



東京の鳥類相の変化とその要因

植田睦之¹・加藤和弘²・松野葉月¹・黒沢令子³・成末雅恵¹

1. 日本野鳥の会自然保護室. 〒191-0041 東京都日野市南平 2-35-2

2. 東京大学大学院農学生命科学研究科附属緑地植物実験所. 〒262-0018 千葉市花見川区畑町1051

3. 北海道大学低温科学所生物多様性研究室. 〒060-0819 札幌市北区北18条西8

はじめに

近年, 日本各地で鳥類が減少しているという報告がなされている. 海外の研究では, 夏鳥の減少が森林の分断化, 托卵や捕食の増加, 越冬地の開発などによりおきていると考えられること(Askins et al. 1990, Terborgh 1992), 農耕地の鳥類の減少に農業形態の変化が関わっていることなどが示されている(Donald & Gregory 2002, Fuller et al. 2002). しかし, 日本の状況については局地的な調査地における増減の記載とその原因の推測は多くあるが(たとえば平野 1996, 川崎ほか 1997), 広域的な調査は夏鳥を対象にしたアンケート調査(Higuchi & Morishita 1999)程度しかない.

日本野鳥の会および日本野鳥の会東京支部は東京都の委託をうけ, 東京都の繁殖鳥類の分布状況を1970年代と1990年代に調査した(東京都環境保全局 1998). 鳥類の分布は植生や土地利用により大きな影響を受け, 景観ごとに異なる鳥類相が成立していることが知られている(金井 1996). そこで本論文では, 繁殖分布調査の結果をもとに, 鳥類相を区分してその区分の1970年代から1990年代への変化を示し, 鳥類の分布状況の増減を種ごとに比較した. そして鳥類の調査時期とほぼ同じ時期に東京都が行なった植生調査の結果をもとに鳥類の分布の変化に植生や土地利用の変化がどのように関わっているかを検討した.

調査方法

1. 鳥類の繁殖分布の調査

鳥類の生息状況の現地調査は1970年代と1990年代に行ない, その生息状況の比較を行なった. 1970年代の現地調査は1973年, 1974年, 1978年に, 1990年代は1997年に行なった.

2003年12月13日 受理

キーワード: 鳥類相変化, 東京, 農地

東京都を約1.1km×0.9kmの区画で区切る標準地域メッシュ 3次メッシュの中から、地域に偏りのないように任意に1970年代には317区画、1990年代は324区画を選択し、そこに約 1kmの調査経路を設定した。その調査経路を 5月から 8月のあいだに 1週間以上の間隔をおいて 2回調査した。調査はできる限り 5月末から 6月末のあいだに実施し、1kmの経路をおよそ30分間で歩いて、出現した鳥類の種、個体数、繁殖行動を記録し、繁殖可能性の有無について判断した。巣を確認した場合、造巣行動や食物の運搬が確認された場合と繁殖しうる環境でさえずりが確認された場合に繁殖しているものと判断した。このような現地調査以外にも、日本野鳥の会の会員に対してアンケートを実施した。1970年代については1973年から1978年の、1990年代については1993年から1997年の情報をもとに現地調査と同じ基準で繁殖していると考えられる区画の情報を収集した。

2. 鳥類相の変化に関する解析

鳥類相の解析は、1970年代、1990年代ともに現地調査を行なった区画のみを対象として行なった。1970年代、1990年代の記録を統合し、一括して分類型の多変量解析手法である TWINSpan (Hill 1979) をもちいて、各種鳥類の繁殖の有無にもとづき区画を分類した。この結果から、1970年代から1990年代にかけておきた種組成の変化のパターンを推定し、その原因を推測した。

ここで、TWINSpanについて簡単に説明しておく。TWINSpanは分類型の多変量解析手法の 1つで、分類の対象となるサンプル(本研究の場合には区画)を、種組成の類似性に基づき 2つの区分に分割するという手順をくり返して最終的な区分をつくりだす。つまり、最初は全てのサンプルが 1つの区分になっているが、第 1段階の分割で 2つの区分に分けられ、第 2段階でさらにそれぞれが 2つずつに分けられ、ということ、区分のサイズや分割の回数などの条件が満たされるまでくり返す。なお、TWINSpanでは、サンプルの分類と同時に種の分類が同様に行なわれ、類似した出現傾向を持った種の区分を得ることができる(加藤 2002)。一連の計算の過程では、ある区分に特定の種がみられるか否かという情報がもちいられる。

