移における土壌と枯死木の役割を定量的に評価する。
- ・島内の植生の空間的変動と、絶滅危惧植物の分布の現状を、現地調査により把握する。
- ・以上の調査結果に基づき、被害状況別に、生態系の衰退や回復の過程を把握するとともに、三宅島の生態系を保全し生物多様性を維持するためにどのような管理が必要であるか、提案する。

3. 研究開発方法

(1) 三宅島2000年噴火被害傾度に応じて設置された重点調査区の概要－植生の概要・二酸化硫黄濃度－

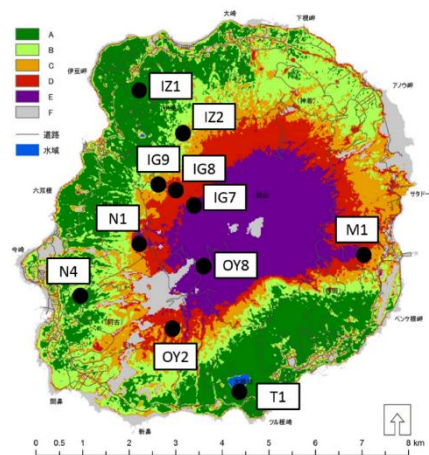
1) はじめに

2000年噴火後の三宅島における生態系再生過程の解明のため、重点調査区11ヶ所(図(1)-1、表(1)-1、図(1)-2)を設定し、二酸化硫黄ガス濃度、植生、分解系、土壌に関する調査・観測を行った。これら重点調査区には、噴火と火山ガスの影響によりほぼ裸地状態となっている地点(0Y8)から、被害のない発達したスダジイ林の地点(IZ1)まで含まれ、生態系の発達段階が大きく異なる。なお、図表の地点の配列については、植生の発達段階の順にできるだけ並べるよう、

原則統一する。この発達段階の指標として、後述する全階層の合計植被率（高木層・亜高木層・低木層・草本層それぞれの植被率の合計）を用いる。図(1)-3には、火山灰の堆積状況を示した。堆積が最も厚かったのはIG7であった。一方、M1、T1、IZ1では、堆積は認められなかった。詳細については、土壌調査の結果の部分で述べる。

2) 方法

二酸化硫黄ガス濃度の測定のため、自動測定器（Gasman, CROWCOM社製）を2011年11月から12月に設置した。通気性の保持と風雨防止のため、小型百葉箱を用いた。データ回収と充電は、2011年12月、2012年1月、2012年2月、4月、5月、7月に行った。2011年、2012年、2013年の7月に100m²の重点調査区（11ヶ所）において植物社会学的方法に基づく植生調査と毎木調査を行った。



図(1)-1 重点調査地点

高橋ほか¹⁾の噴火被害変遷図上に調査地点をプロットした。

(2) 重点調査区の植生の種組成解析

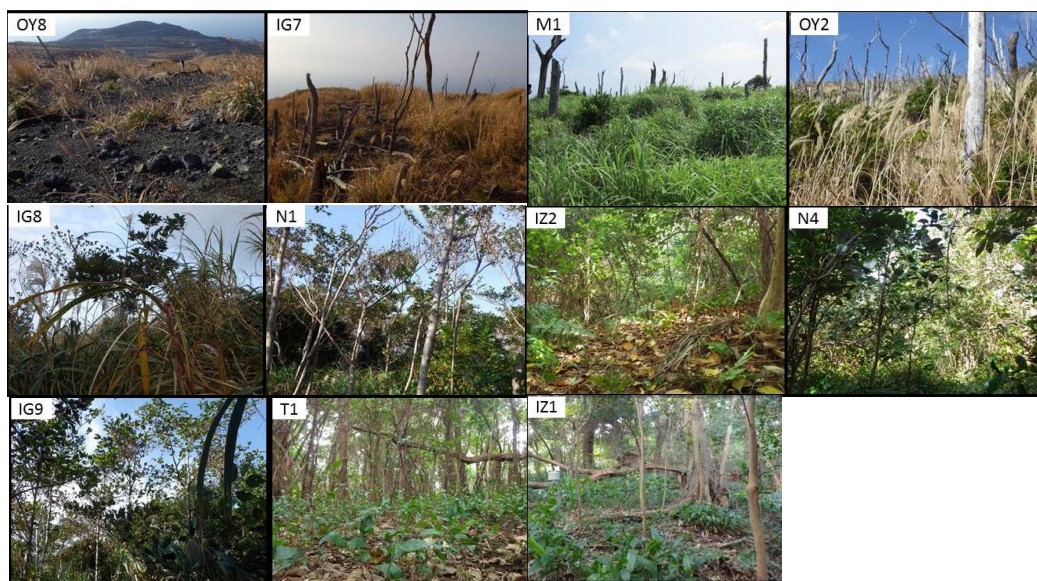
11カ所の重点調査区（面積100m²）において得られた植生調査データをもとに解析を行った。種組成に基づいて序列化するために、DCA法による解析を行った。解析に際しては、被度階級の2、3、4、5、をMueller-Dombois and Ellenberg²⁾の換算法に従って、それぞれ、15%、37.5%、62.5%、87.5%の平均被度に換算した。さらに、+と1については、判定基準に個体数が入るため、Mueller-Dombios and Ellenberg²⁾が使用例として挙げている、0.1%、2.5%に換算した。なお、複数の階層に出現する種の場合は、階層の最大の被度を用いた。

(3) 重点調査区の土壌

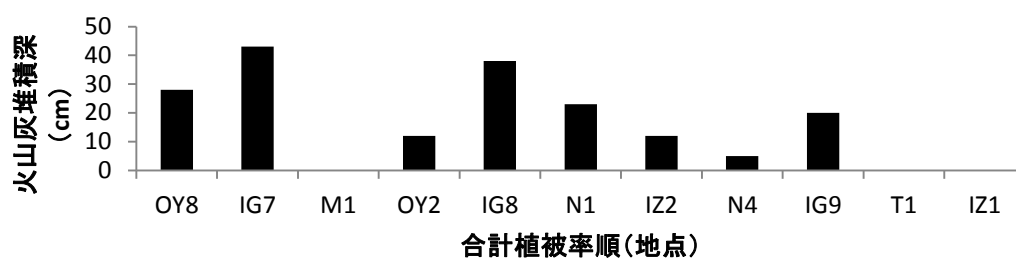
11カ所の重点調査区において、土壌断面記載は、日本ペドロロジー学会³⁾に準じて行った。また、層位ごとに土壌を採取し、一般理化学性分析を行った。

表(1)-1 重点調査区(11調査地点)の詳細情報

地点名	標高(m)	緯度	経度	現在	噴火前
OY8	532	34° 4'41.52"N	139°30'57.96"E	ほぼ裸地	ヒサカキ二次林
IG7	540	34° 5'22.68"N	139°30'49.92"E	ハチジョウススキ草原	ヒサカキ自然林
M1	113	34° 4'45.60"N	139°33'17.58"E	ハチジョウススキーヒサカキ草原	タブノキ二次林
OY2	361	34° 3'53.64"N	139°30'37.92"E	ハチジョウススキーヒサカキ草原	タブノキ二次林
IG8	437	34° 5'28.44"N	139°30'33.66"E	ハチジョウススキ草原	スダジイ自然林 (やや二次林)
N1	377	34° 4'47.94"N	139°30'13.86"E	オオバヤシャブシ林	タブノキ二次林
IZ2	342	34° 6'9.00"N	139°30'44.70"E	スダジイーヒサカキ被害林	スダジイ自然林 (やや二次林)
N4	180	34° 4'14.58"N	139°29'16.26"E	タブノキ被害林	タブノキ二次林
IG9	380	34° 5'35.52"N	139°30'21.66"E	オオバヤシャブシ林	スダジイ自然林・スギ人工林
T1	66	34° 3'7.20"N	139°31'35.88"E	スダジイ二次林	スダジイ二次林
IZ1	86	34° 6'42.60"N	139°30'4.86"E	スダジイ自然林	スダジイ自然林



図(1)-2 調査地点写真



図(1)-3 2000年噴火において堆積した火山灰堆積深

(4) 重点調査区における植生発達とリター分解および土壌動物相の関係

1) はじめに

植生発達とリター分解の関係、植生発達と土壌動物の関係、土壌動物とリター分解の関係を検討し、分解系の発達メカニズムと土壌動物が及ぼす影響を明らかにすることを目的とする。

2) 方法

a. リターバッグ法を用いたリター分解速度の測定

2011年10月から2012年9月の間、リターバッグ法を用いてリター分解過程を調べた。用いた種は、オオバヤシャブシ、ハチジョウススキ、ヒサカキ、ハチジョウイタドリ、タブノキの5種である。リターバッグは10cm×10cmであり、メッシュサイズは1mmと5mmの2つを用意した。リターバッグの重量残存率を使用し、Olson⁴⁾の分解定数を算出した。

b. ツルグレン法を用いた中型土壌動物の採取

2012年7月に、容量250mlの円形の採土管を使用して土壌を採取した。約1m間隔で5サンプルを採取した。サンプルは24時間以内にツルグレン装置に設置し、約72時間の抽出を行った。青木⁵⁾を参考にし、ピンセット等を用い網から垂目レベルに分類した。

c. ハンドソーティング法を用いたミミズの採集

2012年8月にハンドソーティング法（日本土壌動物学会⁶⁾）によりミミズの採集を行った。約2m間隔で5反復の採集を行った。25cm×25cmの金枠を地表面に設置し枠内のリターと深さ20cmの土壌をバットに入れ、約15分間のソーティングを行った。

d. 種別リターの全窒素量・全炭素量の測定

2012年12月にNCアナライザーを用い、各種の葉の全窒素・全炭素量を測定した。

(5) 重点調査区における枯死木動態

1) はじめに

枯死木は、粗大有機物（Coarse Woody Debris, 以下CWD）と定義されており、倒木、立ち枯れを含む。CWDは、通常のリターに比べて分解されるまでに非常に長い時間を要することから、有機物の貯蔵庫として高い炭素貯留機能を果たしていると考えられている。本研究では、噴火被害程度が異なる様々な場所において、CWDの存在量と分解速度、さらにそれらに関わる環境要因の解明を目的とした。

2) 方法

2012年から2013年にかけて、全11の重点調査区内に存在する全CWDの体積を推定した。各CWDの密度を算出するために、CWDの一部を切り取って大学に持ち帰り、乾燥重量と体積を求めた。2012年4月に、調査区に存在したCWDの一部を切り出し、静置した。切り出した三本のサブサンプルのうち、一本はこの段階で持ち帰り、実験室で乾燥後に秤量した。その一年後の2013年4月に、現場に静置したサブサンプルを持ち帰り、同じ操作を行い、この約1年間の乾重の残存率から分解速度定数（Olson⁴⁾）を算出した。枯死木の分解の主要な環境要因として、土壌温度と土壌水分を、データロガーを用いて測定した。

(6) 重点調査区における土壌呼吸と窒素無機化

1) はじめに

生態系の主要な機能の一つである土壌呼吸（土壌中の従属栄養生物の呼吸と植物の地下部分の呼吸の総和）と土壌中での窒素無機化（土壌中の有機態窒素が土壌微生物の働きによって無機態窒素となる過程）の定量化を目的とした。

2) 方法

a. アルカリ吸収法による土壌呼吸速度の測定

2011年10月から12月の間に、全11地点に土壌呼吸測定チャンバー（直径約30cmの密閉可能なポリプロピレン製）を9個ずつ埋設した。土壌呼吸速度の測定は、2012年2月から2014年2月までの間、約2ヶ月に一回の頻度でアルカリ吸収法（Keith and Wong⁷⁾）を用いて行った。

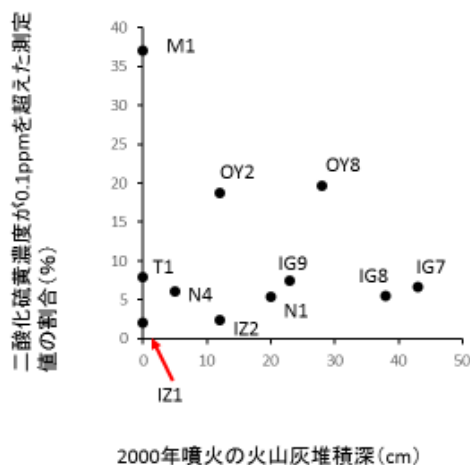
b. レジンコア法による現場での土壌窒素無機化速度の測定

レジンコア法（Di Stefanno & Gholz⁸⁾）による土壌窒素無機化速度の測定を行った。レジンコア法とは、現場の土壌を円筒容器内に保持し、その上下端にイオン交換樹脂を取り付け、現地培養する方法である。2013年5月に全11地点の調査地に各12個ずつ設置し同年9月末に回収した。回収したイオン交換樹脂、コア設置時および回収時の土壌の無機態窒素濃度を計測することで、正味窒素無機化速度を算出した。

(7) 重点調査区における状況のまとめ

ここでは、サブグループ1「三宅島生態系基盤調査グループの調査研究」が11カ所の重点調査区で得られたデータをまとめる。また、比較を容易にするため、サブグループ2「鳥類の個体群変動に関する調査研究」の一部成果もあわせて各調査区の現状を評価する。

三宅島の生態系の動態に影響を与えているのは、2000年に噴火し、堆積した火山灰と、その後も放出が続く、二酸化硫黄ガスである。従って、この両要因を枠組みとして、生態系の現状を把握する必要がある。図(1)-4は、11地点の重点調査区で得られた2000年噴火の火山灰堆積深（cm）と、1年間に換算した1時間ごとの二酸化硫黄濃度が0.1ppm以上であった回数との関係を示したものである。以下、この図を基にしてまとめを行う。



図(1)-4 11カ所の重点調査区における、2000年噴火の火山灰堆積深（cm）（x軸）ならびに二酸化硫黄濃度が0.1ppmを超えた測定値の割合（%）（y軸）との関係

(8) 既存固定調査区における噴火後13年間の植生変化

サブテーマ代表者らは、噴火後約1年経過した2001年6月および7月に、島南西部において、面積100m²の固定調査区を計11地点設置した。以後、これらの固定調査区（前述の重点調査区とは別）で植生調査を継続してきた。本研究においてもこれらの固定調査区で調査を実施し、三宅島の噴火後13年間の植生の移り変わりを明らかにすることを試みた。

噴火後、約1年経過した2001年6月および7月に、島南西部の南戸林道沿いと村道雄山線沿いにおいて、面積100m²の固定調査区を計11地点設置した（Kamijo et al⁹⁾）。100m²の固定調査区において植物社会学的方法による植生調査と毎木調査を行った。

(9) 2010年時点における三宅島の広域的な植生の現況

サブテーマ代表者らは、噴火後10年経過した2010年に広域的な植生調査を行った。これらのデータを解析することにより、植生の広域的な成立要因について明らかにすることを試みた。

調査データは、2010年7月から11月の間に得られたの植生調査資料であり、表操作法（Mueller-Dombois and Ellenberg²⁾）に従って解析した。また、大場¹⁰⁾¹¹⁾と奥富・梶原¹²⁾、環境庁¹³⁾に基づき、群集同定を行った。同定できない場合は、群落名のみとした。

表操作で得られた各群落の成立要因を検討するため、DCA解析（Hill¹⁴⁾、Hill and Gauch¹⁵⁾）により序列づけを行った。環境要因との解析には、標高、火山灰堆積厚（2000年8月時点、津久井ほか¹⁶⁾）、二酸化硫黄ガス濃度（2006年時点の推定分布図、戸田ほか¹⁷⁾）を用いた。

(10) 2010年以降における絶滅危惧植物種の分布状況

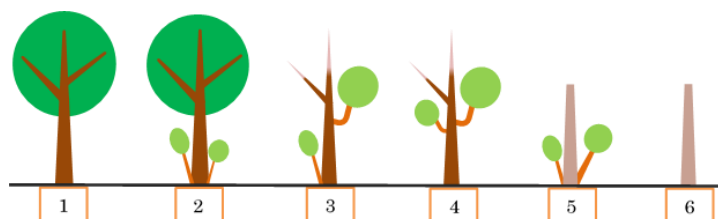
三宅島内の絶滅危惧植物の分布状況を把握することを目的とした。

2010年に得られた植生調査資料と、2011年～2013年の現地踏査を元にして、環境省レッドリストト記載種（環境省¹⁸⁾）に関して、分布図を作成した。

(11) 2000年噴火被害林における樹木の萌芽再生様式

三宅島は2000年噴火により、島の森林の約6割が被害を受けた（三宅島災害対策技術会議緑化関係調整部会¹⁹⁾）。しかし、被害地の大部分は完全に植生が破壊されるのではなく、植物が生残したため、それらが回復の重要な役割を果たすと考えられる。本研究では、樹木の主要な再生様式である萌芽再生に着目し、主要樹種の萌芽特性を明らかにすることを目的とする。

オオバヤシャブシ、オオシマザクラ、オオバエゴノキ、ヒサカキ、ヤブツバキ、タブノキ、スダジイの7樹種を対象とした。DBH \geq 10cmの調査対象個体について、最も大きいDBHの幹を母幹とし、母幹から発生する根元萌芽・幹萌芽の数とDBHを測定した。また、噴火後の樹木の再生過程を反映していると考えられる樹形について、母幹の状態、樹冠部の着葉、幹萌芽の有無、根元萌芽の有無の3つの項目を基準とし、個体ごとに6タイプに分類した（図(1)-5）。調査地点については、高橋ほか¹⁾の噴火後の植生変遷パターンに基づき、噴火の攪乱強度を微弱（変遷パターンA）・弱（変遷パターンB）・中（変遷パターンC）・強（変遷パターンD）の4つに区分した。個体数の多かったタブノキにおいて、根元萌芽発生量における母幹サイズと母幹の状態の影響を解析するために、母幹の地際直径と状態（健全・損傷・枯死）を説明する一般化線形混合モデル（GLMM）を用いた。その際、攪乱強度（微弱・弱・中・強）をランダム効果とした。



図(1)-5 樹形タイプ分けの概念図

(1 2) 2000年噴火火山灰堆積地における炭素蓄積量

1) はじめに

本研究は噴火後11年間での植生・土壌・リターの炭素蓄積過程を把握することを目的とする。

2) 方法

a. 調査地

研究対象地点は、三宅島西部の固定調査区（IG7、IG8、IG9に相当）とした。これらの調査地点は、火山灰の堆積が厚く、噴火直後にはほぼ植生が消失した地域である。

b. オオバヤシャブシ現存量の測定

調査地の優占種であるオオバヤシャブシ現存量に関しては、川越ほか²⁰⁾の相対成長式を用いて、毎木調査（2011年10月に実施）により得た根元直径から推定した。

c. 草本現存量の測定

2011年9月に、各調査区の周辺に5m間隔でラインを設置し、IG7では6地点、IG8とIG9では4地点を選び、調査プロット（1m×1m）とした。草本地上部現存量測定のための刈り取りは、地際から行った。また、地下部現存量測定のため、植物体の地下部を採取した。IG8とIG9では、25cm×25cm内の範囲で土壌ブロックを採取し、地下部現存量の測定に用いた。一方、植被率の低いIG7では1m×1m内の全ての植物体の地下部を採取した。

d. リター蓄積量の測定

草本現存量の測定を行ったプロット内のすべてのリターを採取した。

e. 植物体炭素量およびリター炭素量の測定

現存量の50%が炭素であることに基づき、植物体炭素量とリター炭素量を換算した。

f. 土壌炭素量の測定

2011年10月に、調査区内の9地点で、0-5cmと5-10cmの表層土壌を採取し、測定試料とした。風乾微細土を作成し、全炭素量をNCアナライザーにより測定した。

(1 3) 2000年噴火火山灰堆積地における土壌の年変化

川越ほか²⁰⁾によって2007年に土壌断面調査が行われた三宅村の伊ヶ谷地区内の3地点（IG7、IG8、IG9）を調査研究対象地点とした。同一地点を調査することで短期的な土壌発達の経年変化をみることを目的とした。

土壌の生物性の分析には、採取した層位別試料の生土を用いた。分析方法は、土壌環境分析法編集委員会²¹⁾に準じ、 β -グルコシダーゼ活性とプロテアーゼ活性について実験を行った。土壌の物理性の測定には、100mlの採土管を用いて、深度が異なる3点から採取した不攪乱試料を用いた。土壌の化学性の分析には、層位別試料を風乾させ、根などの有機物残渣を除去した後、孔径2mmの篩に通した風乾細土を用いた。全炭素量および全窒素量については、風乾細微土を用いた。分析方法は、土壌環境分析法編集委員会²¹⁾に準じ、土壌pH、全炭素量および全窒素量、交換性陽イオン、CEC、水溶性陽イオンおよび水溶性硫酸イオンについて実験を行った。

(1 4) 2000年噴火火山灰堆積地におけるオオバヤシャブシの遷移の促進作用

本研究では、三宅島の火山遷移初期において、窒素固定植物であるオオバヤシャブシが、遷移の進行に与える促進効果を明らかにすることを目的とする。

北西部の伊ヶ谷地区、標高450m付近を調査地とした。この調査地は、火山灰の堆積が厚く、噴火直後にはほぼ植生が消失した地域である。まず、DBH3cm以上のオオバヤシャブシを選択し、各幹を中心として、面積2m²の円形プロットを設置した。その樹幹から3m以上離れた点を中心としたハチジョウススキが優占している草原内において同様の円形プロットを設置した。設置した全40プロットにおいて、出現種と種別の最大高を記録した。容積100mlの採土円筒管を用いて、深さ0-5cmの土壌をサンプリングした。全窒素量・全炭素量の測定は、作成した風乾微細土を用いて、NCアナライザーにより行った。

(1 5) 2000年噴火被害地におけるイズアオドウガネの遷移初期植物の葉の質とその嗜好性

三宅島の遷移初期では、ハチジョウススキ、ハチジョウイタドリ、オオバヤシャブシが優占する。一方、2000年噴火後、植食者であるコガネムシ科イズアオドウガネが大量発生し(榎原ほか²²⁾)、オオバヤシャブシ植栽木への食害が見られたことから(榎原ほか²³⁾)、これら遷移初期植物を食害していると考えられる。本研究では、イズアオドウガネの遷移初期植物3種に対する選好性を現地調査と安定同位体比分析から明らかにする。さらに、葉の窒素濃度と量的防御物質量から選好性の要因を明らかにすることを目的とする。

設定した調査ルートにおいて、2012年と2013年の7月に、ハチジョウススキ、ハチジョウイタドリ、オオバヤシャブシの植被率と食害程度、イズアオドウガネの生息個体数、他の昆虫の有無を記録した。2012年には、対象植物種の葉を採集し、窒素濃度の測定を行った。また、対象植物種の葉とともに、イズアオドウガネを採集し、安定同位体比分析を行った。C₃植物であるハチジョウイタドリ・オオバヤシャブシとC₄植物であるハチジョウススキの炭素安定同位体比の値に差がみられたため、その値を用いてイズアオドウガネの餌に対するC₃植物の寄与率を算出した。2013年には、対象植物の葉を採取し、総フェノール量と縮合タンニン量の測定を行った。

(1 6) 2000年噴火火山灰堆積地における植生回復とリル地形の関係

噴火により火山性荒廃地となった三宅島の村営牧場跡地において、リル地形(地表流の侵食作用によって斜面に形成される線状の浅い溝)が植物の定着に与える影響を調べた。15×25mの調査斜面内で1.2×2mの小プロットを23地点に設置してリル地形内部及び周辺の土砂侵食・堆積量調査と生育するハチジョウススキの実生の定着数・株のサイズ変化を2012年4月から12月にかけて計測

した。また調査斜面内の株の分布調査、及び雨量計・水位計・土壌水分計による斜面周辺の気象・水文環境の観測を同期間で実施した。

(17) 1983年溶岩とスコリア上の植生

1983年噴火火山放出物堆積地において、スコリア丘上と溶岩台地上の遷移初期植物の定着様式を比較した。80m×140mのコドラートを設定した。コドラート内に10m×10mサブコドラート(112区画)を設定した。サブコドラート内で、植生調査を行い、各種の被度(%)を記録した。地形測量を行い、それを元にして、地形図を作成した。10m×10mのサブコドラート内の溶岩の被覆割合を記録した。

(18) 三宅島火山性荒廃地における環境保全型治山緑化工法の機能の評価

植生を欠く火山荒廃地では容易に地表流が発生する。これが谷筋やガリーへ集水して泥流に発展すると、土砂災害をもたらす。このような土砂流出を防ぐため、治山砂防対策が必要であるが、既存の工法は大規模な造成作業を伴い、その土地本来の姿が大きく改変される。従って、そうした人為的な改変を抑えた治山工法の構築が必要である。東京クレセントロール工法®(以下CR、図(1)-6)は、谷筋やガリーへの土砂供給源となる上流域に発達する比較的小規模な溝地形(リル)を対象とする新しい治山緑化工法である。東京都三宅支庁の支援を受けて、森林総合研究所(独)と伊豆緑産(株)がこの工法を開発した。CRは中詰め材を網素材によって巻き上げ、ロール状に成形した資材をいう。使用される中詰め材は、現地で生産される礫や木片を活用する。設置方法はアンカーによる固定であり、山腹のリル内に直接設置する。固定点は2点のみであり、従来の緑化基礎工に見られる大型重機による土地改変や作業道の確保を必要とせず、人為的な山腹破壊のリスクを持たない。本研究は、このCRの土砂補足機能を明らかにすることを目的とした。

調査対象は、2012年秋より東京クレセントロール工法が施工された三宅島緑化試験地とした。CR設置点の1m下流に土砂受け箱を設置し、捕捉しきれずに流出した移動土砂量の観測を行った。また土砂サンプルより粒度分析を行い、止めうる土砂の粒径の特徴を調べた。さらにクレセントロール付近の植生定着状況の観察を行った。



図(1)-6 クレセントロールの設置状況

(19) 三宅島火山性荒廃地における生態系機能の評価と保全策

ここでは、「(9) 2010年時点における三宅島の広域的な植生の現況」(以下、9節)と「(7) 重点調査区における状況のまとめ」(以下、7節)」ならびに高橋ほか¹⁾の噴火被害変遷図(図(1)-1)

を元にして、三宅島の生態系機能評価を空間的に行う。次に、空間的な評価を元にして、具体的な保全策や注意点を、これまで述べてきた成果を元にして提案する。

4. 結果及び考察

(1) 三宅島2000年噴火被害傾度に応じて設置された重点調査区の概要－火山灰堆積深・植生の概要・二酸化硫黄濃度－

1) 二酸化硫黄濃度

高い二酸化硫黄ガス濃度、過湿、強風という強い悪条件下にあるため、濃度の自動測定器は、故障するものが多く、測定期間は、地点間で異なった。ここでは、全体傾向を把握するため、二酸化硫黄ガス濃度が0.1ppmを超えた回数と1ppmを超えた回数をそれぞれ数え、それぞれの地点での全測定回数で割った値を地点間比較に用いた（表(1)-2）。

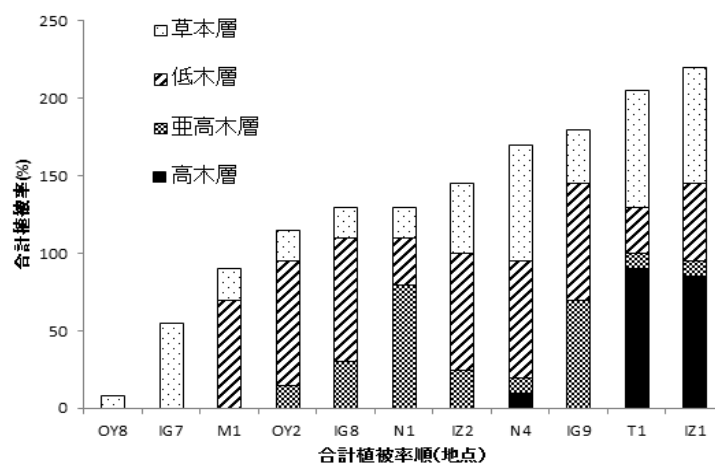
ガス濃度が高くなる回数は、風下となりやすい島の東部の地点や（M1）、南西部の地点（OY8、OY2）で高くなった。特に、OY8は火口に近く、1ppmを超えたのが、およそ10回に1回であった。また、最大値もここで観測され、5.7ppmを記録した。一方、同じように標高が高く、火口に近いが、風下となりにくい北西部のIG7では、高濃度になる割合は、OY8などより明らかに低くなっていた。植生との関係を比較すると、こちらも、最も高濃度の二酸化硫黄が記録されたOY8は、裸地に近い状態であった。その一方で、1ppmを超える値が観測されなかったIZ1は、無被害のスタジイ林が維持されていた。

表(1)-2 三宅島の各調査地点における二酸化硫黄ガス濃度の測定結果

地点名	測定期間	全測定回数	二酸化硫黄濃度が1ppmを超えた測定値の割合(%)	二酸化硫黄濃度が0.1ppmを超えた測定値の割合(%)
OY8	2011年12月～ 2012年2月	1521	9.9	19.7
IG7	2011年12月～ 2012年3月	1514	1.1	6.7
M1	2012年3月～ 2012年4月	976	2.4	37.0
OY2	2011年12月～ 2012年4月	2828	4.5	18.7
IG8	2011年12月～ 2012年4月	2826	1.2	5.5
N1	2011年12月～ 2012年7月	5105	1.7	7.5
IZ2	2011年12月～ 2012年4月	2822	0.1	2.4
N4	2011年12月～ 2012年7月	5105	0.5	6.1
IG9	2011年12月～ 2012年5月	3930	0.2	5.4
T1	2011年12月～ 2012年4月	2828	0.3	7.9
IZ1	2011年12月～ 2012年6月	4096	0.0	2.0

2) 植被率と優占種

図(1)-7に各地点の合計植被率（高木層・亜高木層・低木層・草本層それぞれの植被率の合計）を示した。合計植被率は低い地点から順にOY8、IG7、M1、OY2、IG8、N1、IZ2、N4、IG9、T1、IZ1となった。合計植被率の低い被害の大きいOY8、IG7、M1、OY2、IG8においてはいずれもハチジョウウススキが最も優占していた。合計植被率が中程度のN1とIG9ではオオバヤシャブシが最も優占していた。一方、IZ2やN4では、タブノキやヒサカキなどの常緑広葉樹が多くなった。最も合計植被率の大きいT1とIZ1では、スダジイが優占していた。

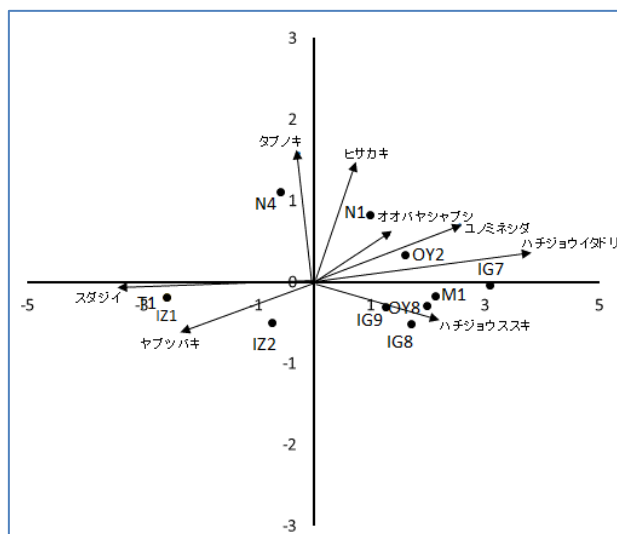


図(1)-7 各地点の階層ごとの合計植被率 (%)

(2) 重点調査区の植生の種組成解析

図(1)-8は2012年度のデータを用いて、DCA1軸とDCA2軸の展開結果を地点別・種別に示したものである。なお、種については、主要な種に限って示している。DCA1軸から4軸のEigenvalueは、1軸が0.84と最も大きく（表(1)-3）、種組成のばらつきは、ほぼ1軸のみで説明される。また、植生の発達程度を表す合計植被率と出現種数が、1軸と有意な相関関係がみられた。この相関係数は、負であり、図中の1軸のスコアが低いほど、植生が発達していることを示している。種についてみると、スダジイやヤブツバキは、1軸のスコアが小さく、植生が発達した地点に多い種であることを示している。一方、ハチジョウイタドリ、ハチジョウウススキ、ユノミネシダは、1軸のスコアが大きく、植生が未発達な地点に多い種であることを示している。

1軸と火山灰堆積深、二酸化硫黄ガスが高濃度となる頻度との相関関係をみると、火山灰堆積深と有意な相関関係がみられた。このことから、これら11地点の重点調査地の種組成は、火山灰堆積深さに強く影響を受けていると考えられる。一方、重点調査地のみでは、地点数が少ないため、有意な関係はみられなかったが、火山灰に比べて弱いものの、二酸化硫黄も一定の影響を与えていると考えられる。



図(1)-8 2012年における重点調査区のDCA1軸 (x軸) とDCA2軸 (y軸) の展開結果
地点別・種別に示されている。なお、種については、主要な種に限って示されている。

表(1)-3 DCA各軸と各要因との相関関係

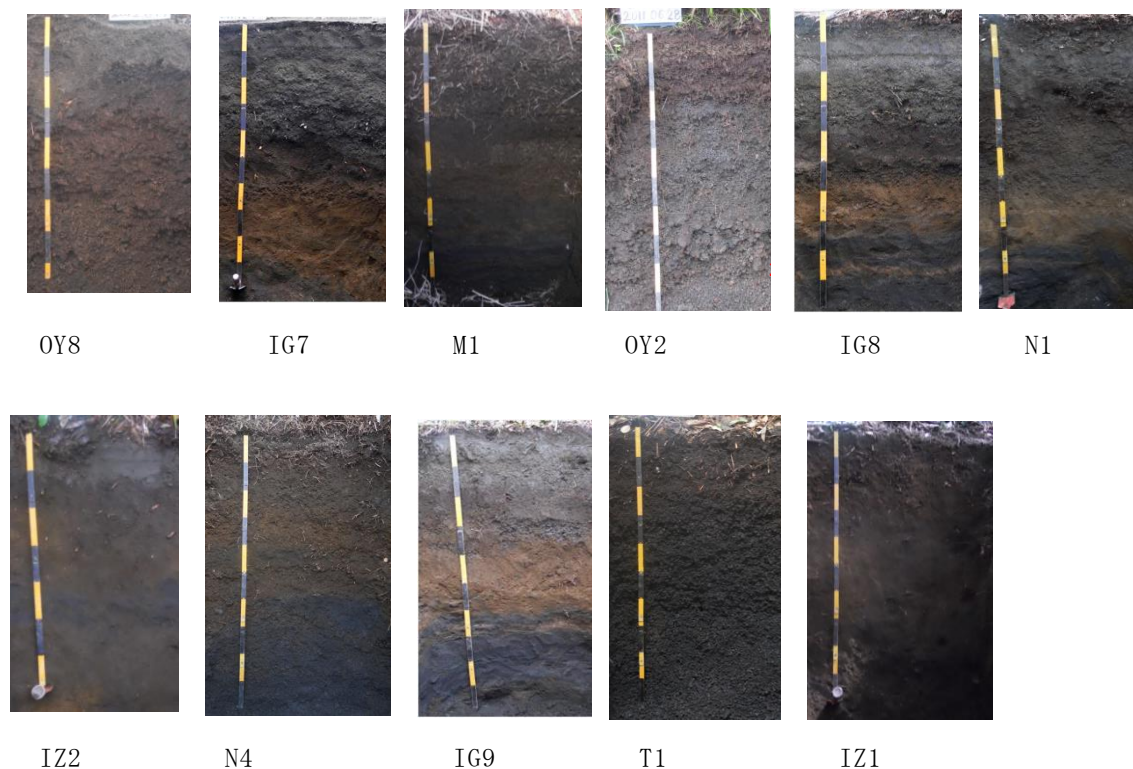
	Eigenvalue	火山灰	ガス(>1ppm)	ガス(>0.1ppm)	合計植被率	種数
DCA1軸	0.8417	0.70*	0.45	0.47	-0.81**	-0.81**
DCA2軸	0.3113	-0.17	-0.05	-0.02	0.09	0.18
DCA3軸	0.2149	0.39	0.23	0.03	-0.21	-0.03
DCA4軸	0.2142	0.39	0.28	0.07	-0.25	-0.08

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

(3) 重点調査区の土壌

図(1)-9に、土壌断面写真を示す。表(1)-4は、2000年噴火による堆積火山灰の厚さが厚い地点、厚さが似た地点については合計植被率が低いものが、噴火被害度が大きいと仮定し、配列したものである。表では、この噴火被害度の高いものから順に記載している。表(1)-5は、表(1)-4の順に土壌表層の特徴を記したものである。これによると、IZ2、N4については堆積火山灰が薄かったものの最表層A層は形成されていなかった。一方、OY2では植生の被害度はIZ2に比べて高かったが、最表層A層が存在した。また、堆積火山灰の厚さが厚いが、合計植被率の高いN1とIG9では、最表層A層が形成されていた。これらのことから、最表層A層の形成には、火山灰の厚さがある程度以上あることと、植生が発達していることが関係していると考えられる。

最表層の三相分布はA層とC層で大別でき、A層の方が、固相率が低く、気相率が高い傾向となった。土壌pHは4.5～5前後のものが多いが、噴火被害度が小さい地点ほど5～6程度の値となった(表(1)-6)。しかし、火口に近いOY2・OY8や、風向きにより火山ガス濃度の濃いM1については、pHは4～4.5の値となった。全炭素・全窒素は全地点において、埋没層や最表層ということには左右されずA層で高い値、C層で低い値となった(表(1)-7)。



図(1)-9 土壌断面写真

表(1)-4 各調査地点の堆積火山灰深と植生

地点名	標高(m)	堆積火山灰(cm)	合計植被率	植生
IG7	538	43	55	パッチ状ハチジョウススキ草原
IG8	443	38	130	ハチジョウススキ草原
OY8	540	28	8	パッチ状ハチジョウススキ草原
N1	377	23	130	オオバヤシャブシ亜高木林
IG9	388	20	180	オオバヤシャブシ低木林
OY2	371	12	115	ハチジョウススキ草原
IZ2	334	12	145	タブノキ・ヒサカキ亜高木林
N4	188	5	170	タブノキ噴火被害林
M1	114	0	90	ハチジョウススキ・ヒサカキ群落
T1	68	0	205	スダジイ二次林
IZ1	86	0	220	スダジイ自然林

表(1)-5 各調査地点の最表層の特徴

地点名	O層(cm)	最表層A層(cm)	特徴
IG7	0	0	最表層に2-3cmの板状構造
IG8	6	0	ルートマットの発達
OY8	0	0	埋没層はスコリア礫土
N1	4	5	A層発達、C層スコリア
IG9	7	4	O層・A層の発達
OY2	3	6	A層発達、埋没層はスコリア礫土
IZ2	15	0	O層・ルートマットの発達
N4	8	0	O層発達、2A2層以下スコリア礫土
M1	6	-	O層発達、全体にスコリア礫多い
T1	3	-	スコリア礫土
IZ1	3	-	孔隙・植物根が多い

表(1)-6 各調査地点の土壌のpH(H₂O)

	2000年に堆積した火山灰による層						2000年以前の土壌層(カッコ内は火山灰が堆積した場合の層位名)			
	A		C1		C2		A1(2A1)		A2(2A2)	
	厚さ (cm)	pH (H ₂ O)	厚さ (cm)	pH (H ₂ O)	厚さ (cm)	pH (H ₂ O)	厚さ (cm)	pH (H ₂ O)	厚さ (cm)	pH (H ₂ O)
IG7	-	-	10	4.8	20	4.3	-	-	-	-
IG8	-	-	6	4.6	14	4.8	-	-	-	-
IG9	4	4.7	6	4.9	10	5.0	-	-	-	-
T1	-	-	-	-	-	-	6	5.9	9	6.1
M1	-	-	-	-	-	-	8	4.4	10	4.5
N1	5	4.5	18	4.9	-	-	-	-	-	-
N4	-	-	5	4.8	-	-	7	4.7	11	4.9
IZ1	-	-	-	-	-	-	5	5.0	20	5.5
IZ2	-	-	12	5.2	-	-	18	5.1	-	-
OY8	-	-	28	4.3	-	-	-	-	-	-
OY2	6	4.4	6	4.4	-	-	15	4.5	-	-

表(1)-7 各調査地点の土壌の窒素含量と炭素含量

	2000年に堆積した火山灰による層						2000年以前の土壌層(カッコ内は火山灰が堆積した場合の層位名)			
	A		C1		C2		A1(2A1)		A2(2A2)	
	N (g/kg乾土)	C (g/kg乾土)	N (g/kg乾土)	C (g/kg乾土)	N (g/kg乾土)	C (g/kg乾土)	N (g/kg乾土)	C (g/kg乾土)	N (g/kg乾土)	C (g/kg乾土)
IG7	-	-	0.1	1.1	0.1	0.8	-	-	-	-
IG8	-	-	0.6	11.1	0.1	0.4	-	-	-	-
IG9	4.1	58.5	0.1	1.7	0.1	1.6	-	-	-	-
T1	-	-	-	-	-	-	5.3	64.7	5.9	63.6
M1	-	-	-	-	-	-	4.3	52.4	4.6	53.4
N1	2.1	28.6	0.1	1.6	-	-	-	-	-	-
N4	-	-	1.1	17.4	-	-	5.4	62.3	2.1	21.8
IZ1	-	-	-	-	-	-	5.7	75.1	3.3	43.7
IZ2	-	-	0.3	3.6	-	-	6.6	74.3	-	-
OY8	-	-	0.2	2.1	-	-	-	-	-	-
OY2	2.2	35.8	1	14.6	-	-	5	61.4	-	-

(4) 重点調査区における植生発達とリター分解および土壌動物相の関係

1) 対象植物種の化学性

リターバッグに使用した5種の全窒素量は、オオバヤシャブシ (2.31±0.02%) が最も高く、次いでハチジョウイタドリ (1.31±0.03%)、タブノキ (1.01±0.03%)、ハチジョウススキ (0.87±0.01%)、ヒサカキ (0.79±0.02%) であった。C/N比は最も高かったのがヒサカキ (44.85±0.91)、最も低かったのがオオバヤシャブシ (16.37±0.14) であった。

2) 分解速度定数

図(1)-10に5mmメッシュの植物種別の分解定数(年)を示す。全地点平均では、オオバヤシャブシ (k=0.91)、次いでヒサカキ (k=0.72)、ハチジョウススキ (k=0.52)、ハチジョウイタドリ (k=0.51)、タブノキ (k=0.34) の順であった。分解定数を同地点・同植物種間で比較すると、オオバヤシャブシ、ヒサカキ、ハチジョウイタドリは噴火被害が中程度のN4、ハチジョウススキ、タブノキは噴火被害のほとんどないIZ1で最大であった。

図(1)-11に1mmメッシュの植物種別の分解定数(年)を示す。全地点平均では、分解定数の高いものから、オオバヤシャブシ (k=0.63)、ヒサカキ (k=0.53)、ハチジョウイタドリ (k=0.46)、ハチジョウススキ (k=0.40)、タブノキ (k=0.29) となった。分解定数を同植物種間で比較する

と、オオバヤシャブシ、ハチジョウイタドリ、タブノキはN4、ハチジョウススキはIZ1、ヒサカキはT1でそれぞれ最大であった。

3) 中型土壤動物・ミミズ

図(1)-12に各地点の中型土壤動物の個体数を示す。植生が発達していないOY8、IG7の2地点の合計個体数は、それぞれ100個体以下であったが、その他9地点は全て1000個体以上であり、顕著な差がみられた。ミミズが採取できたのは6地点(OY8、IG7、M1、OY2、IZ2)であった。

4) リター蓄積と植生および環境条件との関係

線形回帰の結果、リター蓄積と植生および環境条件については、いずれの要因とも有意な相関関係はみられなかった。

5) 分解定数と植生および環境条件との関係

5mmメッシュの分解定数に関する線形回帰の結果、タブノキについて合計植被率と有意な正の相関があった。BAと正の相関があったのは、ハチジョウイタドリ、タブノキ、ハチジョウススキ、ヒサカキであった。1mmメッシュの分解定数に関する線形回帰の結果、合計植被率と正の相関があったのは、ハチジョウイタドリ、タブノキ、ハチジョウススキ、ヒサカキであった。また、BAと正の相関があったのは、ハチジョウイタドリ、タブノキ、ハチジョウススキ、ヒサカキであった。

6) 中型土壤動物・ミミズと植生および環境条件との関係

総合計、トビムシ目、ササラダニ亜目、トゲダニ・ケダニ亜目、トビムシ目・ケダニ亜目以外の土壤動物それぞれの個体数と植生および環境条件との関係を線形回帰により検討したが、有意な相関は見られなかった。ミミズについては平均個体数とBAにのみ正の相関がみられた。

7) 土壤動物と分解速度の関係

分解定数と中型土壤動物の総個体数、ミミズの平均個体数、ミミズの平均重量との関係を線形回帰により検討した。両メッシュサイズとも中型土壤動物の総個体数とは有意な相関がみられなかった。5mmメッシュでは、オオバヤシャブシ、ハチジョウイタドリ、ヒサカキの3種の分解定数がミミズの平均重量と有意な相関がみられた。1mmメッシュでは、ハチジョウススキ、ヒサカキの2種の分解定数がミミズの平均個体数と有意な相関がみられた。

8) 考察

合計植被率と分解定数について、多くの種で有意な相関がみられたことから、植生発達とリター分解には正の相互関係があると考えられる。しかし、必ずしも全種で有意ではなく、オオバヤシャブシには有意な相関が見られなかった。オオバヤシャブシは窒素固定植物であり、5種の中で最も窒素含有量が高く分解速度も高かった。Aerts and Chapin²⁴⁾は、落葉の窒素濃度が分解速度に影響する要因としている。窒素含量の多いオオバヤシャブシは、土壤動物等から特異的に選好され、その結果として、地点間のばらつきが大きくなった可能性がある。

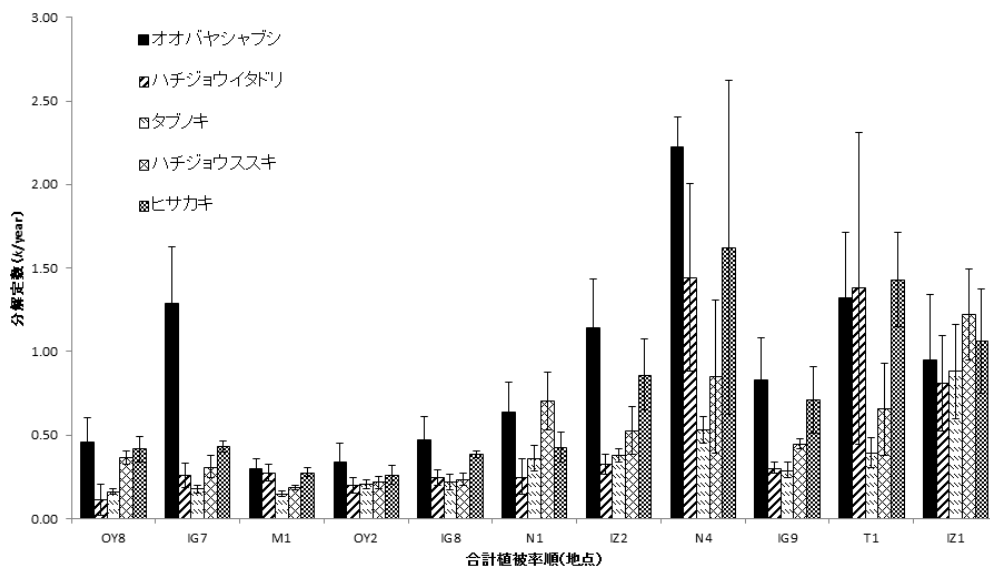
中型土壤動物は、裸地や植物がパッチ状であるOY8やIG7で個体数が極端に少なかった。Maleque et al.²⁵⁾によると、下層植生の現存量の増加に伴って、植物、土壤に生息する節足動物の現存量が増加すると報告されている。また、土壤動物の生息環境は落葉、落枝が林床を覆うことで守られるとされる(米田²⁶⁾)。植物が定着し、それに伴ってリター蓄積量が増加することが中型土壤動物の生息環境を複雑にし、個体数を増加させると考えられる。

