関西自然保護機構会報 18(1)：45－56，1996

原　著

オオミズナギドリの影響下における照葉樹林の実生群集動態　I

― リター層の変動と林床植生 ―

奈良佐保女学院短大　前　迫　ゆ　り

SEEDLING DYNAMICS IN A LUCIDOPHYLLOUS FOREST AFFECTED BY STREAKED SHEARWATERS *CALONECTRIS LEUCOMELAS* I. DISTURBANCE-RELATED CHANGES IN LITTER LAYER AND PLANT SPECIES COMPOSITION ON FOREST FLOOR

Yuri MAESAKO　*Nara-Saho-Jogakuin Junior College.*

はじめに

日本では，数十カ所の島嶼でオオミズナギドリの繁殖が確認されているが，その多くには照葉樹林が成立している。これは暖流域に成立する照葉樹林が，オオミズナギドリの摂食活動（魚類や海藻を食べる）や営巣活動（土中に巣穴を掘る）に適しているためと考えられる（長谷川，1984；前迫，1993a）。

しかしオオミズナギドリのような土中営巣性の海鳥が森林あるいは草地に営巣することにより，糞による土壌の化学的変化が生じ，また踏みつけや巣穴掘りなどによる土壌侵食などの物理的作用によって，植生および群落構造に様々な影響が生じている（Gillham，1953，1955，1956a，1956b，1960；Kirkpatrick，1981；大場，1971；前迫，1983，1985，1992，1993a，1993b，1994，1995；Maesako，1990；治田ほか，1987など）。

なかでも高密度コロニーを形成している京都府冠島では，林床の裸地化やアカメガシワ林の成立，ヨウシュヤマゴボウ，イタドリなど陽性植物の繁茂などがみられ，イノデータブノキ群集の組成および構造に著しい変化が生じている。

そこで京都府冠島において，踏みつけを排除するケージを林床に設定し，オオミズナギドリの林床攪乱下における照葉樹林の実生群集の動態について検討した。第Ⅰ報ではリター層形成や林床植生の変化を中心に，第Ⅱ報ではタブノキとアカメガシワの実生の生残についてそれぞれ報告する。

本研究をまとめるにあたり，京都大学生態学研究センター中静透教授には貴重なご教示と草稿を読み有意義なご指摘を頂いた。また現地調査に際しては，舞鶴市教育委員会，冠島生物調査研究会，奈良教育大学前田喜四雄教授，当時奈良教育大学学生橋本斉さん，和田智子さん，当時京都大学大学院生大島有子さん，辻明子さん，大阪市在住今西由紀さん，堺市在住名迫素代さんをはじめ，多くの方々のご協力を得た。各位に心より感謝の意を表する。

なお，本研究は1992年度および1993年度関西自然保護機構研究助成を受けた。記してお礼申し上げる。

調査地の概要

調査地の冠島（35°41' N，135°26' E）は京都府舞鶴市成生岬から北北西9.3kmの若狭湾上に位置する面積22.3ha，最高地点の標高169.7mの無人島である。オオミズナギドリが天然記念物に指定されているため，通常，上陸は禁止されており，2月下旬から11月上旬にかけて全島で推計24万羽のオオミズナギドリが生息している（吉田，1981）。

島内の大部分にはタブノキ，モチノキ，スダジイなどからなる照葉樹林が成立している。また南斜面上部のマダケ林が一斉枯死（1964年頃）した後やタブノキ，スダジイ，モチノキなど常緑広葉樹が倒木した後，アカメガシワ林が成立している（前迫，1983）。

オオミズナギドリの行動については吉田(1981)に詳しいが，巣穴を掘る，夜間に林床を動き回る，糞を排出するなどの諸活動によって，林床の裸地化，遷移の退行，階層構造の単純化などが生じている（前迫，1985，1993a，1993b，1995；Maesako，1990）。