TWINSpanでは計算に際していくつかの設定を行なう必要がある。まず、分割は、調査区画については第 4段階まで設定したが、区分に属する区間が10以下になる場合には、第 4段階以前であってもそれ以降の分割を停止した。また、分割が進行して、区分を有効に分割する余地が無くなったと判断された場合にも、それ以下の分割を無効とした。TWINSpanは分割に際して対象となるサンプルの種組成が変化する軸を対応分析により、その第1軸として抽出する。その上で、軸の重心を境にサンプルを仮に二分割する。分割後のそれぞれのグループに特徴

的に出現する種をグループに属するサンプル数とグループにおける当該種の出現回数の比により見つけ出し、その種の出現状況に基づいてサンプルの分割を修正して最終的な分割を得る。この対応分析の際にはデータ行列の固有値が計算される。分析にもちいられるのは最大の値をとるもの、すなわち対応分析で得られる第 1 軸に対応する固有値だが、この値が小さいということは有効な軸が抽出できないことを意味する。そこで、固有値を TWINSpan が有効な分割を行ない得るか否かの指標とみなし、これが 0.12 未満である場合には区分をこれ以上分割しても無意味と判断した。TWINSpan は、出現頻度が低い（少数の調査区にのみ出現する）種により、データ全体の傾向ではなく局所的な相違の影響を強く受けてしまう。これは、計算中に対応分析 (Hill 1973) を実行していることにより、対応分析の欠点 (岸野 1999) をそのまま引き継いでしまうためと考えられる。この影響を避けるため、10 区画未満でしか記録されなかった種は、分析から除外した。

この TWINSpan によるグループ分けに、どの種の生息状況の有無が大きな影響を及ぼしているのかを明らかにするため、Indicator Species Analysis を行なった。今回の解析では、TWINSpan による区分ごとの各種鳥類の出現状況をもとに解析を行なった。

Indicator Species Analysis について簡単に説明すると、種を i 、地点の区分を j とした場合、 A_{ij} を区分 j における種 i の平均個体数を各区分の平均個体数の合計値で割った値とする (relative mean realized abundance)。そして、 B_{ij} を区分 j に属する地点の中で種 i が記録された地点の割合とする。 A_{ij} と B_{ij} の積を 100 倍した値を区分 j に対する種 i の指標値 (INDVAL $_{ij}$) とする。 A_{ij} の計算に際して平均個体数をもちいたのは、区分毎に調査地点数が異なることの影響を除くためである。 A の値は、種 i が区分 j でのみ記録された場合に最大となる。すなわち A はある種の特定の区分への分布の集中度を示す尺度である。一方 B は、ある区分でのある種の出現度を示す尺度であり、種 i が区分 j の全ての地点で記録されたときに最大の値となる。 A と B は種の分布に関する独立した情報であるため、その積をとって指数とする。100 倍するのは結果を百分率で示すためである。最大値は 100 で、ある種がある区分の全ての地点でみられ、ほかの区分ではまったくみられない場合である。種 i の指標値 (INDVAL $_i$) は、種 i の全ての区分に対する INDVAL $_{ij}$ の中で最大のものとなる。この値が偶然によっても得られる程度のものでなく、種と区分のあいだの結びつきがあって得られたものであることを検定するために、それぞれの区分に含まれる地点の数は変えないようにしつつ、地点を区分にランダムに割りつけて仮想的なデータを発生させ、このデータから INDVAL $_i$ を計算する、という手順を多数回 (たとえば 1,000 回) くり返す。仮想データから計算された INDVAL $_i$ の値を降順に並べ、その序列の中で