本研究で対象とした土壤動物は必ずしも分解定数と正の相互関係がみられなかった。しかし、リターバッグ法の結果のみを考慮すると、植生が発達している地点では、土壤動物との接触が多

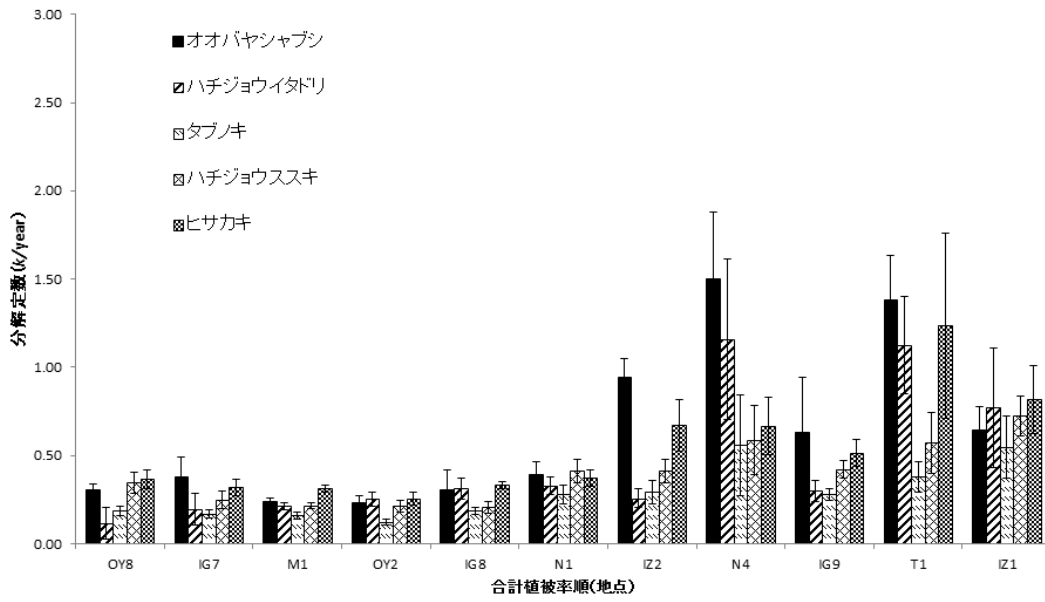
いと予想される5mmメッシュの方が1mmメッシュの分解過程よりも急激な減少を示した。そのため、この結果を考慮すると、リター分解に土壤動物が明らかに正の影響を与えていると考えられる。

ハチジョウススキ草原のような植生発達が中程度の地点で多くの中型土壤動物が出現したが、リターの分解過程は緩やかで減少過程はメッシュサイズ間でほとんど違いが無かった。このことから、植生が未発達な地点で分解が遅いのは、小型土壤動物や微生物の活動が活発でないこと、中型・大型土壤動物の寄与が少ないこと、もしくはその両方が考えられる。分解に関わる微生物として細菌とカビが挙げられる。土壌中にはこれら二つによる栄養経路が成立しており、細菌はより水界的であり、主に植物の根から供給される新鮮で利用しやすい炭水化物を利用し、カビはより分解しにくい炭水化物をゆっくりと利用する (Moore et al. 27))。植生が未発達な地点ではハチジョウススキのような分解しにくいリターが多いことから、細菌よりもカビによる栄養経路が発達している可能性が考えられる。

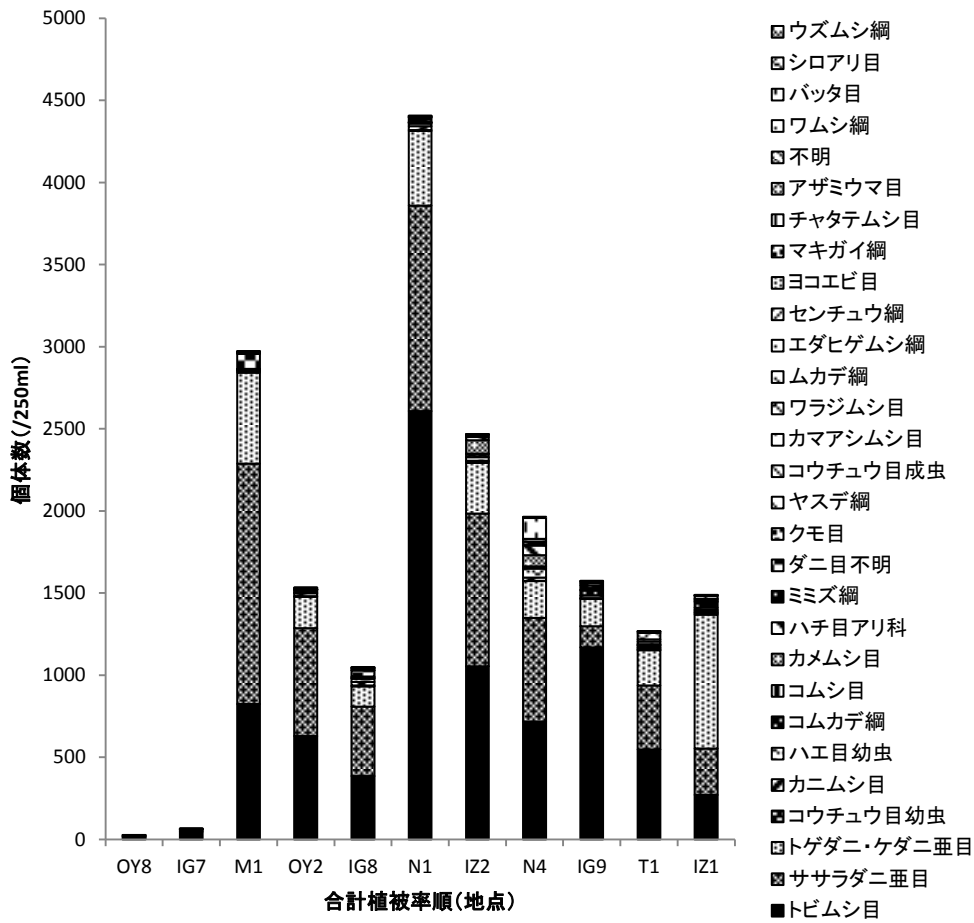
分解機能は植生と共に発達したが、そこに関与する土壤動物は分解系に対して必ずしも正の影響を示さなかった。これには、中型土壤動物とミミズの分解機能において相補的な関係が存在することが考えられる。本研究では土壤動物を中型・大型 (ミミズ) の2つに分けてリター分解との関係を検証したが、図(1)-13より中型土壤動物とミミズの個体数のそれぞれのピークは異なった。そのため、各発達段階でリター分解へ影響を与える主要な土壤動物は異なることが予想される。つまり、中型土壤動物とミミズの2者間で考えると、植生発達が進んだ場所では大型土壤動物微生物の役割が強く、植生が未発達の地点や発達が中程度の地点では中型土壤動物の役割が高いことが考えられる。このような個体数の入れ替わりはドイツの鉱山跡地でもみられており、資源の競争の点からミミズと中型土壤動物の関係を考察している (Dunger and Voigtländer²⁸⁾)。しかし、本研究では土壤微生物を扱っておらず、中・大型土壤動物に加えて微生物との相互関係も今後検討していかなければならない。



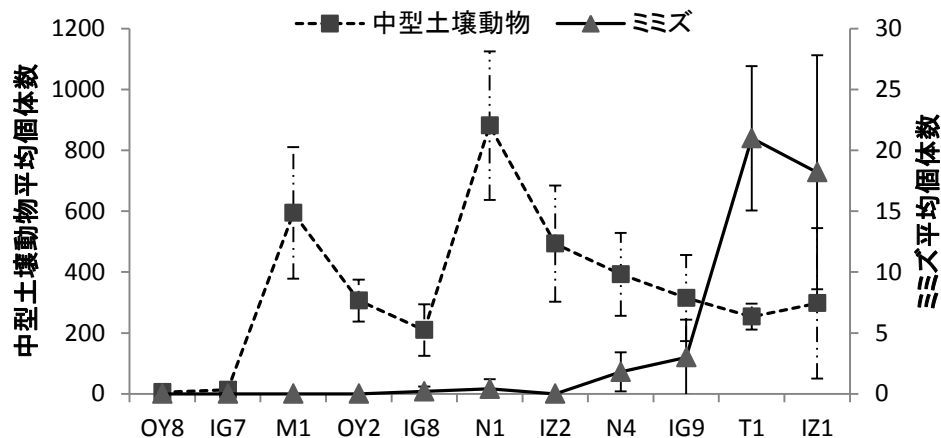
図(1)-10 各地点、各植物種の5mmメッシュの分解定数 (k / year)



図(1)-11 各地点、各植物種の1mmメッシュの分解定数 (k / year)



図(1)-12 各地点の中型土壌動物の個体数および分類群



図(1)-13 各地点の中型土壌動物とミミズの個体数

中型土壌動物は50ml（1つの高さ5cm採土管）当たりの個体数、ミミズは12.5l（1つの採集土壌ブロック）当たりの個体数で示されている。

(5) 重点調査区における枯死木動態

1) 枯死木 (CWD) の存在量とその制限要因

CWD量が多かったのはM1 (67ton ha^{-1}) で、次いでIZ1 (55ton ha^{-1})、OY2 (49ton ha^{-1})、IG8 (45ton ha^{-1}) と続き、最も少なかったのがT1の 5ton ha^{-1} だった（図(1)-14）。CWDのほとんどは腐朽段階がII以上のある程度分解が進んだCWDであり、新しいCWDは被害をあまり受けていない地域でのみ確認できた。各調査区のCWD量と環境要因の関係を検討すると、調査区外の立木の最大胸高直径と有意な正の相関関係がみられた ($R^2=0.56$)。このことから、CWD存在量は、2000年噴火による影響をどれだけ受けたかということよりも、現在存在する、あるいは元来存在していた森林規模の影響を受けることが示唆された。しかしながら、元来存在していた森林の規模もかつての噴火の影響を受けていることを考えると、CWD存在量は、間接的には噴火の影響を受けていると考えられる。

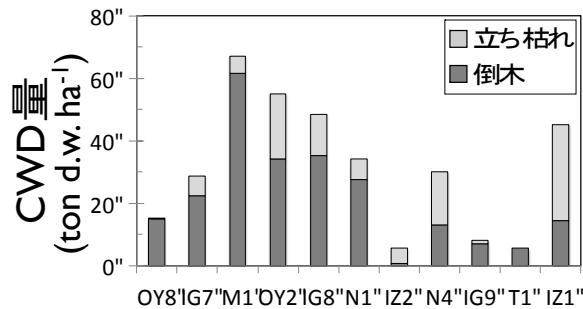
2) 枯死木(CWD)の分解速度定数とその制限要因

CWDの分解速度定数 k は、調査区間でも大きく異なっており、最も大きかったのはIG8 ($k=0.62$)、ついでIZ1 ($k=0.53$)、M1 ($k=0.47$)であり、最も小さかったのは噴火被害が最も大きく植生回復も進んでいないOY8 ($k=0.10$)であった。CWD分解速度定数は、噴火被害の程度および植生回復の具合とは明確な関係はみられなかったが、土壌水分と有意な相関関係がみられ、年平均土壌水分が50%付近で分解速度定数が最大になり、それよりも過不足する条件下では分解速度定数が小さくなる傾向が明らかとなった（図(1)-15）。

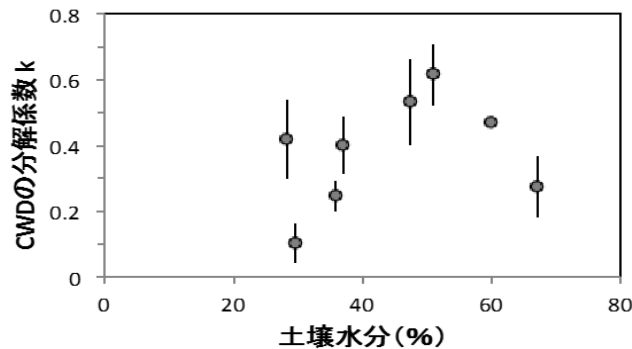
3) 枯死木(CWD)の推定残存時間

各調査区の枯死木がすべて分解されるまでの時間について、分解速度定数を元にして算出したものを、図(1)-16に示す。なお、いずれの調査区も現在の環境が定常的に続くことと仮定しており、その点について注意が必要である。実際には、遷移が進み、植生が発達するとともに土壌水分も含めた環境も大きく変化するが、ここで示す推定残存時間は、それらを想定していない。最も分

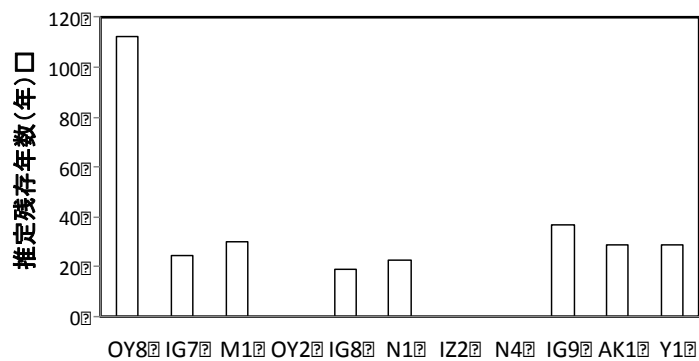
解に時間のかかる調査区は、最も噴火被害度の大きいOY8の113年、次いでIG9の37年であった。OY8の推定残存時間が著しく長い理由は、OY8は分解速度定数が極めて小さいからであるが、これはOY8の土壤水分の低さと関係がある可能性があり、実際に植生が発達するなど土壤水分が高くなってくると、OY8のCWDの残存時間は、これよりもかなり短くなることが予想される。推定残存時間を精度良く推定するには、植生の侵入・定着・成長に応じて土壤水分を中心とした周辺環境の変遷をモデリングすることが不可欠であろう。



図(1)-14 各調査区におけるCWDの個数とその存在量(立ち枯れ木と倒木に分けて表示)



図(1)-15 各調査区の平均CWD分解定数と測定期間中の平均土壌水分の関係



図(1)-16 各調査区に存在するCWDの残存年数

CWD量が 1 cm^3 となった時点で無くなると仮定して残存年数を算出した。なお、OY2、IZ2、N4については算出できなかった。

(6) 重点調査区における土壌呼吸と窒素無機化

1) 土壌呼吸速度

一日あたりの土壌呼吸速度と土壌温度の間には、指数関数的な正の相関がみられ、しかもその関係は地点間によって大きく異なることが分かった(図(1)-17)。この相関関係は、噴火被害が著しく植生が未発達な地点(OY8およびIG7)は、他地点における相関関係と大きく異なっていた。地点ごとの相関関係、一日あたりの土壌呼吸速度、および連続観測した土壌温度データを用いて、年間の土壌呼吸量を推定した結果が、図(1)-18の左の棒グラフである。ここでは合計植被度を参考にした噴火被害程度の大きさと並べており、左のOY8が最も噴火被害が大きい地点、右のIZ1が最も噴火被害が小さい地点となっている。年間土壌呼吸量で見ると、噴火被害が最も大きい2地点(OY8とIG7)は、他の地点に比べて顕著に小さく($0.2 \text{ kgCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ y}^{-1}$)、植被率が增加するにつれて大きくなる傾向がみられた。十分に植被が回復し高木層が発達する調査区(N1以降)では、土壌呼吸量は約 $0.8 \text{ kgCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ 程度で、それ以上は増加せずほぼ一定になっていた。図(1)-18の右は、土壌呼吸速度の温度応答係数(Q10)を示す。一般的に、土壌呼吸のQ10は2程度とされており(Lloyd & Taylor²⁹⁾)、本調査地11地点の平均値は約2.9とやや高いこと、最小値は1.7(IG7)、最大値は4.2(OY2)と大きく地点間の違いが大きいことがわかった。一方、噴火被害が最も大きい2地点(OY8とIG7)は、それぞれ2.1と1.7と他地点と比べて非常に小さいことも明らかになった。

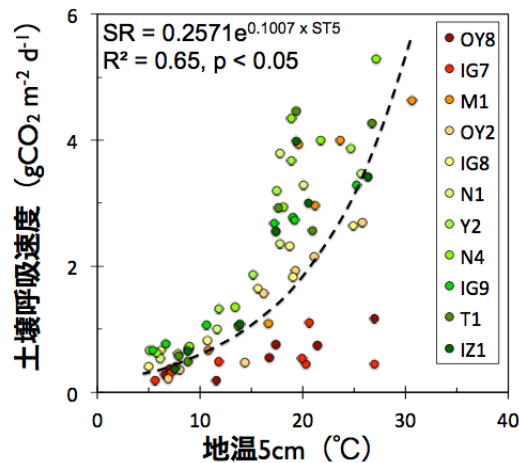
この年間土壌呼吸量は、合計植被率と有意な正の相関がみられた(図(1)-19)。この正の相関関係を一次線形で表した際、y切片は植物が全く存在しないと仮定したときの土壌呼吸量となり、これは従属栄養生物のみの呼吸量と見なすことができる。本研究では、その値が $0.19 \text{ kgCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ であり、全調査地点の土壌呼吸量の平均値 $0.63 \text{ kgCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ に比べると、土壌呼吸の約3割程度が従属栄養生物の呼吸によるものであり、土壌呼吸に占める植物の地下部分の呼吸量が7割程度と大きいことが明らかになった。

土壌呼吸は、土壌中の従属栄養生物の呼吸量と植物地下部分の呼吸量の総和であることから、生態系の基盤である植生-土壌圏の活性を示す生態系機能の一つと考えることができる。本調査から全11地点の土壌呼吸は、2000年噴火被害からの植生回復の指標である合計植被率と正の相関がみられたことから、植生-土壌圏の生態系機能は、噴火被害を受けてから徐々に回復していることが示唆された。このことから、噴火被害が著しい地点(OY8とIG7)の土壌呼吸速度が特に小さかったのは、植生が未発達であることが主因だと思われるが、それに加えて土壌水分が顕著に低いことも影響している可能性がある。それは、この2地点の温度応答係数(Q10)も、他地点のそれと比べて小さいからである。一般的にQ10は、高温や乾燥ストレスといった厳しい環境条件下で小さくなることが知られている(Ming and Qi³⁰⁾)。噴火被害が著しく未だに植生があまり発達していないOY8とIG7は、土壌水分が低いために、土壌呼吸速度が小さくなっている可能性もある。

2) 土壌窒素無機化速度

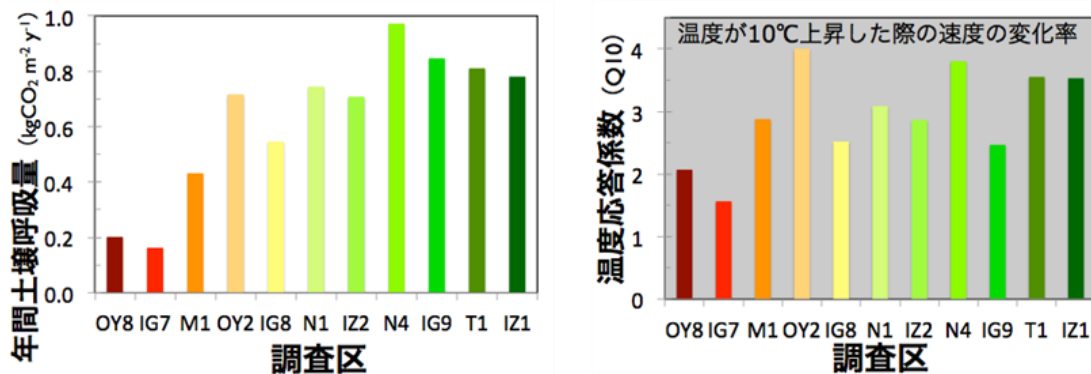
2013年夏期における土壌表層の純窒素無機化速度を図(1)-20に示す。純窒素無機化速度も合計植被率(%)を指標とした噴火被害程度の順に並べている。土壌表層の純窒素無機化速度は、N1、IG8、IZ2、N4の4地点で大きな値を示したが(それぞれ 1.06 、 0.43 、 0.29 、 $0.13 \text{ mgN kg}^{-1} \text{ day}^{-1}$)、それ以外の地点はほぼゼロかあるいは、逆に窒素有機化(微生物活動による再固定)が生じていることが明らかになった。純窒素無機化速度が大きい4地点では、特に大きい窒素無機化速度を示

スコアが複数含まれており、地点内での純窒素無機化速度の空間的な不均一性が大きいことも明らかとなった。これら4地点の内、N1とIG8は、オオバヤシャブシの植被率が大きいという特徴もみられた。環境要因と純窒素無機化速度の相関関係を調べた結果、有機物含量が最も有意な要因であることが明らかとなった。これらのことから、土壌表層の純窒素無機化速度は、表層の有機物量の影響を強く受けている可能性が高いが、それだけでなく窒素固定能力の高い特定の機能を有する植物（オオバヤシャブシ）の影響も強く受けている可能性が考えられる。



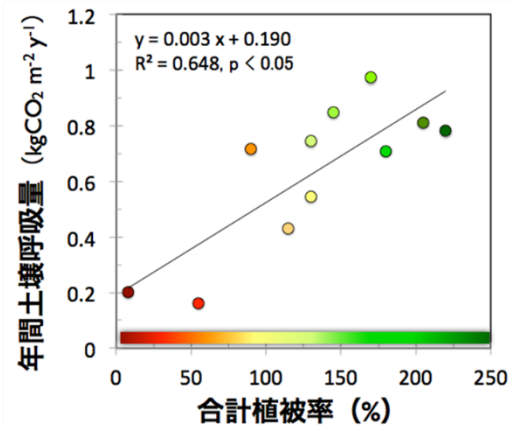
図(1)-17 各地点の土壌呼吸速度と土壌温度（地温5cm）の関係（2012年）

2013年も同様の傾向だったために、2012年の結果のみを示す。

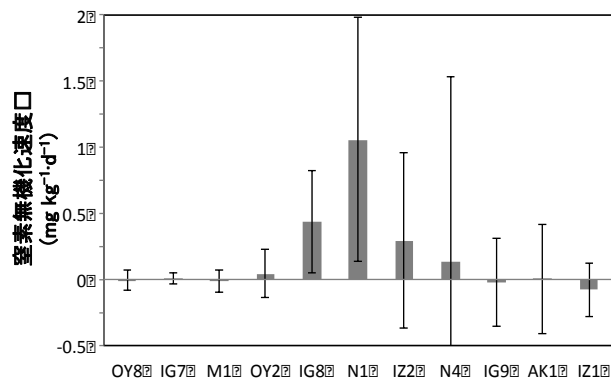


図(1)-18 各地点の年間土壌呼吸量（2012年）と土壌呼吸速度の温度応答係数（Q10）

Q10は温度が10℃上昇した際の土壌呼吸速度の変化率を示し、例えばQ10=2のとき、土壌呼吸速度が2倍に上昇することを示す。土壌温度（地温5cm）の関係（2012年）。2013年も同様の傾向だったために、2012年の結果のみを示す。



図(1)-19 各地点の年間土壌呼吸量（2012年）と合計植被率（%）の関係



図(1)-20 各地点の夏期（2013年5月から10月）の純窒素無機化速度

(7) 重点調査区における状況のまとめ

1) 土壌pH

土壌pHは、二酸化硫黄ガスの影響が強い地点ほど低く、より酸性であった（図(1)-21）。また、ガスの影響が強い地点内でも、火山灰堆積深さの厚い地点で、低くなる傾向にあった。

2) 植生

各重点調査区の2012年時点の合計植被率、種数を図(1)-22に示す。いずれも、火山灰堆積深が厚く、二酸化硫黄の影響が強い地点ほど、値が小さくなった。主要構成種に着目すると、タブノキなど常緑広葉樹については、火山灰堆積深さが厚く、二酸化硫黄の影響が強い地点ほど、値が小さくなった（図(1)-23）。特に、スダジイは両影響が少ない場所に出現が限られた。一方、窒素固定種であるオオバヤシャブシ、ハチジョウススキ、ユノミネシダは、植生が回復していない地点で値が大きかった。しかし、その影響は、3種間で異なり、オオバヤシャブシは二酸化硫黄ガスの影響が強い地点では出現しなかった。対照的に、ユノミネシダはガスの影響が強い地点でのみ出現した。ハチジョウススキはいずれの影響が強い地点においても出現し、量的にも多かった。

3) 土壌動物

中型土壌動物の全個体数について見てみると、植生が未発達なOY8やIG7などで、明らかに少ない傾向にあった（図(1)-24）。分類群ごとに見てみると、トビムシ目、ササラダニ目、トゲダニ・ケダニ亜目は、二酸化硫黄ガスの影響が強いM1でも多数確認された。この地点は、ガスの影響は

強いが火山灰堆積はほとんど認められない地点である。中大型ミミズについては、二酸化硫黄ガスの影響が強い地点で、出現しない傾向が見られた（図(1)-25）。

4) リター分解

リター分解は、いずれも二酸化硫黄ガスと火山灰の堆積の影響が少ない地点で、早い傾向にあった（図(1)-26）。その一方で、5mmメッシュのオオバヤシャブシのリターなどは、火山灰の火山灰堆積の影響が強い地点でも分解速度が高い傾向がみられた。

5) 枯死木分解

枯死木量は、地点によりばらつきが大きいですが、二酸化硫黄の影響が強い2地点（M1とOY2）で多かった（図(1)-27）。枯死木の分解速度は、最も植生が未発達なOY8で顕著に小さかった（図(1)-27）。

6) 土壌呼吸

土壌年間呼吸量は、植生が未発達なOY8とIG7で顕著に低かった（図(1)-28）。

7) 地上性の節足動物

ヨコエビやクモは、二酸化硫黄ガスと火山灰の影響が少ない地点でのみ出現した（図(1)-29）。特に、ヨコエビはスタジイ林の2地点で個体数が多かった。ハエとチョウについては、最も植生が未発達なOY8でも確認された。また、土壌動物と異なり、火山ガスの影響の強いM1で多く確認される分類群は見られなかった。

8) 鳥類

植生が未発達なOY8とIG7で、調査範囲と調査時間内では、鳥類は確認されなかった（図(1)-30）。イジマムシクイやアカコッコを含む森林性の種については、二酸化硫黄ガスとあるいは火山灰の影響が強い地域では、繁殖期に確認されなかった。

9) 機能評価

重点調査区は、二酸化硫黄ガスの影響と火山灰の影響により、植生発達に関する明確な傾度があり、これらの影響が少ないほど植生は発達し、生態系の機能の高さを指標する土壌呼吸速度が増加する。また、土壌動物の総個体数や植物の種数についても増加する。図(1)-31は、主として生態系の機能（土壌呼吸、リター分解）、土壌動物、鳥類に着目して、およその境界となる特徴的な要素を選定し、模式的に表したものである。以下、図中の境界線（L1～L5）について述べる。

L1：枯死木分解速度の大小の境界線を示したものであり、この線より内側、すなわち、植生が発達すると、枯死木の分解速度が増加する。植生的な面から見ると、裸地的な景観であっても、植生がある程度侵入していれば、枯死木の分解は進行することを示している。

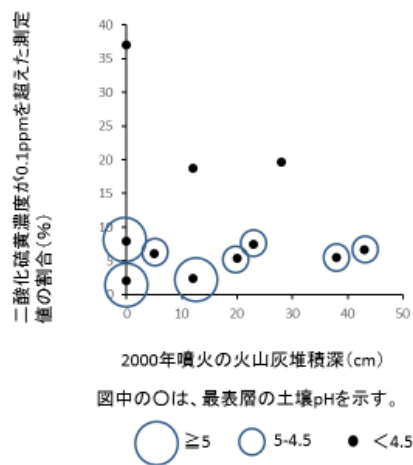
L2：土壌呼吸量の大小の境界、中型土壌動物の生息数、鳥類の生息の境界線を示したものであり、この線より内側、すなわち、この線より植生が発達すると、中型土壌動物と土壌呼吸量が増加し、鳥類の生息も確認されるようになる。植生的な面からみると、この線の内側から低木・亜高木が増加していく。

L3：この森林性の鳥類の繁殖期の生息の境界線を示したものであり、この線より内側、すなわち、この線より、植生が発達すると森林性鳥類が繁殖期に生息するようになる。機能的な境界は明確でない。

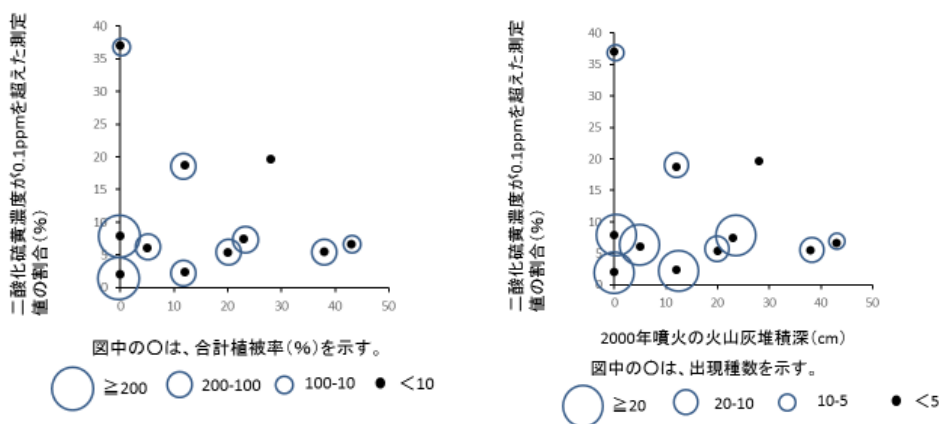
L4：リター分解の大小、ミミズの生息数の境界線であり、この線より内側、すなわち、この線より、植生が発達するとリターの分解速度が全般に増加し、ミミズの生息数が増加する。植生的な面から見ると、この線の内側は、亜高木林的な相観になる。

L5：ミミズの生息数、ヨコエビの生息の境界線であり、この線より内側、すなわち、この線より、植生が発達すると、ミミズの生息数がさらに増加し、ヨコエビの生息が確認されるようになる。植生的な面からみると、この線の内側はスダジイ林である。スダジイ林は、三宅島で最も発達した群落である。

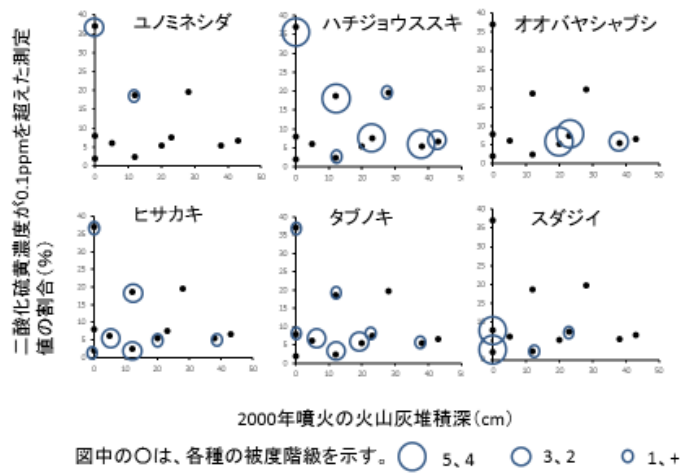
三宅島の生態系は、生物群集は基本的には入れ子上の群集構造を示し、機能的に発達した生態系で生物群集は多様になると考えられる。そのため、生物群集の発達は等高線を描くように表すことができる。しかし、種や分類群ごとにみると、未発達な生態系にのみ出現するものがある。植物では、ユノミネシダやハチジョウイタドリであり、明確な傾向を示している。土壌動物についても、トビムシ目やササラダニ目は、最も発達した2地点（スダジイ林）では、むしろ少なくなる傾向がみられる。これらの種、分類群の出現パターンには、種間競争や捕食などの相互作用が強く関わっていると考えられる。



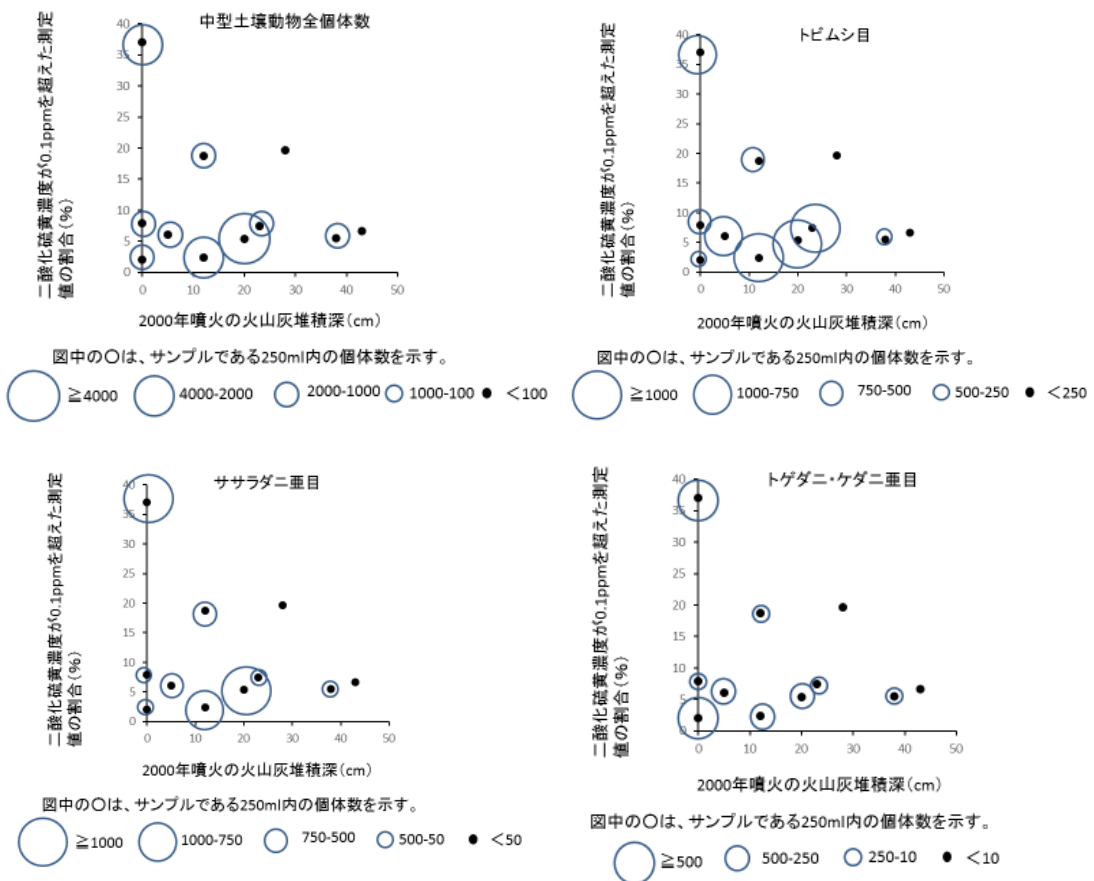
図(1)-21 2000年噴火の火山灰堆積深 (cm) (x軸) ならびに二酸化硫黄濃度が0.1ppmを超えた測定値の割合 (%) (y軸) と、土壌最表層のpH(H₂O)との関係。



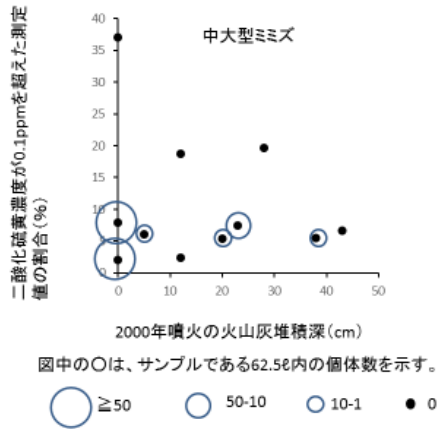
図(1)-22 2000年噴火の火山灰堆積深 (cm) (x軸) ならびに二酸化硫黄濃度が0.1ppmを超えた測定値の割合 (%) (y軸) と、合計植被率(左)ならびに出現種数(右)との関係。



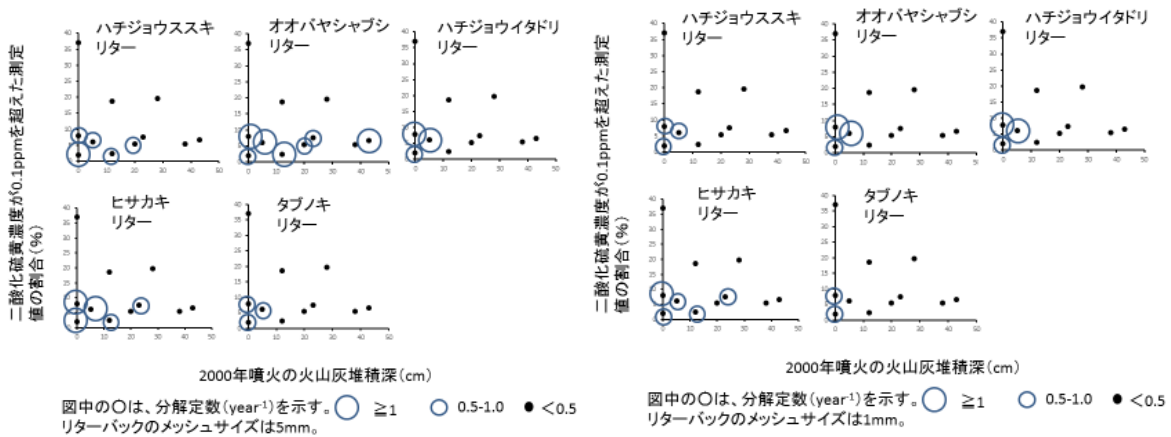
図(1)-23 2000年噴火の火山灰堆積深 (cm) (x軸) ならびに二酸化硫黄濃度が0.1ppmを超えた測定値の割合 (%) (y軸) と、主要出現種の被度との関係。



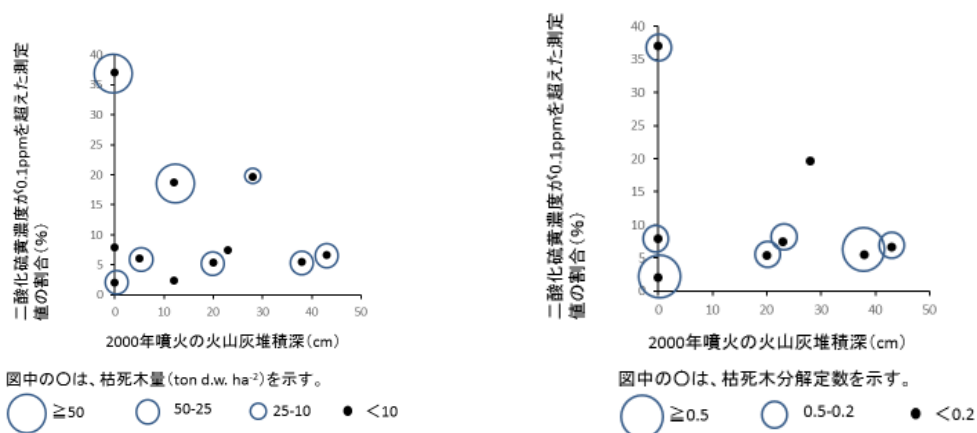
図(1)-24 2000年噴火の火山灰堆積深 (cm) (x軸) ならびに二酸化硫黄濃度が0.1ppmを超えた測定値の割合 (%) (y軸) と、250ml内の中型土壤動物全体、トビムシ目、ササラダニ亜目、トゲダニ・ケダニ亜目の個体数との関係。



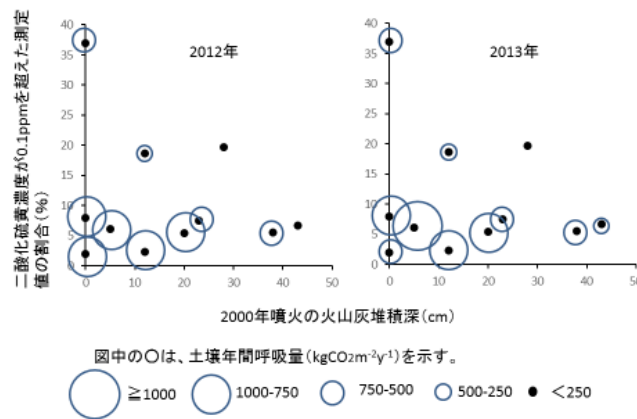
図(1)-25 2000年噴火の火山灰堆積深 (cm) (x軸) ならびに二酸化硫黄濃度が0.1ppmを超えた測定値の割合 (%) (y軸) と、250ml内の中大型ミミズの個体数との関係



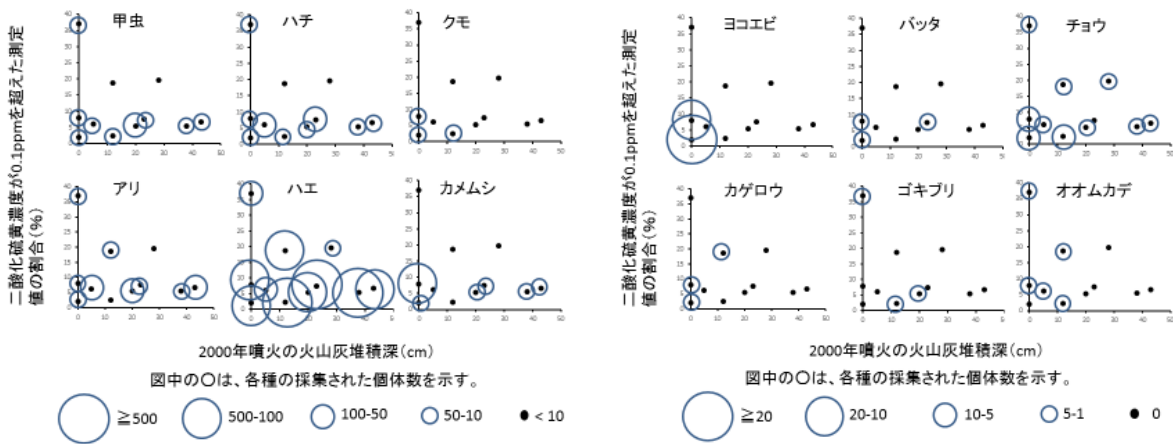
図(1)-26 2000年噴火の火山灰堆積深 (cm) (x軸) ならびに二酸化硫黄濃度が0.1ppmを超えた測定値の割合 (%) (y軸) と、5mmメッシュのリターバック内(左)と1mmメッシュのリターバック内(右)の各種リターの分解定数との関係。



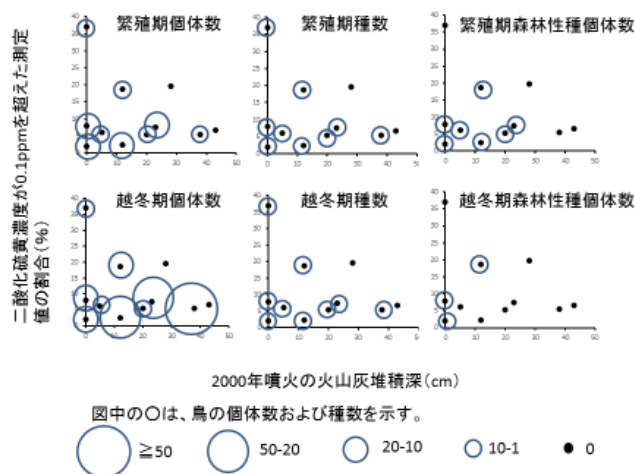
図(1)-27 2000年噴火の火山灰堆積深 (cm) (x軸) ならびに二酸化硫黄濃度が0.1ppmを超えた測定値の割合 (%) (y軸) と、枯死木量(左)と枯死木の分解定数(右)との関係。



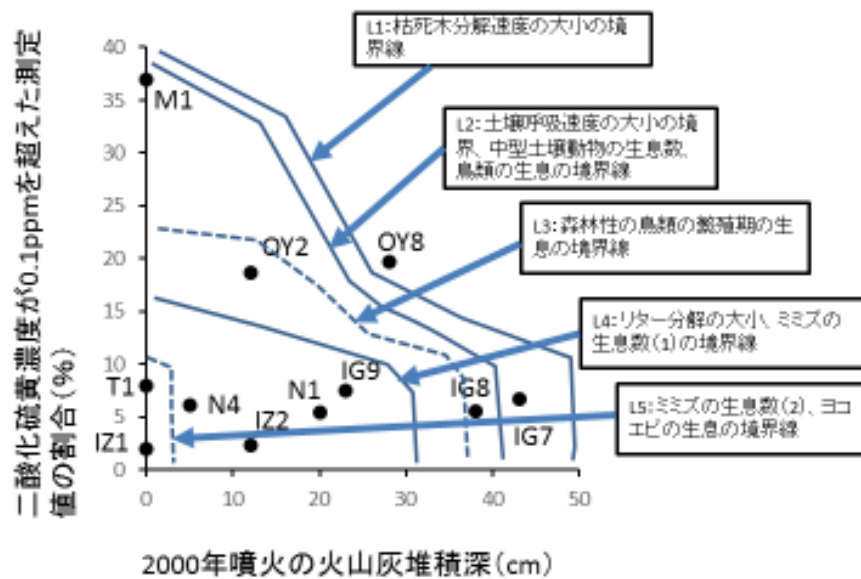
図(1)-28 2000年噴火の火山灰堆積深 (cm) (x軸) ならびに二酸化硫黄濃度が0.1ppmを超えた測定値の割合 (%) (y軸) と、土壤年間呼吸量との関係。



図(1)-29 2000年噴火の火山灰堆積深 (cm) (x軸) ならびに二酸化硫黄濃度が0.1ppmを超えた測定値の割合 (%) (y軸) と、地上性の節足動物の個体数との関係。



図(1)-30 2000年噴火の火山灰堆積深 (cm) (x軸) ならびに二酸化硫黄濃度が0.1ppmを超えた測定値の割合 (%) (y軸) と、鳥類の個体数・種数との関係。