冠島における気象データは1960年から61年に風速及び風向についての報告（吉田，1981）があるにすぎないが，それによると風向は西北西の頻度が高く，風速10メートル以上の頻度は舞鶴市内の4倍であった。1992年から1994年までの平均気温と降水量（京都地方気象台，1992－94）の観測値を，冠島から南西におよそ20km離れた舞鶴地方気象台のデータで代表させると，調査期間中の8月の平均気温は24.0～26.6℃であった（表1）。

冠島において，林冠の状態や標高が異なる環境下での実生群集データが得られるように，22カ所に調査地点を設けた。なお，各調査地点の概要は表2に示す通りである。

調査方法

実生の追跡調査においては，通常できるだけ頻繁に調査地に出かけ，継続的に観察することが望ましい。しかし調査地が島嶼であることから，気象条件および上陸許可などによる制限のため，1992年6月から1994年6月の期間に計7回の調査が可能であり，その間の調査総日数は約20日であった。

林床撹乱除去実験プロットの設定

オオミズナギドリの踏みつけを排除した場合の変化をみるため，縦56cm，横36cm，高さ8cmのプラスチック製ケージ（園芸用資材）をペグで固定して林床に設置した「ケージプロット」と，ケージをかけない「コントロールプロット」を隣接して設けた（図1）。ケージ上部および側面には25mm四方と35mm四方の穴が多数あいており，高木層の優占種であるスダジイ，タブノキ，モチノキ，アカメガシワなどの果実（種子）は通過可能だが，オオミズナギドリによる林床の踏みつけを排除することができる。また，結果的には土壌の流亡などを止める効果もあった。

また，金網で縦90cm，横90cm，高さ20cmのケージを作り，島内2カ所に設定した（ただし，1年後には腐食が進み，土砂が堆積して一部が押しつぶされるなど，プラスチック製に比べて問題点が多かった）。

プラスチック製ケージ20カ所，金網製ケージ2カ所の計22カ所にケージプロットとコントロールプロット（ケージプロットと同面積）を設定した。

木本および草本実生の記録

設定したプロットにおける植生変化を捉えるために，第1回（1992年6月4－6日）の調査時に，ケージプロットおよびコントロールプロットに出

表1　調査地から南西約20kmに位置する舞鶴気象台の月平均気温と降水量.

Table 1 Mean monthly temperature and precipitation recorded at the Maizuru meteorological observatory (35°27′N, 135°19′E) 20 km SW from the study site.

	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec	Total
Mean temperature (℃)　月平均気温													
1992	4.9	3.9	7.7	12.7	15.4	19.8	24.8	26.6	22.3	16.1	10.8	7.2	14.4
1993	4.7	4.8	6.4	11.6	16.5	20.5	23.6	24.0	20.5	15.1	12.0	5.8	13.8
1994	3.8	3.0	5.3	13.6	18.5	20.8	27.5	28.7	22.9	17.8	12.2	6.7	15.1
Mean precipitation (cm)　降水量													
1992	13.5	15.3	21.9	14.6	12.2	16.7	16.9	11.5	9.0	17.5	13.7	10.7	173.1
1993	17.2	20.8	11.0	6.1	13.0	30.8	21.5	25.1	27.0	12.6	11.4	22.3	218.4
1994	19.2	24.0	6.9	7.2	12.5	11.9	4.9	8.6	30.0	9.5	12.6	16.1	163.2

表2　調査地の概要.

Table 2 General descriptions of study plots.