実測値がどのような順位に位置づけられるかを調べる。実測値よりもさらに大きなINDVALiが得られる割合が、実測されたINDVALiの有意水準となる。以上のような計算を行ない、指標値が25を越えていて、5%水準で有意な種をその区分の指標種といえることができる(Dufrêne & Legendre 1997)。今回の解析では、個体数ではなく出現の有無だけを使っているの、量的な情報がもたれず出現率をもとにした解析になっている。また、ランダムに入れ替える作業の回数は1,000回としてP値を求めた。

以上のTWINSPANとIndicator Species Analysisの計算にはPC-ORD Ver. 4 (MJM Software 社)をもちいた。

3. 鳥類相の変化に影響する要因の解析

鳥類相の変化をもたらす要因として植生・土地利用の変化を想定し、TWINSPANで区分された鳥類相が、どのような植生・土地利用条件の区画に成立していたのかを分類樹木をもちいて解析した。分類樹木(classification tree)は、Breiman et al.(1984)により提案された方法で、区分に分けられた応答変数の値(グループ番号など)を1つないし複数の説明変数により説明するモデルである。予測モデルは二進木の構造を持ち、「木」の根本から出発し、分岐点で設定された条件に合わせてyes, noのどちらかの枝を選んで進んでいくと、判別結果を示す枝先に到達する。分岐条件は、説明変数が応答変数を最もよく判別する値を全ての説明変数について計算した上で、最適な説明変数を1つ選択することによって得られる。分岐を重ねて、応答変数が十分に判別されるか、または判別の効率が上がらなくなるまで計算が反復される。計算法や、手法の生物群集分析への適用の詳細についてはDe'ath & Fabricius (2000)、加藤ほか(2003)などに示されている。分類樹木の計算にはAnswer Tree Ver. 3j(SPSS社)をもちいた。

また、1970年代から1990年代にかけて鳥類相区分が時間的に変化した区画でどのような植生の変化があったのかを記載した。

以上の解析にもちいた情報は、東京都環境局(2001)が作成した1974年と1998年の東京都現存植生図および国土地理院の数値地図50mメッシュ(標高)である。これらを地理情報解析ソフトArcView(ESRI社)上に取り込み、広葉樹林、針葉樹林、植林、公園、緑の多い住宅地、草地、畑地、水田、水辺草本、開放水域、市街地、その他の12種類に区分して面積を測定し、標高についてはメッシュ内の平均標高を算出した。各区分に属する植生を付表に示した。

植生の面積を計測するにあたって、調査区画が緯経度座標をもとにつくられた3次区画を使用しているために、南の区画と北の区画ではわずかながら面積が違っていること、区画の一部しか植生図がつくられていない区画があったことから、各植生区分が占める割合をもとに

1.1km×0.9kmあたりの面積(ha)として補正を行ない、区画間の比較ができるようにした。

4. 種ごとの生息分布の変化に関する解析

鳥類相の解析では、鳥類組成に変化を与えるような種の増減は明らかになるが、それ以外にも分布が変化している種があることが考えられる。そこで、種ごとの分布の変化の全体像を明らかにするために、1970年代、1990年代両年代とも現地調査を行なった区画に両年代ともアンケートによる情報収集ができている区画をあわせて解析した。種ごとに少なくともどちらかの年代に繁殖が記録された区画を選び出し、その区画数が10以上ある種のみを解析対象とした。両年代の繁殖の有無をもとに符号検定を行ない、減少傾向にあるのか、増加傾向にあるのか、それとも有意な傾向はないのかをまとめた。

結 果

1. 東京の鳥類相の区分

1970年代と1990年代の調査結果をあわせてTWINSPANを適用した結果を表 1に示した。得られた調査区間の区分に 1～10の区分名を与えた。いずれかの区分で50%以上の出現率を示す種およびIndicator Species Analysisで区分の指標種とされた種をとりだし、それぞれの区分での種ごとの出現頻度を示した。