図(1)-31 11カ所の重点調査区における、生態系の機能の大小、土壤動物、地上節足動物、鳥類の生息の多寡から見た境界線を模式的に示した図

実線は、生態系機能にみられる境界を示し、破線は、土壤動物、地上節足動物、鳥類の生息の多寡のみにみられる境界を示す。

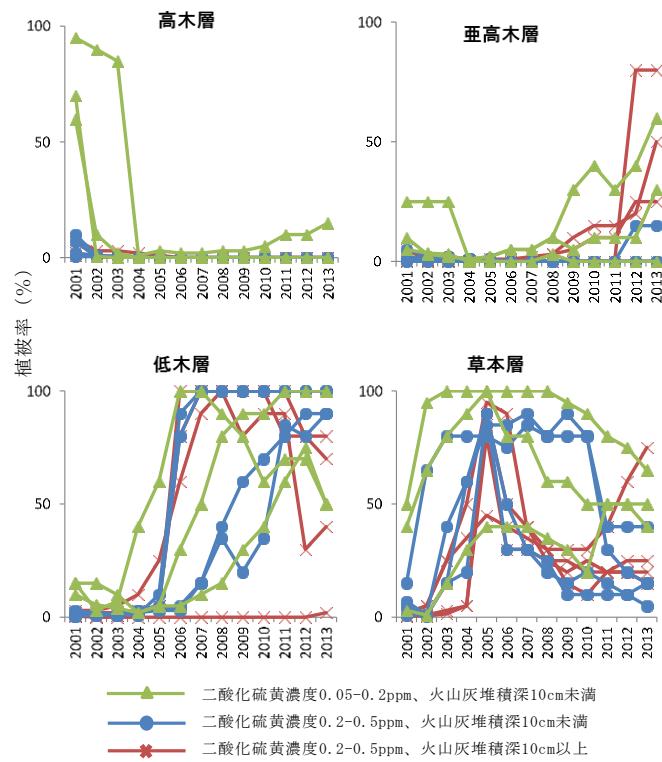
(8) 既存固定調査区における噴火後13年間の植生変化

1) 階層別植被率の年変化

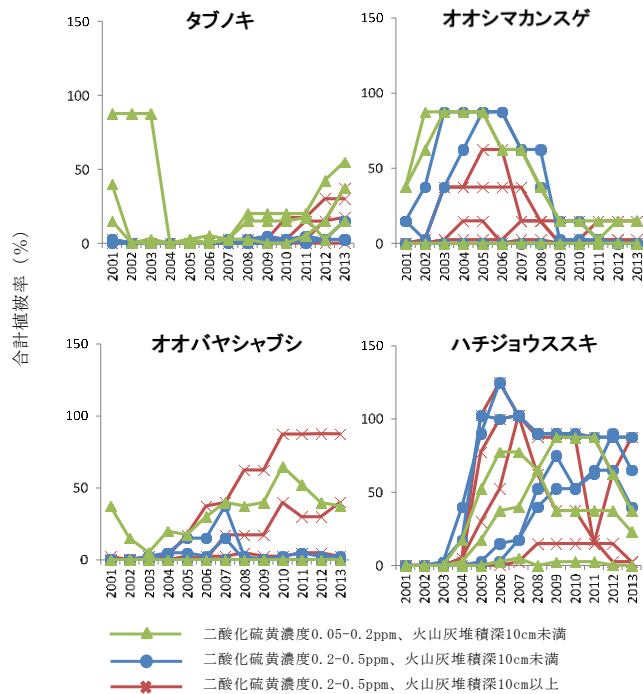
噴火後の各階層の植被率の変化(図(1)-32)については、噴火直後の2001年の時点には、高木層の植被率が50%以上あった地点もあったが、いずれも2004年までには10%以下にまで減少した。亜高木層の植被率については、2008年以前は他の階層と比べて値が小さかったが、2008年以降、増加する地点がみられた。これに対して、草本層と低木層の植被率は噴火後、増加した。また、2006年以降は、草本層の植被率が減少する一方で、低木層の植被率が増加する地点がみられた。

2) 主要構成種の合計被度の年変化

図(1)-33に主要構成種の合計被度の年変化を示した。タブノキの合計被度は、火山灰堆積が少なく、二酸化硫黄濃度も低い地点において、2001年時点で、10%以上を保持していた。しかし、2002年と2004年にタブノキは急激に減少し、すべての地点で低い値となった。2008年以降になると、火山灰堆積が少なく、二酸化硫黄濃度も低い地点において、また、2010年以降には、火山灰堆積が多く、二酸化硫黄濃度も高い地点においても、タブノキがやや増加する傾向がみられた。オオシマカンスゲは2002年には増加傾向を示す地点がみられたが、2006年以降には減少傾向がみられるようになった。ハチジョウススキはオオシマカンスゲに続いて、2004年以降増加傾向を示し、2006年以降になると、最も優占している種となった。しかし、2011年以降になると、多くの地点でハチジョウススキの減少傾向がみられた。オオバヤシャブシは、出現地点数はやや少ないが、2006年以降、増加傾向を示すようになった。タブノキが量的に多く残存していた場合を除いて、植生の変化過程を整理すると、オオシマカンスゲからハチジョウススキに優占種は変化し、さらに地点によっては、オオバヤシャブシへと優占種が変化しつつあると考えられる。



図(1)-32 固定調査区（11地点）における三宅島2000年噴火後の各階層の植被率の変化
二酸化硫黄濃度と火山灰堆積深に基づき、3タイプに地点を分けて示した。



図(1)-33 固定調査区（11地点）における三宅島2000年噴火後の主要構成種の合計被度の变化
二酸化硫黄濃度と火山灰堆積深に基づき、3タイプに地点を分けて示した。種ごとに全階層の被度（%）を合計して合計被度を求めた。

(9) 2010年時点における三宅島の広域的な植生の現況

1) 群落区分

表操作と群集同定の結果、135地点の調査資料は以下の4群集、4群落に区分された。なお、海岸部に成立するハチジョウススキーイソギク群集とトベラーマサキ群集、人為的干渉を強く受けているオオバヤシャブシーアシタバ群落は、火山噴火以外の影響を強く受けている。そのため、データ解析結果については、これらを除く、2群集と3群落についてのみ記す。

- a. ハチジョウススキーイソギク群集：イソギクを識別種とし、ハチジョウススキーが優占する草本群落であり、海岸部に分布する。
- b. トベラーマサキ群集：トベラを識別種とする低木林であり、海岸部に分布する。
- c. タブノキーヒメユズリハ群落：ヒメユズリハ、シマクサギを識別種とする。タブノキ、ヒメユズリハなどの常緑広葉樹と、オオシマザクラなどの落葉広葉樹からなる亜高木林・高木林である。
- d. スダジイーオオシマカンスゲ群集：スダジイを優占種とし、オオシマカンスゲが出現する。三宅島の最も発達した森林である。
- e. オオバヤシャブシーアシタバ群落：アズマネザサ、アシタバを識別種とする。全4地点が耕作跡地に成立していた。
- f. ハチジョウススキーヒサカキ群落：最も地点数が多かった群落である。本群落とハチジョウススキーハチジョウイタドリ群落は固有の識別種を持たず、識別種の組み合わせにより識別される。
- g. ハチジョウススキーハチジョウイタドリ群落：前述したように、群落固有の識別種を持たない群落である。ハチジョウススキー、ハチジョウイタドリ、ユノミネシダが優占種である。ハチジョウススキーヒサカキ群落とは、カジイチゴ、ヒサカキ、タブノキを含まないことで区別される。
- h. ハチジョウイタドリシマタヌキラン群集：シマタヌキランを識別種とし、ハチジョウイタドリが出現する草本群落であり、高標高域に分布する。

2) 合計植被率の比較

全階層の合計緑被率は高い順に、スダジイーオオシマカンスゲ群集、タブノキーヒメユズリハ群落、ハチジョウススキーヒサカキ群落、ハチジョウススキーハチジョウイタドリ群落、ハチジョウイタドリシマタヌキラン群集となった（図(1)-34）。

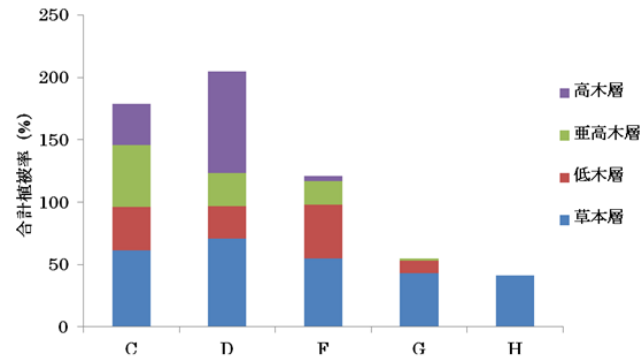
3) 群落と植生変遷図との対応

高橋ほか¹⁾の植生変遷図と各群集、群落との関係を検討した（図(1)-35）。スダジイーオオシマカンスゲ群集とタブノキーヒメユズリハ群落は「噴火被害が認められない地域」に多かった。ハチジョウススキーヒサカキ群落は「噴火直後に樹木が衰退したが、草原化が進む過程にある地域」に38%、「噴火直後の植生被害が大きく、その後に草原化する傾向にある地域」に37%と多く成立していた。ハチジョウススキーハチジョウイタドリ群落は「噴火直後の植生被害が大きく、その後に草原化する傾向にある地域」に36%、「噴火直後に植生が失われ、回復していない地域」に27%、「噴火前から植生の乏しい地域」に27%と多く成立していた。ハチジョウイタドリシマタヌキラン群集は「噴火直後に植生が失われ、回復していない地域」に86%が成立していた。

4) DCA解析

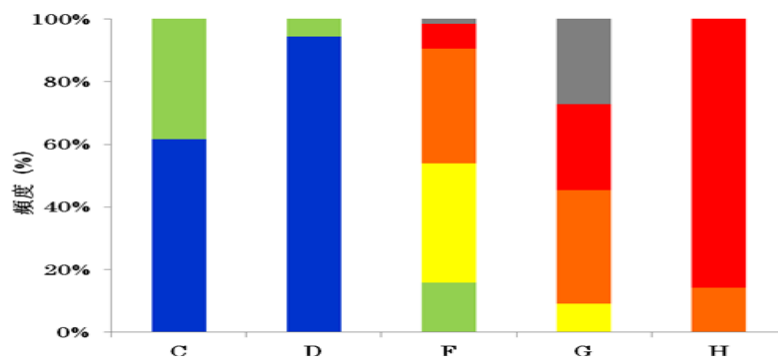
DCAの1から3軸と環境要因の関係に関して、表(1)-8にスピアマンの順位相関係数とその有意性を示した。1軸は3つの環境要因すべてに対して有意であり、二酸化硫黄ガス濃度との相関が最も強く、2番目が火山灰堆積厚、3番目が標高であった。また、2軸もすべて有意であり、ガス濃度と

の相関が最も強く、2番目が標高、3番目が火山灰堆積厚であった。3軸は標高のみ有意であった。このことから、2000年噴火後の三宅島の植生分布はSO₂ガスと火山灰の影響を受けており、特に二酸化硫黄ガスの影響が強いことが示された。



図(1)-34 各群落の合計植被率

C:タブノキーヒメユズリハ群落、D:スダジイ-オオシマカンスゲ群集、F:ハチジョウススキーヒサカキ群落、G:ハチジョウススキー-ハチジョウイタドリ群落、H:ハチジョウイタドリ-シマタヌキラン群集



図(1)-35. 植生変遷図 (高橋ほか 2011) 1) と群落との対応

C:タブノキーヒメユズリハ群落、D:スダジイ-オオシマカンスゲ群集、F:ハチジョウススキーヒサカキ群落、G:ハチジョウススキー-ハチジョウイタドリ群落、H:ハチジョウイタドリ-シマタヌキラン群集
 6:噴火前から植生の乏しい地域。1:噴火被害が認められず、樹林地に覆われた地域、2:噴火により樹木が徐々に衰退し、草原化する傾向にある地域、3:噴火直後に樹木が衰退したが、草原化が進む過程にある地域、4:噴火直後の植生被害が大きく、その後に草原化する傾向にある地域、5:噴火直後に植生が失われ、回復していない地域

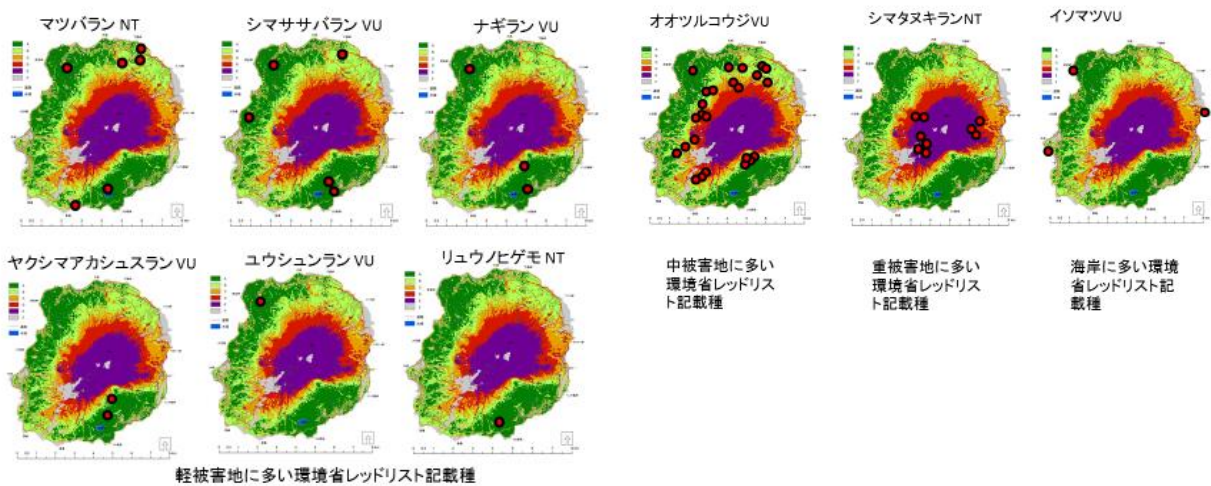
表(1)-8 DCA1軸-3軸と環境要因との間のスピアマンの相関係数

	DCA1軸	DCA2軸	DCA3軸
標高	0.38*	0.44*	0.20**
火山灰堆積厚	0.47*	0.42*	-0.11
ガス濃度	0.65*	0.53*	-0.13

*P<0.01 **P<0.05

(10) 2010年以降における絶滅危惧植物種の分布状況

確認された環境省レッドリスト記載種（環境省¹⁸⁾）は、絶滅危惧Ⅱ類が6種、準絶滅危惧種が3種の計9種であった。分布を図(1)-36に示した。高橋ほか¹⁾の噴火被害図と対応させると(図(1)-36)、シマササバラン、ナギランなどの6種は、軽被害地で確認された。なお、この内、リュウノヒゲモは水系での確認である。一方、オオツルコウジは中被害地で確認され、シマタヌキランは重被害地で確認された。イソマツについては海岸部で確認された。



図(1)-36 絶滅危惧植物種の分布

高橋ほか¹⁾の噴火被害図上に確認地点を示した。

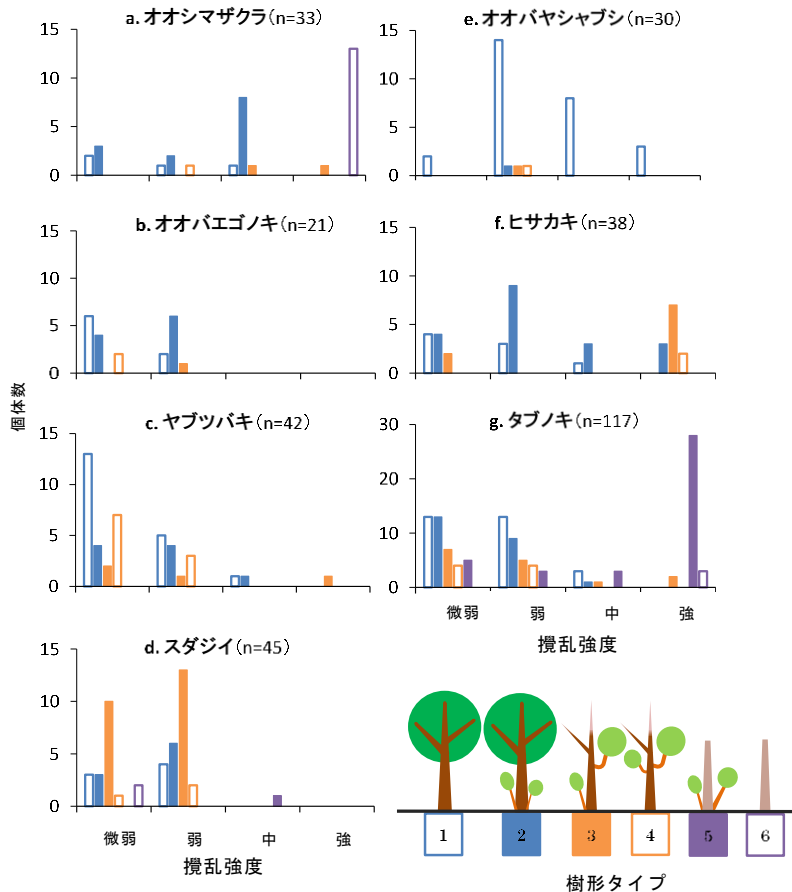
(11) 2000年噴火被害林における樹木の萌芽再生様式

1) 主要7樹種の萌芽特性

樹種ごとの樹形タイプ分けの結果を攪乱強度別に図(1)-37に示した。7樹種のうちオオシマザクラ、オオバエゴノキ、ヤブツバキ、スタジイの4樹種は攪乱強度の比較的強い地点ではあまり出現しなかった。4種の樹形タイプを見ると、オオシマザクラ、オオバエゴノキはタイプ2の根元萌芽を持つ個体が多く、スタジイもタイプ2または3の根元萌芽を持つ個体が多かった。ヤブツバキはタイプ4の母幹に損傷があり、幹萌芽によって再生している個体が他の樹種に比べ多く見られた。上記の4樹種は潜在的な萌芽再生力はあるが、2000年噴火による強度攪乱地では萌芽による再生ができなかったと考えられる。一方で、オオバヤシャブシ、ヒサカキ、タブノキの3樹種は攪乱強度の比較的強い地点においても生存個体が多く出現した。オオバヤシャブシの樹形タイプをみると、いずれの攪乱強度においてもタイプ1の根元萌芽を持たない健全木が多かった。このことから、オオバヤシャブシは萌芽再生力が弱く、種子からの実生による再生が可能であったと考えられる。ヒサカキ、タブノキについては攪乱強度の比較的強い地点でも萌芽再生がみられ、ヒサカキはタイプ3の母幹に損傷があるが幹萌芽によって再生し、さらに根元萌芽を持っている個体が多く、タブノキはタイプ5の母幹は枯死しているが根元萌芽により再生している個体が多く見られた。ヒサカキは主に幹萌芽、またタブノキは根元萌芽によって、強度攪乱地でも残存個体から再生可能であることがわかった。

2) タブノキの萌芽再生メカニズム

根元萌芽幹数と母幹サイズの関係をみると、母幹の地際直径が大きくなるほど、根元萌芽幹数が多くなるというサイズ依存性がみられた (GLMM、 $p < 0.001$)。母幹の状態との関係をみると、母幹が健全の個体よりも損傷・枯死個体において根元萌芽幹数が有意に多く、特に母幹枯死個体ほど多いことが示された (GLMM、 $p < 0.001$)。以上の結果より、タブノキは根元萌芽の幹数・サイズともに母幹の状態が“健全→損傷→枯死”の順に多くまた大きくなっており、母幹の損傷が大きく、維持できなくなると、母幹の代わりに萌芽幹を形成・成長させると考えられる。



図(1)-37 樹形タイプ分け結果

(1 2) 2000年噴火火山灰堆積地における炭素蓄積量

IG7では、2008年から2011年の3年間で植物体地上部への炭素集積速度は $12.00\text{g}/\text{m}^2/\text{yr}$ 、土壌への炭素集積速度は $14.33\text{g}/\text{m}^2/\text{yr}$ であった。同様に、IG8では、植物体地上部への炭素集積速度は $712.33\text{g}/\text{m}^2/\text{yr}$ 、土壌への炭素集積速度は $107.67\text{g}/\text{m}^2/\text{yr}$ であり、IG9では、植物体地上部への炭素集積速度は $774.67\text{g}/\text{m}^2/\text{yr}$ 、土壌への炭素集積速度は $118.33\text{g}/\text{m}^2/\text{yr}$ であった。各地点とも、炭素集積速度は植物体地上部が土壌を上回った。また、植物体現存量の多い地点ほど、植物体地上部・土壌部ともに炭素集積速度が速くなった (表(1)-9)。

三宅島の125年が経過した溶岩上 (300m) における炭素集積速度は、地上部が $48\text{g}/\text{m}^2/\text{yr}$ 、土壌部が $4.6\text{g}/\text{m}^2/\text{yr}$ であることが報告されている³¹⁾。本研究の火山灰堆積地上における炭素集積速度

をそれらの値と比較すると、IG7の地上部を除くと、いずれも溶岩上の値よりも速かった。このような傾向を示す理由として、火山灰は粒子が非常に細かいため、化学的・物理的風化速度が速く、土壌化作用を受けやすい³²⁾ことが考えられる。その結果、溶岩上と比較して植物の定着・発達が速くなる可能性がある。

噴火後11年経過時点でのリター炭素蓄積量は、73g/m² (IG7)、2170g/m² (IG8)、2133g/m² (IG9)であった。ススキの二次草原における研究例では、枯死体の蓄積量はピーク時乾燥重量で612g/m²であることが報告されており³³⁾、本研究対象地点のリター蓄積量の値は明らかに大きいことがわかる。この理由として、本研究対象地は新鮮火山灰堆積地上であり、植物体の発達に比べ分解系が未発達であったことが考えられる。

表(1)-9 各調査地点の現存量及びリター蓄積量
2008年時のデータ(川越ほか²⁰⁾より引用)を併記した。

g/m ²	IG7		IG8		IG9	
	2008	2011	2008	2011	2008	2011
地上部現存量						
オオバヤシャブシ 地上部現存量	-	-	204	621	734	1558
草本地上部現存量	53 ±72	126 ±115	1041 ±970	4909± 584	2006 ±182	5830 ±3506
地上部現存量合計	53	126	1245	5530	2740	7388
地下部現存量						
オオバヤシャブシ 地下部現存量	-	-	39	80	139	210
草本地下部現存量	49	138	299	1472	563	1406
地下部現存量合計	49	138	338	1552	702	1616
植物体現存量合計	102	264	1583	7082	3442	9004
リター	37±43	73±123	1008 ±522	2170 ±1124	1930 ±302	2133 ±813
合計	139	337	2591	9252	5372	11137

(13) 2000年噴火火山灰堆積地における土壌の年変化

堆積火山灰は約50cmであったIG7では、2007年、2011年とも0層はなかった。土壌最表層に2~3cmの板状構造があり、2011年には地表面に根系の発達がみられた。堆積火山灰は約37cmであったIG8については、0層は2007年と比べて厚くなり、地表面にはルートマットが非常に密に発達していた。堆積火山灰は20cmであったIG9については、2007年、2011年とも0層が厚く発達しており、2007年には見られなかった土壌最表層のA層が2011年に確認されていた。このことから、IG9ではこの4年間のうちに土壌化が進行したということがわかる。

β - グルコシダーゼとプロテアーゼの活性(表(1)-10)は、2000年に堆積した火山灰層で低く、それより下の埋没層で高くなるという傾向が見られた。また、IG9の最表層A層で著しく高い値を示し、2000年に堆積した火山灰層でありながら活性が非常に高いことがわかった。

2007年には土壌pHは4前後であったが、2011年には4.5前後まで上昇しており、やや酸性の度合いが弱まっていた。これは二酸化硫黄を主成分とする火山ガスの減少が関係していると考えられ

る。全炭素量と全窒素量については、いずれもIG9の最表層A層で大きく増加していた。母材よりも土壌の方が炭素や窒素を多く含むため、全炭素量と全窒素量が大幅に増加したことは土壌化していることを裏づけしている。交換性陽イオン・水溶性陽イオンはカルシウムイオンがそのほとんどを占めており、2000年に堆積した火山灰層で集積層が見られた。この集積層は土壌断面調査において確認された固結層と一致していた。水溶性硫酸イオンでも同様に集積層が見られ、カルシウムイオンの集積層とほぼ一致していた。これらのことから固結層が石膏（CaSO₄）によるものであると考えられる。また2007年と2011年の集積層を比較すると、2007年に表層にみられた各イオンが減少していた。これは表層に存在した固結層がこの4年間で溶脱したことによると示唆される。

表(1)-10 土壌の酵素活性測定結果

	β-グルコシダーゼ活性 (pkatal g ⁻¹ 乾土)	プロテアーゼ活性 (pkatal g ⁻¹ 乾土)
伊ヶ谷7		
C1d	19.01±3.18	n.d.
C2d	20.63±8.41	9.10±11.30
C3	18.74±3.27	30.53±15.41
2A1	386.84±44.83	727.15±107.13
2A2	89.40±8.19	157.30±26.52
2B	131.68±27.80	327.08±78.98
3C	2.66±1.36	0.83±1.44
伊ヶ谷8		
C1	98.07±34.20	491.30±28.38
C2dg	15.36±1.96	2.81±4.88
C3d	24.94±6.57	9.44±12.71
C4	53.03±12.57	70.97±32.19
2A	188.09±13.98	445.60±96.61
3Cd	26.75±2.26	58.91±37.75
5B	73.06±4.42	375.25±122.41
6C	6.57±3.37	78.99±18.72
伊ヶ谷9		
A	1446.27±422.72	10387.29±436.63
C1g	37.00±6.90	163.56±63.56
C2	37.75±2.13	113.06±8.32
2A1	234.77±63.64	816.15±57.14
2A2	126.73±6.49	400.66±97.38
3B	75.96±4.77	343.39±58.80
4C	63.33±17.40	120.19±79.08
5C	5.37±4.12	n.d.
6C	0.32±0.55	n.d.

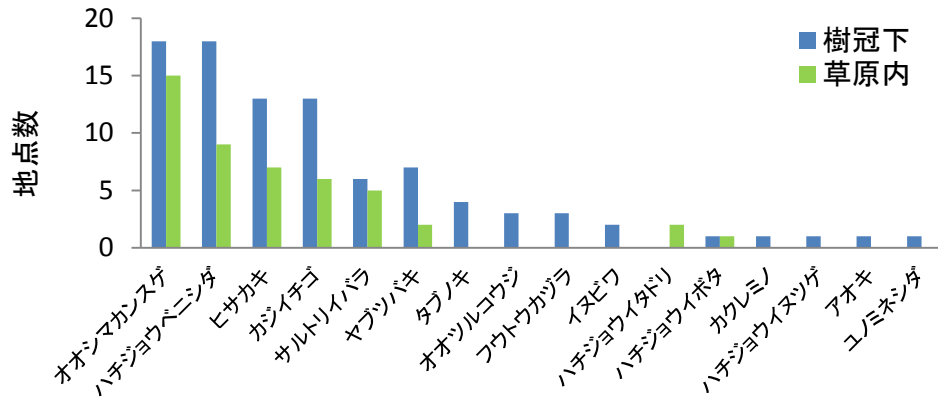
(14) 2000年噴火火山灰堆積地におけるオオバヤシャブシの遷移の促進作用

出現種は、オオバヤシャブシ樹冠下では計15種、ハチジョウススキ草原内では計8種であり、樹冠下で多かった(図(1)-38)。樹冠下でのみの出現種はイヌビワ・アオキ・カクレミノ・タブノキなど8種であった。地点別出現種数は樹冠下で4.7±1.3種、草原内で2.4±1.6であった。Wilcoxonの符号化順位検定(p < 0.05)を行った結果、出現種数は、樹冠下で有意に高かった。

樹冠下では全窒素量が0.14±0.07%、全炭素量が2.5±1.2%、C/Nが18.6±1.1であったのに対し、草原内では全窒素量が0.07±0.03%、全炭素量が1.4±0.5%、C/Nが21.2±4.2であった。全窒素量と全炭素量は樹冠下で、C/Nは草原内で有意に高かった(Wilcoxonの符号化順位検定、p<0.05)。

オオバヤシャブシ樹冠下では、植物の出現種数・出現頻度・種多様性の値が、ハチジョウススキ草原内より高かったことから、オオバヤシャブシの存在は他種の定着・植物の種多様性に対して促進的効果をもたらしたと考えられる。また、オオバヤシャブシ樹冠下でのみの出現種は、今

後林冠を形成すると考えられるタブノキや照葉樹林の下層を形成する遷移後期種であった。したがって、遷移後期種の定着促進からも、オオバヤシャブシの存在が遷移の進行に促進的効果をもたらしていると考えられることができる。



図(1)-38 オオバヤシャブシ樹冠下とハチジョウススキ草原内における種別の出現地点数（オオバヤシャブシ・ハチジョウススキは除く）

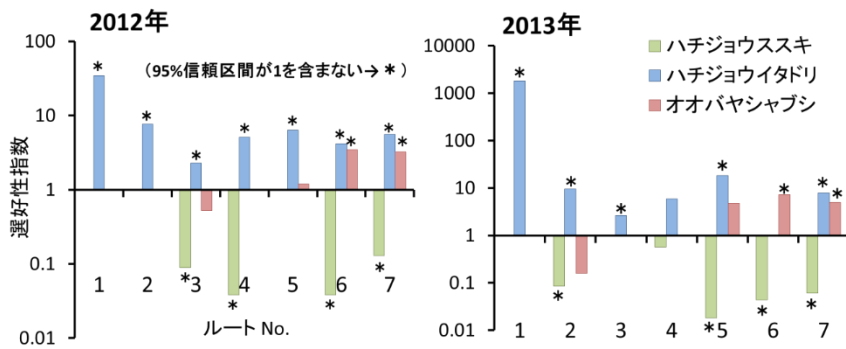
(15) 2000年噴火被害地におけるイズアオドウガネの遷移初期植物の葉の質とその嗜好性

食害はルート全体でハチジョウススキに全く見られず、噴火被害の強いルートにおいては、ハチジョウイタドリが40%近く食害されている場所も見られた。イズアオドウガネの嗜好性指数を検定した結果(図(1)-39)、ほとんどのルートでハチジョウイタドリが選好され、ハチジョウススキが避けられていた。また、オオバヤシャブシでは兩年とも4ルートでイズアオドウガネが観察され、そのうち噴火被害が弱い2ルートで選好されていた。

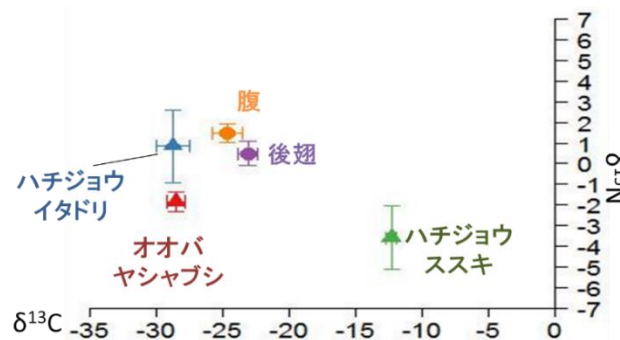
安定同位体比分析の結果を図(1)-40に示す。 C_4 植物であるハチジョウススキと、 C_3 植物であるハチジョウイタドリ・オオバヤシャブシの $\delta^{13}C$ 値に明確な差が見られた。イズアオドウガネについては、いずれの部位も $\delta^{13}C$ 値が C_3 植物の値に寄っていたことから、イズアオドウガネ成虫は、 C_3 植物に依存していることが示され、 $\delta^{15}N$ の濃縮係数を考慮すると、イタドリを主な餌資源としていると考えられる。

対象植物種の葉中窒素濃度については、ハチジョウススキが $0.55 \pm 0.45\%$ 、ハチジョウイタドリが $1.38 \pm 0.69\%$ 、オオバヤシャブシが $1.65 \pm 0.21\%$ であった。ハチジョウススキと比較するとハチジョウイタドリ・オオバヤシャブシが2倍以上高かった。一方、総フェノール量は、ハチジョウススキで著しく低かった。また、縮合タンニン量は、ハチジョウイタドリが特に高い値を示した。

イズアオドウガネは噴火被害の大きい場所を中心に発生しており、遷移初期植物3種のうちハチジョウイタドリとオオバヤシャブシを強く食害していることが示された。葉の栄養価である窒素は、オオバヤシャブシ、ハチジョウイタドリ、ハチジョウススキの順に高い濃度を示した一方、防御物質である総フェノール量と縮合タンニン量はハチジョウススキより、オオバヤシャブシとハチジョウイタドリに多く含まれていた。オオバヤシャブシとハチジョウイタドリの防御物質量はハチジョウススキより多かったことから、イズアオドウガネの餌選好性を決定する要因は、防御物質ではなく、窒素量や本研究で扱っていない葉の強度などが考えられる。



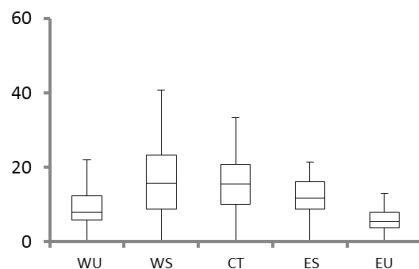
図(1)-39 ルート別選好性指数



図(1)-40 対象植物種・イズアオドウガネ各部位の炭素・窒素安定同位体比

(16) 2000年噴火火山灰堆積地における植生回復とリル地形の関係

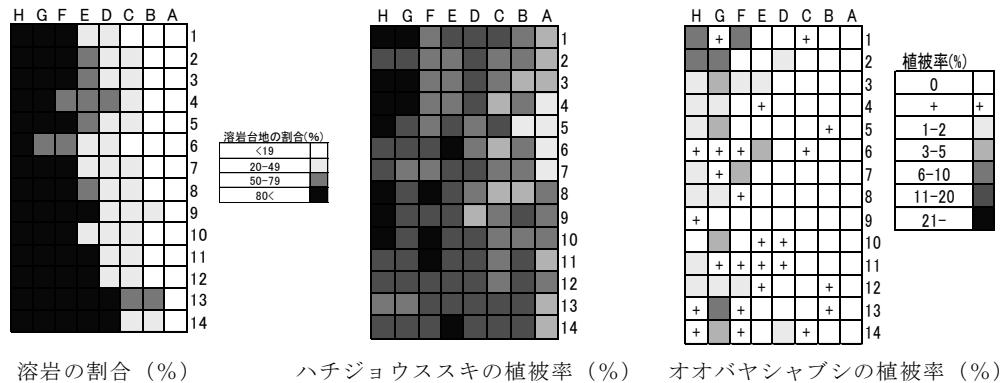
プロット内をリルの底 (CT)、リルの谷壁部 (斜面に対し西側をWS、東側をES)、リル間の高い平坦部 (西側をWU、東側をEU) に区分し、5つの地形区ごとの植物株の定着数を比較した。ハチジョウススキの定着数はリル内 (CT、WS、ES) でより多く、WSで最も多かった (図(1)-41)。調査斜面下端のリル内部に設置した土砂受け箱の計測結果から、20mm/hの降雨で体積約2,400cm³を超える土砂移動が発生したことがわかった。土壌水分計の観測結果より、出水時にリル内部へ地表流が集中し、土壌含水率が大幅に増加することがわかった。これらのことより、降雨によって出水が生じるとリル内で激しい土砂移動が起こり株の定着を妨げる要因となりうるが、同時に地表面に散布された種子がリル内に集められ、実生の発生・定着に寄与していると考えられる。



図(1)-41 各地形区内で見られた株数を面積で割った値 (個/m²)

(17) 1983年溶岩とスコリア上の植生

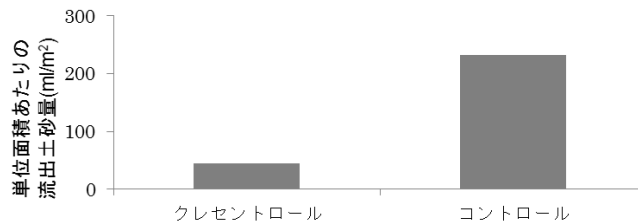
コドラート内の出現種数は、ハチジョウススキ、ハチジョウイタドリ、ユノミネシダ、オオバヤシャブシなど8種であった。サブコドラートごとのハチジョウススキとオオバヤシャブシの植被率（図(1)-42）を見ると、ハチジョウススキはスコリア丘と溶岩台地の両方に出現した。一方、オオバヤシャブシについては、溶岩上で特に被度が高くなった。以上のように、スコリア丘上と溶岩台地上では、先駆植物種の量的な相違があり、溶岩上は、窒素固定植物であるオオバヤシャブシの定着に適しているものと考えられる。



図(1)-42 10m×10mサブコドラート内の溶岩の割合と
ハチジョウススキとオオバヤシャブシの植被率

(18) 三宅島火山性荒廃地における環境保全型治山緑化工法の機能の評価

2013年9月23日から約一ヶ月間における、CR下流の流出土砂量を図(1)-43に示す。この期間の総合雨量は400mm強であった。CRが土砂を捕捉し、その流出量を抑えていることがわかった。なおこの時点でCRのポケット部は約500ml/m²の土砂を溜めていたが、満砂には至らず、土砂の捕捉機能は健全な状態であった。設置後1年が経過したCRの付近には複数のハチジョウススキの株が生育していた（図(1)-44）。CR付近は水分の集まる場所であるため、それがハチジョウススキの生育に寄与することが予想される。またCRは内部に繊維質の資材を用いており、そこにハチジョウススキの根が張っているのが観察された。これより、CR自体が植生生育基盤としての機能を持つことが示唆された。



図(1)-43 クレセントロール設置点と対象地点における、
2013年9/23から10/20（28日間）の流出土砂量の比較
値は体積土砂量をそれぞれのリルの流域面積で除した。



図(1)-44 設置後一年が経過したクレセントロール
ハチジョウススキの定着が見られる。

(19) 三宅島火山性荒廃地における生態系機能の評価と保全策

1) 噴火被害状況の整理

高橋ほか¹⁾の6区分との対応は、以下のようになる。

A地域（噴火被害が認められず、樹林地に覆われた地域）：森林であるタブノキーヒメユズリハ群落とスダジイーオオシマカンスゲ群集が分布する。重点調査区のIZ1、T1、N4がこれに該当する。

B地域（噴火により樹木が徐々に衰退し、草原化する傾向にある地域）：ハチジョウススキーヒサカキ群落、タブノキーヒメユズリハ群落、スダジイーオオシマカンスゲ群集が分布する。IZ2がこれに該当する。

C地域（噴火直後に樹木が衰退したが、草原化が進む過程にある地域）：ハチジョウススキーヒサカキ群落とハチジョウススキーハチジョウイタドリ群落が分布する。IG9、N1がこれに該当する。

D地域（噴火直後の植生被害が大きく、その後に草原化する傾向にある地域）：ハチジョウススキーヒサカキ群落、ハチジョウススキーハチジョウイタドリ群落、ハチジョウイタドリーシマタヌキラン群集が分布する。M1、OY2、IG8がこれに該当する。

E地域（噴火直後に植生が失われ、回復していない地域）：裸地の他、ハチジョウススキーヒサカキ群落、ハチジョウススキーハチジョウイタドリ群落、ハチジョウイタドリーシマタヌキラン群集が分布する。OY8とIG7がこれに該当する。

F地域（噴火前から植生の乏しい地域）：裸地の他、ハチジョウススキーヒサカキ群落、ハチジョウススキーハチジョウイタドリ群落が分布する。この裸地は、1983年噴火の溶岩上とスコリア上が大部分を占める。「16. 1983年溶岩とスコリア上の植生」の調査地がこれに該当する。

2) 生態系機能評価

以下、上述の領域ごとに、生態系の機能を中心として、生物多様性にも言及しながら、評価する。なお、図(1)-45には、噴火被害図区分と7節で提示した生態系機能についてまとめたものを示す。なお、F地域は、1983年噴火跡地が大部分を占め、重点調査区を設置しておらず、ここでは評価外とする。

A地域：群落構造的には、二酸化硫黄ガスの影響により、N4のように林冠層が疎になっている林分もあるものの、タブノキやスダジイが活発に萌芽再生をしている。分解呼吸、リターの分解速度などの生態系機能面からみると、いずれも値が高く、分解系を中心とした生態系機能は良好である。また、分解を担う土壤動物も豊富である。一方、この領域内にも、群落のバリエーションがある。スダジイ林（スダジイーオオシマカンスゲ群集）は、三宅島内で最も発達した群落であり、地上性節足動物のヨコエビの出現、中大型ミミズの個体数が多いことなどの特徴を持つ。こ

の領域に生育する植物の絶滅危惧種もスダジイ林に生育するものが多い。

B地域：群落構造的には、二酸化硫黄ガスと火山灰堆積の影響により、林冠層が疎になった林分であるが、タブノキなどが活発に萌芽再生をしている。高橋ほか¹⁾の2009年までの評価では、「噴火により樹木が徐々に衰退し、草原化する傾向にある地域」となっているが、現在は、常緑広葉樹の活発な萌芽再生も観察され、回復が進みつつあると考えられる。分解呼吸、リターの分解速度などの生態系機能面からみると、いずれも値が高く、機能的には良好である。また、分解を担う土壌動物も豊富であるが、A地域よりも中大型ミミズは少ない。

C地域：群落構造的には、二酸化硫黄ガスと火山灰堆積の影響により、森林が大きく破壊され、噴火後侵入したハチジョウススキやオオバヤシャブシが繁茂している。また、噴火前から残存しているヒサカキなどが活発に萌芽再生をしている。高橋ほか¹⁾の2009年までの評価では、「噴火直後に樹木が衰退したが、草原化が進む過程にある地域」となっているが、オオバヤシャブシの優占林もみられる。また、常緑広葉樹の萌芽再生も観察されており、現在は、森林への回復が進みつつある地域になっていると考えられる。分解呼吸、リターの分解速度などの生態系機能面からみると、森林被害は顕著にも関わらず、いずれも値は比較的高く、機能的には良好である。また、分解を担う土壌動物も豊富であるが、A地域よりも中大型ミミズは少ない。この地域に該当するIG9はオオバヤシャブシが優占している。ここでは、2008年と2011年に炭素蓄積量が測定されており、植物体地上部への炭素集積速度は774.67g/m²/yr、土壌への炭素集積速度は118.33g/m²/yrであった。植生的には、草原化の傾向はあるものの、地上部現存量や炭素蓄積量は顕著に増加している。

D地域：二酸化硫黄ガスと火山灰堆積の影響により、森林がほぼ完全に破壊され、噴火後侵入したハチジョウススキが繁茂している。また、噴火前から残存している樹木は、ヒサカキなどに限られる。高橋ほか¹⁾の2009年までの評価では、「噴火直後の植生被害が大きく、その後に草原化する傾向にある地域」となっているが、現在もほぼ同様な傾向である。分解呼吸、リターの分解速度などの生態系機能面からみると、A～C区分の地域に比べ、機能的に低くなっている。また、分解を担う中型土壌動物は豊富であるが、中大型ミミズは非常に少ない。この地域に該当するIG8では、2008年から2011年の3年間における植物体地上部への炭素集積速度は712.33g/m²/yr、土壌への炭素集積速度は107.67g/m²/yrであった。植生的には、草原化の傾向はあるものの、地上部現存量や炭素蓄積量は顕著に増加している。

E地域：噴火後、裸地化し、高橋ほか¹⁾の2009年までの評価では、植生が回復していないとされる地域であるが、本研究時点では、ハチジョウススキなどが繁茂し始めている地域も含んでいる。依然として、植被率が低く、地表面が侵食されるおそれがある。分解呼吸、リターの分解速度などの生態系機能面からみると、A～D区分の地域に比べ、機能的に低くなっている。特に、特徴的なのは、D地域からの変化を含め、この地域では、重要な機能が、植生の発達度合いで大きく異なることである。中型土壌動物は、D地域までは、豊富であるが、E地域では、ほとんど出現しなくなる。また、E地域内でも、OY8とIG7では、枯死木の分解速度が大きく異なり、調査開始時点で裸地状であったOY8では、枯死木の分岐速度が小さかった。また、この地域に該当するIG7では、2008年から2011年の3年間で植物体地上部への炭素集積速度は12.00g/m²/yr、土壌への炭素集積速度は-14.33g/m²/yrであった。C地域のIG9や、D地域のIG8に比べると、集積速度は小さかった。

3) 保全策と注意点

A地域：原則、生態系機能を上げる措置は必要ないと考えられる。その一方、噴火被害により、樹冠部が疎開した林分では、樹木の更新を著しく阻害するメダケ属などの特定の種が繁茂する可能性があり、その場合は、十分検討した上で、除去等の管理してゆく必要がある。このエリアは、常緑広葉樹林に生育する希少植物の生育地を含む。スダジイ林をそのままの状態で維持することが望ましい。

B地域：原則、A地域と同様に、生態系機能を上げる措置は必要ないと考えられる。その一方、噴火被害により、樹冠部が疎開した林分では、樹木の更新を著しく阻害するメダケ属などの特定の種が繁茂する可能性があり、その場合は、十分検討した上で、除去等の管理してゆく必要がある。このエリアには、疎開したスダジイ林があるが、遷移の進行により、噴火前の状態に戻ることが期待される。しかし、特に更新等が困難な場合は、稚樹周辺の下草刈り程度の軽度の更新補助作業を検討する。ただし、その場合も、十分検討が必要である。

C地域：原則、生態系機能を上げる措置は必要ないと考えられる。噴火後にほぼ裸地化し、その後再生したオオバヤシャブシ林などを含むが、これらも、分解系からみると、機能的には充実している。しかし、先駆樹種からなる森林あるいは林冠が閉鎖していない森林であることから、本研究では未評価の水源涵養力などの機能については、低い可能性がある。これらを十分検討した上で、必要な管理をする必要がある。その場合、植栽ではなく、むしろ現在活発に行われている萌芽幹を生かした森林施業や、メダケやハチジョウススキなどを部分的に刈って稚樹を育成することが適切と考えられる。特に、噴火被害により、樹冠部が疎開した林分では、メダケ属が繁茂する可能性があるため、A、B地区と同様に注意が必要である。

D地域：機能的には、A-Cより、明らかに劣る。ハチジョウススキ草原が主体であり、森林の機能を向上させることを目的とする場合、樹木を増やすことが必要となる。C地域と同様に、植栽だけでなく、天然生の稚樹や萌芽幹を生かした森林施業が適切である。また、二酸化硫黄ガスの影響が強い地域を含んでおり、再生には、耐性のある樹種を選択しなければならない。一方、生態系機能を下げる可能性もあるので、A、B地域とは異なり、ハチジョウススキの除去には慎重になる必要がある。土壌が未発達な地点を多く含むので、土壌を保全・育成する観点も持つ必要がある。

E地域：機能的には、Dよりさらに劣る。機能向上を目指すなら、植栽、播種が必要である。樹木だけでなく、ハチジョウススキなどの草本の緑化利用も検討する必要がある。土壌が未発達な地点を多く含むので、土壌を保全・育成する観点も持つ必要がある。また、裸地であり、地表面侵食やリル侵食があるので、侵食を防止する措置を検討する必要がある。例としては、東京クレセントロール工法のように、リル侵食を軽減し、植生の侵入を誘導することができる緑化工法が適切と考えられる。

F地域：1983年噴火跡地であり、植生は未発達であり、機能的には低いと考えられる。しかし、溶岩上は基本的には、地形的に安定しており、侵食等が起きない場合は、機能を向上させる措置は必要ないと考えられる。一方、スコリア堆積地については、ガリー形成がされている場合もあり、その場合は、E地域と同様な対応が望ましいと考えられる。

全地域共通の注意点：いずれの区分についても、遺伝的多様性保全の観点から、緑化に用いる植物は、三宅島産の植物に限るべきである。この点については、三宅島緑化ガイドライン¹⁹⁾や三宅島

緑化マニュアル³⁴⁾にも、その利用推進が述べられている。また、国立公園という観点から、火山景観の保持、自然のプロセスの保全などを考え、人為的干渉をしない場所も作ることも重要である。景観保持については、三宅島緑化マニュアル³⁴⁾でも、「自然遷移の保全地域」が提案されている。