No. of plots No.	Altitude (m) 標高	Direction 方位	Inclination (°) 傾斜角度	Canopy tree 高木層の優占種	Percentage of tree cover (%) 高木層の植被率	Distance from adult *P. thunbergii* (m) タブノキ成木からの距離	Density of burrows (No./25m²) Jun. '92	Jun. '94 巣穴密度	Area of protected plot (cm²) ケージ面積
1	12	S 12W	20	Gap	0	10	25	19	2016
2	5	S 7E	0	*Persea thunbergii*	100	6	0	0	2016
3	46	S 4W	24	*Mallotus japonicus*	50	19	25	25	2016
4	76	S 32E	23	*M. japonicus*	80	20	20	20	2016
5	130	S 30W	36	*Castanopsis cuspidata*	30	10	18	13	2016
6	145	S 62W	2	*C. cuspidata*	80	3	22	23	2016
7	145	S 52W	0	*P. thunbergii*	90	3	20	20	2016
8	97	S 32E	30	*M. japonicus*	50	15	18	17	2016
9	137	S 41W	32	*Irex rotunda*	50	20	17	17	2016
10	141	S 27W	36	*M. japonicus*	70	6	25	28	2016
11	160	N 85W	24	*P. thunbergii*	85	2	22	18	2016
12	162	N 58W	30	*P. thunbergii*	85	0	16	16	2016
13	164	N 51W	24	Gap	0	3	12	11	2016
14	160	N 57W	37	*P. thunbergii*	90	3	13	12	2016
15	27	S 10W	12	*P. thunbergii*	90	0	13	11	2016
16	22	S 58E	5	*P. thunbergii*	90	1	17	13	2016
17	19	S 47E	3	*P. thunbergii*	70	5	14	18	2016
18	10	—	0	*P. thunbergii*	90	1	14	10	2016
19	17	S 60E	14	*P. thunbergii*	95	4	13	12	2016
20	13	S 59E	15	*P. thunbergii*	95	2	15	13	2016
21	31	S 10W	15	*P. thunbergii*	80	17	7	8	8100
22	10	—	0	*P. thunbergii*	95	1	10	9	8100

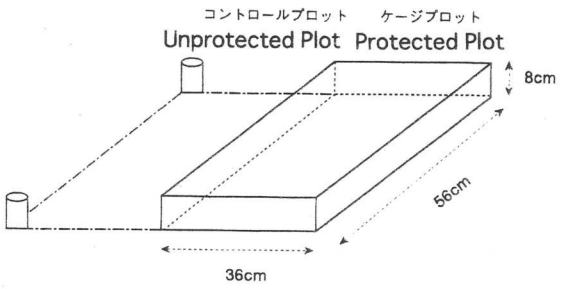


図1 ケージプロットとコントロールプロットの設定.

Fig. 1 Establishment of protected- and unprotected plots.

現していた木本実生に番号をつけ，個体識別した。その後出現した木本個体にはすべて番号をつけ，個体毎に生育および枯死の状況を記録した。草本実生については，被度および消失の状況を記録した。

ケージを設置したのは1992年6月なので，1992年8月から1993年6月までを1年目の出現個体，1993年8月から1994年6月までを2年目の出現個体として，各期間における木本の出現頻度および全プロット（総面積：5.652m^2）の個体数を算出した。

林床のリター被度の測定

冠島の森林土壌はA_0層の発達がきわめて悪いので，ここではリター層（A_0層中のL層）の形成経過をリターの被度によって代表させ，プロット毎にリター被度を次の3段階に分けて記録した。

Ⅰ：リター被度0－5％
（リターがほとんどなく，A層あるいはB層が露出している）

Ⅱ：リター被度5－80％
（リターは堆積しているが，A層が部分的に露出している）

Ⅲ：リター被度80－100％
（リターがほぼ均一に堆積している）

土壌の流亡量測定

1993年6月に，土壌侵食の程度を知るため，標高20m（傾斜角度10°）の林床にプラスチック製の波板を4カ所（斜面上方側：ポイント1－a，2－a；斜面下方側：ポイント1－aと2－aの1m後方）に設定した。

オオミズナギドリの撹乱強度の測定

Maloney（1991年度トヨタ財団研究助成報告書，未公表）は，1990年と91年にニュージーランドのナギドリ類が生息する森林で巣穴の回りにつまようじを差し込み，オオミズナギドリの林床攪乱の強度を測定している。今回はこれを引用して，1992年6月と1993年8月の夜間にオオミズナギドリの巣穴の周囲につまようじをたて，夜間に森林内を動き回るオオミズナギドリの踏みつけ強度を測定した。