区分 1は、バン、オオヨシキリ、コチドリ、セッカなどが高い割合で記録され、これらの種はこの区分の指標種だった。また、キジバト、スズメ、ツバメ、ムクドリなども高い割合で記録されたが、これらの種は、区分 6までのどの区分でも高い割合で記録された。区分 2はキジバト、スズメなどのほかにシジュウカラ、ヒヨドリなどが記録された区画で、区分 3はさらにコゲラ、メジロなども高い割合で記録される区画だった。区分 4は区分 3で記録される鳥のほかに、ヒバリ、セグロセキレイ、モズ、コジュケイ、ハシボソガラスが高い頻度で記録された区画で、ヒバリとコジュケイがこの区分の指標種だった。区分 5はウグイスも高頻度で記録され、頻度は低いですが、クロツグミ、センダイムシクイなども記録された。区分 6はサンショウクイ、サシバ、サンコウチョウ、アオゲラ、イカルなどが高頻度で記録された区画で、これらの種が指標種だった。区分 7から10は、区分 1から 6で高頻度に記録されたキジバト、スズメなどの記録頻度が下がり、あまり記録されなくなった。区分 7はカケス、クロツグミ、センダイムシクイ、ヒガラなどが高頻度に記録された区画だった。区分 8からはハシボソガラス、ヒヨドリ、ホオジロなどが記録されることが少なくなり、ツツドリ、コルリ、ジュウイチなどが高頻度で記録され、指標種だった。区分 9は同様ながら、区分 8と比べて種数が少なかった。区分10は区分 8や 9ではあまり記録されないウソ、メボソムシク

表 1. 鳥類相区分と代表的な鳥種の出現状況. 数字は出現率, 四角でくくったものはその区分の指標種を示す.
Table 1. Grouping of bird species observed in this study and occurrence of the major species.

□ indicates indicator species by Indicator Species Analysis (Dufrene & Legendre 1997).