4) 生態系基盤調査から提案される保全策と注意点

a. 緑化に用いる植物

三宅島における緑化では、二酸化硫黄ガスに強い植物の選定する必要がある。ここでは、島内での分布と変遷に主に基づいて、火山ガスに強い植物をリストアップする。

非常に強い、E地域まで生育可能：ハチジョウススキ、ユノミネシダ、シマタヌキラン、ハチジョウイタドリ

強い、D地域まで生育可能：オオシマカンスゲ、ヒサカキ、ヤブツバキ

やや強い、C地域まで生育可能：カジイチゴ、オオバヤシャブシ、タブノキ

やや弱い、B地域まで生育可能：オオシマザクラ、テイカカズラ、フウトウカズラ

弱い、A地域まで生育可能：スダジイ、オオバエゴノキ

b. 窒素植物の効果と緑化への応用

オオバヤシャブシは、三宅島を含む伊豆諸島と、伊豆半島と房総半島を中心とする太平洋岸に分布し、緑化植物として用いられる。また、三宅島でも本種を用いた緑化試験が行われており、本種の植栽によって、植栽されたヤブツバキやスダジイの生存率が高く、樹高成長がよりよくなることが報告されている（戸田ほか³⁵⁾）。本研究における樹冠下の土壌窒素や植物を比較した調査では、オオバヤシャブシはハチジョウススキに比べ、樹冠下の土壌窒素が多く、植物の種数も多かった。これらのことから、オオバヤシャブシは他の植物を侵入させる促進効果が強いと考えられる。また、本研究と同じ調査地で行っている中大型ミミズの研究（門倉ほか³⁶⁾）によれば、中大型ミミズについても、オオバヤシャブシの樹冠下で多い。中大型ミミズは土壌改変効果を持ち、土壌の団粒化を進めている可能性もある。オオバヤシャブシは、生態系発達を促進させる効果を持つ種である。

これらを踏まえると、三宅島では、オオバヤシャブシの促進効果を用いた緑化は、生態系機能を促進する上で、有用と考えられる。しかし、課題も本研究では示された。一つは、昆虫による捕食の問題である。高い葉中窒素濃度を持つオオバヤシャブシは、ハチジョウススキと異なり、イズアオドウガネによる高い捕食圧を受ける。従って、緑化用に植栽した場合も、高い捕食圧にさらされ、定着しない可能性がある。また、先駆樹種であり、全体として、枯死しやすい性質を持つ。

以上を考えると、オオバヤシャブシによる緑化は、ある程度高い枯死率を考慮した上で行うことが必要である。その場合、枯死するまでの期間に期待される窒素固定量などが把握できると今後、有用な方法になり得る。

c. 萌芽更新の可能性

噴火被害地では、ヒサカキをはじめとする多くの広葉樹が、萌芽を出し、これにより、樹体を再生させていることが示された。特に、重要なプロセスは、噴火前に存在した幹（母幹）の枯死が進行する一方で、萌芽幹を出してゆくことである。みかけ上、衰弱した樹木が、むしろ活発に再生することを示しており、森林の動態を予測・評価する上で、十分考慮しなければならない。

現在発生している萌芽幹を生かす形で、不要な萌芽幹の処理、競合する灌木やツル植物などの除去をおこなうことが望ましい。その一方で、萌芽特性には樹種間の差異が大きいので、配慮する必要がある。タブノキなどは、根元萌芽が主体であり、衰弱した幹の除去を行うことができる。一方、ヒサカキやヤブツバキは、幹（母幹）からも萌芽を出し、衰弱した母幹自体が再生する。従って、これらの種については、衰弱した幹の除去は、より慎重に行う必要がある。

d. 緑化工法

三宅島のような、土砂流亡等が発生した地域での環境保全では、緑化が重要な自然再生方法の一つである。裸地化した地域では、ガリー侵食につながる表面侵食やリル侵食が発生する（阿部ほか³⁷⁾）。ガリーが大型化すると、砂防ダム等の景観に影響を与える施設の設置を検討しなければなくなる。従って、景観保全、特に地形景観と植生景観の保全のためには、リル侵食の段階で、侵食を少なくする措置が必要である。一方、本研究で示されたように、ある程度安定したリル内には、ハチジョウススキの定着が可能となる。従って、適切に植生を誘導することで、リル内を緑化することは可能と考えられる。リル内の土砂移動を低減する一定の効果が確認された東京クレセントロール工法は、周辺部でのハチジョウススキの定着が確認されており、植生回復を誘導する技術として期待できる。

e. 枯死木の扱い

本調査によって、今回設置した11の固定調査区の枯死木は、噴火被害が最も著しく植生回復も進んでいない一つの調査区（0Y8）を除き、約20年間で分解されることが明らかとなった。枯死木の存在年数の推定に用いた分解定数は、他地域の枯死木の分解定数よりも比較的大きいことから、三宅島に存在する枯死木の分解速度は比較的大きいと考えられる。その要因の一つとして、三宅島の降水量の多さが挙げられる。一般的に、枯死木の水分含量が大きいほど分解速度が大きくなるとされている（Harmon et al.³⁸⁾）。また、本調査の結果でも枯死木の分解定数は、ある程度までは土壌水分が高いほど大きくなる傾向が得られている。

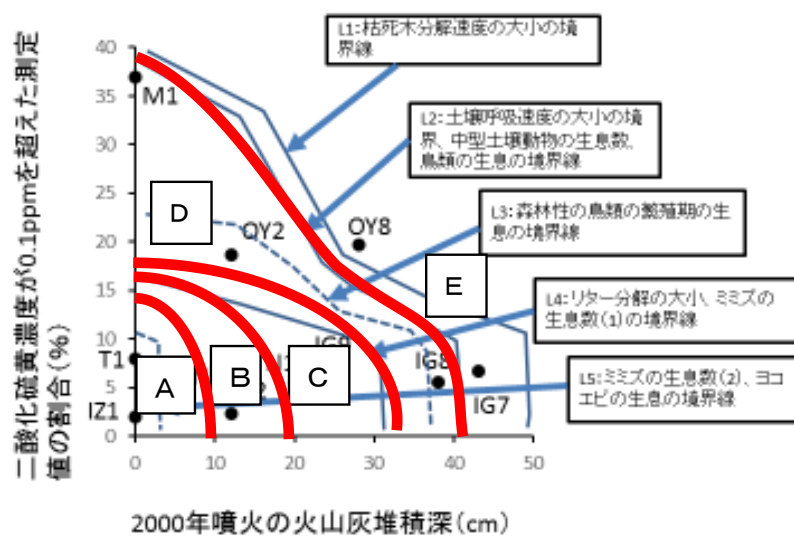
噴火被害地の生態系管理を考える上で、噴火にともなって大量に発生する枯死木を中心とした立木の処理は大きな課題の一つといえる（伊豆大島土砂災害対策検討委員会³⁹⁾）。その理由は、残存した巨大な枯死木が、噴火後に発生しやすい土石流や豪雨の被害を大きくさせるからである。従って、管理の面で考えると噴火にともなって発生する枯死木は、なるべく早く小さくなることが望ましい。本調査地の三宅島では、枯死木の分解速度が比較的大きいために、巨大な枯死木が小さくなるまでに要する時間は20年以内であることから、山頂付近などの人の生活圏から十分に離れている地域に限っては、何も手を加えず放置するという対処法も選択肢の一つであろう。一方、人の生活圏に近く枯死木を少しでも早く分解させる方法の一つとして、枯死木の含水率を上げるための処理（立った状態の枯死木の伐採、巨大な枯死木の分割等）が考えられるが、これらの作業自体に危険を伴うこともあり、十分に注意を払う必要がある。

枯死木は巨大な有機物であることから、炭素貯留機能が高いことや様々な生物の餌や生育場所としての機能も着目されている（Harmon et al.³⁸⁾）。実際に、調査した枯死木の中には様々な節足動物やその幼虫が多数観察された。また、本調査では直接確認されなかったが、噴火直後に発生した枯死木にはカミキリムシの幼虫等の腐朽材甲虫が大量発生し、それらを餌となる鳥類が急増したという報告もあることから（加藤・樋口⁴⁰⁾、楨原ほか²²⁾）、枯死木を資源とする生物には重要な役割があること可能性が高い。したがって、生物多様性保全の面からみると、前述した安

全を考慮した管理の面で問題がない地域や巨大でない枯死木に関しては、自然に放置しておくことが望ましいと考えられる。

f. 土壌動物の利用と問題点

本研究により、噴火被害の大きいE地域においても、中型土壌動物が多いこと、その一方で、中大型ミミズの分布はより限られることなどが示された。土壌動物は土壌微生物とともに、分解系を担う重要な要素である。これらを利用し、分解系を中心とする生態系の機能を上昇させることが考えられる。また、窒素固定植物であるオオバヤシャブシの植栽と組み合わせることで、より高い効果を得ることが期待される。その一方で、現時点で未解決な問題がある。それは、外来種を含んでいる可能性があることである。土壌動物の利用については、今後、この問題を解決するために、正確な由来を検討しなければならない。



図(1)-45 11カ所の重点調査区における、生態系の機能の境界線を模式的に示した図(1)-31に、高橋ほか¹⁾の噴火被害図の区分を重ねたもの

5. 本研究により得られた成果

(1) 科学的意義

・三宅島内で噴火による被害程度が様々な11箇所の固定調査区で植生、土壌、枯死木の状況を把握した。また、固定調査区以外でも広く植生の調査を行い、島の植物相の現状と空間的な違いの状況を把握した。

・噴火直後からの継続調査の結果とあわせて、島内における噴火後の植生遷移の様相を明らかにした。前述の空間的変動の調査結果とあわせ、三宅島2000年噴火による生態系基盤に対する被害の状況を総合的かつ時空間的に把握することができた。このような調査が行われた例は過去そう多くなく、今後、火山や離島の生態系の調査研究の際には、重要な先例として参照されることになろう。

・萌芽再生、土壌呼吸、枯死木の分解とそれに関与し得る節足動物の状況など、過去に体系的に調査されてこなかった側面を取り上げて調査を行うことができた。

・三宅島の枯死木量を定量的に明らかにし、これら枯死木の分解過程（だれが、どのくらいの時間で分解しているのか）の解明が重要であることを示した。中腹以下では噴火によって生じた枯死木は今後なお20～30年は残存し、中腹以上では、その場に残存し続け環境条件も変化しないと仮定した場合には100年以上残存すると推定された。また、分解速度には水分条件が関与していることが示された。

（2）環境政策への貢献

<行政が既に活用した成果>

以下の会議、検討会において、本研究の成果を紹介し反映させたほか、東京都三宅支庁、東京都環境局の関連部署の担当者と連絡を取り、研究成果についての情報を随時提供した。

- 1) 平成24年度 東京都三宅支庁 金曾沢周辺森林復旧全体計画有識者会議委員
筑波大学 上條隆志（三宅島の植生と土壌に関する一連の成果）
- 2) 平成24年度 東京都環境局 東京都（伊豆諸島）植生調査に関わる検討会委員
筑波大学 上條隆志（三宅島の植生に関する一連の成果）

<行政が活用することが見込まれる成果>

緑化技術について、現地の関係者と連携して調査を行った（4.（18）節を参照）。

「三宅島の生態系機能評価と生態系管理方法」としてまとめた内容は、三宅島における今後の生態系保全・再生や緑化のための指針としての活用が見込まれる。また、以下の事項については、島内で現に行われている防災、緑化事業の改善のために活用されることが望まれる。

- ・希少植物種の生育場所の保全
- ・オオバヤシャブシの活用
- ・枯死木の現場での保存と管理

6. 国際共同研究等の状況

特に記載すべき事項はない。

7. 研究成果の発表状況

（1）誌上発表

特に記載すべき事項はない。

（2）口頭発表（学会等）

- 1) 新谷尚己・田村憲司・上條隆志・東照雄：日本土壌肥料学会2011年度大会(2011)「三宅島2000年噴火火山灰堆積地におけるハチジョウススキ群落分布と土壌の諸性質との関係」
- 2) 東亮太・上條隆志・川越みなみ・田村憲司：日本生態学会第59回全国大会(2012)「三宅島2000年噴火の火山灰堆積地上における11年間の炭素蓄積過程」
- 3) Hiragi, M., Hiraiwa, M., Nakajo, R. & Hasegawa, M.: 日本生態学会第59回全国大会(2012) "Long-term impacts of volcanic activity on distribution and abundance of soil

macro-fauna, an example of volcanic eruption on Miyake-jima, in 2000”

- 4) 黛絵美・上條隆志・宮本雅人・藤井美央：第123回日本森林学会大会(2012)「三宅島2000年噴火被害林の11年間の変化と萌芽再生」
- 5) 藤井美央・上條隆志・黛絵美：第123回日本森林学会大会(2012)「火山遷移でオオバヤシャブシは植物の種多様性を上げる効果があるのか？」
- 6) Kamiyo, T. : The 55th symposium of the international association for vegetation science, Mokpo, Korea (2012)“Vegetation dynamics after the 2000 year eruption on Miyake-jima Island and restoration of volcanically devastated sites on the island”.
- 7) 上條隆志・東 亮太・久保栄子・藤井美央・黛 絵美：植生学会第17回大会(2012)「火山植生遷移における先駆性植物種の侵入が種多様性と生態系の機能発達に与える効果」
- 8) 鷹野綾・田村憲司・川越みなみ・上條隆志：植生学会第17回大会(2012)「火山灰堆積地における植生の変化と初期土壌生成」
- 9) 岡本祐典・田村憲司・川越みなみ・上條隆志：植生学会第17回大会(2012)「三宅島1983年噴火堆積地における2000年噴火火山灰が立地に及ぼした影響と植生の関係」
- 10) 鷹野綾・田村憲司・川越みなみ・東亮太・上條隆志：日本生態学会第60回大会(2013)「三宅島2000年噴火火山灰堆積地の初期土壌生成」
- 11) 廣田充・上條隆志：日本生態学会第60回大会(2013)「三宅島2000年噴火により発生した枯死木と土壌の分解呼吸」
- 12) 菅原 優・上條隆志・吉田智弘・黛 絵美・加藤和弘：日本生態学会第60回大会(2013)「三宅島2000年噴火後の植生発達と植物リター分解及び土壌動物相の関係」
- 13) 門倉由季・上條隆志・橋本啓史・金子信博・菅原優：日本生態学会第60回大会(2013)「三宅島の火山灰堆積地に侵入した遷移初期種と中大型ミミズの関係」
- 14) 守容平・上條隆志・橋本啓史：日本生態学会第60回大会(2013)「三宅島火山灰堆積地における遷移初期種のイズアオドウガネによる食害比較」
- 15) 守容平・上條隆志・橋本啓史：植生学会第18回大会(2013)「三宅島2000年噴火跡地におけるイズアオドウガネの遷移初期植物に対する影響とその選好性」.
- 16) 門倉由季, 上條隆志, 橋本啓史, 金子信博：植生学会第18回大会(2013)「三宅島火山灰堆積地における中大型ミミズの分布と安定同位体比分析による餌資源の推定」
- 17) 菊池輝海：植生学会第18回大会(2013)「火山性荒廃地においてリル地形形成は植生回復に貢献しうるか？」
- 18) Terumi Kikuchi, Norikazu Matsuoka, Takashi Kamiyo & Mitsuru Hirota : International Symposium on Diversifyng Biological Resources ~ Toward Food Security and Sustainable Society ~ (2013) “Effects of rill erosion on revegetation after the eruption of Miyake-jima Island Volcano in 2000.”
- 19) Emi Mayuzumi & Takashi Kamiyo: International Symposium on Diversifyng Biological Resources ~ Toward Food Security and Sustainable Society ~ (2013) “Comparison of sprouting ability among woody species in the forest damaged by 2000-year eruption on Miyake-jima Island.”

- 20) Yohei Mori, Takashi Kamijo, Takashi Hashimoto: International Symposium on Diversifying Biological Resources ~ Toward Food Security and Sustainable Society ~ (2013) "The influence and palatability of plants to insects during early succession in Miyakejima Island."
- 21) 守 容平・上條隆志・橋本啓史・山路恵子・加藤和弘：日本生態学会第61回大会(2014)「三宅島2000年噴火被害地における遷移初期植物の葉の質がイズアオドウガネの食害に与える影響」
- 22) 門倉由季・上條隆志・橋本啓史・加藤和弘：日本生態学会第61回大会(2014)「三宅島火山灰堆積地における遷移初期植物の侵入が中大型ミミズに与える影響」
- 23) Jian Cui, Mitsuru Hirota, Takashi Kamijo, Takahiro Nishimura, Natsumi Kamiya, Taro Miura, Katoh Kazuhiro：日本生態学会第61回大会(2014)「Nitrogen mineralization in soils along a vegetation development after the 2000 Miyake-jima island eruption」
- 24) 上條隆志・菅原優・黛絵美・門倉由季・守容平・鷹野綾・田村憲司：日本生態学会第61回大会自由集会(2014)「2000年噴火被害地における植生発達と中大型土壌動物群集」
- 25) 神谷なつみ・西村貴皓・崔健・三浦太郎・廣田充：日本生態学会第61回大会(自由集会)(2014)「2000年噴火被害地における枯死木の動態」

(3) 出願特許

特に記載すべき事項はない。

(4) シンポジウム、セミナー等の開催(主催のもの)

- 1) 公開セミナー「三宅島2000年噴火火山灰堆積物中の微生物生態系の解析」(平成24年4月27日、筑波大学、参加者約50名)
- 2) 公開セミナー「三宅島における昆虫群集の解明、三宅島における植物と鳥類・昆虫との相互作用」(平成24年5月11日、筑波大学、参加者約30名)
- 3) 公開セミナー「三宅島の節足動物」(平成25年3月19日、筑波大学、参加者約40名)
- 4) 三宅島に関する研究 筑波大学学生発表会(平成25年3月19日、筑波大学、参加者約40名)

(5) マスコミ等への公表・報道等

特に記載すべき事項はない。

(6) その他

特に記載すべき事項はない。

8. 引用文献

- 1) 高橋俊守・加藤和弘・上條隆志(2011)衛星リモートセンシングによる三宅島2000年噴火後の植生モニタリング. 日本生態学会誌, 61: 167-175.
- 2) Mueller-Dombois D, Ellenberg H (1974) Aims and Methods of Vegetation Ecology. John Wiley & Sons, New York.
- 3) 日本ペドロロジー学会(編)(2003)土壌調査法ハンドブック改訂版. 博友社

- 4) Olson J (1963) Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology*, 79: 94-105
- 5) 青木淳一 (1999) 日本産土壌動物-分類のための図解検索. 東海大学出版会
- 6) 日本土壌動物学会 (編) (2007) 土壌動物学への招待-採集からデータ解析まで. 東海大学出版会
- 7) Keith H, Wong SC (2005) Measurement of soil CO₂ efflux using soda lime absorption: both quantitative and reliable. *Soil Biology and Biochemistry*, 38: 1121-1131
- 8) Di Stefano JF, Gholz HL (1986) A proposed use of ion exchange resins to measure nitrogen mineralization and nitrification in intact soil cores. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 17: 989-998
- 9) Kamiyo T, Kawagoe M, Kato T, Kiyohara Y, Matsuda M, Hashiba K, Shimada K (2008) Destruction and recovery of vegetation caused by the 2000-Year eruption on Miyake-jima Island, Japan. *Journal of Disaster Research*, 3, 226-235.
- 10) 大場達之 (1971) 御蔵島の植生. 神奈川県立中央博物館研究報告, 1(4), 25-53.
- 11) 大場達之 (1975) ハチジョウイタドリ-シマタヌキラン群集-伊豆諸島のフロラの成立にふれて-. 神奈川県立中央博物館研究報告, 8, 91-106.
- 12) 奥富清・梶原洋一 (1986) 伊豆諸島の植生特質. 「日本植生誌7, 関東」(宮脇昭(編)), 至文堂, 東京, pp. 440-447.
- 13) 環境庁 (1988) 第3回自然環境基礎調査植生調査報告書(東京都). 環境庁, 東京
- 14) Hill MO (1979) DECORANA. A Fortran Program for Detrended Correspondence Analysis and Reciprocal Averaging. Cornell University, New York.
- 15) Hill MO, Gauch HG (1980) Detrended correspondence analysis, an improved ordination technique. *Vegetatio*, 42, 47-58.
- 16) 津久井雅志・川辺慎久・新堀賢志 (2005) 三宅島火山地質図. 独立行政法人産業技術総合研究所地質調査総合センター, 茨城県.
- 17) 戸田浩人・花岡功大・岸本和也・生原喜久雄・亀谷行雄 (2007) 三宅島における火山灰の表層土壌に対する酸緩衝力の発現機構と地図化. *日本緑化工学学会*, 33:21-26
- 18) 環境省 (2012) 植物 I (維管束植物), 環境省第4次レッドリスト. 環境省
http://www.env.go.jp/press/file_view.php?serial=20557&hou_id=15619
- 19) 三宅島災害対策技術会議緑化関係調整部会 (2004) 三宅島緑化ガイドライン. 三宅島災害対策技術会議緑化関係調整部会
- 20) 川越みなみ・上條隆志・田村憲司 (2011) 三宅島の火山灰堆積地における発達程度の異なる植生が炭素蓄積量と土壌構造発達に与える影響. *日本生態学会誌*, 61: 203-210
- 21) 土壌環境分析法編集委員会 (1997) 土壌環境分析法. 博友社
- 22) 槇原寛・星元規・大村和香子・岡部宏秋・鎌田淳史・安岡竜太 (2011) 三宅島2000年噴火後の甲虫相の変化. *日本生態学会誌*, 61: 197-202
- 23) 槇原寛・大平仁夫・岡部宏秋・齋藤直彦 (2006) 三宅島噴火後の昆虫相(1). *甲虫ニュース*, 153: 6-9
- 24) Aerts R, Chapin III FS (2000) The Mineral Nutrition of Wild Plants Revisited: A

- Re-evaluation of Processes and Patterns. *Advances in Ecological Research*, 30: 1-67
- 25) Maleque MA, Ishii HT, Maeto K, Taniguchi S (2006) Management of insect biodiversity by line thinning in Japanese cedar (*Cryptomeria japonica* D. Don) plantations, central Japan. *Eurasian Journal of Forest Research*, 9: 29-36
- 26) 米田 健 (2012) リター. (森林立地学会 編) 森のバランス, 162-172. 東海大学出版会
- 27) Moore JC, Mccann K, Setälä H, De Ruiter PC (2003) Top-down is bottom-up: Does predation in the rhizosphere regulate aboveground dynamics?. *Ecology*, 84: 846-857
- 28) Dunger W, Voigtländer K (2005) Assessment of biological soil quality in wooded reclaimed mine sites. *Geoderma*, 129: 32-44
- 29) Lloyd J, Taylor A (1994) On the temperature dependence of soil respiration. *Functional Ecology*, 8: 315-323.
- 30) Ming X, Qi Y (2001) Spatial and seasonal variations of Q10 determined by soil respiration measurements at a Sierra Nevada forest. *GLOBAL BIOGEOCHEMICAL CYCLES*, 15(3): 687-696.
- 31) Kamijo T, Kitayama K, Sugawara A, Urushimichi S, Sasai K (2002) Primary succession of the warm-temperate broad-leaved forest on a volcanic island, Miyake-jima Island, Japan. *Folia Geobotanica*, 37, 71-91.
- 32) Kato, T., Kamijo, T., Hatta, T., Tamura, K. & Higashi, T. (2005) ; Initial soil formation processes of Volcanogenous Regosols (Scoriaceous) from Miyake-jima Island, Japan. *Soil Science and Plant Nutrition*, 51 : 291 - 360
- 33) Yazaki, Y., Mariko, S. & Koizumi, H. (2004) ; Carbon dynamics and budget in a *Miscanthus sinensis* grassland in Japan. *Ecological Research*, 19 : 511 - 520
- 34) 三宅島災害対策技術会議緑化関係調整部会 (2005) 三宅島緑化マニュアル. 三宅島災害対策技術会議緑化関係調整部会
- 35) 戸田 浩人, 花岡 功大, 江原 三恵, 佐々木 龍一, 生原 喜久雄, 亀谷 行雄, 崔 東寿 (2008) 三宅島2000年噴火後の森林土壌の理化学性と植生回復. *日本緑化工学会誌*, 34: 21-26
- 36) 門倉由季・上條隆志・加藤和弘 (2014) 三宅島火山灰堆積地における遷移初期植物の侵入が中大型ミミズの分布に与える影響. 第61回日本生態学会広島大会.
- 37) 阿部和時・黒川潮・浅野志穂ほか(2002) 三宅島火山降灰地帯の土壌侵食実態に関する実証的研究. *日本緑化工学会誌*, 28(1) : 91-96.
- 38) Harmon ME, Franklin JF, Swanson FJ, Sollins P, Gregory SV, Lattin JD & Cummins KW (1986) Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in ecological research*, 15:133-302.
- 39) 伊豆大島土砂災害対策検討委員会 (2014) 伊豆大島土砂災害対策検討委員会報告書 p. 57.
- 40) 加藤和弘・樋口広芳 (2011) 三宅島2000年噴火後の植生の退行・回復にともなう鳥類群集の変化. *日本生態学会誌*, 61 : 177-183.

(2) 鳥類の個体群変動に関する調査研究

東京大学大学院農学生命科学研究科
東京大学大学院農学生命科学研究科

加藤和弘
樋口広芳（平成23年度のみ）

平成23～25年度累計予算額：50,439千円（うち、平成25年度予算額：15,784千円）
予算額は、間接経費を含む。

[要旨]

三宅島2000年噴火の後に鳥類は一時減少し、その後回復しつつあるものと報告されてきた。しかし本研究の結果、三宅島の森林を特徴付ける鳥類種、とりわけカラスバト、ヤマガラ、コマドリ、ミソサザイなどが減少傾向にあり、一方でヒヨドリ、メジロ、ウグイス、ホオジロの各種が増加傾向にあることが明らかになった。鳥類種の分布は植生構造と密接な関係があり、樹木植被率と鳥類種数、個体数との間には強い正の相関が認められた。但し、共分散構造分析の結果、植生の種組成との関係は弱いこと、冬季には低木・草本層の発達具合にも影響されていること、繁殖期には土壌の状態からも影響を受けていることなどが明らかになった。衛星画像から植被の多少を高精度で推測できることが知られているが、現状では樹木と草本植物の区別は難しく、衛星画像データから鳥類の分布を推定するモデルの精度は、現場で調査された植生構造に基づいて推測するモデルよりも劣っていた。但し、複数の時期の画像を組み合わせることで情報を補完し、予測精度を上げることが可能であった。

昆虫等の調査では、噴火による植生被害と節足動物量の関係は一山型であり、噴火の被害が中程度の調査区に多くの節足動物がみられることが示された。被害が大きな調査区では4月にハエ目昆虫が多く採集され、ほかに動物性の食物資源が少ないことから、この時期の鳥類の食物となっている可能性が強く示唆された。また、三宅島の節足動物相の回復は従来考えられているよりも早いことが示唆される。すなわち三宅島において節足動物相は10年程度でかなり回復したものと考えられる一方、ハエ目は節足動物相の回復とともに個体数、多様性が減少していく傾向にあると思われる。

[キーワード]

鳥類、樹木植被率、共分散構造分析、NDVI、節足動物

1. はじめに

伊豆諸島の三宅島では、2000年6月下旬に火山活動が活発化した。その結果、島の生物群集は大きな被害を受けた。噴火前の三宅島は鳥類の生息地として著名であり、伊豆諸島に固有の分類群も多く生息していた。噴火後、それらの個体群の存続が懸念されている。植生の衰退や回復の実態、さらにはそれに伴う鳥類群集・個体群の衰退や回復の状況を把握した上で、それらの保全や再生について検討する必要がある。

本研究では、噴火直後からのデータもあわせて分析することで噴火後の三宅島の鳥類相の経時変化を分析し、鳥類群集や特に注目すべき種の個体群にどの程度の危機が迫っているかを明らか

にすることをまず目的とする。次に、サブテーマ1の成果も利用して植生、土壌、火山ガス、昆虫の状況が鳥類の生息状況に及ぼす影響を共分散構造分析により分析する。関連して、三宅島の鳥類や昆虫の現状について、様々な視点から把握することを目指した。

2. 研究開発目的

- ・鳥類の生息状況を植生の状況と対比させ、植生の組成や構造と鳥類の生息状況の関係を明らかにする。
- ・枯死木の状態が鳥類の分布状況や行動にどのように関係しているかを明らかにする。
- ・既に蓄積した噴火後の鳥類分布状況も踏まえ、噴火後の島内の鳥類分布予測図を時系列的に作成する。
- ・鳥類の食物となる昆虫など節足動物（サブテーマ1の対象となる土壌動物を除く）の島内での分布状況を把握する。
- ・以上に基づいて、三宅島の鳥類の保全や鳥類の生息場所としての島の森林の再生のあり方について検討する。

3. 研究開発方法

(1) 現存植生図

1999年（噴火前）、2001年（噴火直後）、2006年（6年後）、2010年（10年後）に撮影された空中写真の幾何補正と結合を行い、空中写真から現存植生図を作成した。空中写真から作成した現存植生図について、現地踏査を通じて細部の修正を行った。

(2) NDVI

噴火後の5時期分（2001、2005、2009、2011、2012年）のIKONOS/GeoEYEおよびQuickbirdの画像から、各時期の島内全域の植生指数NDVIを算出した。また、植生発達の状況を指標する他の指標として、Roughness metricsに着目し、分析を行った。

衛星画像については、2011年12月の画像は雲やガスがほとんどなく、単一の画像により当該時期の全島の状況を把握できると考えられた。それ以外の画像については、雲やガスの影響があり、またセンサーの仕様に関する情報が販売元から十分に提供されなかったこともあって、画像間の直接の比較は難しいと考えられた。そこで、別途入手した中解像度の画像4時点分×4セットから算出されたNDVI値も以後の分析で併用した。

それぞれの固定調査区（11の重点調査区を含む、23調査区（表(2)-1）の近傍（25m以内）におけるNDVI値の経時変化を、以上のデータから算出した。

(3) 鳥類の定点センサス

表(2)-1 重点調査区（IG7～T1の11箇所）とそれ以外の固定調査区

	北緯	東経		標高(m)
IG7	N34 5.378	E139	30.832	540
IG8	N34 5.474	E139	30.561	437
IG9	N34 5.592	E139	30.361	380
IZ1	N34 6.71	E139	30.081	86
IZ2	N34 6.15	E139	30.745	342
M1	N34 4.76	E139	33.293	113
N1	N34 4.799	E139	30.231	377
N4	N34 4.243	E139	29.271	180
OY2	N34 3.894	E139	30.632	361
OY8	N34 4.692	E139	30.966	532
T1	N34 3.12	E139	31.598	66
N2	N34 4.622	E139	30.017	349
N3	N34 4.408	E139	29.562	282
N5	N34 4.665	E139	30.087	350
OY1	N34 4.059	E139	30.729	402
OY3	N34 3.663	E139	30.192	298
OY4	N34 3.597	E139	29.793	218
OY5	N34 3.803	E139	30.535	337
OY6	N34 3.7	E139	30.367	312
OYAMA	N34 4.684	E139	31.037	553
T2	N34 3.578	E139	31.796	154
T3	N34 3.999	E139	31.914	293
TS1	N34 6.852	E139	32.491	
SM1	N34 6.935	E139	32.025	

重点調査区に12地点を追加した計23地点において、鳥類定点センサスを行った。定点は半径25mの円形とし、観察が困難な領域が生じる場合には面積を変えないように適宜変形させた。観察時間は20分間とした。また、観察が可能であったものについては、初認時の地表からの高さ、何者かに止まっていた場合には止まっていたものの種類（植物の場合には種名）も記録した。

調査は、2011～12年、12～13年、13～14年の越冬期、2012、13年の繁殖期にそれぞれ2回（計10回）行った。調査は晴天ないし曇天時に行うこととし、降水のあるときや強風時には調査を行わなかった。繁殖期、越冬期それぞれについて、全ての調査結果を合計して分析に用いた。

サブテーマ1で植物の種組成、階層別植被率などが調べられている。このデータから、植生高、上層植被率（高木層植被率と亜高木層植被率の合計値）、下層植被率（低木層植被率と草本層植被率の合計値）、植物種数、落葉低木胸高断面積合計、落葉高木胸高断面積合計、常緑低木胸高断面積合計、常緑高木胸高断面積合計、全樹木胸高断面積合計を算出した。また衛星画像のデータより、2011年12月と2013年4月のNDVIを全島に渡って算出した。それ以前の時期については、1994年から2009年にかけてJERS-1/OPS及びTerra/ASTERによって観測された16時期分の可視近赤外バンド画像を用いた（高橋ほか、2011）¹⁾。噴火前、噴火後2年以内、噴火後3～5年、噴火後6～9年のそれぞれ4時期分の画像を組み合わせたデータセットを作り、最大NDVI画像を作成した。ArcGIS（ESRI Inc.）上で各定点から25m内のNDVI平均値を算出し、これも解析に用いた。

鳥類の種組成データをメインマトリクス、植生のデータまたはNDVI値をセカンドマトリクスとして、正準対応分析（CCA, ter Braak 1986）²⁾を実施した。前進選択法による変数選択を行い、新たに追加して有意になる項目がなくなった時点でモデルへの項目の投入を停止する形でモデルの構築を行った。分析には、CANOCO 5.0(ter Braak & Smilauer 2012)³⁾を使用した。

観察時に鳥類の各個体がいた場所については、繁殖期、越冬期のそれぞれについて、種×利用場所、および、種×利用高度の表に集計した。

（4）鳥類のラインセンサス

三宅島には、海岸付近を一周する都道と島の中腹を一周する環状林道（林道雄山環状線）を結んでいる道が何本かある（図(2)-1）。植生被害と鳥類群集の関係を分析するために、これらの道に沿って植生と鳥類の変化を調査した。本報告ではこれらの道を、正式名称にかかわらずすべて林道と呼ぶ。林道の長さは1.6（とんび沢の林道）～3.9km（雄山線）である。2012年6月および2013年および2014年2月に、島内の5本のルート（村道雄山線、林道南戸線、林道坪田線、とんび沢の林道、火ノ山峠の林道）において、ラインセンサス調査を実施した。ラインセンサス調査と平行して、伊豆集落および大路池周回を除く各ルートに沿った植生について、階層別植被率の調査を行った。なお、2011年、2013年の繁殖期、2012年の越冬期には、天候の関係で一部のルートのみ調査を行った。

林道沿いの景観は必ずしも均一ではなく、溶岩流跡を横切る、牧場や造林地に接する、集落を通過する、など変化がある。そこで、2000年噴火の前から草地や裸地であった場所や、家屋が連続している集落を除く部分を調査の対象とした。それぞれの林道の調査対象範囲を、周囲の環境ができるだけ均一になり、かつ長さが400～500mである区間に区分した。さらに、各区間内をほぼ100mの小区間4ないし5に細分した。

調査では、林道沿い約20mごとに（すなわち1小区間につき5カ所で）、林道のそれぞれの側で高木層（高さ8m以上）、亜高木層（高さ2～8m）の植被率を目測で判読し、植被なし、1%未満、1-10%、10-25%、25-50%、50-75%、75%以上の7段階で記録した。植被率の区間内平均値を算出するために、段階値を各段階の中央値に置き換えた上で、算術平均を求めた。高木層と亜高木層の植被率の平均値を足しあわせた値を、それぞれの区間における樹木植被率と見なし、これを、噴火前は樹林であった場所における植生の衰退・回復の指標と見なした。

樹木植被率の調査と並行して、それぞれの区間で両側それぞれ25m以内に出現した鳥の種と個体数を記録し、小区間ごとに記録した。同一個体が複数の小区間をまたがって移動

した場合には、どちらの区間にも出現したものとして記録した。区間ごとに、それぞれの種の個体密度を、小区間あたりの個体数の平均値として算出した。また、各区間における小区間ごとの出現種数の平均値を、その区間における種密度とした。区間全体での出現種数ではなく種密度を用いたのは、わずかではあるが区間長にばらつきがあるためである。

区間を単位として樹木植被率と鳥類の種密度、個体密度の関係を散布図に描いて検討を加えた。

（5）噴火直後からの長期的動向の検討

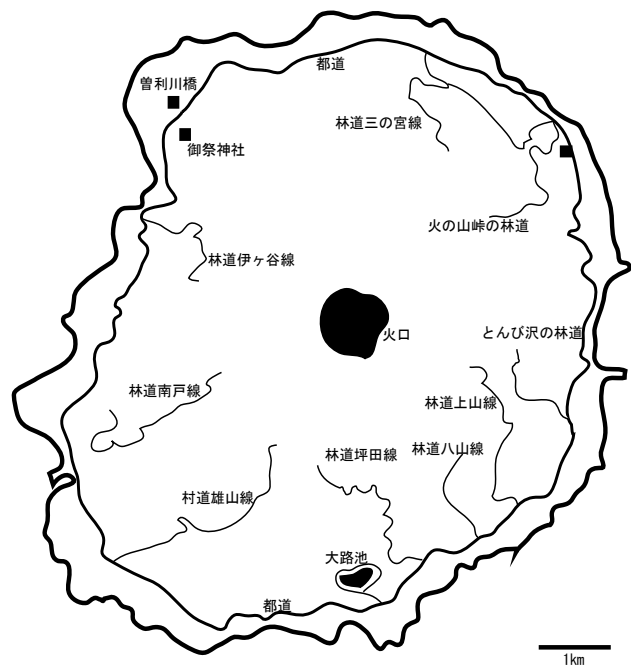
三宅島で、噴火による植生被害が軽微である場所における鳥類相の経時変化を把握することを目的として、定点センサスとロードサイドセンサスによる個体数調査を、2001年2月以降毎繁殖期および毎越冬期に1度ずつ行ってきた。本研究期間においても、この調査を継続して実施した。

定点センサスでは、15分間に半径25mの円形調査区に出現した鳥を記録した。調査地点は伊豆地区の曾利川橋脇（周囲は主に落葉広葉樹林）と御祭神社（周囲は照葉樹林）に設けた（図(2)-1）。

ロードサイドセンサスでは、ルートの両側それぞれ25m以内に出現した鳥の種と個体数を記録した。調査は島の南部の大路池の周囲に設定したルートに沿って行った（図(2)-1）。ルートは延長約2kmで、ルート沿いは主に照葉樹林となっているが、一部は落葉広葉樹林や低木林となっている。

（6）鳥類の食物となり得る昆虫の調査

重点調査区において、地上設置式フライトインターセプトトラップ（FIT、図(2)-2）、吊り下げ式FIT（図(2)-3）、ベイトトラップ（図(2)-4）、スワイピング、ビーティングの5つの方法による調査を行った。調査は2012年および2013年の4～9月に、計6回（2012年に4回、2013年に2回）実施した。



図(2)-1 三宅島内の調査地点、調査ルートの位置

1) 地上設置式フラインターセプトトラップ (FIT)

アクリル板 (450*600*1mm) と竹、タッパー容器を組み合わせて地上設置型FIT(図(2)-2)を各重点調査区に設置した。タッパー容器には深さ約2センチになるまでクエン酸水溶液を注ぎ入れた。3日間設置した後にクエン酸水溶液に落ちた昆虫を回収した。回収した昆虫は大学に持ち帰り、目レベルまで同定し個体数を記録した。アリ類はハチ目とは別に記録した。

2) 吊り下げ式FIT

黄色吊り下げ式FIT (サンケイ化学、楨原・岡部 (2006)⁴⁾) を各調査区に設置した (図(2)-3)。飛翔性昆虫が多く利用する1.5-2mの高さに木本の枝を利用して吊り下げた。下部のバケツにクエン酸水溶液を深さ約2センチ注ぎ入れた。地上設置式FITと同様に3日間設置した後にクエン酸水溶液に落ちている昆虫をすべて回収した。回収した昆虫は大学に持ち帰り、目レベルまで同定し個体数を記録した。アリ類はハチ目とは別に記録した。

3) ベイトトラップ

プラスチックコップを各調査区に10個、上部水平面が地表面と重なるように埋めた (図(2)-4)。コップの間隔は2m以上離れた。コップの中に誘引剤をスプレーで5回噴霧した。誘引剤は、甲類焼酎にさなぎ粉、粉末すし酢、一味唐辛子を数日間漬け置き、ろ過したものをを用いた。3日間設置した後に中に落ちている昆虫をすべて回収した。回収した昆虫は大学に持ち帰り、目レベルまで同定し個体数を記録した。アリ類はハチ目とは別に記録した。

4) スイーピング

各調査区において速度約20m/minuteで直線的に歩きながら捕虫網 (φ36cm、白) を20回左右に振った。捕虫網を振る高さは地上15-100cmとした。捕虫網の中に入った昆虫をすべて回収した。回収した昆虫は大学に持ち帰り、目レベルまで同定し個体数を記録した。アリ類はハチ目とは別に記録した。

5) ビーチング

捕虫網 (φ36cm、白) の口を上に向け、木本植物の茂みの下に受けておき、その茂みを棒で10回叩き捕虫網に落ちた昆虫を採集した。これを各調査区において20回異なる株で実施した。茂みは高さ1.0-2.0mにあるものを選んだ。回収



図(2)-2 地上設置式FIT



図(2)-3 吊り下げ式FIT



図(2)-4 ベイトトラップ

した昆虫は大学に持ち帰り、目レベルまで同定し個体数を記録した。

(7) 共分散構造モデルによる鳥類種数・個体数、および昆虫個体数変動の要因に関する検討

本研究の重点調査区のように、多分野にまたがる非常に多くの項目のデータがある場合、一般的な線形モデルのように、一つまたは複数の説明変数により、一つの目的変数の振る舞いを説明する、という方法ではモデル化に限界がある。あるモデルでは目的変数となった変数が、他の変数の振る舞いを説明するのに必要な説明変数になるようなことは往々にしてある。むしろ、多くの変数がより錯綜した関係におかれていることも十分にあり得る。

そこで本研究では、共分散構造分析により変数間の関係をモデル化することを試みた。分析にはSPSS社のAmos 16.0を使用した。具体的な手順は以下の通りである。

1) 使用したデータ(表(2)-2)

a. NDVI

噴火前(1994-1998)、噴火後2年以内、噴火後3~5年、噴火後6~9年の最大NDVI値(前述)。各調査区の中心から、25m以内の平均値。

b. 固定調査区の植生と樹種構成の把握

サブテーマ1で得た植物種ごとの被度と、階層別の植被率および高さ、樹種別のDBHを利用した。被度は0,+、1~5の7段階で記録し、各被度階級における被度の中央値、すなわち0、0.005、0.055、0.175、0.375、0.625、0.875に換算した上で、DCAによる序列化を行った。第1軸に、ほとんど回復していない植生から噴火の影響がほとんど認められない植生までの種組成の変化の軸が抽出された。これと、第2軸、第3軸のサンプルスコアを、以後の解析に利用した。

毎木調査で記録されたDBHからは、これを直径とする円の面積を調査対象樹木の胸高断面積と見なして算出した。同一調査区内で、同一樹種の胸高断面積を合計し、その種の胸高断面積合計値として解析に用いた。また、常緑樹種の胸高断面積合計が全体に占める割合を、植生遷移の進行状況の指標と見なして解析に用いた。

これ以外に、植生高、上層植被率(高木層植被率と亜高木層植被率の合計)、下層植被率(低木層植被率と草本層植被率の合計)、植物種数(植物社会学的群落調査で記録された植物の種数)を解析に用いた。

c. 土壌呼吸と枯死木量の把握

枯死木は2000年噴火の影響を受けて大量に発生し、それらが他の生物の貴重な餌資源や生育地となっている可能性が高い。さらに、大量に存在している枯死木は防災上の観点からもその動態が注目されている。サブテーマ1の調査において、まだ直立している枯死木を「立枯木」、既に倒れてしまったものを「倒木」として、重点調査区でその量を計測した結果を使用した。

土壌呼吸は、土壌から放出されるCO₂量として評価され、土壌微生物等の有機物分解に伴う呼吸量と植物の根の呼吸量の総和である。したがって、土壌有機物分解の指標にもなりうるし、また植物の量やその活性の指標にもなりうる重要な炭素の流れである。土壌呼吸量、その温度依存性、温度0度の元で推定される土壌呼吸量、および土壌呼吸に関連する平均地温の各項目について、重点調査区で調査された結果を利用した。

d. 固定調査区における土壌断面調査

重点調査区で記録された、O層厚さ、最上位A層厚さ、2000年噴火による火山灰の厚さの3項目

を解析に用いた。

e. 土壌動物調査

重点調査区で得られた土壌動物のデータを利用した。ツルグレン装置を用いて得られたデータ、ハンドソーティングによるミミズ個体数、ツルグレン装置を用いてとりだした土壌動物総重量を解析に用いた。ツルグレン装置を用いて採取された土壌動物の種類が多かったため、DCAを行い、出現傾向より分類群を五グループに分けた。個体数が少なかった1つを除く4つのグループそれぞれに属する分類群の個体数の合計を解析に用いた。

グループ1：カニムシ、コムシ、ササラダニ、トゲダニ、甲虫幼虫、トビムシ、ケダニ、ミミズ
綱

グループ2：ヤスデ、ハエ幼虫、アリ、エダヒゲムシ、カマアシムシ、ウズムシ

グループ3：ダニspp.、クモ、ムカデ、甲虫、ワムシ

グループ4：コムカデ、線虫、カメムシ、巻き貝

f. 分解速度の調査

重点調査区に10種類（植物5種×メッシュサイズ2通り）のリターバッグをセットし、1年後に回収した結果から算出された分解定数を利用した。10種類の分解定数の間の相関は非常に高かったため、主成分分析を適用して第1主成分得点を求め、これを分解速度の指標とした。

g. 鳥類調査

前述の定点センサスの結果を用いた。得られた結果から、越冬期、繁殖期それぞれにおける、各地点での種数と個体数を求めた。さらに越冬期、繁殖期それぞれのデータをDCAにより序列化して、調査区のスコアを求めた。ほとんど回復していない鳥類相から噴火の影響がほとんど認められない鳥類相までの種組成の変化の軸と判断された第1軸のスコアのみを、以降の分析で使用した。

h. 昆虫調査

鳥類の食物になり得る動物の生息量の把握という観点から、重点調査区において、地上設置式フライトインターセプトトラップ（FIT）、吊り下げ式FIT、ベイトトラップ、スニーピング、ピーティングの5つの方法による調査で捕獲された節足動物のデータを利用した。地点×分類群のデータにまとめ、DCAにより序列化した結果から、出現傾向に基づき、以下の3グループに分けた。

グループA：ヨコエビ、バッタ

グループB：アリ、ハエ、カメムシ

グループC：甲虫、ハチ、クモ

それぞれのグループに属する分類群の個体数の合計を以降の分析に用いた。

i. 火山ガス濃度の調査

固定調査区にデータロガー付きの二酸化硫黄ガスセンサーを設置した。結果は、二酸化硫黄ガス濃度が、0.1ppm以上、0.2ppm以上、0.3ppm以上、0.4ppm以上、0.5ppm以上になった回数を1ヶ月あたりに換算して算出し、各階級の中央値（0.5ppm以上の場合は0.6ppm）と1ヶ月あたり回数の積により表現した。

2) 相関分析と主成分分析

表(2)-2 分析に用いた変数一覧

調査対象	設定した変数(上段:変数名、下段:説明)								
植生	LowCover 下層植被率	VegHeight 植生高	HiCover 上層植被率	BAtotal 胸高断面面積合計	VegRich 植物種数	BA%EVG 常緑樹胸高断面面積比率	ps_DCA1 DCA第1軸スコア	ps_DCA2 DCA第2軸スコア	ps_DCA3 DCA第3軸スコア
土壌	O_layer O層厚さ	A-layer A層厚さ	VolcAsh 2000年噴火火山灰厚さ						
土壌呼吸	Dojokoky 土壌呼吸量	Toboku 倒木量	Tatigare 立ち枯れ木の量	Ondoizon 土壌呼吸の温度依存性	Odeg_kok 0度時の土壌呼吸量	STavg 平均地温			
腐植の分解定数	bunkaiPC 分解定数の第1主成分得点								
土壌動物	DojoG5 コムカデ、線虫、カメムシ、巻き貝	mimizu ハンドソーティング時のミミズ個体数	DojoG2 カニムシ、コムシ、ササダニ、トゲダニ、甲虫幼虫、トビムシ、ケダニ、ミミズ綱	DojoWeig 土壌動物総重量	DojoG4 ダニ spp.、クモ、ムカデ、甲虫、ワムシ	DojoG3 ヤスデ、ハエ幼虫、アリ、エダヒゲムシ、カマアシムシ、ウズムシ			
昆虫	yok_batt ヨコエビ・バッタ	arhaekam アリ・ハエ・カメムシ	ko_ha_ku 甲虫・ハチ・クモ						
鳥	Abund_WN 越冬期個体数	SR_WN 越冬期種数	Abund_BR 繁殖期個体数	SR_BR 繁殖期種数	bdbR_DCA1 繁殖期DCA1軸スコア	bdwiDCA1 越冬期DCA1軸スコア			
GIS	DEM2001 2001年標高	Max_NDVI_2 噴火直後NDVI	Max_NDVI_3 噴火数年後NDVI	Max_NDVI_4 直近NDVI	DEM1983 1983年標高	Max_NDVI_1 噴火前NDVI	火山ガス SO2 亜硫酸ガス濃度推定値		