つまようじは，①巣穴の入り口（10カ所），②入り口から10cm離れたところ（10カ所），③入り口から30cm離れたところ（10カ所），④巣穴から5m以上はなれたところ（3カ所）にそれぞれ10本づつ等間隔に差し込み，翌朝，倒れたり消失しているつまようじの本数を数えた。

結　果

オオミズナギドリによる実生群集の組成変化

オオミズナギドリによる踏みつけを排除した結果，ヨウシュヤマゴボウやイタドリなどの草本が生長し，相観的に顕著な変化を示したプロット(図2)，実生が多数出現したプロット，変化が生じなかったプロットなどさまざまであった。

各期間における木本実生の出現頻度および全プ

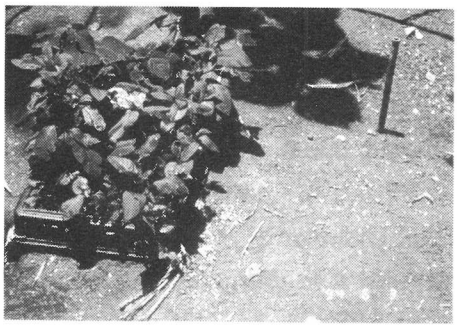


図2　ヨウシュヤマゴボウやアカメガシワが繁茂しているケージプロット（左側）と植物が生育していないコントロールプロット（右側）.

Fig. 2 Protected plot covered by *Phytolacca, americana*, *Mallotus japonicus etc.*, and unprotected plot without plant cover (June 3, 1994).

ロット（総面積：5.652m^2）の個体数を表3に，草本実生の出現頻度および最大被度(%)を表4に示した。

ケージプロットとコントロールプロットの両プロットで出現頻度および個体数が高い木本実生はタブノキで，ケージプロットで出現頻度63.6%（1年目）・22.7%（2年目），コントロールプロットで45.5%（1年目）・9.1%（2年目）であった。ついで，ケージプロットではアカメガシワ，ヒサカキ，ニワトコ，タラノキ，ムクノキ，エノキ，クロマツ，ヤブツバキが，コントロールプロットではヒサカキおよびトベラが出現し，出現種数はケージプロットで9種，コントロールプロットで4種であった。

草本実生では，両プロットでヨウシュヤマゴボウの出現頻度が高く，ケージプロットで36.4%（1年目）・59.1%（2年目），コントロールプロットで18.2%（1年目）・9.1%（2年目）であった。

ほかに，両プロットでスズメノカタビラ，イタドリ，キノクニスゲが出現した。また各期間におけるヨウシュヤマゴボウの最大被度は，ケージプロットで80%（1年目）・100%（2年目），コントロールプロットで40%（1年目・2年目）であった。

以上の結果から，木本では2年目の出現頻度および出現個体数が低下する傾向がみられ，草本では2年目の出現頻度および最大被度が増大する傾向が見られた。また，コントロールに比べて，ケージプロットの方がそれぞれ高い値を示し，オオミズナギドリの踏みつけによる出現頻度，個体数および被度の低下を示唆した。

なお，調査開始時には林冠形成木の1種であるモチノキ（毎年島内で開花，結実）とスダジイ（老齢樹，結実未確認）の出現を期待したが，いずれのプロットにも出現しなかった。

リター層の変動

22カ所のケージプロットとコントロールプロットについて，3段階に分けたリター層の被度クラス別頻度を算出し，図3に示した。

第1回目の調査（1992年6月）において，ケージプロットとコントロールプロットのリター層の状況は同様で，リター被度0－5%(Ⅰ)，5－80%(Ⅱ)および80－100%(Ⅲ)の頻度は，それぞれ36.4%，36.4%および27.2%であった。その後，ケージプロットでは被度Ⅰの頻度が低下し，1年後には被度Ⅰの頻度は9.1%，逆に被度Ⅲの頻度は63.6%と高い値を示した。

一方，コントロールプロットでは，被度ⅡとⅢに若干の変動が見られたものの，被度Ⅰには大きな変動がなく，実験開始1年後も被度Ⅰの頻度は36.4%，2年後は50.0%であった。

土壌の流亡

図4に，1）1992年6月に設定した調査プロットと，2）土壌が堆積した1年後（1993年6月）の同一調査プロットを示した。ケージは標高137m

表 3　木本実生の出現個体数と頻度.