鳥類相区分	Group	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Species
N		23	226	91	57	35	16	119	14	12	13	Dichotomy
キジバト	<i>Streptopelia orientalis</i>	0.6	0.8	0.9	1.0	0.9	1.0	0.4	-	-	-	0000
オナガ	<i>Cyanopica cyana</i>	0.4	0.6	0.6	0.9	0.7	1.0	0.1	-	-	-	0000
カワラヒワ	<i>Carduelis sinica</i>	0.5	0.6	0.6	0.9	0.7	0.8	0.2	-	-	-	0000
スズメ	<i>Passer montanus</i>	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.1	-	-	-	0000
ツバメ	<i>Hirundo rustica</i>	0.8	0.8	0.9	1.0	0.9	0.9	0.1	-	0.1	-	0000
ムクドリ	<i>Sturnus cineraceus</i>	0.9	0.8	0.9	0.9	0.8	0.9	0.0	-	-	-	0000
ハクセキレイ	<i>Motacilla alba</i>	0.2	0.0	0.5	0.1	0.4	-	0.0	-	-	-	0000
ドバト	<i>Columba livia</i>	0.5	0.4	0.5	0.2	0.3	0.2	0.0	-	-	-	0001
シロチドリ	<i>Charadrius alexandrinus</i>	0.4	-	-	0.0	-	-	-	-	-	-	0001
バン	<i>Gallinula chloropus</i>	0.5	0.0	0.1	0.1	-	-	-	-	-	-	0001
オオヨシキリ	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	1.0	0.0	0.1	0.1	-	-	-	-	-	-	0001
コチドリ	<i>Charadrius dubius</i>	0.7	0.0	0.0	0.2	0.0	-	0.0	-	-	-	0001
セッカ	<i>Cisticola juncidis</i>	1.0	0.1	0.1	0.3	0.1	-	-	-	-	-	0001
ヒバリ	<i>Alauda arvensis</i>	0.9	0.2	0.1	0.8	0.1	0.1	-	-	-	-	0001
カルガモ	<i>Anas poecilorhyncha</i>	0.8	0.0	0.4	0.2	0.4	-	0.0	-	-	-	0001
セグロセキレイ	<i>Motacilla grandis</i>	0.2	0.0	0.2	0.5	0.4	0.9	0.0	-	-	-	0010
モズ	<i>Lanius bucephalus</i>	0.3	0.1	0.0	0.6	0.3	0.6	0.1	-	-	-	0010
コジュケイ	<i>Bambusicola thoracica</i>	0.1	0.2	0.1	0.9	0.5	1.0	0.2	-	-	-	0011
ハシボソガラス	<i>Corvus corone</i>	0.1	0.1	0.3	0.7	0.7	0.7	0.1	0.1	-	-	0011
シジュウカラ	<i>Parus major</i>	0.1	0.6	0.8	0.8	0.9	1.0	0.9	0.9	0.4	0.7	010
ハシブトガラス	<i>Corvus macrorhynchos</i>	0.3	0.4	0.9	0.6	0.9	0.9	0.5	0.3	0.2	0.1	010
ヒヨドリ	<i>Hypsipetes amaurotis</i>	0.4	0.7	0.9	1.0	1.0	1.0	0.8	0.1	-	0.1	010
サンショウクイ	<i>Pericrocotus divaricatus</i>	-	-	-	0.2	-	0.5	0.0	0.1	-	0.1	0110
サシバ	<i>Butastur indicus</i>	-	-	-	0.1	0.0	0.4	0.1	-	-	-	0111
サンコウチョウ	<i>Terpsiphone atrocaudata</i>	-	0.0	-	0.1	0.1	0.4	0.1	-	-	-	0111
キセキレイ	<i>Motacilla cinerea</i>	0.0	0.0	0.1	0.7	0.6	0.8	0.5	0.1	-	-	10
コゲラ	<i>Dendrocopos kizuki</i>	-	0.0	0.5	0.1	0.9	0.7	0.6	0.5	0.6	0.4	10
ホオジロ	<i>Emberiza cilioides</i>	0.1	0.1	0.1	1.0	0.8	1.0	0.9	0.4	-	-	10
メジロ	<i>Zosterops japonicus</i>	-	0.0	0.5	0.2	0.9	0.8	0.6	0.3	0.6	-	10
アオゲラ	<i>Picus awokera</i>	-	0.0	0.0	0.1	0.3	0.8	0.3	0.3	0.3	-	1100
イカル	<i>Eophona personata</i>	-	0.0	0.0	0.2	0.3	0.9	0.4	0.1	0.4	-	1100
ウグイス	<i>Cettia diphone</i>	-	0.0	0.2	0.3	0.7	0.9	0.9	0.9	0.8	0.8	1101
ヤマガラ	<i>Parus varius</i>	-	0.0	0.0	0.0	0.3	0.4	0.5	0.5	0.3	0.1	1101
エナガ	<i>Aegithalos caudatus</i>	-	-	0.0	0.1	0.3	0.6	0.4	0.8	0.4	0.3	1110
キビタキ	<i>Ficedula narcissina</i>	-	0.0	-	0.0	0.1	0.4	0.4	0.6	0.3	-	1110
オオルリ	<i>Cyanoptila cyanomelana</i>	-	-	-	0.0	0.1	0.2	0.4	0.5	0.2	-	1110
カケス	<i>Garrulus glandarius</i>	-	-	-	0.0	0.1	0.6	0.7	0.7	0.2	0.1	1110
クロツグミ	<i>Turdus cardis</i>	-	0.0	-	-	0.1	0.3	0.6	0.1	0.7	0.2	1110
センダイムシクイ	<i>Phylloscopus coronatus</i>	-	0.0	0.0	-	0.0	0.3	0.6	0.7	0.3	0.2	1110
ヒガラ	<i>Parus ater</i>	-	-	-	-	0.1	0.2	0.8	0.9	0.9	0.9	1110
ヤブサメ	<i>Urosphena squameiceps</i>	-	-	-	-	0.1	0.7	0.8	0.5	0.3	0.1	1110
ホトトギス	<i>Cuculus poliocephalus</i>	-	-	0.0	0.1	0.0	0.3	0.4	0.6	0.3	0.4	1110
ミソサザイ	<i>Troglodytes troglodytes</i>	-	-	-	-	0.0	-	0.4	0.9	0.2	0.5	1110
ツツドリ	<i>Cuculus saturatus</i>	-	-	-	0.0	-	-	0.3	0.9	-	0.4	1111
エゾムシクイ	<i>Phylloscopus borealoides</i>	-	-	-	-	-	-	0.1	0.5	-	0.1	1111
キクイタダキ	<i>Regulus regulus</i>	-	-	-	-	-	-	0.1	0.4	0.2	0.5	1111
コガラ	<i>Parus montanus</i>	-	-	-	-	0.1	-	0.2	0.9	0.8	0.8	1111
コルリ	<i>Luscinia cyane</i>	-	-	-	-	-	-	0.2	0.9	0.2	0.3	1111
ジュウイチ	<i>Cuculus fugax</i>	-	-	-	-	-	-	0.2	0.8	0.1	0.1	1111
マミジロ	<i>Turdus sibiricus</i>	-	-	-	-	-	-	0.1	0.7	0.3	-	1111
アカハラ	<i>Turdus chrysolaus</i>	-	-	-	-	-	-	0.1	0.5	0.2	0.3	1111
ウソ	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	-	-	-	-	-	-	0.0	0.1	0.1	0.8	1111
ゴジュウカラ	<i>Sitta europaea</i>	-	-	-	-	-	0.1	0.1	0.4	0.3	0.5	1111
コマドリ	<i>Erithacus akahige</i>	-	-	-	-	-	-	0.1	0.8	-	0.7	1111
ビンズイ	<i>Anthus hodgsoni</i>	-	-	-	-	-	-	0.0	0.5	-	0.5	1111
メボソムシクイ	<i>Phylloscopus borealis</i>	-	-	-	-	-	-	0.0	0.4	0.1	0.8	1111
ルリビタキ	<i>Tarsiger cyanurus</i>	-	-	-	-	-	-	0.0	-	0.3	0.8	1111
Section Dichotomy		000	0010	0011	010	0110	0111	10	1100	1101	111	