以上の、合計41変数の全ての組み合わせについて、ピアソンの積率相関係数を算出した。さらに、相関行列に基づく主成分分析を実行し、類似性の高い変数のグループを探索した。

3) 共分散構造分析

本研究では、多くの変数が調査された一方で、調査地点数は限られている。

このような状態でも共分散構造分析を行うことはできるが、適合度の推定に問題を生じ、モデルの妥当性の検証が難しくなってしまう。

そこで本研究では、2)の相関分析と主成分分析により関係が特に強い変数を抽出した上で、冗長な変数を除き、残りの変数の一部を対象としてモデル構築を行うことを、変数の構成を変えて繰り返し主要な変数間の関係性を検討する、という作業を行って、変数間の関係の検討を試みた。

(8) 三宅島におけるスダジイ堅果の地域間変異

三宅島内の3地点間でスダジイ堅果の大きさと形状を比較した。調査地点は、坪田林道の中間の林道上約100メートル（以下坪田）、薬師堂と御祭神社社殿に続く参道上約200メートル（以下薬師堂）、アカコッコ館駐車場から同館に至る道路上約150メートル（以下アカコッコ館）である。

(9) 三宅島のスダジイ堅果における昆虫による食害率の地域間変異

三宅島のスダジイの堅果の大きさと形状が場所により異なる場合、大きさと、昆虫による食害率の間に関係があることが予想される。この仮説に基づき、(8)と同じ3地点においてスダジイ *Castanopsis sieboldii* の堅果を採取し、昆虫による食害率を調べた。

(10) 三宅島におけるオオバエゴノキの種子の昆虫による食害率

伊豆諸島三宅島には葉や花の大きなオオバエゴノキ *Styrax japonica* var. *kotoensis* が自生しているが、その種子を食害する昆虫種についてはあまり調べられていない。そこで本研究では三宅島のオオバエゴノキ（以下、エゴノキ）の落下種子を採取し、昆虫による食害率を調べた。

(11) 大路池周辺に植栽されたツバキ園芸種の花形態の観察：野生ヤブツバキ集団との交雑の可能性

ヤブツバキ *Camellia japonica* は、日本・中国などの東アジアに分布するツバキ科の常緑広葉樹

で、伊豆諸島にも広く分布する。大きく色鮮やかな花卉をもつことから、本種をもととして数千種に及ぶ園芸品種が観賞用に作り出されてきた。また本種は火山ガスに対する耐性もあり、三宅島島内では2000年火山噴火による植生破壊を強く受けた高標高地の疎林から、低標高地の成熟した常緑樹林内にいたるまで広く生育している (Abe and Hasegawa 2007)⁵⁾。いっぽう、島の南部に位置する大池の周辺では、10年以上前から園芸品種のツバキが多数植栽されており、自生するヤブツバキとの交雑が懸念されている。

2013年2月に、大池北西部の林道に植栽されているツバキ園芸品種の花の形態を観察、写真撮影した。なお、園芸品種のなかには葯や雌しべの退化した八重咲きのあるものがあるが、これらは花粉の受け渡しができないため野生集団との交雑のおそれはないと考えられる。それに対して、葯から花粉を露出させる株や雌しべを残している株は、野生集団の遺伝子汚染を引き起こす可能性が否定できない。このため、調査では個体ごとに、葯から花粉を露出させる株や雌しべを残しているかどうかを焦点をあてて観察した。

(12) キイチゴ属2種の花の咲く向きと訪花昆虫

三宅島にはカジイチゴ *Rubus trifidus* とハチジョウイチゴ *R. ribisoideus* が多く見られる。カジイチゴの花は上を向く一方、ハチジョウイチゴの花は下を向く (七島花の会 2011)⁶⁾。2012年3月から4月にこのキイチゴ属2種についてフェノロジーおよび訪花昆虫を調査した。

(13) 植物-訪花昆虫間の送粉ネットワークの解明

植生遷移段階が異なる島内6地点に、長さ200-300mのライントランセクトを設置した。調査は、2012年4月・6月・7月・8月・10月の計5回行った。各回の調査にあたっては、各トランセクトを日中約6時間歩いて往復し、訪花している昆虫(体長5mm以上)を見つけしだい捕虫網で捕獲した。またトランセクトにおける開花植物種を記録した。

(14) 三宅島における大型鳥類の種子散布者としての機能評価

宇都宮大学農学部の杉田昭栄教授の研究室と共同で、ハシブトガラス飼育個体(3個体)を用いて、種子排泄実験を行った。缶詰のマンゴーなどの果肉に、ハゼノキ・カラスザンショウなどの種子を挟み込んだ擬似果実を作成し、採食させた。採食終了から種子が排出されるまでの時間を全ての種子について記録した。

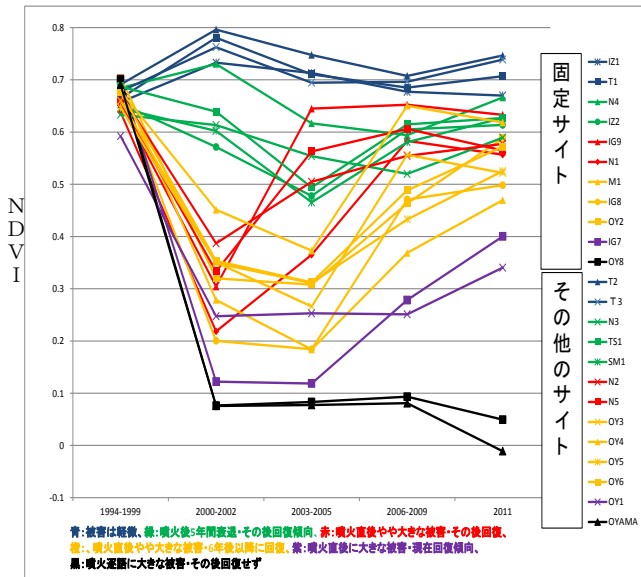
(15) 島内で分布を拡大しているメダケが鳥類の生息に与える影響の検討

ラインセンサスデータを利用し、メダケが優占していた区間とそうでない区間の中で鳥類種数が異なるかどうかを、一般線型モデルにより検討した。100mあたり鳥類種数を目的変数、樹木植被率対数値と、メダケ優占群落が区間の2割以上あれば1、そうでなければ0となるダミー変数を説明変数とするモデルを構築した。

4. 結果及び考察

(1) 現存植生図

空中写真(1999年4月、2001年2月、2006年3月、2010年7月)に基づきそれぞれの時期の現存植



図(2)-5 固定調査区(重点調査区およびそれ以外の調査区)の近傍25m内におけるNDVI値の経時変化。衛星画像から算出したNDVI値の経時変化に基づく。調査区は、①噴火や火山ガスによる被害を受けなかった(青)、②噴火の被害は軽微だがその後火山ガスによる被害があり、現在は回復過程にある(緑)、③噴火直後に植生が大きく損なわれたが、その後短期間で回復過程に入った(赤)、④噴火により植生が損なわれた上さらに火山ガスによる被害も生じたが現在は回復過程にある(橙)、⑤噴火直後に植生が大きく損なわれ、比較的最近まで回復が見られなかった(紫)、⑥噴火による被害が著しく、その後の回復も見られない(黒)の6つに分けられた。重点調査区は、①②③が各2、④が3、⑤⑥が各1となっており、全てのパターンをカバーしている。

生図を作成した上で、現地踏査を通じて細部の修正を行った。原図は大判になるため、本報告書においては報告書の判型に縮小したものを巻末に添付する(資料1)。原図については、要請があり次第、提供可能である。

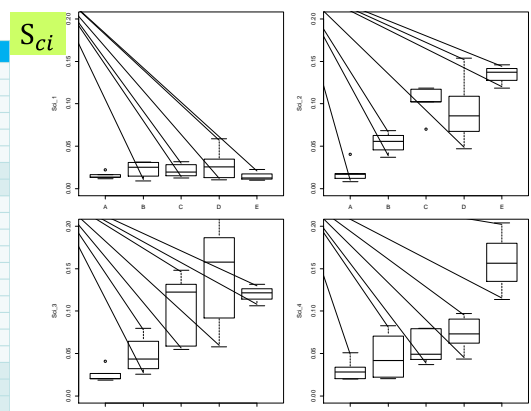
(2) NDVI

2005年4月、2009年4月、2010年4月撮影のIKONOS画像、2011年12月撮影のQuickbird画像、2013年4月撮影のGeoEYE (IKONOS後継機)画像からそれぞれ計算されたNDVIを地図上に表示した結果を、順に巻末の資料2として示す。こちらについても、原図については要請に応じて提供可能である。

衛星画像については、2011年12月の画像は雲やガスがほとんどなく、単一の画像により当該時期の全島の状況を把握できると考えられた。それ以外の画像については、雲やガスの影響があり、またセンサーの仕様に関する情報が販売元から十分に提供されなかったこともあって、画像間の直接の比較は難しいと考えられた。そこで、別途入手した中解像度の画像4時点分×4セットから算出されたNDVI値と、2011年12月の値を比較した。それぞれの固定調査区(11の重点調査区を

表(2)-3 検討した統計量の一覧

種別	指標	単位	英名	和名
Amplitude	Sa	nm	Roughness Average	平均粗さ
	Sq	nm	Root Mean Square	二乗平均平方根粗さ
	Sy	nm	Peak-Peak Height	最大高さ
	Sz	nm	Ten Point Height	十点平均高さ
	Ssk		Surface Skewness	表面歪度
Hybrid	Sku		Surface Kurtosis	表面尖度
	Sdq		Root Mean Square Slope	二乗平均平方根勾配
Functional	Sdr	%	Surface Area Ratio	表面面積比
	Sbi		Surface Bearing Index	表面ベアリングインデックス
	Sci		Core Fluid Retention Index	コア溶液保持インデックス
	Svi		Valley Fluid Retention Index	バレー溶液保持インデックス
	Spk	nm	Reduced Summit Height	縮小されたサミット高さ
	Sk	nm	Core Roughness Depth	コア粗さ深さ
	Skv	nm	Reduced Valley Depth	縮小されたバレー深さ
	Sdc0_5	nm	I-h% Height Intervals of Bearing Curve	ベアリング曲線のI-h%高さ間隔 0_5
	Sdc5_10	nm	I-h% Height Intervals of Bearing Curve	ベアリング曲線のI-h%高さ間隔 5_10
	Sdc10_50	nm	I-h% Height Intervals of Bearing Curve	ベアリング曲線のI-h%高さ間隔 10_50
Sdc50_95	nm	I-h% Height Intervals of Bearing Curve	ベアリング曲線のI-h%高さ間隔 50_95	
Spatial	Sds	1/μm ²	Density of Summits	サミット密度
	Std	度	Texture Direction	テクスチャア方向
	StdI		Texture Direction Index	テクスチャア方向のインデックス
	Snw	nm	Radial Wavelength	放射状の波長
	Snwi		Radial Wave Index	放射状波インデックス
	Shw	nm	Mean Half Wavelength	平均半波長
	Sfd		Fractal Dimension	フラクタル次元
	Sci20	nm	Correlation Length Parameters	相関長/パラメータ 20%
	Sci37	nm	Correlation Length Parameters	相関長/パラメータ 37%
	Str20		Texture Aspect Ratio Parameters	テクスチャ・アスペクト比/パラメータ 20%
Str37		Texture Aspect Ratio Parameters	テクスチャ・アスペクト比/パラメータ 37%	



図(2)-6 Core Fluid Retention Index と噴火被害段階の関係 (Eが最も甚大)

む23調査区、鳥類の定点センサスで用いた調査区と同じ)の25m以内におけるNDVI値の経時変化を、以上のデータから算出した。その結果、調査対象とした調査区は6つの類型に分けられた。11の重点調査区は全類型をカバーしていることが確認された(図(2)-5)。

さらに、表(2)-3に挙げた統計量metricsについて、その性質を検討した。量的指標(NDVIなど)は、植生の単位面積当たりの量的変化を効果的に捉えることができ、噴火など自然的あるいは人為的インパクトによる植生への影響と回復の状況を類型化できるため、広く用いられている。ここで取り上げた表面形状指標(表面粗さ)を用いた場合、植生被害は、表面形状の振幅の乱れとして評価することができる。例えば、Fluid Retention特性の機能パラメータとして評価することができ、被害を受けて不揃いになった植生では値が大きくなる傾向が見られた(図(2)-6)。量的指標に比較して、植生変化への感度特性が高い傾向が認められ、両者を組み合わせることで、植被の多少だけでなく植被の質的な面も含めた評価指標として利用できるようになると考えられた。

(3) 鳥類の定点センサス

固定調査区では、繁殖期には18種、越冬期には20種(ともに不明種を除く)が記録された。噴火の被害が大きな場所ほど種が少なくなるという傾向は、噴火直後から一貫して同様であった。

個々の個体の利用空間については、分布が限られている種は常緑樹を好んで利用する傾向が認められた(表(2)-4)。繁殖期の方が越冬期よりもこの傾向がより明瞭であった。利用していた場所の高さについても、種ごとの特徴は認められたが、分布が限られている種とそうでない種の間の違いは認められなかった。

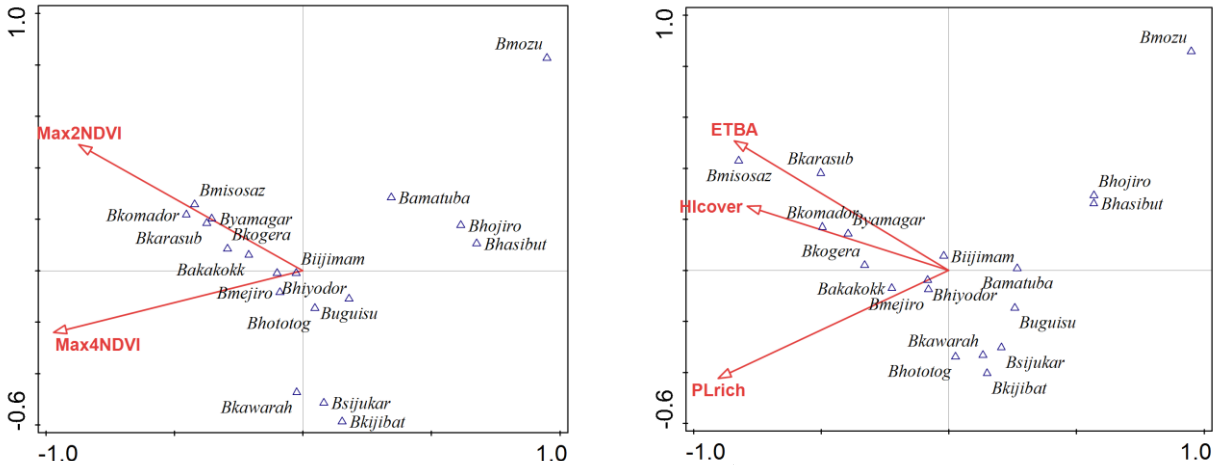
種組成を規定する要因を明らかにするため、サブグループ1により調査された固定調査区の植生に関する情報、または共通作業によって得られたNDVIを説明変数として、CCAを行った。その結果、どちらの場合でもよく似た序列が得られた(図(2)-7)。上層植被率で代表される高木・亜高木による植被の発達具合と、植物種数に代表される植生全体としての発達の程度が、相互にある程度独立して鳥類相を規定しているという結果になった。NDVIを用いた場合、噴火直後のNDVIは上層植被率とほぼ同じ意味合いを持ち、2012年のNDVIは植物種数と同様の意味合いを持つという結果になった。直近のNDVIは植被の全体としての発達を指標するのに対し、噴火直後のNDVIは噴火を生き延びた高木(特に常緑樹)の量を反映しており、これは2012年の三宅島においてはその時点で生育していた高木(特に常緑樹)の植被量の指標にもなっていたことが示唆された。

表(2)-4 定点センサスで記録された種が初認時に利用していた場所。

左が繁殖期、右が越冬期の結果を示す。種の総計には利用場所がその他のものや確認できなかった記録を含む。

鳥類種	利用していた場所														総計
	スダシイ	ヤブツバキ	ヒメユズリハ	カクレミノ	ヒサカキ	タブノキ	枯木	オオバヤシ	オオシマザクラ	カシイテゴ	イヌビワ	イヌツゲ	ハクサンボク	ススキ	
メジロ	28	9	1	1	9	13	1	22	7	4	1			3	171
ヒヨドリ	15			4	8	6	10	11	11					1	112
アカコッコ		1	1	1	3	1	1	1	1	1					35
コゲラ	2							3							11
イジマ	34	4		9	1	9	6						1		58
ヤマガラ	11	3		1	1										29
カラスハト	8														11
コマドリ	3	1													13
ミソサザイ	2	1							2						7
カワラヒワ	1														4
ホオジロ				1		10	2							4	25
ウグイス				3	4	5			1					24	93
ハシブトガラス						17	1								38
シジュウカラ							2								7
ホトトギス															6
アマツバメ															3
モズ															1
不明															0
総計	110	34	6	6	41	37	71	60	20	6	3	1	1	36	780

鳥類種	利用していた場所														総計
	スダシイ	ヤブツバキ	ヒメユズリハ	カクレミノ	ヒサカキ	タブノキ	枯木	オオバヤシ	オオシマザクラ	カシイテゴ	イヌビワ	イヌツゲ	ハクサンボク	ススキ	
ヒヨドリ	15	10	1	4	1	7	6	10	7						235
メジロ	15			8	9	6			3	2					197
アカコッコ															8
コゲラ	2									1					8
ヤマガラ					1										14
カラスハト	2														3
コマドリ															10
カワラヒワ									1						3
アオジ									4						5
ツグミ									2	2					5
ツグミ									3						13
ホオジロ									1	1				2	23
ウグイス	1	1				4	1							1	59
ハシブトガラス										2				1	7
シジュウカラ										2	1			1	11
アトリ										2				3	3
ウン															2
シロハラ															5
マヒワ															30
不明															37
総計	36	1	20	1	5	14	18	22	37	13	6	13	1	1	673



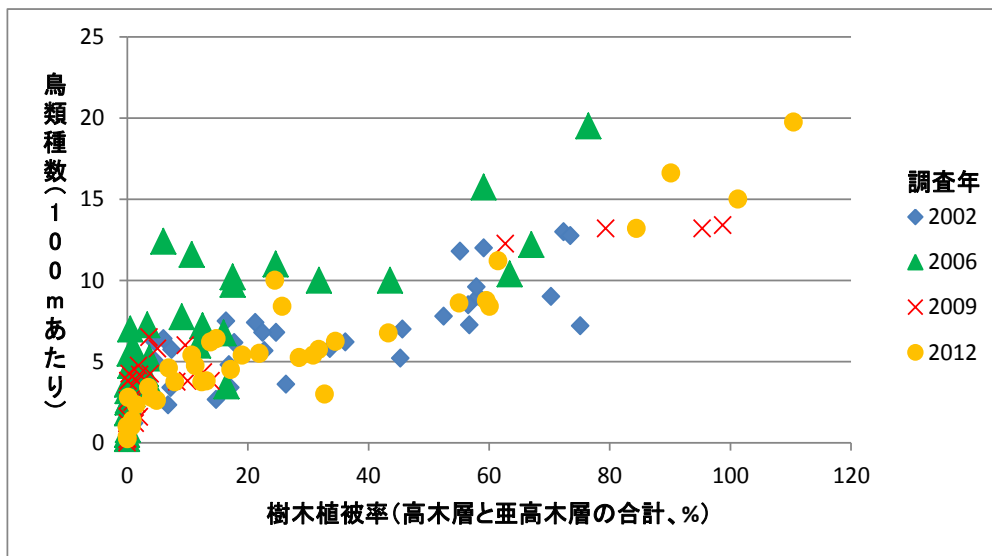
図(2)-7 定点センサスの結果得られた繁殖期の種組成データに対するCCAの結果。第1軸(横軸)と第2軸(縦軸)で張られる平面を示す。左はNDVIをセカンドマトリクスとした場合。右は植生調査結果を利用した場合。

基本的には、種組成の主要な変化は第1軸に反映されている。左が種の豊富な定点、右が種の少ない定点。ホオジロ、ハシブトガラス、モズは種の少ない=樹林が回復していない=所でも(or所を好んで)出現するが、コマドリ、ミソサザイ、カラスバト、ヤマガラ、アカコッコ、コゲラは樹林が回復しているところでのみ出現した。

(4) 鳥類のラインセンサス

ラインセンサスは、同じ手法で2002年以降調査を継続してきた(加藤・樋口 2003⁷⁾、2011⁸⁾)。ここでは、2002、2006、2009年の繁殖期における調査結果、および越冬期である2002年2月、2004年12月、2008年2月、2011年2月の調査結果を、本研究の実施期間に行った2012年繁殖期および2013年2月の調査結果とあわせて解析した。

噴火後の三宅島において、鳥類の種数および個体数は、樹木植被率と強い相関を示すとされてきた(加藤・樋口 2003⁷⁾、2006⁹⁾、2011⁸⁾)。2012年繁殖期および2013年2月においても、その傾向は変わらなかった。繁殖期では、2004~2007年に回帰直線の切片と傾きがともに増大し、その後減少したとされる(加藤・樋口 2011)⁸⁾。本調査期間でもその傾向は変わっていない(図(2)-8)。紙面の都合で図は省くが、越冬期でも同様であった。

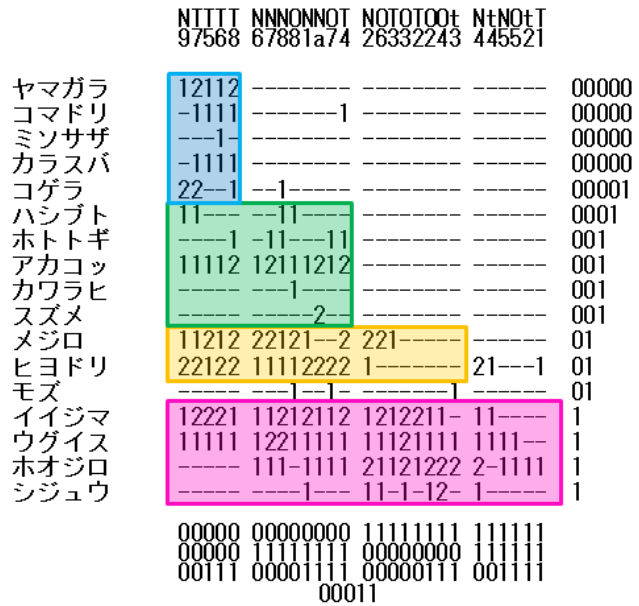


図(2)-8 ラインセンサスで記録された樹木植被率と鳥類種数の関係

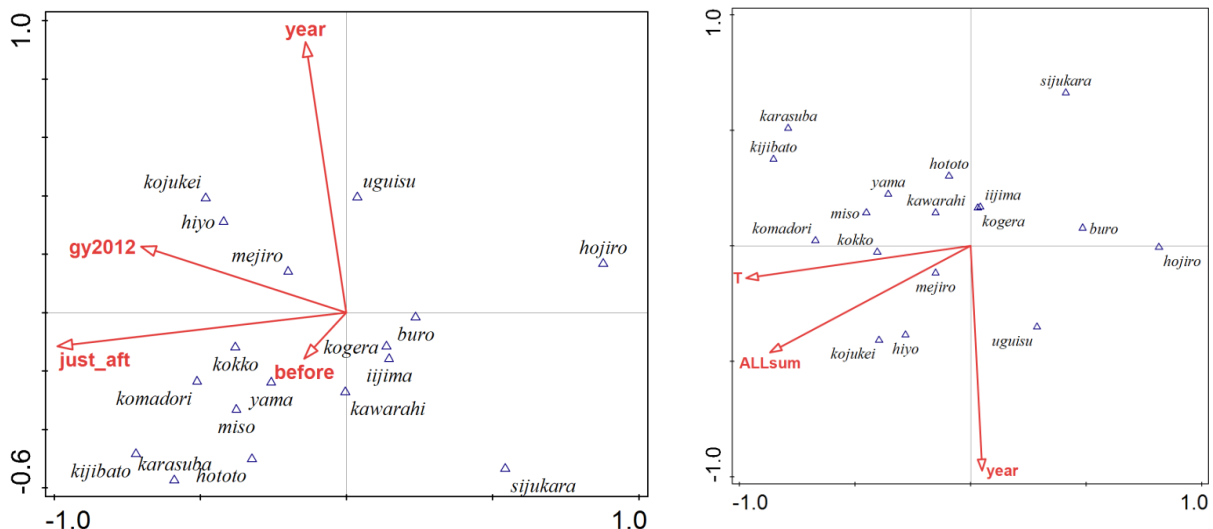
2012年繁殖期および2013年2月の調査結果を、TWINSPLANにより整理したところ、種組成変化のパターンは、繁殖期、越冬期ともに、典型的な入れ子構造を呈した(図(2)-9、越冬期の結果は省略)。特に限られたところにしか分布していない種、すなわちヤマガラ、コマドリ、ミソサザイ、カラスバト、コゲラは、噴火による植生被害の影響を強く受けている種と判断できる。

樹木植被率および全階層植被率(高木層、亜高木層、低木層、草本層の植被率の合計値)、またはNDVIをセカンドマトリクスとし、過去の調査結果も含めてCCAを実行した結果が図(2)-10である(越冬期の結果は省略)。セカンドマトリクスの異なる2通りの分析の間で、結果はきわめてよく似ていた。繁殖期、越冬期いずれの場合も、第1軸は植被、特に樹木植被の発達具合とよく対応し、第2軸は調査年に対応した。

第2軸についての種のスコアから、繁殖期では、最近になるほど、ウグイス、ヒヨドリ、メジロ、ホオジロが多くなる傾向があると判断された。年を経るに従って森林内部性の種が減少し、草地性のホオジロ、ササ原や藪を好むウグイス、あるいはジェネラリストとしての性質が強いヒヨドリやメジロが優占度を増していることを示唆する。これは、島の植生の多くを占めるタイプ



図(2)-9 ラインセンサで記録された鳥類種組成の場所による違い。分類はTWINSPLANに基づく、



図(2)-10 繁殖期のラインセンサ結果に対し、CCAを適用した結果。左は異なる時期のNDVIと調査年を、セカンドマトリクスとした場合、右は現場で記録した植被率と調査年をセカンドマトリクスとした場合。

year : 調査年、gy2012 : 2013年4月NDVI、just_aft : 噴火直後のNDVI、before : 噴火前のNDVI、T : 樹木植被率、ALLsum : 全階層植被率

が、常緑広葉樹林から草地および落葉広葉樹林(オオバヤシヤブシ群落)へと移行したことに起因すると思われる。噴火直後に直ちに鳥類が減少あるいは鳥類相が変化せず、徐々に変化が進んでいるのは、いわゆる混み合い効果が作用したことと、噴火直後からしばらくの間は枯死木や衰退木から発生した昆虫が森林性の鳥類の食物として機能していた殻であろうと考えられる(加藤・樋口 2011)⁸⁾。

ラインセンサスのデータに基づき、100m 調査区間あたりの出現個体数を予測するモデルの構築を試みた。鳥類のデータとして 2002、2005、2009、2012 年の繁殖期の調査結果を用い、過去のものも含め衛星画像により算出された NDVI と、共通作業により作成された現存植生図を ArcGIS 上に読み込み各区間から 50m 以内にあるスギ・ヒノキ植林の面積割合を算出した結果を説明変数として、重回帰モデルを構築したところ、以下の結果が得られた。

2002 年 5 月

$$\text{個体数} = -1.5 + 15.9 \text{ NDVI(2000-2002 年最大値)} - 0.013 \text{ (1999 年 50m 範囲内スギ・ヒノキ植林比率)}$$

$$R^2=0.66, N=37$$

2005 年 5 月

$$\text{個体数} = -3.5 + 18.3 \text{ NDVI(2000-2002 年最大値)}$$

$$R^2=0.73, N=35$$

2009 年 5 月

$$\text{個体数} = -4.2 + 18.3 \text{ NDVI(2003-2005 年最大値)}$$

$$R^2=0.61, N=37$$

2012 年 6 月

$$\text{個体数} = 1.1 + 13.0 \text{ NDVI(2013 年 4 月)} + 0.11 \text{ (2010 年 50m 範囲内スギ・ヒノキ植林比率)}$$

$$R^2=0.70, N=37$$

衛星画像をこのような予測に使うことの妥当性を検討するため、現場にて記録された植被率を説明変数に加えたモデルを構築したところ、以下のようになった。

2002 年 5 月

$$\text{個体数} = 2.9 + 0.12 \text{ 上層植被率\%}$$

$$R^2=0.73, N=37$$

2005 年 5 月

$$\text{個体数} = -0.42 + 0.057 \text{ 上層植被率\%} + 0.08 \text{ 下層植被率\%}$$

$$R^2=0.80, N=35$$

2009 年 5 月

$$\text{個体数} = 1.8 + 5.1 \text{ NDVI(2003-2005 年最大値)} + 0.09 \text{ 上層植被率\%} + 0.03 \text{ 下層植被率\%}$$

$$R^2=0.90, N=37$$

2012 年 6 月

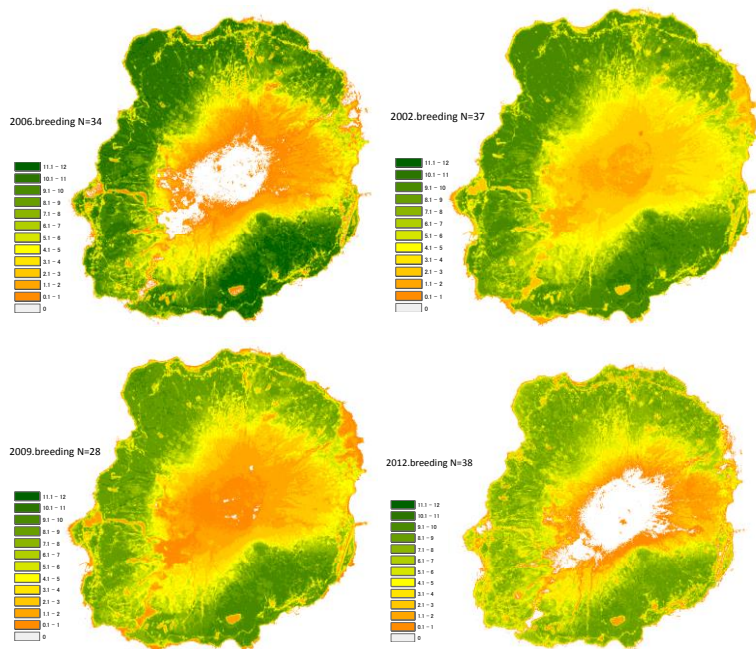
$$\text{個体数} = -0.27 + 3.0 \text{ NDVI(2013 年 4 月)} - 0.027 \text{ (2010 年 50m 範囲内スギ・ヒノキ植林比率)}$$

$$+ 0.14 \text{ 上層植被率\%} + 0.023 \text{ 下層植被率\%}$$

$$R^2=0.95, N=37$$

ステップワイズ法による変数選択の際に、2002 年および 2005 年については NDVI や植林比率は説明変数として選択されなかったが、モデルの当てはまりは現地調査によるデータのみを説明変数とするモデルのほうが優れていた。他の 2 時期のモデルも、現地調査のデータ、特に上層植被率の影響が強く現れていた。とはいえ、決定係数 0.6~0.7 のモデルが得られており、実用性は高いと判断された。

衛星画像と現存植生図より、上述の重回帰モデルを用いて繁殖期の鳥類の個体密度を島の全域について予測した結果が図(2)-11 である。既に報告したように、三宅島では鳥類の種組成の変化



図(2)-11 衛星画像から算出したNDVIを用い、重回帰式から予測された島内の鳥類種密度。左上2002年、右上2006年、左下2009年、右下2012年。繁殖期についての予測。

2002年5月

種数 = $1.40 + 11.0 \text{ NDVI(2000-2002年最大値)}$

$R^2=0.44, N=37$

2006年5月

種数 = $-1.20 + 16.0 \text{ NDVI(2000-2002年最大値)}$

$R^2=0.66, N=34$

2009年5月

種数 = $0.21 + 11.7 \text{ NDVI(2000-2002年最大値)}$

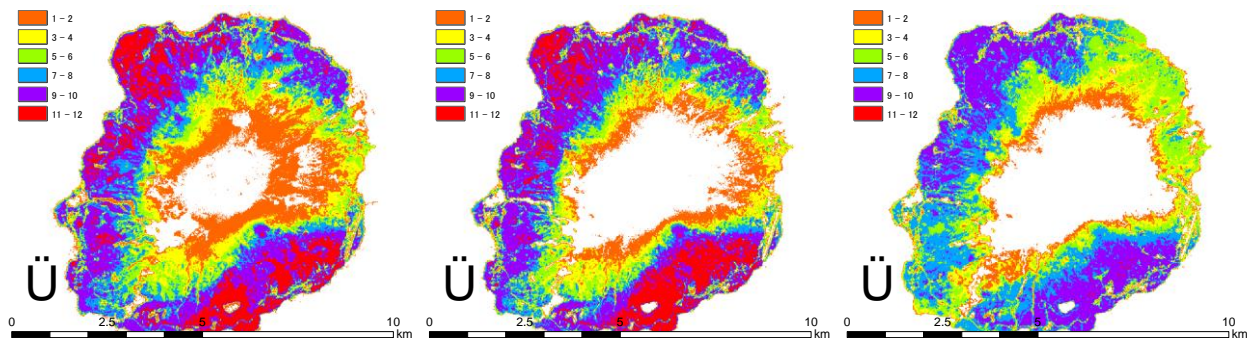
$R^2=0.62, N=28$

2012年6月

種数 = $0.883 + 6.437(2000-2002年最大値) + 4.27 \text{ NDVI(2013年4月)}$ $R^2=0.59, N=38$

今度は植林地の項目は選択されず、決定係数はやや小さな値となった。これらのモデルに基づいて、それぞれの年における島全体の状況を予測した結果を図(2)-12に示した。

CCAの結果から、年を説明変数に入れてモデルを構築することができるようにも思える。調査年を増やした方が年変動をよりよく反映できると考え、2005年と2008年のデータも加えてモデルの



図(2)-12 衛星画像から算出したNDVIを用い、重回帰式から予測された島内の鳥類個体密度。左から2002, 2005, 2009年繁殖期についての予測。

は入れ子形式であること、個体密度と種密度はほぼ同じ要因によって同様に(係数の値は異なるが)説明されていることから、個体数が多いところがすなわち種組成が豊富なところである。年を経るに従って山頂近くまで何らかの植被は回復しているのだが、鳥類の空白域はむしろ拡大していることがわかる。また、個体数が多いところでも、推定される個体密度は少なくなっている。

NDVI から種数を予測するモデルについて同様の検討を行い、以下のモデルが得られた。

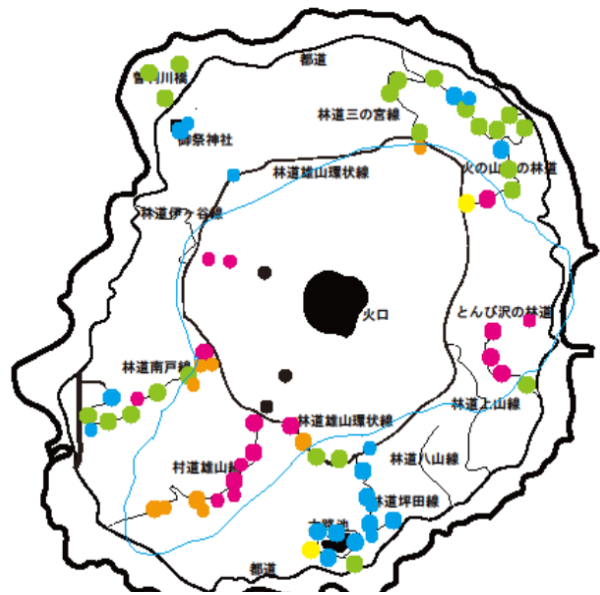
構築を試み、以下のモデルが得られた。

$$\text{種数} = 274 - 0.137 \text{ 調査年西暦} + 13.4 \text{ NDVI (2000-2002年最大値)} \quad R^2=0.60, N=192$$

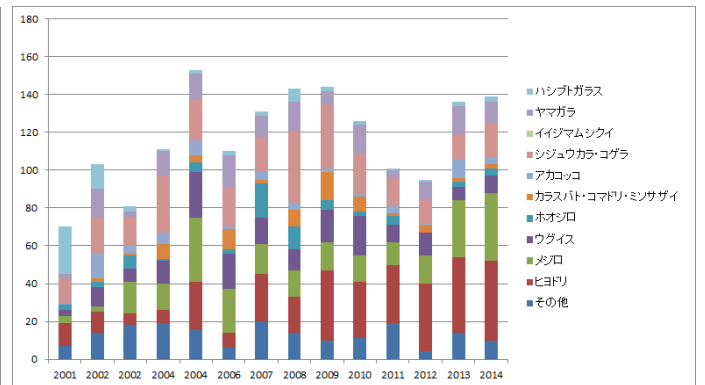
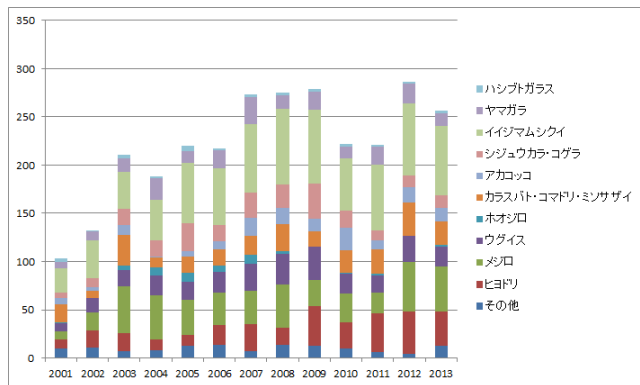
調査年は説明変数に取り入れられたので、現在の傾向が変わらない限り、島の広範囲で鳥類群集の衰退が続くことが予想される。

なお、2012年の種組成に基づき、定点センサスの結果も含めて島内の鳥類相の場所による違いを図示したのが図(2)-13である。これと比較することで、いずれのシミュレーションにおいても、鳥類の分布パターンの大筋は適切に反映されていることがわかる。

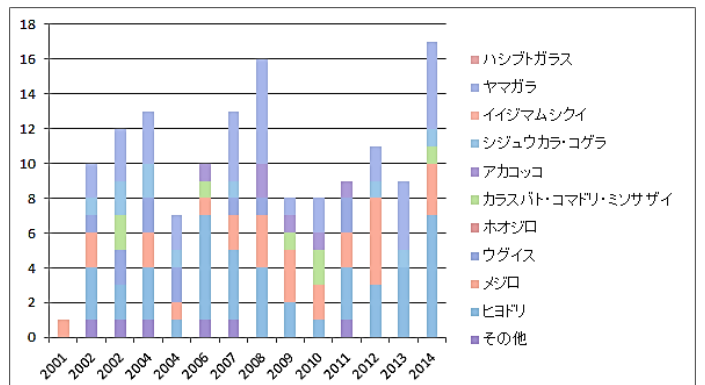
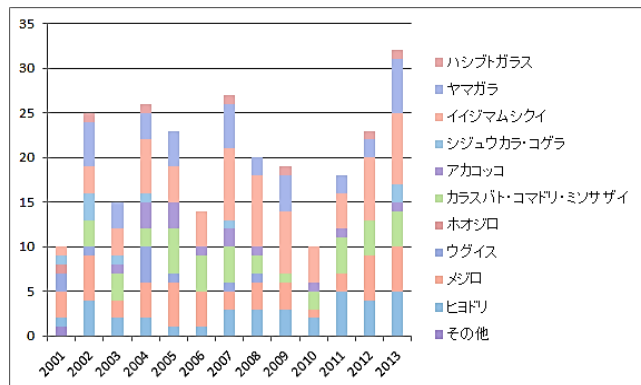
一連のモデルにおいて、NDVI(2000-2002年最大値)が変数に選択されている。定点センサスの項でも述べたが、噴火直後のNDVIは噴火を生き延びた高木(特に常緑樹)の量を反映し、2012年の三宅島においてはその時点で生育していた高木(特に常緑樹)の植被量の指標にもなっていたためと考えられた。



図(2)-13 2012年6月の島内における鳥類相の場所による違い。ラインセンサスと定点センサスの結果に基づく。●：鳥類が記録されなかった、●：イイジマムシクイ、ウグイス、ホオジロが記録された。●：上の3種に加えヒヨドリやメジロが記録された。●：上の5種に加えて、アカコッコが出現。●：コマドリ、カラスバト、ミンサザイなど樹林性の希少種まで出現。



図(2)-14 大路池の鳥類相の経年変化。左が繁殖期、右が越冬期の結果を示す。縦軸は個体数。



図(2)-15 御祭神社の鳥類相の経年変化。左が繁殖期、右が越冬期の結果を示す。縦軸は個体数。

(5) 噴火直後からの長期的動向の検討

繁殖期の大路池では、2004年以降、小刻みな増減はあっても個体数は概ね安定しているように見える(図(2)-14)。但し、これはヒヨドリ、メジロ、ウグイス、ホオジロが増えているから。この4種を抜いてしまうと、2008年以降漸減傾向にあるようにも見える。越冬期ではこの漸減傾向がより明瞭に認められる(同)。

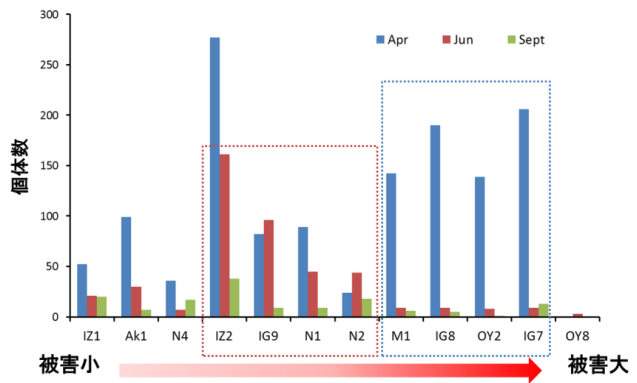
御祭神社および曾利川橋では、2013年の繁殖期、2013年および2014年の越冬期に、例年よりも多数の個体が記録された。これが一時的なものであるのかが問題であるが、それより前を見るとやはり2007-2008年以降漸減傾向にあるように見られる(図(2)-15、曾利川橋での結果は省略)。

(6) 鳥類の食物となり得る昆虫の調査

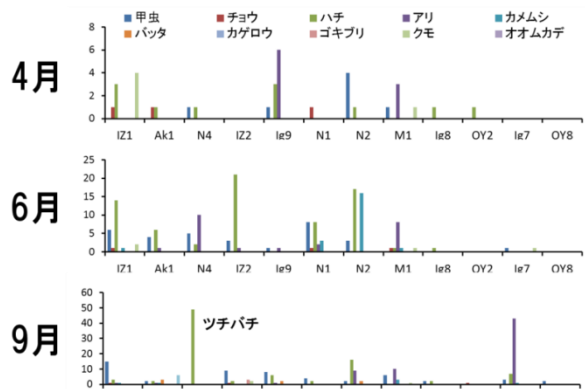
1) 地上設置式フライトインターセプトトラップ(FIT)

ハエ目(双翅目)が多く採集されたので、ハエ目とその他の分類群を分ける。まずハエ目の結果は図(2)-16のようである。季節別にみると、4月が最も多く、6月、9月の順に少なかった。被害程度については、4月は被害の大きな調査区において個体数が多く、6月は被害が中程度の調査区において個体数が多かった。最大の個体数は4月のIZ2であった。

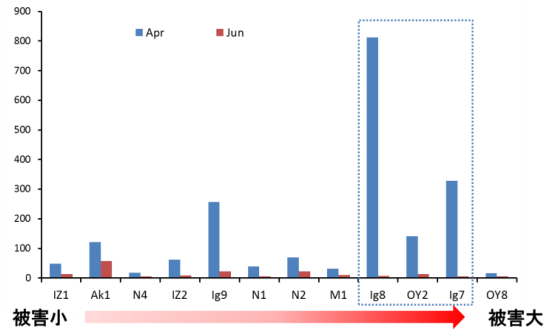
次に、ハエ目以外の分類群については図(2)-17に示したとおりである。ハチ目、甲虫目、カメムシ目が多く採集された。局所的にアリ類が多く採集された地点があった。4月、6月に被害の中程度の調査区(N4-M1)において多くの分類群が採集された。ハチ目は4月、6月にはヒメバチ類が多く見られた一方、9月はツチバチ(キンケハラナガツチバチ)が多くみられた。カメムシ目はヨコバイが多く採集された。



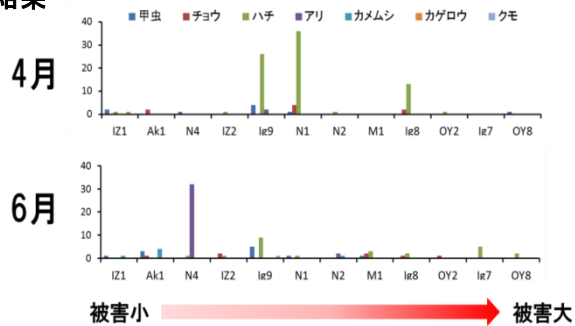
図(2)-16 地上設置式FITによるハエ目昆虫の捕獲結果



図(2)-17 地上設置式FITによるハエ目以外の捕獲結果



図(2)-18 吊り下げ式FITによるハエ目昆虫の捕獲結果



図(2)-19 吊り下げ式FITによるハエ目以外の捕獲結果

2) 吊り下げ式FIT

ハエ目（双翅目）が多く採集されたので、ハエ目とその他の分類群を分ける。まずハエ目の結果を図(2)-18に示す。4月に被害の比較的大きな調査区において多くの個体数が採集された。一方6月はどの調査区においてもあまり多く採集されなかった。

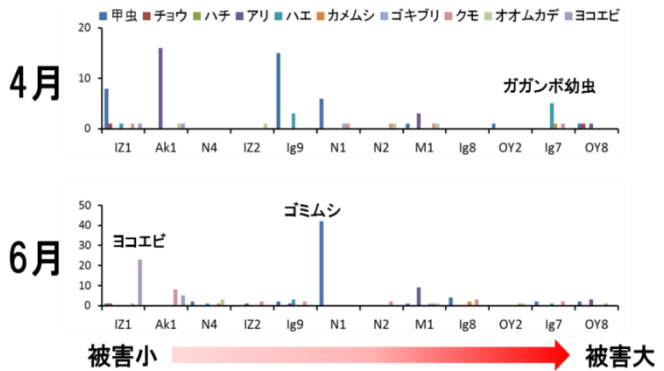
ハエ目以外の結果を図(2)-19に示す。4月はIG9、N1においてハチ目が多く採集された。6月はN4においてアリ類が多く採集された。ハチ目はヒメバチ科が多くを占めた。