Table 3 Frequency (%) and number of emerged seedlings in protected plots and unprotected plots from Aug. 1992 to Jun. 1994.

Species name 種名	Protected Plot ケージプロット				Unprotected Plot コントロールプロット			
	Frequency (%) 頻度		Number of emerged seedlings 出現個体数		Frequency (%) 頻度		Number of emerged seedlings 出現個体数	
	1st yr*	2nd yr**	1st yr	2nd yr	1st yr	2nd yr	1st yr	2nd yr
Persea thunbergii タブノキ	63.6	22.7	160	19	45.5	9.1	89	4
Mallotus japonicus アカメガシワ	59.1	54.5	70	71	36.4	9.1	20	10
Eurya japonica ヒサカキ	31.8	31.8	28	30	9.1	9.1	2	4
Sambucus sieboldiana ニワトコ	9.1	0	2	0	0	0	0	0
Aralia elata タラノキ	4.5	9.1	1	2	0	0	0	0
Celtis sinensis var. *japonica* エノキ	4.5	0	1	0	0	0	0	0
Aphananthe aspera ムクノキ	0	4.5	0	1	0	0	0	0
Pinus thunbergii クロマツ	0	4.5	0	1	0	0	0	0
Camellia japonica ヤブツバキ	4.5	0	1	0	0	0	0	0
Pittosporum tobira トベラ	0	0	0	0	4.5	0	1	0

* 1st yr＝Seedlings emerged from Aug. 1992 to Jun. 1993.
1992年8月から1993年6月に出現した実生個体.

** 2nd yr ＝Seedlings emerged from Aug. 1993 to Jun. 1994.
1993年8月から1994年6月に出現した実生個体.

表 4　草本実生の出現個体数と頻度.

Table 4 Frequency (%) and max. coverage (%) of herb seedlings in protected and unprotected plots during Aug. 1992 and Jun. 1994.

Species name 種名	Protected Plot ケージプロット				Unprotected Plot コントロールプロット			
	Frequency (%) 頻度		Max. coverage (%) 最大植被率		Frequency (%) 頻度		Max. coverage (%) 最大植被率	
	1st yr*	2nd yr**	1st yr	2nd yr	1st yr	2nd yr	1st yr	2nd yr
Phytolacca americana ヨウシュヤマゴボウ	36.4	59.1	80	100	18.2	9.1	40	40
Carex matsumurae キノクニスゲ	22.7	40.9	10	20	13.6	9.1	30	30
Polygonum cuspidatum イタドリ	13.6	4.5	5	30	4.5	4.5	20	2
Poa annua スズメノカタビラ	9.1	13.6	60	20	9.1	9.1	15	5

* 1st yr＝Seedlings emerged from Aug. 1992 to Jun. 1993.
1992年8月から1993年6月に出現した実生個体.