イ、ルリビタキなどが高頻度で記録され指標種である区画だった。

2. 各鳥類相区分の区画の植生と標高

1970年代と1990年代の各鳥類相区分の植生と標高との関係を分類樹木で解析した。その結果を図 1 と 2 に示した。1970年代はこの分類樹木で分類した場合に起こる誤分類の確率は15.5%と、分類樹木のモデルは実際の分類と高いあてはまりをみせた。1990年代のモデルは誤分類の確率が27.7%と1970年代より高く、1970年代とくらべてあてはまりが悪かった。これは、このモデルが区分 2 と区分 3 をうまく判別できなかったためだった。

図 1 と 2 をもとに、各区分の植生と標高の特徴を要約すると、以下ようになる。

区分 1 は広葉樹林がほとんどなく、市街地と草地か水域がある地域だった。オオヨシキリ、コチドリなど草地や水域に生息する鳥がいる区分であることと植生がうまく対応している。

区分 2 は市街地に占められた場所か、市街地がやや少なくとも畑地か水域のどちらかがほとんどない地域である。スズメやシジュウカラなど市街地でもみられる特定の種しかいない区分であることとよく対応している。

区分 3 は緑の多い住宅地が広い地域か、畑地や水域がある地域だった。区分 2 に出現する種に加え、コゲラやメジロなど、樹木を必要とする種が出現する区分であることと対応している。

区分 4 は台地以上の標高の場所で、市街地はあるが、広葉樹は少ない場所、あるいは広葉樹も植林も少しある地域だった。このような場所には畑地が発達しており、ヒバリやモズなどが記録される区分であることと対応している。