3) ベイトトラップ

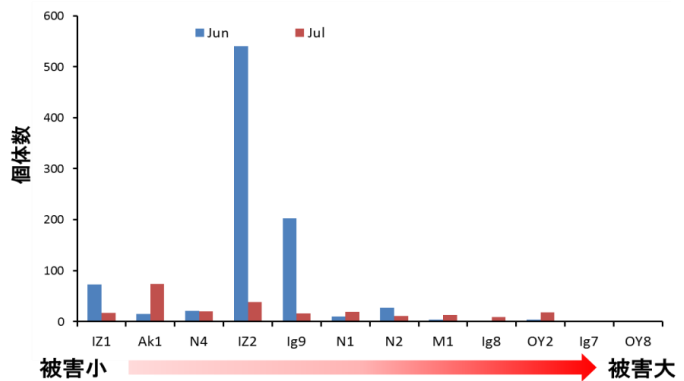
ベイトトラップの結果を図(2)-20に示す。4月、6月共に局所的にある分類群の節足動物が多く採集された。4月はIZ1で甲虫目（ゴミムシ科）、AK1でアリ類、IG9およびN1で甲虫目（ゴミムシ科）、IG7でハエ目（ガガンボ幼虫）が多く採集された。6月はIZ1でヨコエビ目、N1で甲虫目（ゴミムシ科）が多く採集された。4月に被害の中程度の調査区において個体数が多く、また比較的多くの分類群が採集された。

4) スイーピング

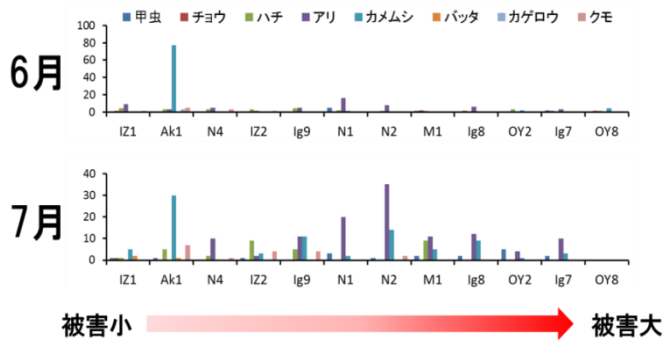
ハエ目（双翅目）が多く採集されたので、ハエ目とその他の分類群を分ける。まずハエ目の結果を図(2)-21に示す。7月よりも6月に多く採集された。6月はIZ2、IG9で特に個体数が多かった。被害の大きな調査区（M1-OY8）ではほとんど採集されなかった。次に、ハエ目以外の分類群の結果を図(2)-22に示す。6月よりも7月に多くの個体数、分類群が採集された。7月は被害が中程度（IZ2-IG8）の調査区において多くの個体数、分類群が採集された。AK1で6、7月に多く採集されたカメムシ目はヨコ



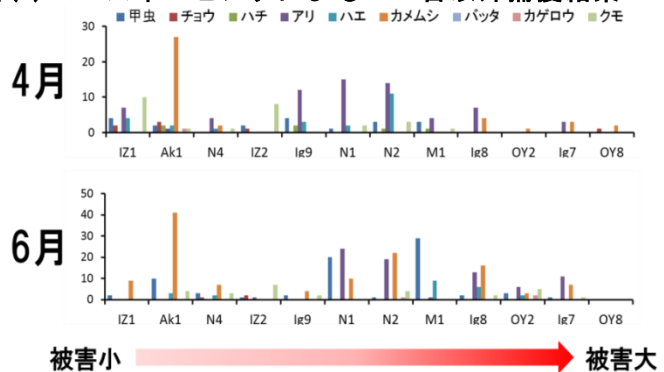
図(2)-20 ベイトトラップによる捕獲結果



図(2)-21 スイーピングによるハエ目昆虫捕獲結果



図(2)-22 スイーピングによるハエ目以外捕獲結果



図(2)-23 ビーチングによる捕獲結果

バイ科の成虫及び幼虫である。被害が中程度以上の調査区（IG9-IG7）においてアリが多く採集された。これはハチジョウススキから多く採集されたためである。このことはカメムシ目についてもいえた。

5) ビーチング

採集された節足動物の結果を図(2)-23に示す。4月、6月ともカメムシ目およびアリ類が多く採集された。カメムシ目はヨコバイ科が多くを占めたが、IG8、IG7ではハチジョウススキを吸汁するナガカメムシ科もみられた。4月、6月とも、被害が中程度の調査区（IG9-IG8）において多くの個体数、分類群がみられた。

6) 考察

調査を通じてハエ目昆虫が最も多く採集された。次いでハチ目、カメムシ目が多くみられた。2000年噴火の被害の程度についてみると、調査区被害が少なかった調査区（IZ1やAK1）で多くの節足動物が採集されることはあまりなかった。一方、被害が中程度の調査区（N4-IG8）では個体数、分類群ともに多くの節足動物が採集された。被害が大きな調査区では4月にハエ目昆虫が多く採集された。以上のことから、いくつかのことが示唆される。

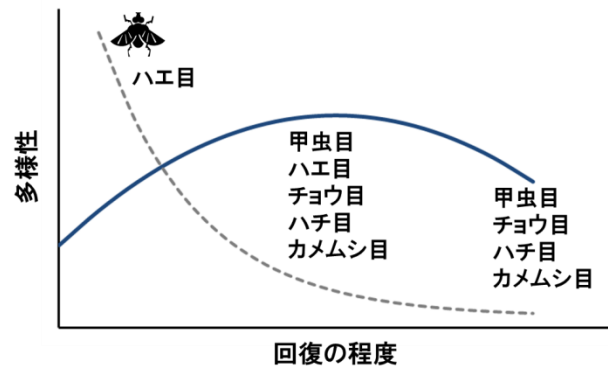
まず、三宅島の鳥類のエサ資源になっているのはハエ目昆虫であることが示唆される。ハエ目の成虫は4月から6月に多く出現したことから、鳥類にとってこの時期にこれらのハエ目昆虫を摂食し、繁殖することが都合が良い。より詳細にみるとハエ目昆虫は4月に被害が大きな調査区から出現する一方、6月に被害が中程度の調査区から多く出現した。したがって鳥類はハエ目昆虫をエサ資源として利用する場合、春は被害の大きな地域を訪れ、その後夏にかけては被害が中程度の地域を訪れるのがよいだろう。この点については鳥類の調査結果と組み合わせて解析することによって明らかになると考えられる。

次に、噴火の被害が中程度の調査区に多くの節足動物がみられたことから、生物多様性は生態系の回復の過程の途中において最も高まることが示唆される（図(2)-24）。このことはすでに他の研究でも指摘されており（たとえば宮下・野田 2003¹⁰⁾）、今回の調査もこのことを支持する。

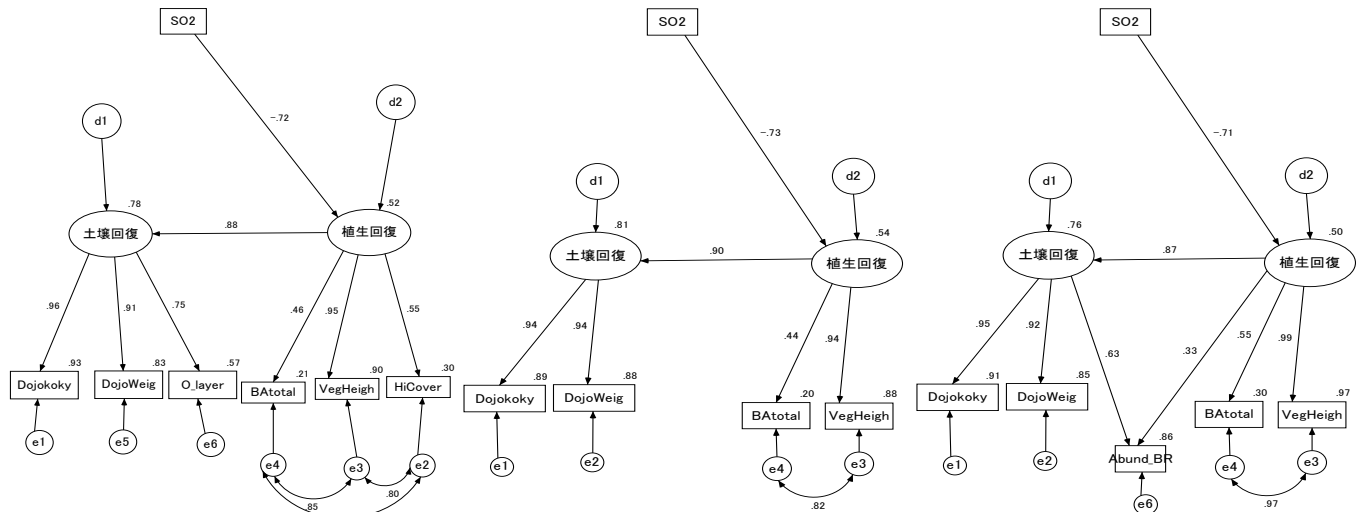
さらに本研究の結果から、三宅島の節足動物相の回復は従来考えられているよりも早いことが示唆される。すなわち三宅島において節足動物相は10年程度でかなり回復し、10年から20年にピークに達するようになると思われる。一方、ハエ目は節足動物相の回復とともに個体数、多様性が減少していく傾向にあると思われる。このことは鳥類や他の生物との相互作用に重要な影響をもつだろう。今後は鳥類や植生などの調査結果を組み合わせて解析を行い、これらのことについて検証することを予定している。

(7) 共分散構造モデルによる鳥類種数・個体数、および昆虫個体数変動の要因に関する検討

主成分分析を適用したところ、多くの変数が第1主成分と強い関係を示した。これは、変数がいくつかのグループにまとまるというよりは、噴火による被害が大きいところから小さいところへという変化を示す変数が大半を占め、一部、それとは異なる振る舞いを示す変数があることを意



図(2)-24 節足動物群集の噴火後の回復パターン



図(2)-25 共分散構造モデルの結果-I (左) 植生の属性と土壌の属性、火山ガス濃度の関係。(中) 冗長な変数を省いたモデル。(右) 繁殖期の鳥類個体数を組み込んだモデル。

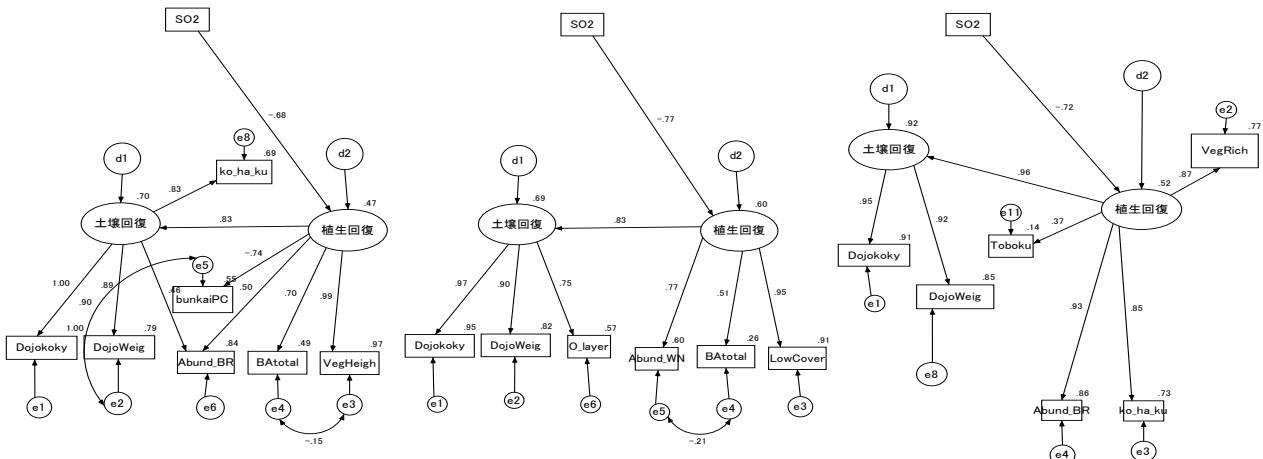
味する。

植生の構造と土壌、火山ガスの関係についてのモデル化をまず行ったところ、図(2)-25左図のような結果が得られた。土壌の回復状況に関わる項目はいずれも強い関係を示していた。植生に関わる項目では、胸高断面積がやや弱い関係を示した。主な適合度指標は、 $\chi^2 = 8.778 (p = 0.553)$, $GFI = 0.828$, $AGFI = 0.519$, $RMSEA = 0.000$ であった。さらに火山ガスを土壌と対応づけようとしても、適応度が下がったり、不適解しか得られなかったりして適切なモデルは得られなかった。

次に動物に関する情報をモデルに組み込んだ。変数の数を抑制するため、前の段階で得られたモデルの簡略化を行い、植生回復、土壌回復ともに二つの変数のみを残した。適応度は上昇し、除外した変数は冗長性が高いものであったことが理解できる(図(2)-25中)。このモデルの主な適合度指標は以下の通り。 $\chi^2 = 2.764 (p = 0.429)$, $GFI = 0.902$, $AGFI = 0.511$, $RMSEA = 0.000$ 。

直前のモデルに繁殖期の鳥類個体数を組み込んだ結果を図(2)-25右図に示す。植生のほか土壌からの影響も無視できないことが示された。これは、地表性の小動物を捕食する鳥が相応に存在することを示唆するものと思われる。このモデルに関する主な適合度指標は、以下の通りである。 $\chi^2 = 4.204 (p = 0.649)$, $GFI = 0.879$, $AGFI = 0.577$, $RMSEA = 0.000$

このモデルに、リターの分解速度を反映する分解定数と、甲虫、ハエ、クモの捕獲個体数を組



図(2)-26 共分散構造モデルの結果-2 (左) 繁殖期の鳥類、分解定数、昆虫を加えたもの、(中) 越冬期の鳥類を加えたモデル。(右) 倒木量を含むモデル。

み込んだモデルも作ることができた(図(2)-26左図)。分解速度は主に植生の発達状況から説明できたが、土壤動物の重量と相互の誤差間に正の相関があるべきと診断された。甲虫、ハエ、クモの個体数は、植生よりも土壤からよく説明できた。このモデルに関する主な適合度指標は、以下の通りである。 $\chi^2 = 13.127$ ($p = 0.663$)、GFI = 0.775, AGFI = 0.494, RMSEA = 0.000。

越冬期の鳥類の個体数を組み込むモデルも作成した。こちらのモデルでは、下層植生の植被率を取り入れると結果の改善が見られた(図(2)-26中図)。適合度指標は $\chi^2 = 12.632$ ($p = 0.396$)、GFI = 0.795, AGFI = 0.521, RMSEA = 0.076で、RMSEAがやや好ましくない値であった。

枯死木や倒木は、他の調査項目と弱い相関しか示さなかった。そのため枯死木を含むモデルは構築できなかった。倒木を含むモデルとしては、図(2)-26右図に示すものが構築できた。適合度指標は以下の通りである。 $\chi^2 = 12.463$ ($p = 0.490$)、GFI = 0.761, AGFI = 0.485, RMSEA = 0.000。

以上の結果から、特に次の点を指摘できる。

- ・火山ガスが現在の植生に強く影響している。今後の生物多様性の保全にあたっては、生物の生息の基礎となる植生の状況や推移の芳香性を的確に把握するため、ガス濃度のモニタリング(または植生指標等による推定)と、ガスにあわせた生態系回復手法の適用が必要である。
- ・夏鳥の個体数や種数、一部節足動物(甲虫、ハエ、クモ)の個体数は、土壤にも影響を受けている。これは、土壤と関連の深い食物の供給を介した関係と判断できる。
- ・冬鳥にとっては、樹林地内外の低木や草本植物の意味が大きくなる。

動物の生息状況が土壤と強く関係することを示したことは、重要な成果であると言える。

(8) 三宅島におけるスダジイ堅果の地域間変異

坪田で、堅果長が有意に短かく、横幅が有意に大きかった。体積指標も坪田で有意に大きかった。縦横比は坪田で有意に小さかった(形態としては幅広)。三宅島という比較的小さい空間スケールでもスダジイの堅果の大きさと形状が地点間で異なっていることがわかった。

(9) 三宅島のスダジイ堅果における昆虫による食害率の地域間変異

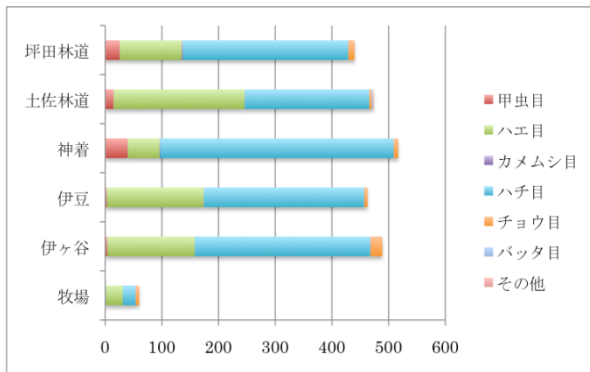
薬師堂での食害率は他の2地点と比べて有意に高かった。つまり大きな堅果ほど昆虫による食害を生き残りやすいという仮説は支持されなかった。坪田のスダジイ堅果が大きい理由は、昆虫による種子捕食では説明できなかった。

(10) 三宅島におけるオオバエゴノキの種子の昆虫による食害率

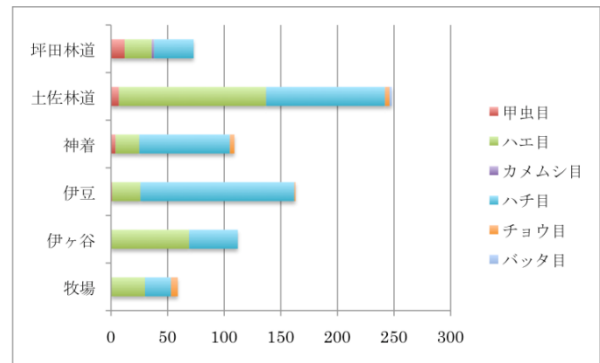
三宅島のエゴノキの種子は体積にして本州のものよりも1.5倍大きいことがわかった。食害率は63.7%だった。食害を受けていない種子のほとんどは胚乳の発達がみられないシイナだった。これらの結果と考察から、ヤマガラが昆虫の食害を受けたエゴノキの種子やシイナを地面に落としている可能性が指摘できた。

(11) 大路池周辺に植栽されたツバキ園芸種の花形態の観察：野生ヤブツバキ集団との交雑の可能性

植栽されたツバキの一部の個体では、葯や雌しべが退化した八重咲きの花が見られた。だが、花中に葯を残し花粉を露出している個体、通常の雌しべを保持している個体も多数見られた。こ



図(2)-27 訪花昆虫の目別個体数



図(2)-28 ハチジョウイタドリ訪花昆虫の目別個体数

のことから、動物による花粉媒介を介した野生集団への遺伝子浸透が懸念される。ヤブツバキ個体群の遺伝的な状況を保全するうえで、ツバキ園芸品種のうち葯をつけ花粉を放出しうる株や雌しべを保持した株については、島外への移植や伐採などの処置が必要であると考えられた。

(1 2) キイチゴ属2種の花の咲く向きと訪花昆虫

カジイチゴにはシラキチビケシキスイが多く訪花し、ハチジョウイチゴにはオドリバエが多く訪花する。野外操作実験の結果、シラキチビケシキスイの訪花は花の咲く向きに関係していた。

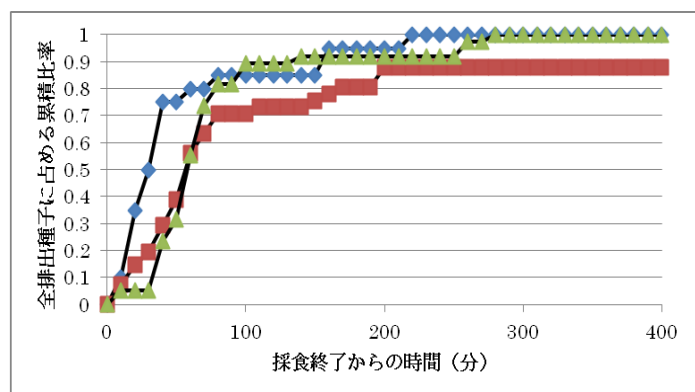
(1 3) 植物-訪花昆虫間の送粉ネットワークの解明

計5回の調査において植物48種から計2440個体の訪花昆虫を捕獲した。捕獲昆虫について目レベルでの分類を行った(図(2)-27)。島内に広く見られるハチジョウイタドリに訪花した個体に着目したところ、環境によって同じ開花植物種でも訪花昆虫の構成や訪花頻度が大きく異なるという傾向が示唆された(図(2)-28)。

(1 4) 三宅島における大型鳥類の種子散布者としての機能評価

ハシブトガラスを用いた種子の排出実験からは、果実採食から1時間後にも、排泄される種子は約50%に留まることが明らかになった(図(2)-29)。採食後1時間以内にほとんどの種子を排出するヒヨドリと比較して、かなり長い時間種子を体内に滞留させている。また、採食後7時間以上経過してから排出される種子もあることを確認した。ハシブトガラスの行動圏の広さを考え合わせると、植物種子を非常に広範な範囲に排泄する可能性があることが示された。カラスバトについては、糞中の種子は認められなかった。

2012年1月・2月に島の北岸にあたる神着地区で採取されたハシブトガラスの糞には、ホルトノキの種子が多く含まれていた。同種の分布の拡大に寄与する可能性がある。



図(2)-29 ハシブトガラス3個体のカラスザンショウ種子排出パターン(400分まで)

(15) 島内で分布を拡大しているメダケが鳥類の生息に与える影響の検討

越冬期では、メダケ群落で鳥類種数は減少したものの有意ではなかった ($p=0.18$)。繁殖期では、樹木植被率を考慮してもメダケ群落で鳥類種数は有意に少なかった ($p=0.002$ 、係数値0.46)。

5. 本研究により得られた成果

(1) 科学的意義

三宅島内で噴火による被害程度が様々な11箇所の固定調査区で鳥類と昆虫の状況を把握した。三宅島全域で昆虫調査がこのような体系的に行われたことは、過去にない。また、固定調査区以外に広く鳥類の調査を行い、島の鳥類相の現状と空間的な違いを把握した。

噴火直後からの継続調査の結果とあわせて、島内における噴火後の鳥類相の変化の様相を明らかにした。前述の空間的変動の調査結果とあわせ、三宅島2000年噴火による鳥類群集への被害の状況を総合的かつ時空間的に把握することができた。

火山ガス、植生、土壌、鳥類、昆虫の相互関係を、共分散構造分析によりモデル化した。その結果、植生が他の生物や土壌の状況に大きな影響を与えていることがあらためて確認されたほか、以下の新たな知見が得られた。①一部の鳥類および一部の昆虫は、植生よりも土壌の状態により強く影響を受けている、②植生と、それに依存している他の生物は、現状では火山灰よりも火山ガスに専ら影響を受けている、③繁殖期の鳥類は植生のうち特に樹木に依存する程度が大きい、④越冬期の鳥類は下層植生や草本植物に依存する程度が大きい、④鳥類と植生の関係は、植物の種多様性よりも植生の構造に関わるものの重要性が遙かに高い。なお、共分散構造分析を適用してこのような解析を行った事例は、国内で公表されたものはほぼ皆無、海外でも非常に少数である。

島内の鳥類相が、噴火による被害が軽微な箇所も含めて全体的に変容しつつあることを示した。いつときにおける植生-鳥類の関係だけでなく、こうした長期的な変容も考慮に入れた生態系管理の必要性を示すことができた。

噴火前後の現存植生図4時期分を整備した。これらは、行政目的でも有用性が高いが、今後の学術的な調査研究の基礎資料としても広く活用され得るものである。

(2) 環境政策への貢献

<行政が既に活用した成果>

三宅村営の自然観察施設である「アカコッコ館」が実施する各種活動に協力した(2012年定例会(岸、吉川(ともに本事業に係る特任研究員)、2013年2月自然観察会(吉川(同)))。

<行政が活用することが見込まれる成果>

三宅島には、カラスバト(準絶滅危惧(NT))、ヤマガラ(亜種オーストンヤマガラ、絶滅危惧IB類(EN))、コマドリ(亜種タネコマドリ、絶滅危惧II類(VU))、ミソサザイ(亜種モスケミソサザイ、絶滅危惧IB類(EN))、コゲラ(亜種ミヤケコゲラ)、アカコッコ(絶滅危惧IB類(EN))、イイジマムシクイ(絶滅危惧II類(VU))など、固有性の高い鳥類の種や亜種が生息している。以上に挙げた種はいずれも森林性で、ミヤケコゲラを除いて環境省のレッドリストに掲載されている。本研究の結果、これらは減少傾向にあり、速やかに保全の必要があることが示された。

鳥類の生息に関わる以下の事項は、島内での防災、緑化事業に反映されることが望まれる。

- ・森林性鳥類保全のための常緑高木林の再生の促進
- ・鳥類多様性保全のためメダケの繁茂の抑制
- ・植生の保全・再生にあたり、土壌（一部の鳥類の食物となる土壌中の小動物）も考慮すること
ヤブツバキ園芸種の野外への植栽を制限することの必要性についても、あわせて指摘された。

6. 国際共同研究等の状況

特に記載すべき事項はない。

7. 研究成果の発表状況

(1) 誌上発表

<論文（査読あり）>

特に記載すべき事項はない。

<査読付論文に準ずる成果発表>

特に記載すべき事項はない。

<その他誌上発表（査読なし）>

- 1) 岸茂樹、加藤和弘：Miyakensis、15、9-14（2013）
「三宅島におけるスタジイ堅果の地域間変異」
- 2) 岸茂樹、加藤和弘：Miyakensis、15、15-24（2013）
「三宅島のスタジイ堅果における昆虫による食害率の地域間変異」
- 3) 岸茂樹、加藤和弘：Miyakensis、15、25-30（2013）
「三宅島におけるオオバエゴノキの種子の昆虫による食害率」
- 4) 吉川徹朗、加藤和弘：Miyakensis、受理
「三宅島・雄山上部の植生荒廃地で観察されたカラスバト」
- 5) 吉川徹朗、樋口広芳：Miyakensis、受理
「大路池周辺に植栽されたツバキ園芸種の花形態の観察：野生ヤブツバキ集団との交雑の可能性」

(2) 口頭発表（学会等）

- 1) 岸茂樹・吉川徹朗・加藤和弘：個体群生態学会大会第28回大会（2012）
「三宅島におけるキイチゴ属2種の花の咲く向きが訪花昆虫に与える影響」
- 2) 岸茂樹：日本生態学会第60回大会（2013）
「訪花昆虫群集をオスとメスにわけると」
- 3) 加藤和弘・吉川徹朗・樋口広芳：日本生態学会第60回大会（自由集会）（2013）
「三宅島2000年噴火後の森林における鳥類相の変遷」
- 4) 高橋俊守・指村奈穂子・加藤和弘：日本生態学会第60回大会（自由集会）（2013）
「三宅島2000年噴火後のランドスケープの変化」
- 5) 吉川徹朗：日本野鳥の会東京支部定例会（2013）
「鳥類と植物の複雑な関係を紐解く」

- 6) 高橋俊守・指村奈緒子・加藤和弘：日本生態学会第61回大会（自由集会）（2014）
「2000年噴火に伴うランドスケープ構造の変化」，広島，2014年3月。
- 7) 加藤和弘・岸茂樹・吉川徹朗・高橋俊守・上條隆志・廣田充・田村憲司・樋口広芳：日本生態学会第61回大会（自由集会）（2014）
「2000年噴火が生態系に与えた影響の総合的な把握に向けて」
- 8) 岸茂樹：日本生態学会第61回大会（企画集会）（2014）
「見落とされてきた訪花昆虫のオス」

（3）出願特許

特に記載すべき事項はない。

（4）シンポジウム、セミナー等の開催（主催のもの）

- 1) 日本生態学会自由集会「2000年噴火後の三宅島における生態系研究 現状と今後に向けた課題」（平成25年3月5日、静岡県コンベンションアーツセンター、参加者約45名）
- 2) 日本生態学会自由集会「2000年噴火後の三宅島 島の生物はどうなったか」（平成26年3月14日、広島国際会議場、参加者約50名）

（5）マスコミ等への公表・報道等

特に記載すべき事項はない。

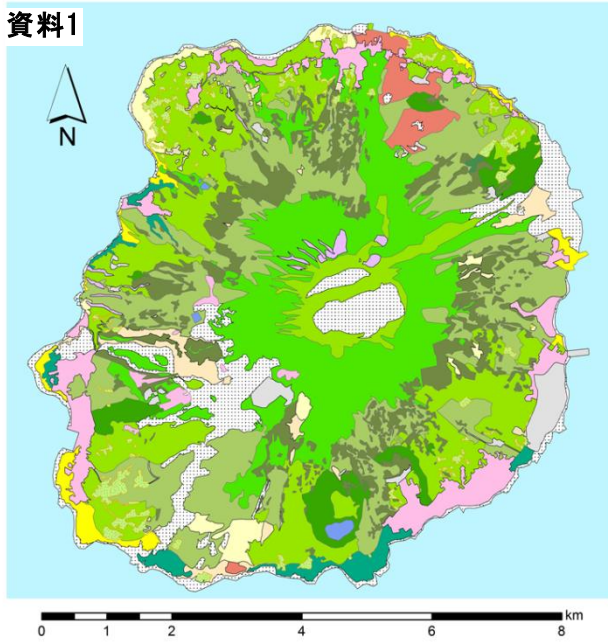
（6）その他

特に記載すべき事項はない。

8. 引用文献

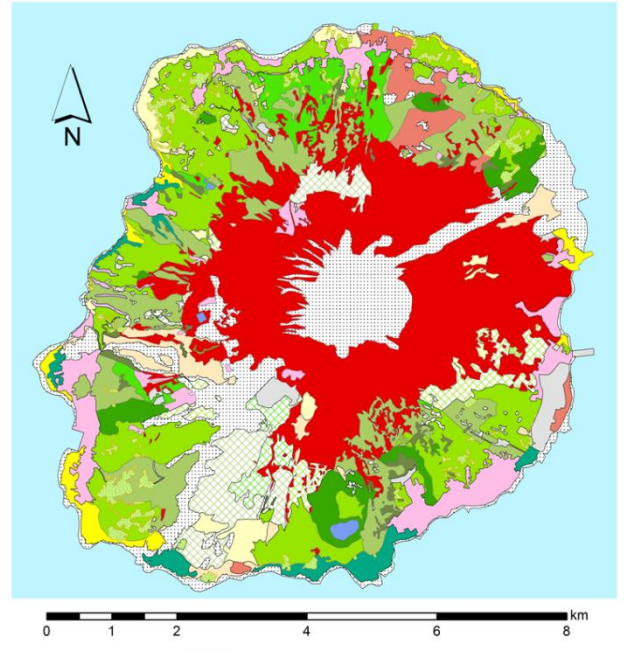
- 1) 高橋俊守・加藤和弘・上條隆志（2011）衛星リモートセンシングによる三宅島2000年噴火後の植生モニタリング．日本生態学会誌 61：167-175.
- 2) ter Braak, C. J. F. (1986) Canonical Correspondence Analysis: A New Eigenvector Technique for Multivariate Direct Gradient Analysis. *Ecology* 67:1167-1179.
- 3) Ter Braak C. J. F. & Šmilauer P. (2012): Canoco reference manual and user's guide: software for ordination, version 5.0. Microcomputer Power, Ithaca, USA, 496 pp.
- 4) 槇原寛・岡部宏秋(2006) 三宅島噴火4,5年後のカミキリムシ相--大発生したカミキリムシ. 月刊むし 419: 32-41.
- 5) Abe H, Hasegawa M 2007. Impact of volcanic activity on a plant-pollinator module in an island ecosystem: the example of the association of *Camellia japonica* and *Zosterops japonica*. *Ecological Research* 23(1): 141-150.
- 6) 七島花の会（2011）神津島花図鑑．日本出版ネットワーク．
- 7) 加藤和弘・樋口広芳（2003）三宅島2000年噴火後の島の森林における鳥類群集. *Strix* 21: 81-98
- 8) 加藤和弘・樋口広芳（2011）三宅島2000年噴火後の植生の退行・回復にともなう鳥類群集の変化. 日本生態学会誌 61: 177-183
- 9) 加藤和弘・樋口広芳（2006）三宅島2000年噴火・鳥類への影響と回復. *森林科学* 46: 16-19
- 10) 宮下直・野田隆史. 2003. 群集生態学. 東京大学出版会.

資料1



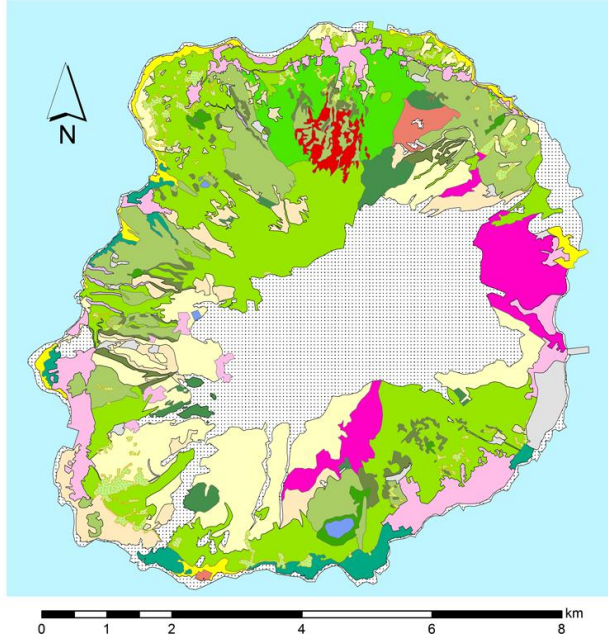
1999年現存植生図凡例

- | | | |
|-------------------|--------------------|---------|
| オオシマザクラ-オオバエゴノキ群集 | スダジ-オオシマカンスグ群集 | 湿地植生 |
| オオバヤシヤブシ林 | トベラ-マサキ群集 | 畑地雑草群落 |
| クロマツ植林 | ハチジョウイタドリ群落 | 緑の多い住宅地 |
| シイ萌芽林 | ハチジョウススキ-イソギク群集 | 耕作地 |
| スギ-ヒノキ-サウラ植林 | ヒサカキ低木林 | 自然裸地 |
| ススキ・ササ草地 | ラセイタマアジサイ-ガクアジサイ群集 | 造成地 |
| | 人工草地 | 開放水域 |



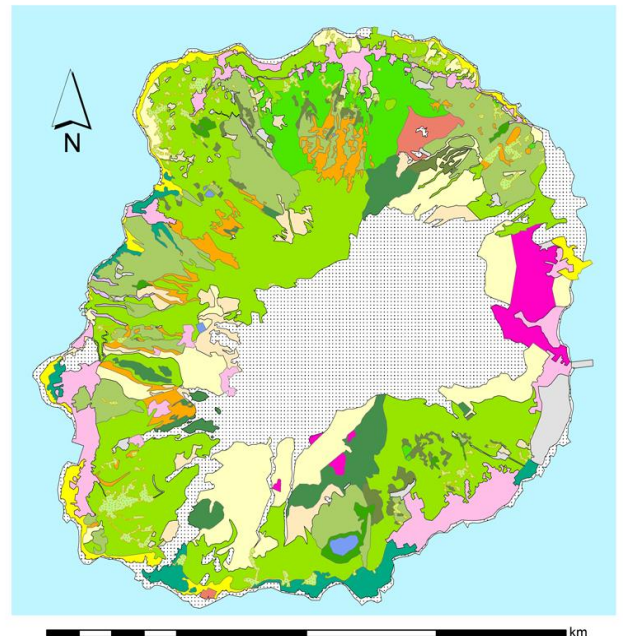
2001年現存植生図凡例

- | | | |
|---------------------------|-------------------|----------------|
| トベラ-マサキ群集 | スダジ-オオシマカンスグ群集 | 噴火の被害が軽微なシイ萌芽林 |
| ハチジョウイタドリ群落 | オオシマザクラ-オオバエゴノキ群集 | 噴火の被害が軽微な雑林 |
| ハチジョウススキ-イソギク群集 | オオバヤシヤブシ林 | 畑地雑草群落 |
| ラセイタマアジサイ-ガクアジサイ群集 | クロマツ植林 | 緑の多い住宅地 |
| 人工草地 | シイ萌芽林 | 耕作地 |
| 噴火の被害が激甚な植生(2000年噴火) | スギ-ヒノキ-サウラ植林 | 自然裸地 |
| 噴火の被害が軽微なオオシマザクラ-オオバエゴノキ群 | ススキ・ササ草地 | 造成地 |
| 噴火の被害が軽微なオオバヤシヤブシ林 | 人工草地 | 開放水域 |



2006年現存植生図

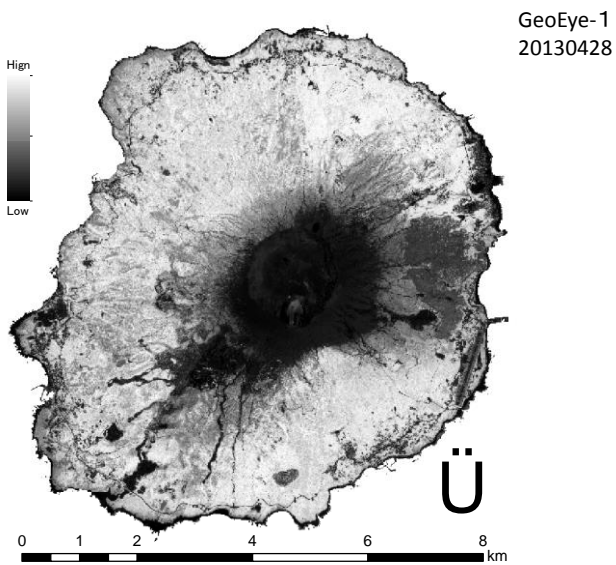
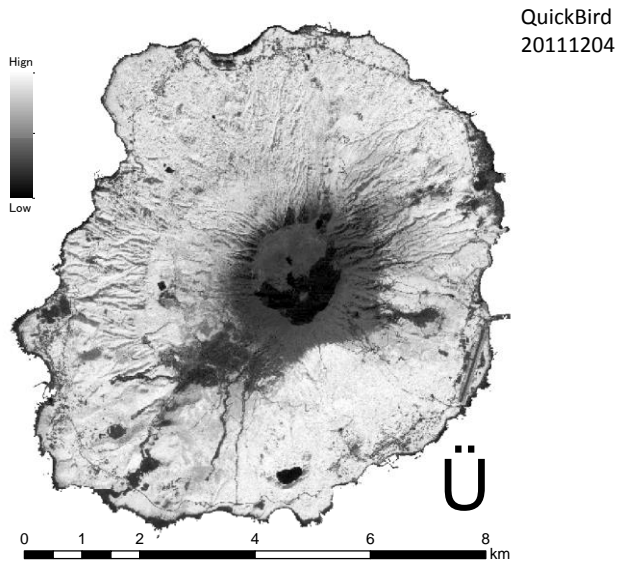
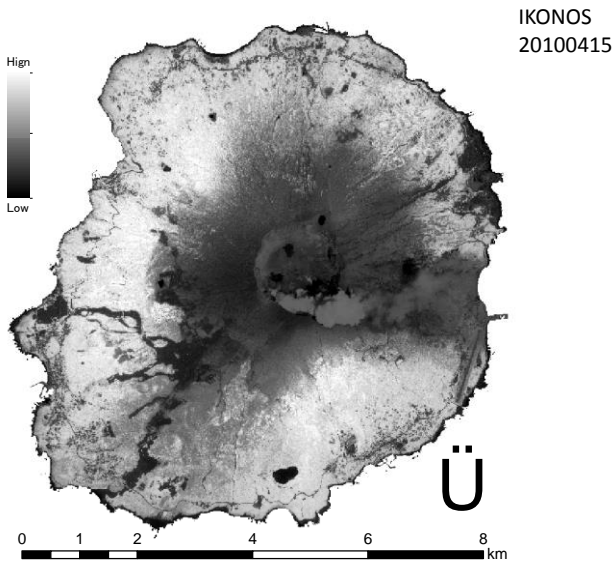
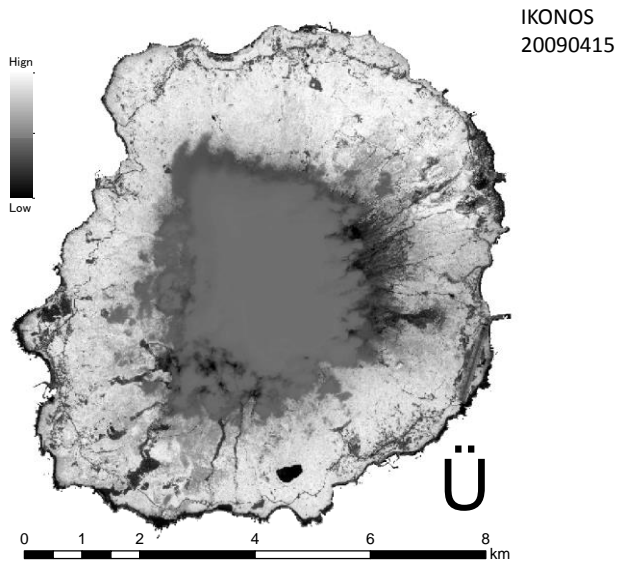
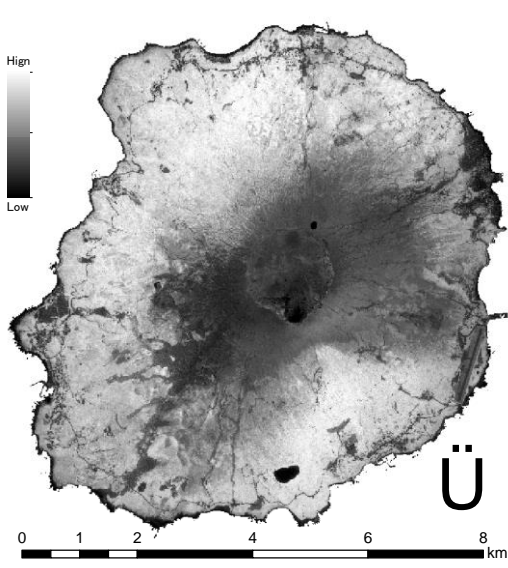
- | | |
|--------------------|----------------------|
| スダジ-オオシマカンスグ群集 | 噴火の被害が激甚な植生(2000年噴火) |
| トベラ-マサキ群集 | 畑地雑草群落 |
| オオシマザクラ-オオバエゴノキ群集 | 緑の多い住宅地 |
| オオバヤシヤブシ林 | 耕作地 |
| ハチジョウイタドリ群落 | 自然裸地 |
| ハチジョウススキ-イソギク群集 | 造成地 |
| ヒサカキ低木林 | 開放水域 |
| ユノミネシダ優占群落 | |
| ラセイタマアジサイ-ガクアジサイ群集 | |
| 人工草地 | |



2010年現存植生図

- | | |
|--------------------|---------|
| スダジ-オオシマカンスグ群集 | 人工草地 |
| トベラ-マサキ群集 | 畑地雑草群落 |
| オオシマザクラ-オオバエゴノキ群集 | 緑の多い住宅地 |
| オオバヤシヤブシ林 | 耕作地 |
| ハチジョウイタドリ群落 | 自然裸地 |
| ハチジョウススキ-イソギク群集 | 造成地 |
| ヒサカキ低木林 | 開放水域 |
| メダケ-アズマナギ群落 | |
| ユノミネシダ優占群落 | |
| ラセイタマアジサイ-ガクアジサイ群集 | |

資料2



(3) 三宅島内動物群集生息状況の調査研究

東邦大学理学部生物学科 地理生態学研究室

長谷川雅美

平成23～25年度累計予算額：6,293千円（うち、平成25年度予算額：2,000千円）

予算額は、間接経費を含む。

[要旨]

三宅島2000年噴火後の生態系回復過程の解明を、動物群集の生息状況の視点からアプローチした。まず、生態系を構成する動物群の中から、植物遺体の分解にかかわる土壌動物を抽出し、1) その回復過程を定点調査地での長期観測データから推定するとともに、2) 指標性の高い動物種を対象にEcological Niche Modelingによる三宅島全域を対象とする生息適地の推定を行った。この手法の有効性を確立することで、島内の局所的サンプリングから得られた生態系回復過程に関する知見を島全体の生態系解析に展開させていくこととした。

地上部の生態系に属する生物群の回復過程を論じた研究を比較してみると、植物遺体の分解に基礎を置く腐食連鎖を構成する大型土壌動物相の分布と個体数によっては、地上部の生態系とは異なった回復過程を示している事が示唆された。コオロギ類やゴミムシ類、クモ類といった分類群は被害程度が大きい地点において早期に個体数を回復させる事が明らかとなったが、端脚類やダニ類、ミズ類は被害度の小さい地点でしか個体数を回復させていない事が示唆された。また、広域的なエコロジカルニッチモデリングの結果、端脚類は分布の回復が遅く、近年の植生の回復が進みつつある地域にもまだ分布を広げていない事が分かった。このように、大型土壌動物相の中でも個体数や分布の回復パターンに差異が存在する事が明らかとなった。一方、植生に依存して網を張る樹上性のクモ類の生息状況は、植生の破壊に応じて種の多様性、個体数共に減少していた。さらに土壌動物の分布と個体数に対して、ヒキガエルが大きな影響を与えていたこと、オカダトカゲの残存生息地が三宅島に人為的に移入されたイタチによって大きく制限されていたことから、生態系を構成する種の分布と生息密度には、生物間相互作用が大きな影響を与えていたことが強く示唆された。

[キーワード]

島嶼生態系、土壌動物、外来種、生物間相互作用、三宅島、伊豆諸島

1. はじめに

活火山の噴火活動は、周辺の生態系に多大な影響を及ぼす典型的な大規模攪乱であり、生態系が壊滅的な環境破壊に対してどのような応答を示すのかを検証する絶好の機会を我々に提供してくれる。環境破壊に対する生態系の応答が明らかとなれば、ある生態系の構築・維持機構の解明といった学術的に有益な知見が得られるばかりでなく、壊滅的な環境破壊後の生態系の修復技法の確立にも寄与する。2000年に大規模な噴火を起こした伊豆諸島三宅島では、その影響に対する三宅島の島嶼生態系の応答を解明するため、多くの研究者によって調査が進められてきた。植生や鳥類、昆虫類、鳥類と植物間に成り立つ送粉系といった地上部の生態系への研究が多く行われ

る一方で、ミミズやシロアリ、陸生甲殻類といった分解者を含む土壌部への生態系に対する調査は少ない。そこで、本稿では2000年に大噴火を起こした三宅島を対象に、火山活動が大型土壌動物相の分布と個体数に与える影響とその回復過程を、土壌動物の捕食者（オカダトカゲ、アカコッコ等）を含めた生物間の相互作用の観点から明らかにすることを目的とした。

2. 研究開発目的

3年間の調査期間中に、三宅島の生態系を構成する以下の生物群の現在の分布と噴火後の回復過程を明らかにすることを目的とした。本報告書では、以下の3つの主要な結果について、報告する。

- (1) 土壌動物および地表徘徊性動物の回復過程
- (2) 三宅島におけるオカダトカゲの分布予測
- (3) 三宅島における火山活動がクモ類の分布に与える影響