** 2nd yr ＝Seedlings emerged from Aug. 1993 to Jun. 1994.
1993年8月から1994年6月に出現した実生個体.

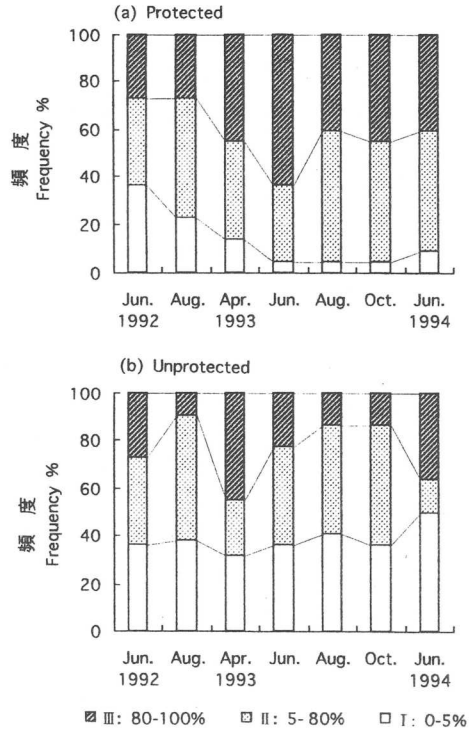


図3 ケージプロットとコントロールプロットにおけるリターの被度クラスの比較.

Fig. 3 Changes in cover classes of litter in protected plots and unprotected plots.

地点，根が2－3mにわたり露出している「根上がり」を示すモチノキの樹冠下に設定されている。ケージを土砂が覆い，またケージ内は土壌がケージ上部に達するほど堆積していたことから，土壌侵食が著しいことが示唆された。このようにケージを土砂が覆っているプロットは数カ所で確認された。

標高20mの林床に波板を差し込み，土壌流亡量を測定した結果，2カ月後の1992年8月には，斜面上方側で土壌が16cm（ポイント1－a）・18cm（ポイント2－a），斜面下側（ポイント1－aおよび2－aの1m後方）で各8cm堆積し，土壌堆積量は8～9cm／月，前方に障害物がある場合には4cm／月であった。



図4 1年後，土壌に覆われたケージプロット.

Fig. 4 Protected plot covered by soil after one year. 1) June 1992; 2) June 1993.

オオミズナギドリの踏みつけ強度

林床に差し込んだつまようじの転倒率および消失率は，①巣穴の入り口：87.1±17.5％，②入り口から10cm離れたところ：63.0±14.9％，③入り口から30cm離れたところ：74.4±19.2％，④巣穴から5m以上はなれたところ：85.0±0％で，つまようじの転倒率および消失率は巣穴の入り口でもっとも高かった。

しかし巣穴から離れたところでもつまようじの転倒および消失がみられ，オオミズナギドリが夜間に森林内を動き回ることによって，リターが均一に堆積せず，掃き出されたような状況が生じることを示唆した。

考　察

林床植生の変化

海鳥の植生への影響について，Gillham（1953, 1955, 1956a, 1956b, 1960）はイギリスやオーストラリアなどの海岸地域に成立する低木林や草本群落で，Ishizuka（1966）は，日本の海岸崖地に成立する草本群落で調査を行い，巣穴周辺では在来種や木本種が生育せず，グアノの集積あるいは巣作りのために運ばれた植物の種子散布により1・2年生植物，好窒素生植物，外来植物などによる特殊な植生が成立することを指摘している。

林内に巣穴を掘って営巣するのは海鳥のなかでもオオミズナギドリ特有の行動であり，日本の照葉樹林における研究例は少ないが，京都府冠島，三重県大島，高知県蒲葵島（前迫，1983, 1985, 1992, 1993a, 1993b, 1995；Maesako, 1990）および東京都御蔵島（大場，1971；治田ほか，1987）において，オオミズナギドリによる植生への影響が報告されている。

調査開始後，ケージ内外で共通の出現種は，高木性ではタブノキ，アカメガシワ，低木性ではヒサカキで，いずれも現植生において優占している種である。コントロールプロットでは，これらの種に加えてトベラが出現するのみであるが，ケージプロットでは，エノキ，ムクノキ，クロマツ，ヤブツバキ，タラノキ，ニワトコなどが出現し，種数の増加がみられ，オオミズナギドリの踏みつけによる種数低下が示唆された（表3）。