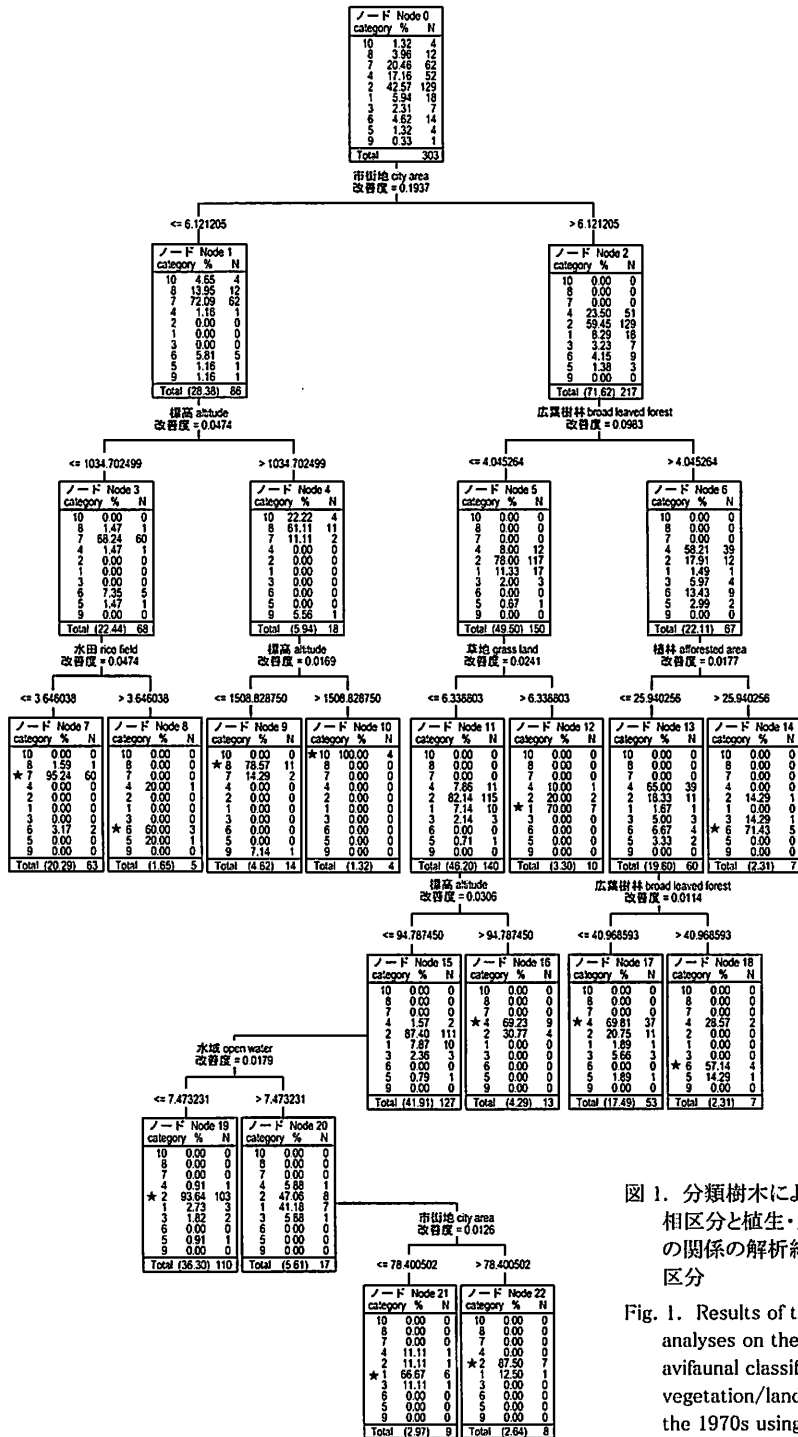
区分 5 は区分 4 にくらべて広葉樹の多い平地で、ウグイス、クロツグミなどが記録される区分であることと対応している。