3. 研究開発方法

研究は、噴火の影響が異なる定点調査区での長期観測と、島内の広域調査を組み合わせる構成した。

(1) 土壌動物および地表徘徊性動物の回復過程

調査は伊豆諸島三宅島（東経139度31分、北緯34度05分）の島内10地点において行った（図(3)-1）。2010年の8月24日から8月30日にかけて、調査地点あたり5個の墜落缶を地面に埋め込んだ。墜落缶には直径10cm、深さ15cmのプラスチック製のコップを用い、コップの開口部を地表面にそろえ、中には10%ホルムアルデヒド溶液を入れた。墜落缶は設置後2晩放置し、3日目に中に落下した小動物を全てホルムアルド液とともに回収した。内容物は研究室に持ち帰ってから双眼実体顕微鏡を用いて、可能な限り低次分類群および機能群までの同定を行った。以下に、本研究で確認された大型土壌動物の機能群を示す。

噴火被害度の評価

三宅島噴火に対する島内の各生物群の応答を調べるためには、調査地点における噴火による被害度を定量化する必要がある。本研究では、この被害度の定量化に正規化植生指数（NDVI：Rouse et al. 1973）¹⁾を用いた。NDVIとは衛星リモートセンシングにより撮影された衛星画像から、ある地域の植生状況を評価する指標である。植物が強い反射率を示す近赤外及び、低い反射率を示す可視赤バンドの二つの波長帯域を組み合わせる(1)式によって算出される。ただし、 ρ は赤(R)あるいは近赤外(NIR)バンドにおける輝度値を示す。

$$NDVI = (\rho NIR - \rho R) / (\rho NIR + \rho R) \quad (1)$$

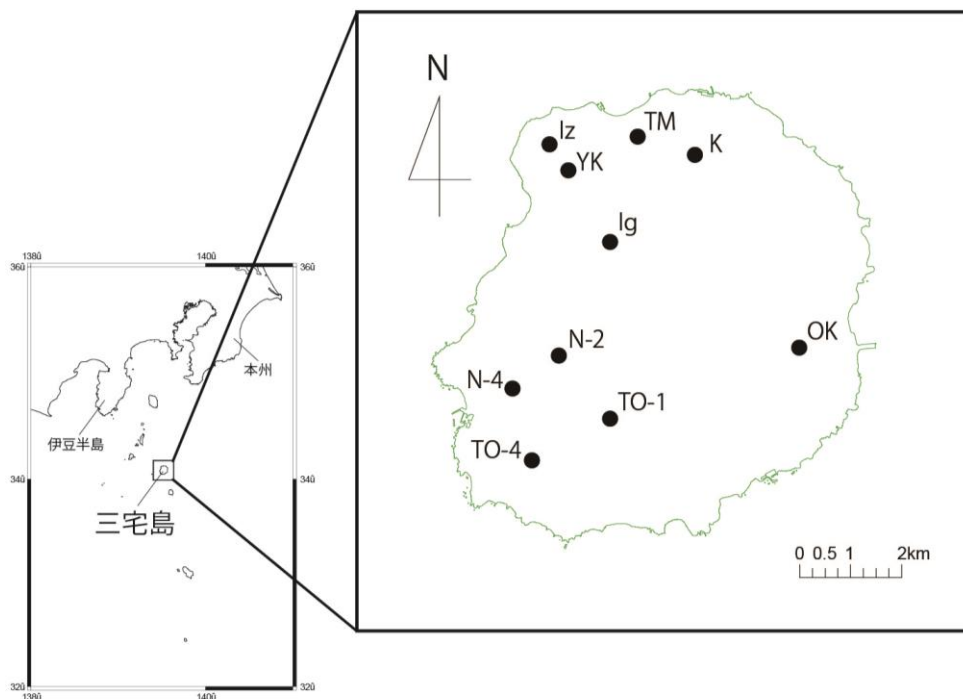
解析には、1994年から2011年にかけてJERS-1/OPS及びTerra/ASTERによって観測された11時期分の可視赤外バンド画像を用いた。JERS-1/OPSは、1998年に運用が停止されているが、OPSの後継機となる光学センサとしてTerra/ASTERが1999年から運用されている。これらのセンサは、可視近赤外の同一の観測波長帯域に3バンドを有しており、空間分解能はOPSが18m、ASTERが15mである（Yamaguchi et al. 1998）²⁾。11時期の画像を同一のGCP（Ground Control Point）を用いて幾何

補正し、多時期の画像を空間的に分析できるようにした。

三宅島を観測した多時期の衛星画像を解析に用いるには、雲や噴煙による影響を除去する必要がある。そこで、雲がある場所ではNDVI値が周辺地域と比較して相対的に低くなる性質を利用した最大NDVI法 (Holben 1986)³⁾を用いて雲や噴煙の影響を除いた。表(3)-1に示したように、噴火前、噴火後3年以内、噴火後9-11年の3時期に分けて最大NDVI法を適用した。各ピットフォールトラップの調査地点より半径10mのバッファをひき、そのバッファ内の(2)式で表されるNDVI値を植生被害度と定義した。

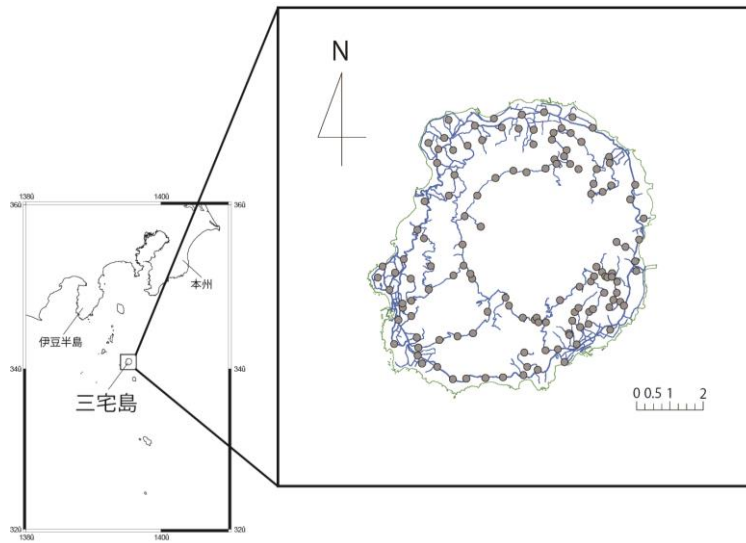
$$\text{植生被害度} = (\text{噴火前の NDVI 値}) - (\text{噴火後 3 年以内の NDVI 値}) \quad (2)$$

この(2)式は、噴火前から噴火後3年以内にかけてのNDVI値の減少値が大きいくほど、噴火被害度が大きくなる事を示している。なお、この一連の画像処理およびNDVI値の算出・計算は全てArcGIS ver. 10を用いて行った。最後に、各地点における植生被害度、調査年、ピットフォールトラップで捕獲された各生物群の総捕獲数を用いて3次元散布図を作成した。3次元散布図の作成にはR. 2. 11. 1を用いた。



図(3)-1. 本研究の「火山活動が大型土壌動物相の個体数に与える影響」の調査地

調査地点は伊豆 (Iz), 薬師寺 (YK), 友地 (TM), 神着 (K), 南戸林道4 (N-4), 伊ヶ谷 (Ig), 南戸林道2 (N-2), 雄山林道4 (TO-4), 雄山林道1 (TO-1), 沖ヶ平 (OK) の10地点。



図(3)-2. 本研究の「火山活動が大型土壤動物相の分布に与える影響」の調査地点

表(3)-1. 解析に用いた衛星画像一覧.

センサ	最大NDVI算出の時期区分	観測年	月	日	現地時刻
JERS-1/OPS (噴火前観測)	噴火前	1994	5	17	10:33:00
		1994	12	24	10:40:05
		1995	8	1	10:44:06
		1998	3	26	10:51:44
Terra/ASTER	噴火後3年以内	2000	11	8	10:47:09
		2001	4	1	10:44:15
		2001	8	23	10:41:11
		2002	3	19	10:35:10
		2003	4	7	10:34:28
	噴火後9~11年	2009	1	1	10:34:33
		2011	11	23	10:33:00

大型土壌動物相の分布調査

本研究は三宅島噴火が島内の大型土壌動物相全体に与えた影響を明らかにすることを目的としているため、なるべく多くの機能群に対して分布調査が実施される事が望ましい。しかし、大型土壌動物相は非常に多様であると共に、広域で調査を実施することが本研究の目的であるため、全ての機能群を対象とする事は困難である。そこで、本調査では5つの分類群を対象を絞り込んで分布調査を実施した。以下に、対象生物群名と本調査の対象とした論拠となる生態について記述する。

生態系改変者（ミミズ類，シロアリ類）

ミミズ類

土壌を積極的に食べるといった活動により土壌構造の改変を引き起こす生態系改変者であり、土壌の物理性の変化や物質循環速度の変化を通して植物や他の動物に大きな影響を与える

(Lavelle et al. 1997⁴⁾、金子・伊藤 2004⁵⁾)、また、植物リターを利用して火山灰地からの土壌の形成を促進する事が飼育実験によって明らかにされている (Yamaguchi and Haruki 2003)⁶⁾ ため、今後の三宅島の陸上生態系の回復を予測する上で重要な分類群だと考えられる。噴火直後の調査では、被害地において著しい個体数の減少が報告されている (長谷川ら 2003⁷⁾、長谷川・阿部 2006⁸⁾)。

シロアリ類

多様な体内・体外微生物共生系を持ち、熱帯域を中心としてリター分解に大きく寄与している (安部 1989)⁹⁾。ミミズ同様、生態系改変者として分類される (Lavelle et al. 1997⁴⁾、金子・伊藤 2004⁵⁾) が、ミミズの食性範囲以上に餌源が広く、分解の進んでいない落葉や草本、枯死木を食べるものもいれば、分解の進んだ腐食や土壌を食べるものもいる (金子ら 2007^{a)})¹⁰⁾。また、分散期には飛翔して分散するため、地表を徘徊する以外の分散方式を持たないミミズより分散能力が高いことが想定される。

落葉変換者（ヨコエビ類，ワラジムシ類，ヤスデ類）

ヨコエビ類

湿り気の多いリター中によく出現する陸生甲殻類であり (金子ら 2007^{b)})¹¹⁾、ヨコエビ類の有無によって土壌呼吸量が変化する事が実験的に示されている (Richardson and Morton 1986)¹²⁾。噴火以前の1982-84年、島内で実施されたピットフォール調査では、地表徘徊性無脊椎動物の中で最も多くの個体数が採集されている (Hasegawa 1994)¹³⁾ ため、三宅島の島嶼生態系において重要な落葉変換者であると考えられる。また、現在三宅島で地域個体群絶滅の危機に瀕しているオカダトカゲ (Hasegawa 1999)¹⁴⁾ の主要な餌生物であった事が知られており (Hasegawa 1994)¹³⁾、落葉変換者としてだけでなく上位捕食者の餌生物としても重要な役割を担う事が想定される。

ワラジムシ類

消化効率の悪い落葉を大量に食べたり、一度糞として排泄された糞をもう一度摂食したりする落葉変換者と分類される (Lavelle et al. 1997⁴⁾、金子・伊藤 2004⁵⁾)。シロアリ類と違い、体

内微生物共生系を持たない（金子・伊藤2004）⁵⁾が、その食性と採集の容易さ、分布の広さや基礎生態がよく理解されているといった理由から、耕作地の管理体制等に対する生物指標として有効であることが訴えられている（Paoletti and Hassall 1999）¹⁵⁾。また、三宅島噴火直後、被害地において個体数を激減させた事が知られている（長谷川 2002¹⁶⁾、長谷川・阿部 2006⁸⁾）。

ヤスデ類

ヤスデ類は、ババヤスデの仲間など土壌食を積極的に行うものもいる事が明らかになってきているが、一般的には落葉食者である（金子 2007）¹⁷⁾。地中海性気候の地域におけるオークなどの硬葉の分解過程においては、有機物から発生した物質の固定化が遅れるのを抑制し、窒素流動を早めることが知られている。ダンゴムシ同様、体内微生物共生系をもたないため、体内微生物共生系をもつシロアリ類と比較すると、消化効率は低い（Lavelle et al. 1997⁴⁾、金子・伊藤 2004⁵⁾）。三宅島噴火直後、被害地において個体数を激減させた事が知られている（長谷川 2002⁸⁾、長谷川・阿部 2006⁸⁾）。

Maxentモデルを用いた大型土壌動物相の分布予測

MaxentモデルはMaxentとよばれるフリーソフトウェアに実装されており（Phillips et al. 2006）¹⁸⁾、推定されたモデルの精度をAUCという値で算出すると共に、推定の際の各環境要因の寄与率、言い換えれば対象生物の分布を規定する各環境要因の重要度の数値も算出する事が可能である。

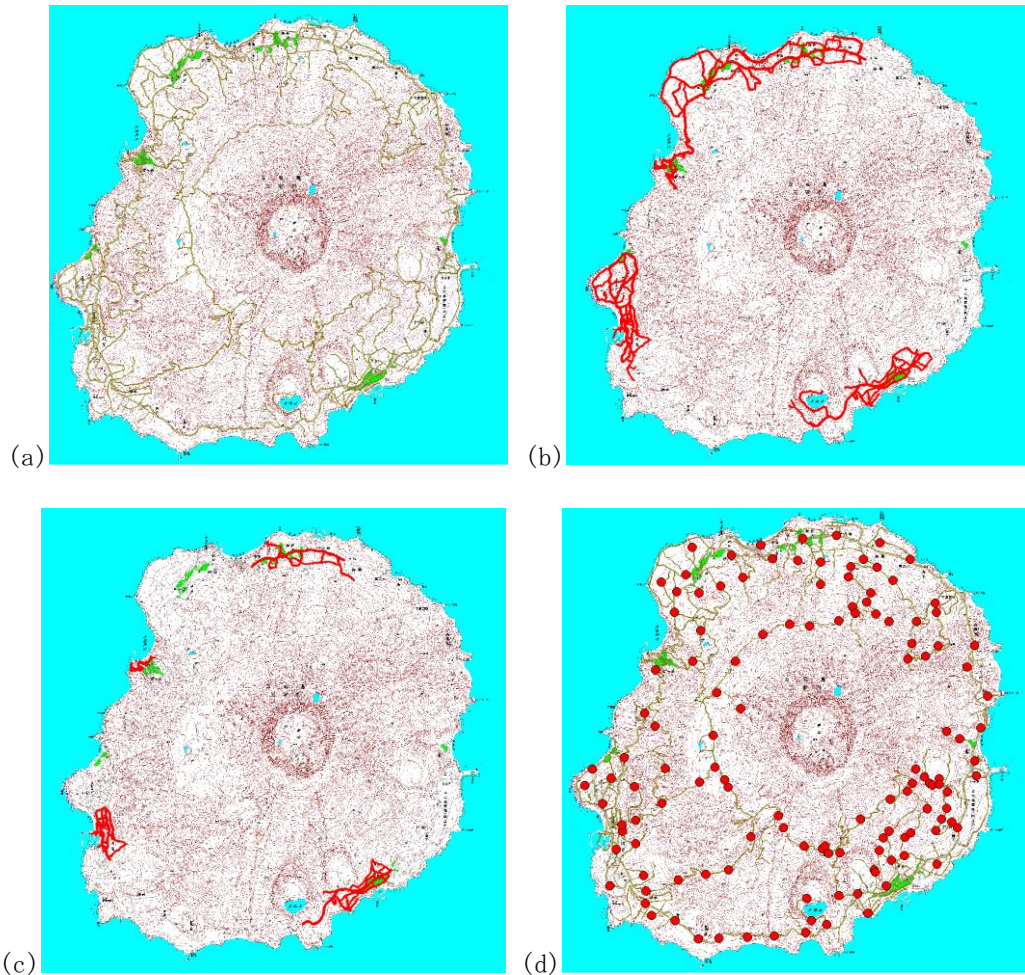
2011年9月4日から9日、10月24日から26日にかけて、三宅島島内の133地点にて行った（図(3)-2）。各地点において針金で作製した25cm×25cmの方形枠を、地面に5m間隔で10箇所設置し、枠内のリターを全て除去した際に確認された土壌動物（ミミズ類、陸生甲殻類、ヤスデ類）の出現確率を記録した。シロアリ類については、調査地点周辺に散在している枯死木を5個、パールを用いて細かく砕き、その出現確率を記録した。枯死木を5個発見する事が出来なかった地点では、発見された数だけ砕き、その出現確率を記録した。全地点で平均4.82±0.06個の朽死木を調べた。

本研究では野外における分布調査結果と表(3)-1に示す3時期の最大NDVI値を用いて、分布予測を行った。この環境要因に用いた衛星画像は「2. 火山活動が大型土壌動物相の個体数に与える影響」の噴火被害度の定量化の際に用いたデータを用いた。「2. 火山活動が大型土壌動物相の個体数に与える影響」と同様に、最大NDVI法により各時期のNDVI図を作成し、解析に用いた。解析は、Arc GIS ver. 10およびMaxentソフトウェアを用いた。

(2) 三宅島におけるオカダトカゲの分布予測

環境庁自然保護局野生生物課（2000）¹⁹⁾の改訂・日本の絶滅のおそれのある野生生物—レッドデータブック—（爬虫類・両生類）によるとオカダトカゲは以下のように記されている。オカダトカゲは伊豆半島と、伊豆諸島のうち大島を北限、青ヶ島を南限として、その間のほとんどの島に分布する。成体の頭胴長は60~90mmの範囲だが、島嶼によって成熟齢・サイズが異なる。胴部の体鱗は普通28~30列（まれに26列）。幼体色は微弱で、かつ成長にともなって急速に失われる。三宅島では、3年以上かかって性成熟し、平均して6年弱生きることが推定される。交尾は4月中旬から5月末に行われ、メスは隔年で4~12個の卵を産み、産卵後卵が孵るまでの34~41日間巣穴内に留まって卵の世話をする。縄張りはない。一般にクモ類やミミズ類をはじめ多くの地表性・半地中

性無脊椎動物を食べる。草原、海岸や火山のガレ場、疎林、常緑広葉樹林の自然林・二次林、農山村内に生息する。三宅島ではイタチの導入以前には、島内のあらゆる環境下で見られたが、導入後その大半で姿を消してしまい、現在では民家の周辺の石垣を中心に生存しているに過ぎない。



図(3)-3. 三宅島におけるオカダトカゲの分布調査ルート・地点

(a) 三宅島地形図

(b) 2011年6月14日~6月18日に行った調査のルート

(c) 2011年9月6日~9月9日、及び10月24日~10月25日に行った調査のルート

(d) 2011年9月4日~9月9日、及び10月24日~10月27日に行った分布調査地点(130地点)

調査地

調査は、伊豆諸島三宅島(北緯34度5分、東経139度31分)にて行った。島の面積は55.44平方キロメートルで最高標高は775.1mの雄山である。海洋性気候で年平均気温は17.5℃、年降水量は2953.6mmである。人口は平成23年4月1日現在で2,721人の島嶼である。

2009~2010年に得られたオカダトカゲの目撃記録は海岸線沿いに散在する阿古、神着、坪田の集落内かその近辺に集中していた(終未発表)。そこで2011年6月14日~6月18日の期間に、まず阿古、伊ヶ谷、伊豆、神着、坪田の集落においてオカダトカゲ個体の分布調査を行った。しかし調査期間中の天候が雨で、個体を発見することは出来なかった。以上のことからオカダトカゲ

の分布地点の確認は容易でないと考え、すでに記録のある阿古、神着、坪田地区、及び伊ヶ谷地区を中心に調査した。

本格的な調査は2011年9月6日~9月9日、及び10月24日~10月25日にかけて行った。期間中、上記のように阿古、伊ヶ谷、神着、坪田地区の道路周辺を調査した。ルート内を徒歩で巡り、オカダトカゲの個体、及び糞を搜索した。また2011年9月4日~9月9日、及び10月24日~10月27日の期間中、島内を自動車で巡り、無作為に選出した林道上の全130地点（図(3)-3）においてもオカダトカゲの分布を調査した。発見次第、日時、天候、気温、発見地点の位置情報（緯度・経度）、個体情報（年齢、性別、糞等）、周辺環境について記録した。発見地点はデジタルカメラを用いて写真を撮影した。また発見した個体は可能な限り捕獲を試み、捕獲した個体には指切り法によるマーキングを施し、頭胴長、尾長、体重、頭長、頭高、頭幅の測定値、色彩パターン、寄生虫の有無についての記録を行い、捕獲地点に放逐した。

分布予測のための環境データの前処理

環境データの整備にはArcGIS(Desktop Ver. 10)を使用した。用意した環境データは、「数値標高モデル（DEM: Digital Elevation Model）」、「傾斜角」、「100m圏最大傾斜角」、「日射量」、「住宅地からの距離」、「正規化植生指標（NDVI: Normalized Difference Vegetation Index: Rouse et al. 1973）¹⁾の6つである。各環境データのセルサイズは10m×10mに統一した。

「DEM」は国土地理院「三宅島等GIS用データ」（国土地理院<http://www1.gsi.go.jp/geowww/Volcano/data/gis/download2.html>、2011年12月23日確認）による、2000年11月の空中写真と2001年1月のSAR画像を用いて作成した5千分の1噴火地形図を基に作成されたDEMを利用した。「傾斜角」、「日射量」はそれぞれ「DEM」から求めた。尚、「日射量」は2010年9月4日から2011年9月3日の1年間の日射量である。「100m圏最大傾斜角」は「傾斜角」から求めた。

「住宅地からの距離」データの整備には生物多様性センター「自然環境情報GIS提供システム」（環境省<http://www.biodic.go.jp/trialSystem/vg/vg.html>）による、第2-3回自然環境保全基礎調査（昭和54, 58~61年度）によって得られた植生調査の結果を利用した。三宅島の植生は2000年の噴火の影響でこの植生データの多くの部分は現在の植生とは異なるが、住宅地等に関してはこの限りではないと仮定し、“市街地”と“緑の多い住宅地”を抽出し、そこからの最短距離を求め、それを「住宅地からの距離」とした。

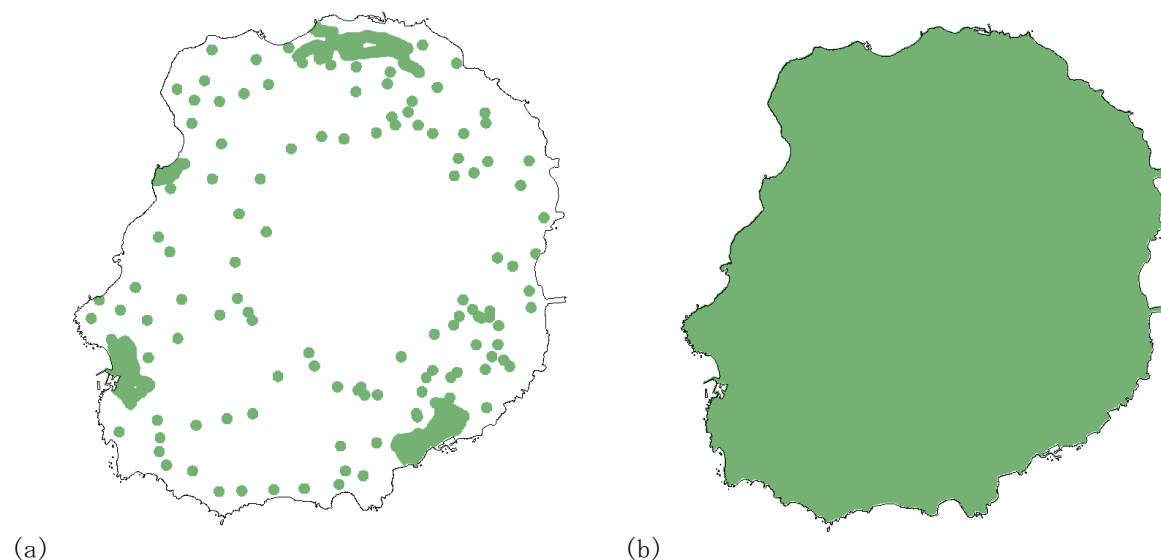
「NDVI」は高橋ほか（2011）²⁰⁾を参考に、Terra/ASTERによって観測された噴火後である2009年1月1日、及び2011年11月23日の2時期分の可視近赤外バンド画像を用いて整備を行った。このセンサは、可視近赤外の観測波長帯域に3バンドを有しており、空間分析能は15mである。2時期の画像を幾何補正し、画像を空間的に分析できるようにした。三宅島を観測した多時期の衛星画像を解析に用いるには、雲や噴煙による影響を除去する必要がある。そこで、雲がある場所ではNDVIが周辺地域に比較して相対的に低くなる性質を利用した最大NDVI法（Holben 1986）³⁾を用いて雲や噴煙の影響を除いた。ここでNDVIとは、植物が強い反射率を示す近赤外バンドの2つの波長帯域を組み合わせて（1）式によって算出される指数である。

$$NDVI = (\rho_{NIR} - \rho_R) / (\rho_{NIR} + \rho_R) \quad (1)$$

ただし ρ は赤 (R) あるいは近赤外 (NIR) バンドに対する輝度値を示す。

また分布予測を行うにあたって、環境データとは別に予測の範囲を指定するデータを作成した。まず調査ルートと調査地点から、トカゲの行動範囲である100mを半径としたバッファのデータと、島全体を範囲とするデータを作成した。

分布予測にはMaximum Entropy Species Distribution Modeling, Version 3.3.3eを使用し、オカダトカゲの個体と糞の発見地点の位置情報と、前項で整備した環境データを用いて予測を行った。調査を行っていない範囲の影響を軽減するために、まず図(3)-4の調査ルートと調査地点のバッファの範囲での分布予測を行い、その予測モデルを島全体に適用し三宅島全体の分布確率を求める作業を56回試行し、環境内の生息確率の平均値を求めた。Maximum Entropy Species Distribution Modeling, Version 3.3.3eでは、分布地点情報のサンプル数に応じて分布予測を試行できる回数が増えるため、本研究での可能であった試行回数の上限である56回を採用した。同時にモデルの評価、環境要因の評価を行った。



図(3)-4. 三宅島におけるオカダトカゲの分布予測のため、環境要因を抽出した範囲と、作成した分布モデルの適用範囲

(a) 調査ルートと調査地点から半径 100m のバッファをとった図。分布予測のモデル作成はこの範囲で行った。

(b) (a) で作成したモデルをこの範囲に適用し分布予測図を作成した。

(3) 三宅島における火山活動がクモ類の分布に与える影響

伊豆諸島の三宅島は東京の南約 180 km、北緯 34° 5′ 東経 139° 31′ に位置する玄武岩質の火山島である。面積 55.14 km²、周囲 35.9 km であり、2000 年噴火後の最高点は 775 m である。

噴火前の三宅島の植生はスタジイやタブノキを中心とする照葉樹林で、オオバヤシャブシが優先する 2 次林も広範囲に分布していた(笹岡 2011)²¹⁾。しかし 2000 年の噴火とその後の火山ガスの放出により、多くの植物群落はいずれも大きな影響を受けた。噴火後の植生の変遷については、衛生リモートによる研究が多く行われており(山西ら 2003²²⁾、恒川・山西 2006²³⁾)、現在

も火山ガスの噴火が続いてはいるものの、一部の地域では徐々に植生が回復していることが明らかになっている（亀谷ら 2009）²⁴⁾。

調査1：クモ群集の多様度と個体数による噴火の影響の評価

野外調査は2013年9月10日～9月14日、9月18日～9月28日にかけて行った。島内全域に、2m×5m=10m²区画の調査地点を101ヶ所設置し（図(3)-5）、クモ類の採取を行った。各地点では、造網性クモ類と徘徊性クモ類を分け、それぞれ10分間で区画内に生息するクモを探し、すべての発見個体を採取した。採取した個体は70%エタノールの入ったサンプル瓶に保存した後、「日本産クモ類（小野 2009）²⁵⁾」「日本のクモ（新海 2006）²⁶⁾」「日本クモ類大図鑑（千国 1989）²⁷⁾」に従い、実態顕微鏡を用いて種までの同定を行った。また、同定したクモ類は、Uetzら（1999）²⁸⁾の研究をもとに、生活型の違い（網を張るか、などいくつかの基準で）によって7つのギルドに分け、各ギルドは「クモの生物学（宮下 2000）²⁹⁾」を参考に和訳した名称をつけた。

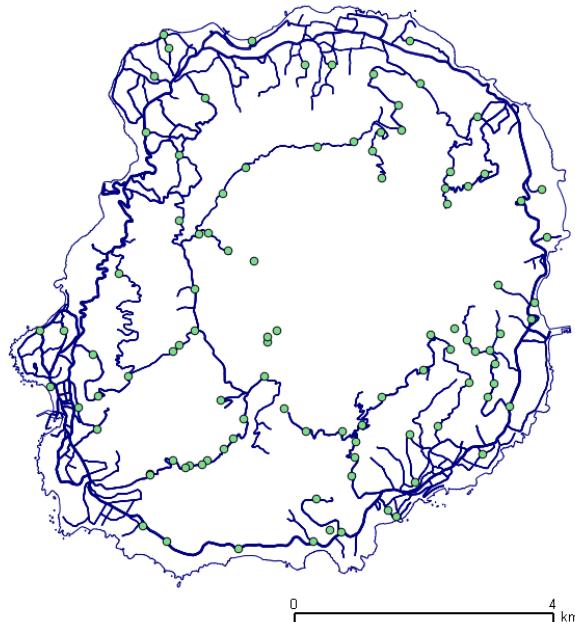
多様度指数の算出

各調査地点の採取個体数と種数から、式(1)により「Shannon-Wienerの多様度指数（H'）」を、造網性クモ類、徘徊性クモ類、クモ類全体についてそれぞれ算出した。

$$H' = -\sum_{i=1}^S P_i \ln(P_i) \quad \text{式(1)}$$

S=群集を構成する種の数 P_i=i番目の種の相対優先

Shannon-Wienerの多様度指数は、0以上の数で表され数値が大きいほど多様性が高い。群集内の種数が増加すると大きくなり、ある種だけが集中して出現すると小さくなるという特徴がある。



図(3)-5. 伊豆諸島三宅島におけるクモ類調査地点 計101ヶ所

地点情報の抽出

国土数値情報ダウンロードサービスから5次（250m）メッシュの平均標高データを、生物多様性センターの自然環境保全基礎調査から植生自然度をダウンロードした。植生自然度とは、植物社会学的な観点から、群落の自然性がどの程度残されているかを示す一つの指標として導入されるものであり、10ランクに区分されている。これらの環境情報を調査地点ごとにQuantum GIS 2.0.1（QGIS：オープンソースの地理情報システム）を用いて抽出した。

攪乱の影響を示す指標の抽出

噴火被害の影響の指標として用いる植生被害度は、高橋ら（2008）³⁰⁾の研究によって求められた噴火前と、噴火後3年以内の最大正規化植生指数（NDVI：Rouse et al. 1973）¹⁾を抽出し、終（未発表）で示された式(2)によって定量化されたものを用いており、火山噴火の影響を考慮したA～Fの6段階に分類されている。この指標を(2)と同じ方法により地点ごとに抽出した。

$$\text{植生被害度} = (\text{噴火前のNDVI}) - (\text{噴火から3年以内のNDVI}) \quad \text{式(2)}$$

また、NDVIとは、衛星リモートセンシングにより撮影された衛星画像から植生状況を評価するための指標である。植物が強い反射率を示す近赤外及び、低い反射率を示す可視赤バンドの2つの波長帯域を組み合わせて式(3)によって算出され、 ρ は赤（R）あるいは近赤外（NIR）バンドにおける輝度値を示す。

$$\text{NDVI} = (\rho \text{ NIR} - \rho \text{ R}) / (\rho \text{ NIR} + \rho \text{ R}) \quad \text{式(3)}$$

統計解析

解析には、一般化線型混合モデルGLMMを用いた。応答変数を、「各地点でのクモ類の総採取個体数」（ポアソン分布を仮定）、「各地点での多様度指数」（正規分布を仮定）、「各地点での造網性クモ類の多様度指数」（正規分布を仮定）、「各地点での徘徊性クモ類多様度指数」（正規分布を仮定）とし、説明変数には「植生自然度」「標高」「植生被害度」、調査地点の植生や環境のばらつきを考慮するためランダム効果には「調査地点番号」を入れ、それぞれの応答変数ごとに解析を行った。「植生自然度」については、カテゴリカルな変数として、「植生被害度」は、A～Fへと被害度が大きくなる順序付きの変数として組み込んでいる。モデル間のAIC（赤池情報量規準）を比較し、各種の在確率を最もよく説明するモデルを選択した。統計処理にはフリーソフトR 2.15.2を用いた。

ジョロウグモの分布特性と回復状況

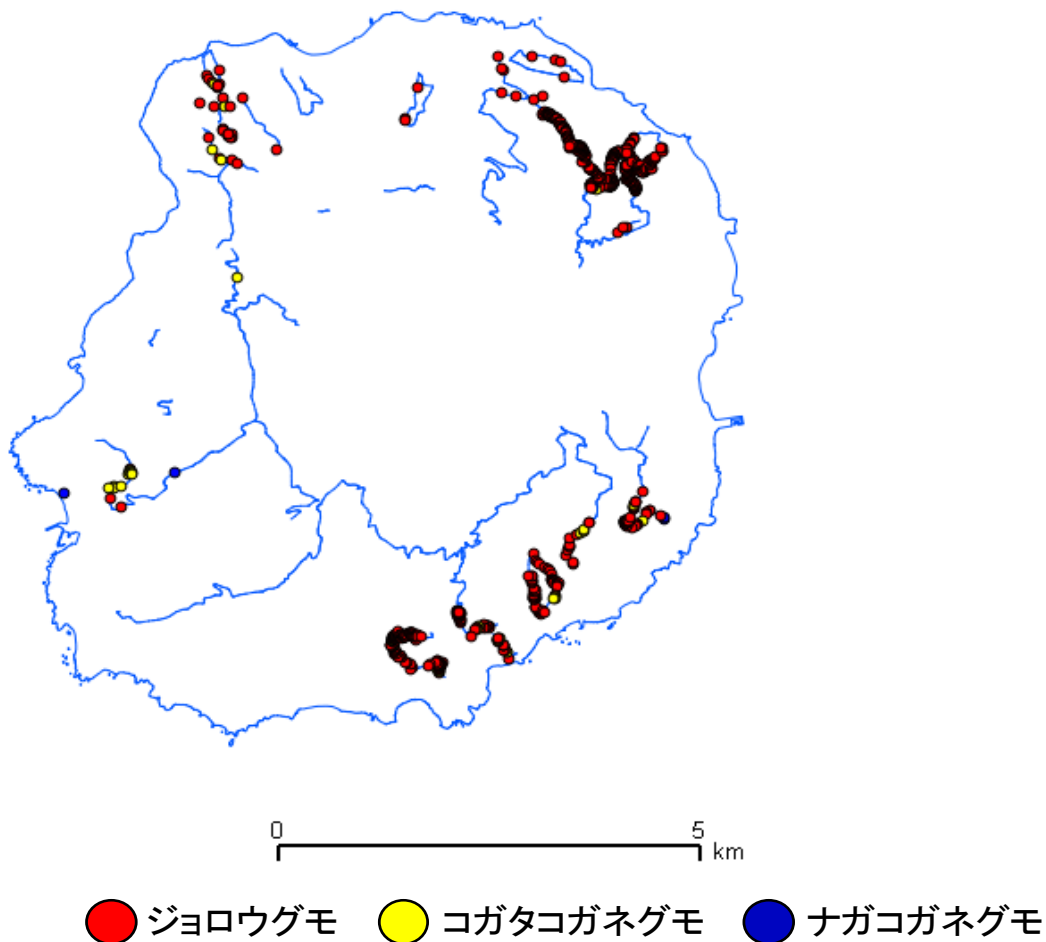
野外調査は2013年9月13日～14日、9月18日～9月20日、9月21日～28日にかけて行った。大型造網性クモ類の分布調査は、ジョロウグモ (*Nephila clavata*)、コガタコガネグモ (*Argiope minuta*)、ナガコガネグモ (*Argiope bruennichii*) を対象として、島内を巡りメス成体の発見地点をGlobal Positioning System (GPS：全地球測位システム GMIN eTrex) 用いて記録し、発見個体数も合わせて記録した。島内の北東部、北西部、南東部、南西部の各地区において、植生被害度の偏りが可能な限りでないようにルートを設定し、重複個体の記録を避けるため、1つのルートについて1回のみ調査を行った（図(3)-6）。上記に挙げた3種のクモを対象に調査を行ったが、コガタコ

ガネグモとナガコガネグモの発見個体数が極僅かであったため、この2種に関するデータは解析の際に除外した。

調査ルートと個体数のカウント

国土地理院から、三宅島の2万5千分の1スケールの道路のデータをダウンロードし、植生被害度のデータは結果の比較をするため、終（2010）³¹⁾と同様のものを使用した。これらのデータをもとにQGISを用いて、植生被害度ごとの調査ルートを抽出し、GPSで記録したクモ類の発見地点のプロットと重ね合わせ、各植生被害度での発見個体数を数えた。植生被害度と地区（北東部、北西部、南東部、南西部）ごとに、式(4)よりジョロウグモの相対密度を算出した。

$$\text{ジョロウグモの相対密度} = (\text{ジョロウグモの発見個体数}) / (\text{総移動距離}) \quad \text{式(4)}$$



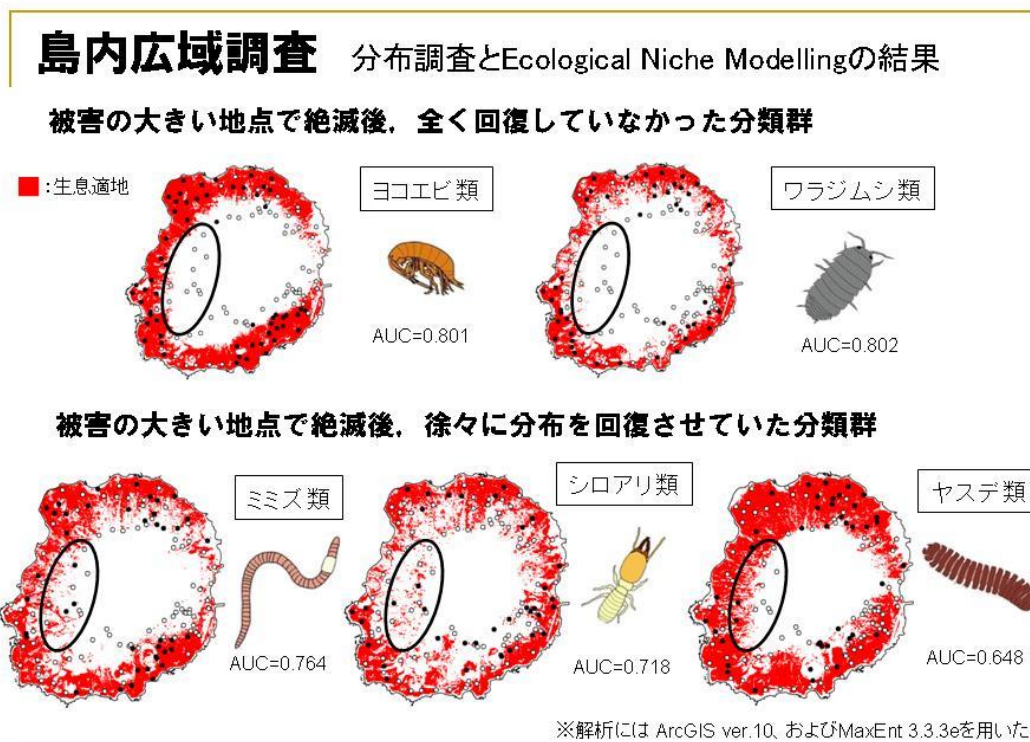
図(3)-6. 調査ルートとクモ発見地点

総調査距離=約57.1km ジョロウグモの総発見個体数N=1483

4. 結果及び考察

(1) 土壌動物および地表徘徊性動物の回復過程

Maxentモデルにより推定された現在の三宅島のみみズ類、シロアリ類、ヨコエビ類、ダンゴムシ類、ヤスデ類の分布予測図を図(3)-7に示す。これらの大型土壌動物の分布を規定する最も重要な要因は、みみズ類、ヨコエビ類とヤスデ類では噴火後0～3年のNDVI値であり、標高が重要な要因だったのがワラジムシ・ダンゴムシ類、傾斜が重要だったのがシロアリ類であった。分布予測の結果、これらの大型土壌動物は、噴火の激しかった地域からいったん姿を消し、現在徐々に標高が高く、噴火被害の著しい地域に分布を拡大させている事が示唆された。



図(3)-7 土壌動物および地表徘徊性動物の回復過程

三宅島2000年噴火後の地上系の応答

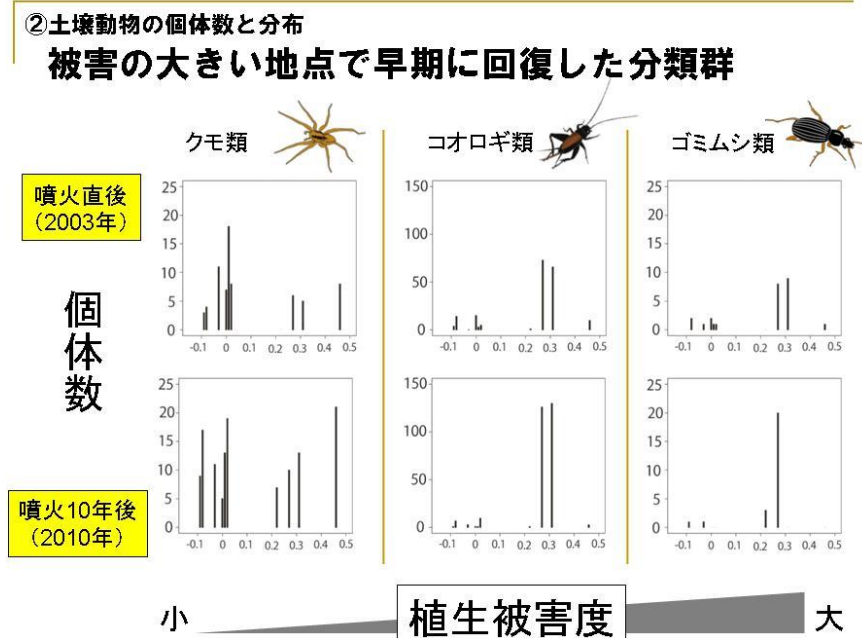
2000年噴火後、三宅島では地上部の生態系に属する生物群に対して、数多くの生態学的調査が実施されている。植生は、火山ガスの継続的放出の影響を受けて、未だ回復が完了していない(上條ら 2011)³²⁾。一部、植生が回復しつつあるものの(亀谷ら 2009)³³⁾、標高が高い地域では立ち枯れした木本が数多く確認される。衛星リモートセンシングを用いて島内の植生状況の変遷を広域的に評価した研究においても、島の広い地域で植生が被害を受け、未だに回復が完了していない地域が存在していることが報告されている(高橋ら 2011)²⁰⁾。この木本類の衰退に伴い、噴火被害の大きい地点ではカミキリムシ類やキイロクワハムシ(楨原ら 2008)³⁴⁾、ハスオビエダシヤクの幼虫(加藤・樋口 2006)³⁵⁾といった特定の昆虫類の異常発生が観察された。これは、木本が火山ガスの影響で弱体化し、昆虫類への防御機能を低下させた結果、昆虫類の食害が進行したか

らではないかと考察されている。また、鳥類は植生の衰退に伴い、種数が減少し、生息範囲を縮小させている事が報告されている（加藤・樋口 2011）³⁶⁾。しかし、ハスオビエダシヤクの幼虫が異常発生した地点での種数の増加、および生息範囲の拡大も報告されており、一概に植生の被害状況だけで鳥類の分布が説明されない事が示唆されている。

また、各生物群のみに焦点をあてた研究とは別に、種間の相互作用に焦点をあてて、噴火後の応答を調べた研究も存在する。阿部ら（Abe and Hasegawa 2008）³⁷⁾は三宅島2000年噴火後、被害の大きい地点と小さい地点で噴火耐性の高いヤブツバキ *Camellia japonica* とその主要なポリネーターであるメジロ *Zosterops japonica* の送粉共生系の応答を調べた。噴火被害の大きい地点では、被害の小さい地点に比べてヤブツバキの着葉率、開花率が減少し、全体の花資源量が低下した。しかし、メジロが行動圏を広げる事などによりその訪花活動を活性化させ、一つの花に対する着果率は上昇する事が示唆された。さらに、ヤブツバキの花粉の遺伝子の多様性を調べると、被害の小さい地点より大きい地点の方が高い事が分かった（Abe et al. 2011）³⁸⁾。この結果は、メジロの訪花活動の活性化は着果率だけでなく、遺伝子の多様性の増加にも寄与している事を示唆している。

大型土壌動物相が火山活動から受ける影響とその回復過程

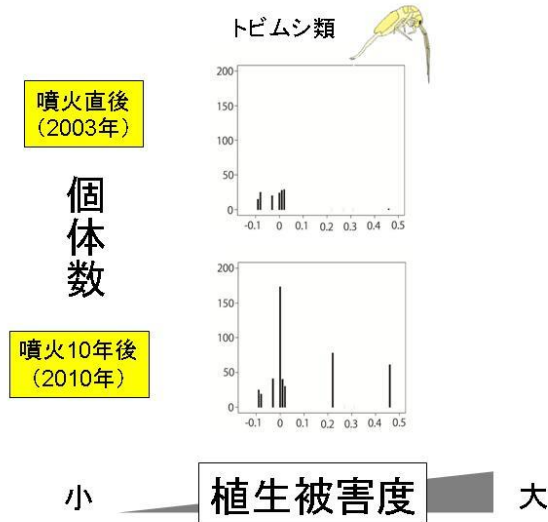
本研究では、西暦2000年に大規模噴火を起こした三宅島において、火山活動が大型土壌動物に与えた影響とその回復過程を調べた。噴火の影響とその回復過程に関する評価は、島内の被害度の異なる定点調査区における長期的な個体数観測と広域的な分布調査結果に基づくエコロジカル・ニッチモデリングの2項目によって実施した。