また草本実生ではケージ内外での組成的な差は顕著ではなく，キノクニスゲ以外はヨウシュヤマゴボウ，イタドリ，スズメノカタビラなど，いずれも島内に生育する1～2年生植物および陽生植物である。またこれらの被度はケージ内では2年目に増大しているが，コントロールプロットでは1年目とほぼ同様である（表4）。

ケージ内に出現したタブノキ，アカメガシワ，クロマツ，タラノキは火山爆発後27年を経過した東京都三宅島の溶岩・スコリア上に侵入した植物群11種（Kamijo, 1995）のうちの4種であり，実生群集の組成が成熟林分の種組成ではないことを示唆している。

タブノキの種子および実生の出現には隔年変動があることが知られている（田川，1973, 1977, 1979；Tagawa, 1979；Sato *et al.*, 1994）が，冠島においても調査期間中の気象条件の差は著しくないことから，2年目の出現個体数の低下は隔年変動によると推測される。

2年という短い時間経過のなかで，オオミズナギドリによる林床攪乱は，木本実生においては種組成的な相違とともに，出現種数，出現頻度および実生個体数の低下として，草本実生においては出現頻度および被度の低下として捉えることができた。

オオミズナギドリの撹乱強度とリター層の変化

冠島ではオオミズナギドリの巣穴掘りなどに伴って土壌が流出し，土壌侵食が促進されているが，これにはオオミズナギドリの巣穴掘りや夜間に動き回り，さらに明け方に飛び立つときに移動するなどの行動によるところが大きいと考えられる。

Maloney（1992年度トヨタ財団研究助成報告書，未公表）は1990年と91年にニュージーランドでナギドリ類が生息する森林でつまようじの破壊率や消失率がナギドリ類の繁殖行動などと関係していることを指摘している。

冠島では6月と8月に調査を行ったが，調査月による差はなかった。つまようじを差し込む強さなどによっても各比率は異なると思われるが，つまようじの転倒・消失率が高いことなどから，オオミズナギドリの林床に対する物理的攪乱の大きさを指標するものと考えられる。

ケージをかけることによって，1年以内という短期間にリター層の被度が増大しており（図3），オオミズナギドリの林床攪乱による，リター層形成の阻害が明らかにされた。

リター層は実生の発芽とその後の生育を抑制あるいは刺激し，コントロールする重要な要因となることが指摘されている（Good & Good, 1972 ; Collins, 1989 ; Yanes & Segovia, 1993）。リター層の形成が必ずしも実生の発芽に貢献するとはいえないが，リター層の形成はケージ内ではケージ外より安定した林床環境が生じたことを示唆する。

今回の調査においてもタブノキは裸地ではなく，リターの堆積がみられるような場所で出現している。ケージをかけない状況下では，微地形的な要因や倒木などにより土壌がとめられ，リター層の形成がみられる場所でタブノキが出現しているが，草本植物は裸地でも侵入がみられる。

以上のように，ケージを設定することにより，オオミズナギドリの林床攪乱によるリター層形成の阻害，実生群集の組成および量的な変化を捉えることができたが，今後，林冠および林床特性と実生群集組成との関係について詳細な検討を行う必要があると考えている。

引用文献

Collins, S. L. 1989. Habitat relationships and survivorship of tree seedlings in hemlock-hardwoodforest. Can. J. Bot., 68: 790－797.

Gillham, M. E. 1953. An Ecological account of the evegetation of Grassholm island, Pembrokeshire. J. Ecol., 41: 84－99.

————. 1955. Ecology of the Pembrokeshire islands. III. The effect of grazing on the vegetation. J. Ecol., 43: 172－206.

————. 1956a. Ecology of the Pembrokeshire islands. IV. Effects of treading and burrowing by birds and mammals. J. Ecol., 44: 51－82.

————. 1956b. Ecology of the Pembrokeshire islands. V. Manuring by the colonial seabirds and mammals. with a note on the distribution by gulls. J. Ecol., 44: 429－454.

————. 1960. Destruction of indigenous heath vegetation in Victorian sea-bird colonies. Aust. J. Bot., 8: 277－317.