図(3)-8 被害の大きい地点で早く回復したクモ類、コオロギ類、ゴミムシ類

②土壌動物の個体数と分布

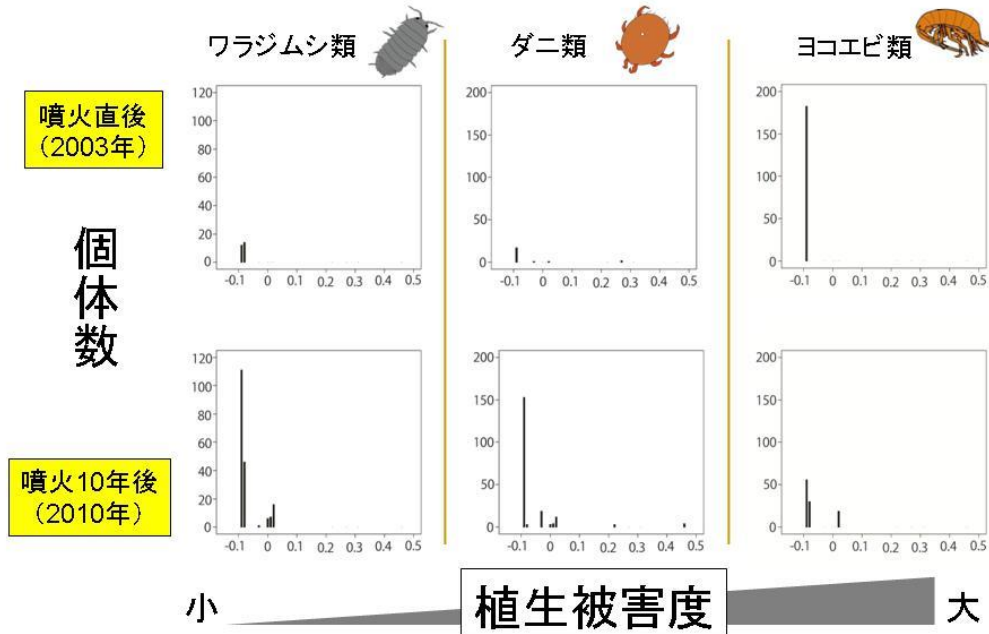
被害の大きい地点で絶滅後、10年で著しく回復した分類群



図(3)-9 被害の大きい地点で比較的早く回復したトビムシ類

②土壌動物の個体数と分布

被害の大きい地点で絶滅後、全く回復していない分類群



図(3)-10 被害の大きい地点で絶滅後、まったく回復していないワラジムシ類、ダニ類、ヨコエビ類

個体数の長期的定点観測の結果、対象とした8分類群において3つのパターンが観察された（図(3)-8, 9, 10）。コオロギ類（捕食者・落葉変換者）、ゴミムシ類（捕食者）、クモ類（捕食者）は植生被害の大きい地点において早期に個体数を回復させていた。この3分類群は大型土壤動物相の中でも比較的大型で、かつ歩脚が発達している分類群である。トビムシ類（落葉変換者）は、植生被害の大きい地点で一旦絶滅したものの、10年後には顕著に個体数を回復させていた。噴火10年後も個体が確認されなかった2地点は、火山ガスの長期的暴露により樹幹が消失し、調査地周辺にほとんどリターが存在しなかった地点である。ヨコエビ類（落葉変換者）、ワラジムシ類（落葉変換者）、ダニ類（捕食者）、ミミズ類（生態系改变者）は噴火直後、被害の大きい地点で個体数を減少させた後、10年が経過しても全く個体数が回復していなかった。

また、広域的な分布調査結果にもとづくエコロジカルニッチモデリングの結果、対象とした5分類群の噴火10年後の分布傾向は2つのパターンに区別された。ミミズ類、シロアリ類、ヤスデ類は標高の高い植生被害の大きい地域まで分布を拡大させている事が示唆された。一方で、ヨコエビ類、ワラジムシ類は標高が低く、植生被害の小さい地域に分布が制限されている事が予測された。この結果は、被害地への大型土壤動物の分布拡大パターンには、ヨコエビ類やワラジムシ類よりもミミズ類が大型である事や、シロアリ類が分散期に飛翔して分散する事など、分散能力の優劣が関わる事を示唆している。しかし、各生物群の分散能力は未だ解明されていないため、本研究ではその分布パターンの差異を引き起こす要因を解明することが出来なかった。

他の活火山や火山島においても、噴火直後、被害の大きい地域において地表徘徊性の無脊椎動物の応答を調べた研究は多く存在する。アメリカのワシントン州に位置するセントヘレンズ山においても、1980年に大規模な噴火が起きており、噴火に対する噴火口周辺の森林生態系の応答を明らかにするため、数多くの調査が実施されている（Dale et al. 2005）³⁹⁾。セントヘレンズ山噴火の事例においても、噴火直後にコオロギ類、ゴミムシ類、クモ類が早期に回復することが報告されている（Edwards and Sugg 2005）⁴⁰⁾。また、コオロギ類についてはインドネシアのクラカタウ諸島アナッククラカタウ島（Thornton 1996）⁴¹⁾やハワイ島のキラウエアカルデラ（Howarth 1979）⁴²⁾においても、噴火直後に大量発生することが報告されている。この事から、噴火直後の荒廃地におけるコオロギ類の大量発生やゴミムシ類、クモ類の早期の回復は普遍的な現象であると考えられる。

また、三宅島における地表徘徊性節足動物の主要な捕食者であるアズマヒキガエルやイタチの減少、および生息域の縮小によって、被害地におけるコオロギ類、ゴミムシ類、クモ類の早期の回復が引き起こされた可能性も訴えられている（長谷川・阿部 2006）⁸⁾。捕食 - 被食関係といった生物間相互作用の連鎖も、噴火後の各生物群の応答を解明する上で考慮しなければならない（図(3)-11）。

生物間相互作用を考慮に入れた大規模攪乱後の回復過程の長期的モニタリング

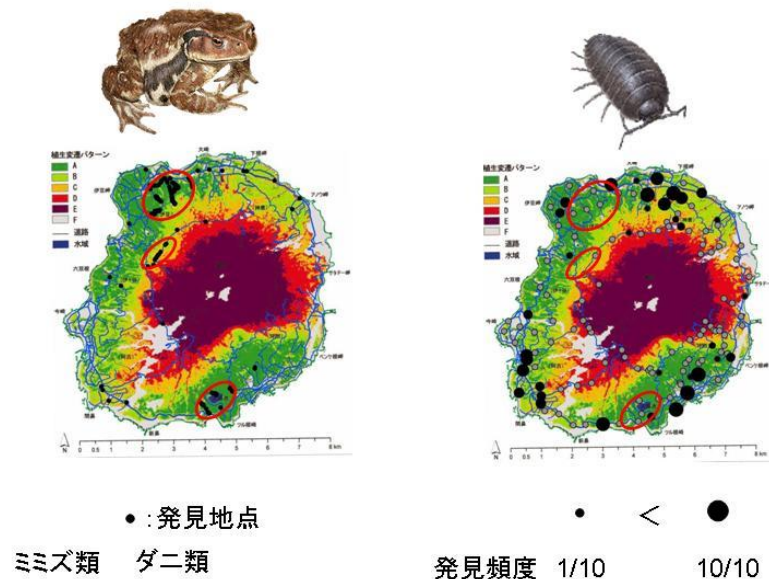
本研究により、土壤系に属する大型土壤動物相は、火山活動から地上系に属する生物群とは異なる回復のパターンを示すことが明らかとなった。また、大型土壤動物相の中でも、分類群によって回復パターンが異なることも明らかとなった。この結果は、各分類群の機能群や食性、噴火耐性、分散能力といった生活史特性によって回復パターンが異なる可能性を有している。しかし、各生物群の生活史特性について未解明な部分が多い事や、本研究で実施した調査のみで結論する

には、情報が足りない。また、三宅島噴火後のヤブツバキとメジロ間における送粉共生系の応答の事例 (Abe and Hasegawa 2008³⁷⁾, Abe et al. 2011³⁸⁾) のように、生物間相互作用の連鎖によって、対象生物の回復過程が説明される場合もある。

近年、地上系と土壌系は相互に作用しあっている証拠が報告され始めている。Deyn et al. (2003)⁴³⁾ は草原の草本群落を、土壌動物群集を実験的に操作する事で変化させる事に成功した。この結果は遷移前期の独占的な先駆種を主とする群落は遷移後期の土壌動物群集に対して弱く、群落の後期への移行が土壌動物群集によって促進されたからだと考えられている。また、Miyashita et al. (2003)⁴⁴⁾ は森林の林床で実験的に土壌から発生する飛翔性腐食昆虫量を制限すると、クモの個体数と種数が減少することを明らかにした。地上と土壌の関係は植物を直接介在しなくとも存在し、陸上生態系において生物多様性と生態系機能の維持に重要な役割を担っている事が示唆されている。

これらの先行研究を考慮に入れると、本研究で示された大型土壌動物相における異なった回復パターンも、地上系と土壌系の相互作用によって説明される可能性が考えられる。また、大型土壌動物相はある生態系の分解系に寄与する分類群である事から、大型土壌動物相の回復パターンの差異がリターの分解速度に違いをもたらす事も想定される。今後、捕食 - 被食関係や各分類群の生態系機能に着目した調査・研究が実施される事で、より普遍的な伊豆諸島の島嶼生態系の回復過程が解明される事が期待される。

アズマヒキガエル（捕食者）とワラジムシ類（被食者）の分布



図(3)-11 ワラジムシ・ダンゴムシ類に対する外来ヒキガエルの影響。

ヒキガエルは産卵池となる止水環境の周囲に分布が制限され、結果的にそのエリアからワラジムシ類が減少している。

(2) 三宅島におけるオカダトカゲの分布予測

阿古、伊ヶ谷、神着、坪田地区で行ったルートセンサスによる分布調査の結果、個体51地点、糞17地点の合計68地点の分布地点情報を獲得することが出来た。その内の47地点（69.12%）が石垣周辺、19地点（27.94%）が茂み周辺、2地点（2.94%）がその他の環境で得られた。林道上に設定した130地点では、オカダトカゲの個体及び、糞を発見することは出来なかった。分布地点の約70%が石垣であったことと、全島調査で石垣があったのが8ヶ所であることから、オカダトカゲは石垣に偏った分布を示すと言って良いだろう。

分布予測の結果、生息適地のほとんどが島の海岸線沿いに散在する集落周辺に位置していることがわかった（図(3)-12）。

三宅島におけるオカダトカゲの分布予測結果

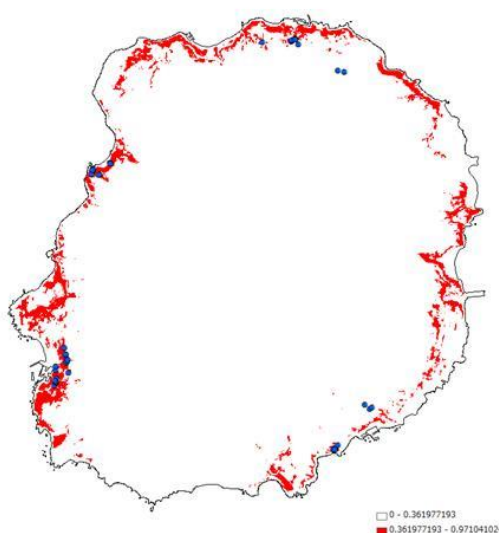


表1. ルートセンサスでオカダトカゲを発見した地点の周辺環境と、全島で分布調査をした地点の環境の対比
全島調査での調査地点全130地点中8地点でしか石垣が確認出来なかったが、オカダトカゲの分布地点の約70%が石垣に偏った分布を示している。

	オカダトカゲの 発見地点数	全島規模でオカダ トカゲの 分布を調べた場所
石垣	47	8
林縁の茂み	19	78
草地	0	30
裸地	0	11
その他	2	9
計	68	130

図(3)-12 三宅島におけるオカダトカゲの分布記録と予測された分布

得られた分布モデルはOmission rateとROC解析の2つで評価した。Omission rateは在データがどれほど予測された生息適地に適応しているかと、生息適地が環境内にどれほど存在しているかを示し、島全体の面積に対して生息適地は比較的小さいことを読み取ることができる。

ROC解析はモデルの精度を評価する解析手法である。ROC曲線とy軸とy=1の直線が成す面積の値であるArea under the curve (AUC) が1に近いほどモデルの精度が高いことを示し、本研究での分布予測モデルはAUC=0.894であり、精度は決して低くないと言える。環境データの評価から、標高が低く、近くに急な傾斜が存在し、植生の働きが中程度の住宅地周辺に生息適地が存在することが読み取れた。

三宅島ではイタチの導入以前には、島内のあらゆる環境下でオカダトカゲが見られたが、導入後島内の大半の地域から姿を消してしまい、現在では民家の周辺の石垣を中心に生存しているに

過ぎない（環境庁自然保護局野生生物課，2000）¹⁹⁾。本研究の分布予測からも生息適地のほとんどが失われており、すでに指摘されているように標高が低く、近くに急な傾斜が存在し、植生の働きが中程度の住宅地周辺に生息適地が多く存在していることが示唆された。ニホンイタチ導入後、オカダトカゲは住宅地やその周辺の農地の石垣などをおもな生息場所として生き残っているが、これらの石垣は、1980年代半ばより進められている道路の拡張工事にもともなって撤去され、あるいはオカダトカゲが隠れ場所として利用できない、隙間の無いコンクリート製のものに置き換えられてきており、生息環境は悪化していると言われている（環境庁自然保護局野生生物課，2000）¹⁹⁾。今回の分布調査の結果、オカダトカゲは石垣に完全に依存しているわけではないということが示唆された。石垣が捕食者を回避するための隠れ場所になっているということは間違いないと考えるが、それ以外にも隠れ場所や捕食者を寄せ付けない環境を選択し生息していると考えられる。環境要因の評価からも、「100m圏最大傾斜角」や「住宅地からの距離」は重要な環境であると評価されている。「100m圏最大傾斜角」が大きいほど、また「住宅地からの距離」が小さいほどその生息確率が高くなる傾向が見られる。急な傾斜地であることや、住宅地周辺の石垣、金網、土嚢、材木、または民家そのものなどの人工物などがオカダトカゲの生育に有利な環境を与えていると考えられる。

今回得た分布予測には分布地点情報の偏りや、微環境データの欠如による、不確実性が存在する。本研究ではMaxEntが在データのみで分布予測を行うことが出来るという点に着目し、分布地点情報をより多く獲得することを優先した調査方法をとった。しかしこのような調査範囲を狭めた集中的な調査では、分布地点情報の偏りが大きくなってしまったことは否定できない。少しでも偏りを軽減するために、無作為に選出した130地点でも分布調査を行うという手段をとったが、本研究での調査方法によるデータの偏りが拭いきれたとは必ずしも言い切れない。その結果、6つの環境要因の中で「DEM」が最も重要であるという結果が導きだされたのではないかと。実際、調査範囲として設定した阿古、伊ヶ谷、神着、坪田の集落はそれほど標高が高くない場所に位置していた。分布調査の結果、全8日間で68地点もの分布地点情報を獲得できたのは予想を上回る結果であったが、今後もこのペースで分布地点情報を獲得できると仮定し、標高の低い集落に限らず、標高の高い範囲や雄山の中腹部での調査を行い、そうして得られた分布地点情報を用いることでMaxEntによる分布予測はより確実性の高いものになると考える。

さらに環境データでは他の生物の影響として「NDVI」を、人の影響として「住宅地からの距離」を使用した。三宅島では2000年8月の雄山の噴火によって植生が著しく変遷しており（高橋ほか，2011）²⁰⁾、現在の植生図等のデータを入手することが非常に困難となっている。代わりとして植生の活性度を示すNDVIを用いたことにより、NDVI値が0付近の環境で生息確率が高くなるという結果が得られたが、三宅島においてどのような植生が中程度のNDVI値を示すのかはわかっていない。同様に「住宅地からの距離」を用いて考慮した人の影響においても、どのような人の活動によりオカダトカゲの生息確率が高くなるのか、そのしくみについては十分な説明はなされていない。詳細な生息適地を把握するには、植生や人工物、餌生物などの他の生物の影響などの微環境データ等を加えた分析が必要である。

今後、先述した様に分布調査方法の改善による分布地点情報の偏りの軽減、微環境についての考慮により、より詳細な生息適地を把握し、三宅島のオカダトカゲ個体群の存続に役立てたい。

また生息適地についてより詳しく研究なされれば、三宅島だけに限らず、八丈島、青ヶ島のオカダトカゲ個体群の保全に新しい策を講じることが可能となるだろう。

(3) 三宅島における火山活動がクモ類の分布に与える影響

三宅島で確認されたクモ類について、調査結果を表(3)-2に示す。合計101地点での調査の結果、同定不可能であった個体を除いて、15科45種のクモ類が種レベルまで判別でき、造網性クモ類は6科20種、徘徊性クモ類は9科25種であった。最も多く確認できたのは、円網を張るクモ類 (Guild6) で計327個体、次いで地表徘徊性クモ類 (Guild1) で計282個体となった。

表(3)-2 伊豆諸島三宅島で採集され、同定できたクモ類の目録。2013年9月採集。

分類群	科名	種名	学名	個体数				
Guild1	ネコグモ科	Corinnidae	ヤバネウラシマグモ	<i>Phrurolithus pennatus</i>	1			
		Lycosidae	ウツキコモリグモ	<i>Pardosa astrigera</i>	123			
	コモリグモ科	Lycosidae	チビコモリグモ	<i>Pirata procurvus</i>	49			
			ハラクロコモリグモ	<i>Lycosa coelesis</i>	1			
			クラークコモリグモ	<i>Pirata clercki</i>	2			
			スナハラコモリグモ	<i>Pardosa takahashii</i>	2			
			トラフワシグモ	<i>Drassodes serratidens Schenkel</i>	2			
			クロケムリグモ	<i>Zelotes tortuosus Kamura</i>	1			
			ハイタカグモ	<i>Haplodrassus pugnans</i>	5			
			シボグモ科	Ctenidae	シボグモ	<i>Anahita fauna</i>	54	
			ミヤマシボグモ科	Zoridae	シボグモモドキ	<i>Zora spinimana</i>	2	
			ウエムラグモ科	Liocranidae	イタチグモ	<i>Itatsina praticola</i>	40	
			Guild2	ハエトリグモ科	Salticidae	ウデフトハエトリ	<i>Harmochirus insulanus</i>	3
マガネアサヒハエトリ	<i>Phintella arenicolor</i>	7						
ミスジハエトリ	<i>Plexippus setipes</i>	4						
アメイロハエトリ	<i>Synagelides agoriformis</i>	2						
アオオビハエトリ	<i>Siler cupreus</i>	19						
マミジロハエトリ	<i>Evarcha albaria</i>	9						
ヤハズハエトリ	<i>Marpissa elongata</i>	2						
アリグモ	<i>Myrmarachne japonica</i>	1						
Guild3	カニグモ科	Thomisidae				ハナグモ	<i>Misumenops tricuspdatum</i>	8
						コバナグモ	<i>Diaea subdola</i>	11
			トラフカニグモ	<i>Tmarus piger</i>	3			
			アズマカニグモ	<i>Xysticus insulicola</i>	2			
			イオウハシリグモ	<i>Dolomedes sulfureus</i>	1			
Guild4	タナグモ科	Agelenidae	コクサグモ	<i>Agelena opulenta</i>	3			
	ヤチグモ科	Coelotidae	ヤマヤチグモ	<i>Tegeocaelotes corasides</i>	6			
			メガネヤチグモ	<i>Coelotes kitazawai</i>	19			
			シモフリヤチグモ	<i>Iwogumoa insidiosus</i>	4			
Guild5	サラグモ科	Linyphiidae	ヤガスリサラグモ	<i>Neriere albolimбата</i>	25			
			ムネグロサラグモ	<i>Linyphia nigripectoris</i>	39			
			スソグロサラグモ		1			
Guild6	コガネグモ科	Araneidae	ミナミノシマゴミグモ	<i>Cyclosa confusa</i>	131			
			ギンメッキゴミグモ	<i>Cyclosa argenteoalba</i>	95			
			ヘリジロオニグモ	<i>Neoscona subpullata</i>	27			
			コガネグモダマシ	<i>Larinia argiopiformis</i>	34			
			ホシスジオニグモ	<i>Neoscona theisi</i>	2			
			マルゴミグモ	<i>Cyclosa vallata</i>	8			
			アシナガグモ科	Tetragnathidae	チュウガタシロカネグモ	<i>Leucauge blauda</i>	30	
			Guild7	ヒメグモ科	Theridiidae	オオヒメグモ	<i>Achaeearanea tepidariorum</i>	4
						ヒメグモ	<i>Achaeearanea japonica</i>	7
						ホシミドリヒメグモ	<i>Chryso foliata</i>	1
ハンゲツオスナキグモ	<i>Steatoda cingulata</i>	3						
シロカネイソウウグモ	<i>Argyrodes bonadea</i>	1						
フタオイソウウグモ	<i>Neospintharus fur</i>	2						
合計							796	

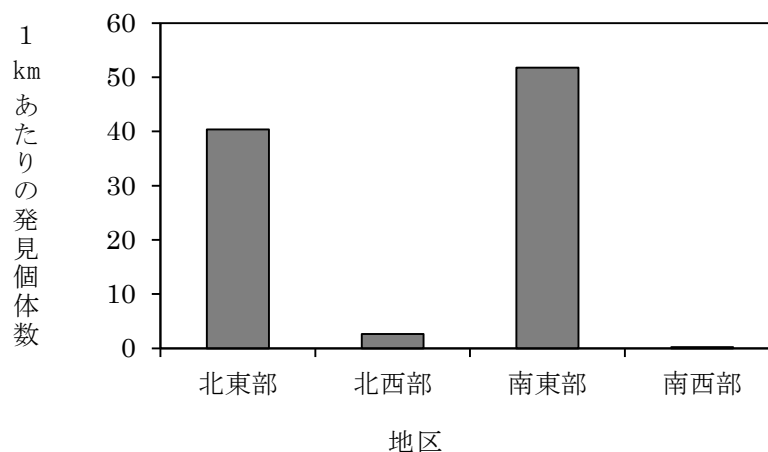
「各地点でのクモ類の総採取個体数」を目的変数とする解析で、最もAICの低かったモデルは、「植生被害度」のみを組み込んだモデルであった。ただし、AIC値を比較すると、「標高」を組み込んだモデルも、ベストモデルとほとんど差は見られなかった ($\Delta AIC=0.01$)。「各地点での多様度指数」では、「植生被害度」のみを組み込んだモデルがベストモデルとして選択された。次いで「植生被害度」と「標高」を含んだモデルが選ばれているが、「標高」の係数は極めて小さな値 ($2.798e-05$) であった。また、信頼性の高いモデルの上位4つは全て「植生被害度」が組み込まれたモデルであった。

「各地点での造網性クモ類の総採取個体数」では、「植生自然度」と「植生被害度」を組み込んだモデルが最もAIC値が低くベストモデルとなった。 ΔAIC が2以下のモデルは全て「植生自然度」が組み込まれたモデルであった。「各地点での造網性クモ類の多様度指数」では、「植生被害度」のみを組み込んだモデルがベストモデルとなった。次いで「植生被害度」と「標高」を含んだモデルが選ばれているが、信頼性の高いモデルの上位4つは全て「植生被害度」が組み込まれたモデルであった。

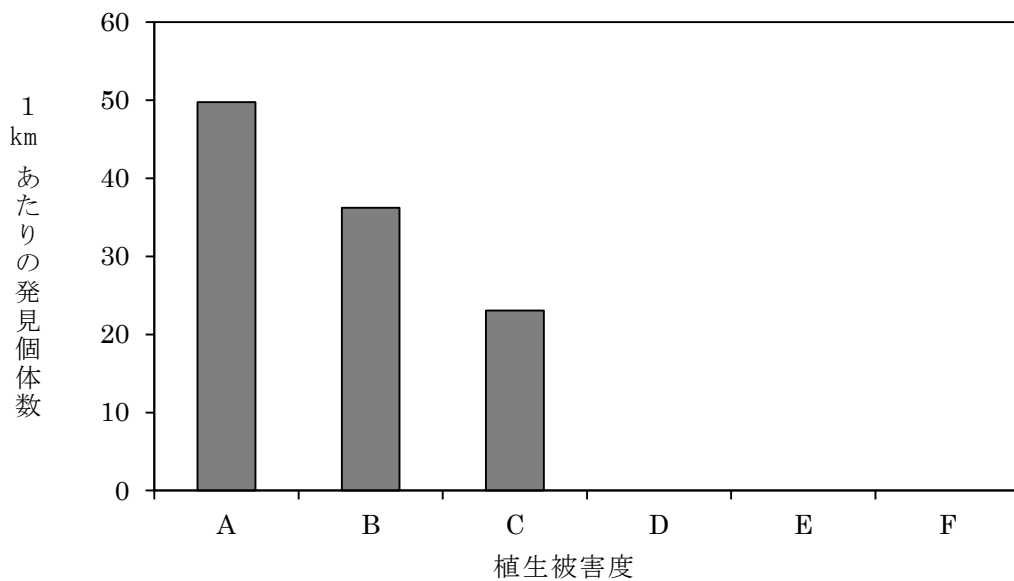
「各地点での徘徊性クモ類の総採取個体数」では、最もAICが低くなったのは、「標高」のみを組み込んだモデルであり、負の関係があった。次いで選ばれたモデル ($\Delta AIC=0.38$) はNullモデルであった。「各地点での徘徊性クモ類の多様度指数」では、どの説明変数も含まないNullモデルがベストモデルとして選択された。

ジョロウグモの分布特性と回復状況

ジョロウグモの発見地点は島の北東部と南東部で目立つ結果となった (図(3)-6,13)。これは、終 (未発表) の調査結果とも似た傾向であり、島の北西部や南西部ではジョロウグモはあまり確認されなかった。各地域における1kmあたりの発見個体数 (相対的な生息密度) は、Aで49.7個体、Bで36.2個体、Cで23.1個体、Dで0個体、Eで0個体、Fで0個体であった (図(3)-14)。



図(3)-13 各地区におけるジョロウグモの相対密度 (1kmあたりの発見個体数)



図(3)-14 各植生被害度におけるジョロウグモの相対密度（1kmあたりの発見個体数）

考 察

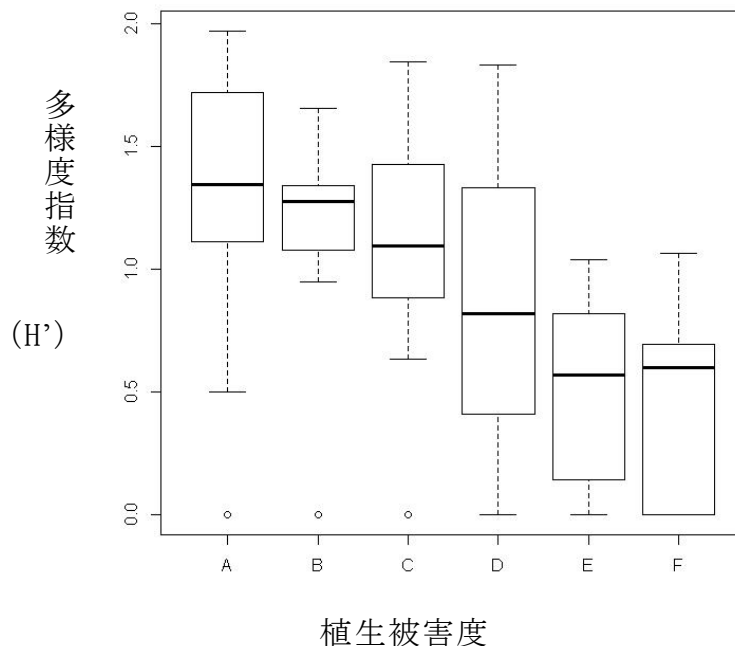
今回の野外調査で、三宅島から確認できたクモの個体数を比較してみると、種によってかなりばらつきが大きいことがわかった。徘徊性クモ類の中で最も個体数の多かったウツキコモリグモは、人家の庭先から平地、山野にいたるまで、最も普通に個体数多く見られるコモリグモ科の一種である（千国 2008）²⁷⁾とされ、噴火の影響を受けた環境でもその個体数は多く見られた。コガネグモ科のコガネグモダマシは、山地や溪流の近く、またはススキの草原などに多く生息している（千国 2008）²⁷⁾。本研究でもコガネグモダマシは計34個体を確認することができ、そのほとんどが噴火被害の大きい植生被害度Fの地域であった。これは、噴火被害度の大きい地域にはハチジョウススキが優先しているためだと考えられる。上條ら（2011）³²⁾の研究でも、三宅島では2000年噴火後の遷移初期におけるハチジョウススキの優占が特徴となるとの報告もある。また、マルゴミグモは、もともと南方系で海岸部に生息する種であったが、近年急激な北上傾向にあり、2008年には東京都心部での確認が報告されている（新海 2008）⁴⁵⁾。本研究でもオス、メス合わせて8個体を確認することができた。

三宅島の各地点で採集されたクモ類の総個体数に最も影響を与えているのは「植生被害度」であった。ベストモデルに近いモデルとして「植生被害度」と「標高」が組み込まれたモデルが選ばれており、「標高」は負の影響を及ぼしている。これは、クモ類の中には生息上限標高のある種が含まれているためだと考えられる。今回確認できたクモ類の中では、ヒメグモ450m、ハナグモ540m、アリグモ550m、コクサグモ710mが報告されている（池田ら 2007）⁴⁶⁾。また、「各地点での多様度」には「植生被害度」が大きな影響を与えており、植生被害の軽微なところほど多様度指数が高いことがわかった（図(3)-15）。

更に、造網性クモ類と徘徊性クモ類で分けた解析の結果について、「各地点での造網性クモ類

の総採取個体数」には、「植生自然度」と「植生被害度」が関係していることがわかった。この2つの要因のうち「植生自然度」の方がより強く造網性クモ類の個体数に影響していた。これは、造網性クモ類がその生活型から網を張る空間や樹木、草本を必要とするため、植生などの環境条件が個体数に影響していると考えられる。本田（1977）⁴⁷⁾でも、造網性クモ類が網を張るためには、網が存在するための造網空間と、造網作業をするための拠点となる造網足場が必要で、造網空間と造網足場との関係は、空間的にみて相補的不可分な関係にあるとされている。また、「各地点での造網性クモ類の多様度指数」に強く影響しているのは「植生被害度」であり、植生被害の軽微なところほど多様度指数は高いことがわかった。

三宅島の各地点における徘徊性クモ類の総採取個体数は、「標高」から負の影響を受けていることがわかった。これは、標高が上がると個体数が減少することを示しているが、説明変数なしのNullモデルとAIC値に2以上の差は見られない（ $\Delta AIC=0.38$ ）ことから、個体数と標高の間にそれほど強い関係があるとは言えないだろう。徘徊性クモ類の個体数が「植生被害度」の影響を受けていないのは、徘徊性クモ類が造網性クモ類のように網を張る環境を必要としないためだと考えられる。次に「徘徊性クモ類の各地点での多様度」は、「植生自然度」「植生被害度」「標高」のどれからもほとんど影響を受けていないことがわかり、値を比較しても各植生被害度で大きな差は見られなかった。



図(3)-15 植生被害度とクモ類全体の多様度指数の関係

三宅島各地点でのクモ類全体の多様度、造網性クモ類の多様度、徘徊性クモ類の多様度の解析結果より、クモ類全体の多様度が「植生被害度」と強く関係していたのは、造網性クモ類の影響が大きいためだと考えられ、噴火による植生の被害が依然としてクモ類、特に造網性クモ類の個体数や多様性に影響していることが示唆された。

これまで三宅島では、噴火による攪乱に対する陸上生態系の応答について様々な生物群を対象に研究がされてきた。コオロギ類、クモ類、ゴミムシ類といった捕食者に含まれる分類群は、三宅島噴火後の2002年には、噴火被害の大きな地域で豊富に採取され（長谷川・阿部 2006）⁸⁾、その後の2010年には、コオロギ類、クモ類は被害の大きな地域でも個体数を回復させたが、ゴミムシ類の個体数には減少傾向が見られることが報告されている（柗 2012）⁴⁸⁾。ヨコエビ類、ワラジムシ類、ミミズ類、トビムシ類といった落葉変換者に含まれる分類群は、噴火直後の2002年には、噴火被害の極めて軽微な地域でしか採取されず（長谷川・阿部 2006）⁸⁾、ヨコエビ類、ワラジムシ類、ミミズ類に関しては、噴火から10年後の2010年にも、噴火被害の小さい地域でしか確認できないことが明らかになった（柗 2012）⁴⁸⁾。このように、生物によって噴火による攪乱への応答には差が見られる。本研究によって、比較的噴火被害に強いと思われていたクモ類の中でも、生活型の違い（造網性や徘徊性）によってその応答が異なり、造網性クモ類の方がより顕著に噴火の影響を受けていることが明らかとなった。

ジョロウグモの分布特性と回復状況

結果2より、ジョロウグモの発見地点は植生被害度A～Cに限られていることがわかった。各植生被害度での相対的な生息密度を比較すると、ジョロウグモを発見できた地点の中でも植生被害度Aの地域に最も多く生息し、相対密度は $A > B > C$ であることが明らかとなった。このように、植生被害の軽微な地域ではジョロウグモの生息密度が高いといった分布特性は、噴火から9年後に行われた柗（2010）³¹⁾と同様の傾向であった。しかし、柗の研究では、被害度Eの地域を除く全ての被害度でジョロウグモを発見できたのに対し、本研究において被害度D～Fの地域では1個体も確認できなかった。本調査では柗の調査に比べ総移動距離が半分以下の57kmほどであり、発見できなかった個体が被害度D～Fの地域にも生息している可能性はあると考えられる。また、各植生被害度の相対的な生息密度を本研究と柗（2010）³¹⁾の結果と比較すると、今回の方が圧倒的に生息密度が高く、噴火後13年の間にジョロウグモは徐々にその個体数を回復させたと考えられる。しかし、植生被害度の軽微な地域に偏在していることから、依然として噴火被害による影響を受けていると考えられる。

各地区での相対的な生息密度は島の北東部と南東部で高く、北西部と南西部との差は明らかである。被害度の軽微な北西部でジョロウグモが低密度にしか生息していない理由は、本研究で明らかにすることはできなかった。そのため今後、細かな植生状況や鳥類などの捕食者といった要因も考慮した調査が必要になってくるだろう。

5. 本研究により得られた成果

(1) 科学的意義

火山噴火の激しい影響から回復する過程において、外来種はそのプロセスに大きく干渉している。三宅島生態系が火山の影響から本来の姿に回復する過程において、外来種の排除が重要な課題であることを確認した。

(2) 環境政策への貢献

<行政が既に活用した成果>

オカダトカゲの生息状況に関する調査成果を、2011年度に行われた東京都のRDB種検討の基礎資料として活用し、三宅島の個体群は、絶滅の恐れのある地域個体群に指定された。また、2011年度から2013年度の3年間に亘って、東京都は三宅島の外来種対策に関する基礎調査を計画・実施したが、その際、本研究の成果に基づいて調査計画に助言した。

<行政が活用することが見込まれる成果>

森林生態系を構成する樹木が生き残り、植生が回復して、一見して健全な生態系が戻ってきたように見えても、落ち葉層の主要な大型土壌動物は火山灰による被覆等によって一旦死滅し、その後容易には回復していない。噴火被害を免れた森林が道路など人工的な建築、建設物によって隔離されていると、落ち葉層の分解に寄与する大型土壌動物等の移動・回復が阻害されている可能性がある。落ち葉の分解者を欠く森林で、分解過程など生態系の物質循環に負の影響が認められる場合、噴火被害を免れた森林から植生の回復した樹林地へ落ち葉層の移植を行うことで、生態系機能の復元を補助することが期待される。本研究では、この仮説検証のための野外実験を行わなかったため、今後野外実験によってその有効性と妥当性を検証する必要がある。

6. 国際共同研究等の状況

特に記載すべき事項はない。

7. 研究成果の発表状況

(1) 誌上発表

<論文（査読あり）>

- 1) Abe H, Ueno S, Takahashi T, Tsumura Y and Hasegawa M (2013) Resilient plant-bird interactions in a volcanic island ecosystem: pollination of Japanese camellia mediated by the Japanese White eye. *PloS one* 8(4), e62696
- 2) Brandley MC, Kuriyama T and Hasegawa M (2014) Snake and Bird Predation Drive the Repeated Convergent Evolution of Correlated Life History Traits and Phenotype in the Izu Island Scincid Lizard (*Plestiodon latiscutatus*). *PloS one* 9(3), e92233

<査読付論文に準ずる成果発表>

特に記載すべき事項はない。

<その他誌上発表（査読なし）>

特に記載すべき事項はない。

(2) 口頭発表（学会等）

特に記載すべき事項はない。

(3) 出願特許

特に記載すべき事項はない。

(4) シンポジウム、セミナー等の開催（主催のもの）

- 1) 2012年2月25日 三宅島村立アコッコ館にて、島民及び高校生を対象に、噴火後の土壌動物相の回復過程と、オカダトカゲの生息状況に関するセミナーを開催し、約15名の参加者を得た。
- 2) 教員免許更新講習の開催。2012年8月21日（火）－24日（金）と2013年8月22-25日に、中学及び高校の理科教員を対象に、三宅島において、伊豆諸島の生物を対象にしたフィールドワークを行い、身近な島々において島の生物の具体的な進化が観察できることを学ぶ。形態計測や行動観察で得られたデータを解析し、地理的変異の実態を把握し、野外調査で進化と生態学を学ぶ教材の開発につなげた。

(5) マスコミ等への公表・報道等

特に記載すべき事項はない。

(6) その他

特に記載すべき事項はない。

8. 引用文献

- 1) Rouse J. W., Haas R. H., Schell J. A., Deering D. W. 1973. Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS. Third ERTS Symposium, NASA SP-351 I 309-317.
- 2) Yamaguchi Y, Kahle A, Tsh H, Kawakami T, Pniel M. 1998. Overview of Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer (ASTER). IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, 36 : 1062-1071.
- 3) Holben B.N. 1986. Characteristics of maximum-value composite images from temporal AVHRR data. 7 : 1417-1434.
- 4) Levelle P, Bignell D, Lepage M, Wolters V, Poger P, Ineson P, Heal O.W., Dhillion S. 1997. Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers. Eur. J. Soil. Biol, 33 : 159-193.
- 5) 金子信博・伊藤雅道. 2004. 土壌動物の生物多様性と生態系機能. 日本生態学会誌, 54:201-207.
- 6) Yamaguchi T and Haruki M. 2003. Developing soil from nutrient-poor volcanic ash using earthworms and leaf litter. J. Jpn. Soc. Reveget. Tech, 28 : 417-425
- 7) 長谷川雅美・阿部晴恵・一澤圭・国武陽子・樋口広芳. 2003. 伊豆諸島三宅島の火山噴火による陸上生態系への影響と噴火後の回復過程 平成13年度～平成15年度 科学研究費補助金（基盤研究（B）（2）） 研究成果報告書. 樋口広芳・恒川篤史・加藤和弘・長谷川雅美・上條隆志（編）. 132pp.
- 8) 長谷川雅美・阿部晴恵. 2006. 三宅島の噴火が島嶼生態系に及ぼした影響と回復過程—生物間相互作用からみた三宅島の生態系の一側面—. 森林科学, 46 : 24-27.
- 9) 安倍琢哉. 1989. シロアリの生態—熱帯の生態学入門. 東京大学出版会, 東京, 156pp.
- 10) 金子信博・鶴崎展巨・布村昇・長谷川元洋・渡辺弘之. 2007. 土壌生態学への招待[採集からデータ解析まで], 東海大学出版会, 神奈川, pp. 106-107.
- 11) 金子信博・鶴崎展巨・布村昇・長谷川元洋・渡辺弘之. 2007. 土壌生態学への招待[採集からデータ解析まで], 東海大学出版会, 神奈川, 17pp.

- 12) Richardson, A. M. M. and Morton P. M. 1986. Terrestrial amphipods (Crustacea, Amphipoda, F. Talitridae) and soil respiration. *Soil Biology & Biochemistry*, 15 : 463-467.
- 13) Hasegawa M. 1994. Insular Radiation in life history of the lizard *Eumeces okadae* in the Izu islands, Japan. *Copeia*, 3 : 732-747.
- 14) Hasegawa M. 1999. Impact of the introduced weasel on the insular food webs. In Ota H (ed.) *TROPICAL ISLAND HEPPETOFAUNA : Origin, current diversity, and conservation*, Elsevier, pp.129-154.
- 15) Paoletti M. G. and Hassall M. 1999. Woodlice(Isopoda : Oniscidea) : their potential for assessing sustainability and use as bioindicators. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74 : 157-165.
- 16) 長谷川雅美. 2002. イタチ放獣と噴火の両生爬虫類への影響. *遺伝*, 56 : 48-50.
- 17) 金子信博. 2007. 土壤生態学入門 土壤動物の多様性と機能. 東海大学出版会, 神奈川, 101pp.
- 18) Phillips, E. J., S. J. Hastie, T. Dudik, M. Chee, Y. E. and Yates, C. J. (2011) A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions*, 17 : 43-57
- 19) 環境庁自然保護局野生生物課 (2000) 改訂・日本の絶滅のおそれのある野生生物—レッドデータブック—(爬虫類・両生類). 財団法人 自然環境研究センター :66-67
- 20) 高橋俊守, 加藤和弘, 上條隆志. 2011. 衛星リモートセンシングによる三宅島2000年噴火後の植生モニタリング. *日本生態学会誌*, 61 : 167-175.
- 21) 笹岡文雄. 2011. 伊豆諸島・三宅島における地中性クモ類及びその他のクモ. *KISHIDAIA*, 99 : 38-44
- 22) 山西亜希・上條隆志・恒川篤史・樋口広芳. 2003. 衛星リモートセンシングによる伊豆諸島三宅島2000年噴火の植生被害の把握. *ランドスケープ研究*, 66 : 473-476.
- 23) 恒川篤史・山西亜希. 2006. 人工衛星がとらえた三宅島噴火後の植生変動. *森林科学*, 46 : 11-15.
- 24) 亀谷行雄・戸田浩人・花岡功大・生原喜久雄. 2009. 三宅島2000年噴火後の森林植生の回復. *東京農総研研報*, 4 : 11-16.
- 25) 小野展嗣. 2009. 日本産クモ類. 東海大学出版会.
- 26) 新海栄一. 2006. 日本のクモ. 文一総合出版, 東京, 225pp.
- 27) 千国安之輔. 2008. 日本クモ類大図鑑改訂版. 偕成社, 東京, 221pp. 245pp.
- 28) Uetz, G. W., J. Halaj and A. B. Cady. 1999. Guild structure of spiders in major crops. *The Journal of Arachnology* , 27 : 270-280.
- 29) 宮下直. 2000. クモの生物学. 東京大学出版会, 東京, 227pp.
- 30) 高橋俊守・加藤和弘・上條隆志. 2008. 衛星リモートセンシングによる三宅島2000年噴火後の植生回復過程の評価. *ランドスケープ研究*, 71 : 539-542.
- 31) 柗雅実. 2010. 三宅島噴火9年後のジョロウグモの分布 東邦大学理学部生物学科 卒業論文
- 32) 上條隆志, 川越みなみ, 宮本雅人. 2011. 三宅島2000年噴火後の植生変化. *日本生態学会誌*, 61 : 157-165.
- 33) 亀谷行雄・戸田浩人・花岡功大・生原喜久雄. 2009. 三宅島2000年噴火後の森林植生の回復. *東京農総研研報*, 4 : 11-16.

- 34) 槇原寛・星元規・岡部宏秋・鎌田淳史・安岡竜太. 2008. 噴火後7年目の三宅島で異常発生したキイロクワハムシ. 森林防疫, 57 : 118-123.
- 35) 加藤和弘・樋口広芳. 2006. 三宅島2000年噴火・鳥類への影響と回復. 森林科学, 46 : 16-19.
- 36) 加藤和弘, 樋口広芳. 2011. 三宅島2000年噴火後の退行・回復にともなう鳥類群集の変化. 日本生態学会誌, 61 : 177-183.
- 37) Abe H and Hasegawa M. 2008. Impact of volcanic activity on a plant-pollinator module in an island ecosystem : the example of the association of *Camellia japonica* and *Zosterops japonica*. Ecological Research. 23 : 141-150.
- 38) Abe H, Ueno S, Tsumura Y, Hasegawa M. 2011. Expanded home range of pollinator birds facilitates greater pollen flow of *Camellia japonica* in a forest heavily damaged by volcanic activity. In : Isagi Y, Suyama Y (ed), Single Pollen Genotyping, 47-62. Springer, Japan.
- 39) Dale V.H., Swanson F.J., Crisafulli C.M. ed. 2005. Ecological Responses to the 1980 Eruption of St. Helens. Springer, New York.
- 40) Edwards J.S. and Sugg P.M. 2005. Arthropods as Pioneers in the Regeneration of Life on the Pyroclastic-Flow Deposits of Mount St.Helens. In Dale VH, Swanson Fj, Crisafulli CM (ed.) Ecological Responses to the 1980 Eruption of St. Helens. Springer, New York. pp.130-134.
- 41) Thornton, I.W.B. 1996. Krakatau. The destruction and reassembly of an island ecosystem. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts, USA.
- 42) Dey De Deyn, G. B., Raaijmakers, C. E., Zoomer, H. R., Berg, M. P., de Ruiter, P. C., Verhoef, H. A. et al. 2003. Soil invertebrate fauna enhances grassland succession and diversity. Nature, 422 : 711-713.
- 43) Howarth, F.G. 1979. Neogeoaeolian habitats on new lava flows on Hawaii Island : An ecosystem supported by windblown debris. Pacific Insects, 20 : 133-144.
- 44) Miyashita T, Takada M, Shimazaki A. 2003. Experimental evidence that aboveground predators are sustained by underground detritivores. Oikos, 103: 31-36.
- 45) 新海栄一. 2008. 国会議事堂前に出現した熱帯性のクモについて. Acta Arachnologica, 57(2) : 120.
- 46) 池田博明・谷川明男・初芝伸吾・安藤昭久・貞元己良・新海栄一. 2007. II クモ類. 丹沢大山総合調査学術報告書. 269-274.
- 47) 本田重義. 1977. 造網性クモ類の造網環境について. ACTA ARACIINOL, 27 : 283-297.
- 48) 柗雅実. 2012. 火山活動が大型土壌動物相の分布と個体数に与える長期的な影響, 2000年の三宅島噴火を例に 東邦大学大学院理学研究科生物学専攻 修士論文

Recovery process of ecosystem on the Miyakejima Island after the volcanic eruption in 2000 and its implication to ecological management and restoration

Principal Investigator: Kazuhiro KATOH

Institution: Graduate School of Agricultural and Life Sciences, the
University of Tokyo

Tel/ Fax: +81-3-5841-5077

E-mail: aster@tokyo.email.ne.jp

Cooperated by: Tsukuba University, Toho University

[Abstract]

Key Words: Miyakejima Island, volcanic eruption, vegetation, soil, bird, endangered species, *Plestiodon latiscutatus*, recovery of ecosystem, satellite imagery, structural equation modelling

On the Miyakejima Island, volcanic eruptions occurred in July and August 2000. Since then spouting of large amounts of gas has continued. These volcanic activities may destroy ecosystems and deteriorate biodiversity. Some scientists have discussed that vegetation on the island has recovered to some extent. However, satellite images can indicate vegetation coverage only: plant diversity and vegetation structural complexity, which are quite influential on animal species diversity, may decrease regardless of increase in vegetation coverage. Many endemic taxa, especially bird species and subspecies, habit on the island. Conservation of ecological communities and ecosystems on the island is meaningful from the viewpoint of biodiversity conservation in Japan

Eleven survey sites with various levels of damage caused by the volcanic activities were located. We studied vegetation, soil animals, insects, reptiles, amphibians, birds and mammals in each site. Structure, chemistry and respiration of soil and the decomposition rate of litter and woody debris were also measured. Based on the results we tried to understand the present situation of ecological community and ecosystem on the island to propose guidelines for conservation of them. Structural equation models (SEM) were constructed so that we could find the relationship between the many aspects of the ecosystem.

We revealed that the studied aspects of the island ecosystem varied along the two major factors, namely volcanic gas exposure and volcanic ash accumulation. Spatial and temporal variation of vegetation composition and structure was visualized considering the distribution of endangered plant species. As for birds, the present study indicates that

forest interior species such as *Columba janthina*, *Parus varius owstoni*, *Rithacus akahige tanensis* and *Troglodytes troglodytes mosukei*, which are endangered and endemic taxa on the island, are decreasing in abundance while some widely distributing species such as *Hypsipetes amaurotis*, *Zosterops japonicus*, *Horornis diphone* and *Emberiza cioides* tend to increase. Distributions of animal species were sometimes influenced by local factors such as the presence of introduced predators and structure of stonewall that was used by reptiles for habitat.

SEM indicated the followings. 1) Plant species diversity has a weak influence on bird communities. 2) In winter, vegetation coverage in lower part (lower than 2 m above ground) has certain positive effect to avian abundance. 3) In breeding season, avian abundance was influenced by both vegetation recovery and soil development. 4) At present volcanic gas is more influential to vegetation, soil and birds than volcanic ash accumulated on the ground.