Good, N. F. & Good, R. E. 1972. Population dynamics of tree seedlings and saplings in a mature eastern hardwood forest. Bull. Torrey Bot. Club, 99: 172－178.

長谷川　博. 1984. オオミズナギドリの生態.「日本の天然記念物1　動物Ⅰ.」（加藤陸奥雄編），134pp. 講談社，東京.

Ishizuka, K. 1966. Ecology of the ornithocoprophilous plant cnmmunities on breeding places of the blacktailed gull, *Larus crassirostris*, along the coast of Japan. Ecol. Review, 16 : 229－243.

治田則男・丸山直樹・岡奈理子・黒田長久. 1987. 御蔵島のオオミズナギドリのコロニー構造. 山階鳥研報, 19 : 56－76.

Kamijo, T.& Okutomi, K. 1995. Seedling establishment of *Castanopsis cuspidata* var. *sieboldii* and *Persea thunbergii* on lava and scoria of the 1962 eruption on Miyake-Jima Island, the Izu Islands. Ecol. Res., 10: 235－242.

Kirkpatrick, J. B. 1981. Coastal, heath and

wetland vegetation. "XIII. Vegetation of Tasmania International Botanical Congress", 36–54.

京都地方気象台(監修). 1992－94. 京都府気象年報. 35pp.～37pp. 日本気象協会京都支部, 京都.

前迫ゆり. 1983. 冠島・蛇島の植生及び森林構造. 奈良植物研究, 6: 29－37.

————. 1985. オオミズナギドリの影響下における冠島のタブノキ林の群落構造. 日生態会誌, 35: 387－400.

————. 1992. 三重県大島の照葉樹林におけるオオミズナギドリの影響. 日生態講, 111.

————. 1993a. 島嶼の植物群落とオオミズナギドリとの関係. 関西自然保護機構会報, 14: 73－84.

————. 1993b. 島嶼植生とオオミズナギドリとの関係. 日生態講, 90

————. 1994. 石川県七つ島大島の草本群落におけるオオミズナギドリとカイウサギの影響. 日生態講, 22.

————. 1995. 京都府冠島の照葉樹林における根上がり樹木. 関西自然保護機構会報, 17: 19－28.

Maesako, Y. 1990. Effect of Streaked Shearwater *Calonectris leucomelas* on species composition of Persea thunbergii forest on Kanmurijima island, Kyoto Prefecture, Japan (mimeogr.).

大場達之. 1971. 御蔵島の植生. 神奈川県立博物館研究報告, 1: 25－53.

Maloney, R. 1992. Report on the relationships of Sooty shearwater (Puffinus qriseus) to the vegetation on Motuara island, Marlborough sounds, New Zea land (mimeogr.).

Sato, T., Tanouchi, H. and Takeshita, K. 1994. Intial regenerative processes of *Distylium racemosum* and *Percea thunbergii* in an evergreen broad-leaved forest. J. Plant Res., 107: 331－337.

田川日出夫. 1973. 生態遷移 I. 生態学講座11－a. 87pp. 共立出版, 東京.

————. 1977. 鹿児島県栗野岳のタブノキ林についての一考察. えびの高原野外生物実験室研究業績, 2: 31－36.

————. 1979. 照葉樹林の種子から成樹へ. 自然, 34: 38－44.

Tagawa, H. 1979. An investigation of Initial regeneration in an evergreen broadleaved forest. II. Seedfall, seedling production, survival and age distribution of seedlings. Bull. Yokohama Phytosoc. Soc. Japan, 16: 379－391.

Yanes, V. C. & Segovia, O. A. 1993. Patterns of seed longevity and germination in the tropical rainforest. Annu. Rev. Ecol. Syst., 24: 69－87.

吉田直敏. 1981. 日本の野生動物 9. 樹に登る海鳥－奇鳥オオミズナギドリ. 302pp. 汐文社, 東京.