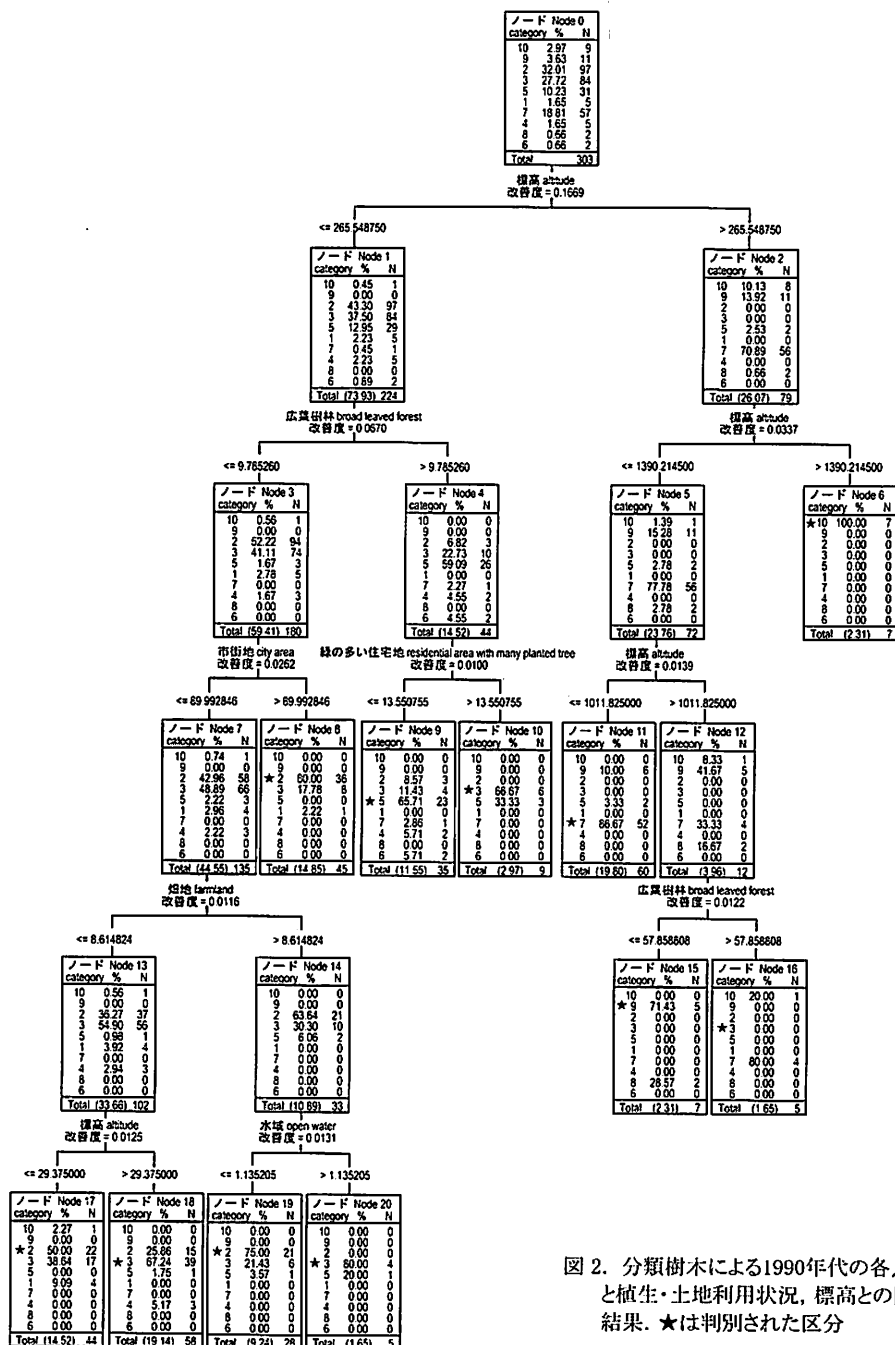
区分 6 は市街地と広葉樹林がある地域あるいは低山帯以下の水田のある地域で、里山的な環境を示している。サシバやサンショウクイなどが記録される区分であることを反映している。

区分 7 は低山帯の広葉樹林が多い地域だった。区分 8 は区分 7 よりも標高の高い同様の環境だった。区分 9 は広葉樹林が狭く植林が多い区分で、全体に鳥が少ない区分であることに対応している。区分 10 は高標高の地域で、ルリビタキやウソといった亜高山性の鳥が記録される区分であることと対応している。

3. 1970年から1990年の鳥類相の変化

調査区画ごとに1970年代の鳥類相区分と1990年代の鳥類相区分を図 3 に示し、両年代間を比較した結果を表 2 に示した。鳥類相変化が大きかったものとしては、1970年代に区分 2





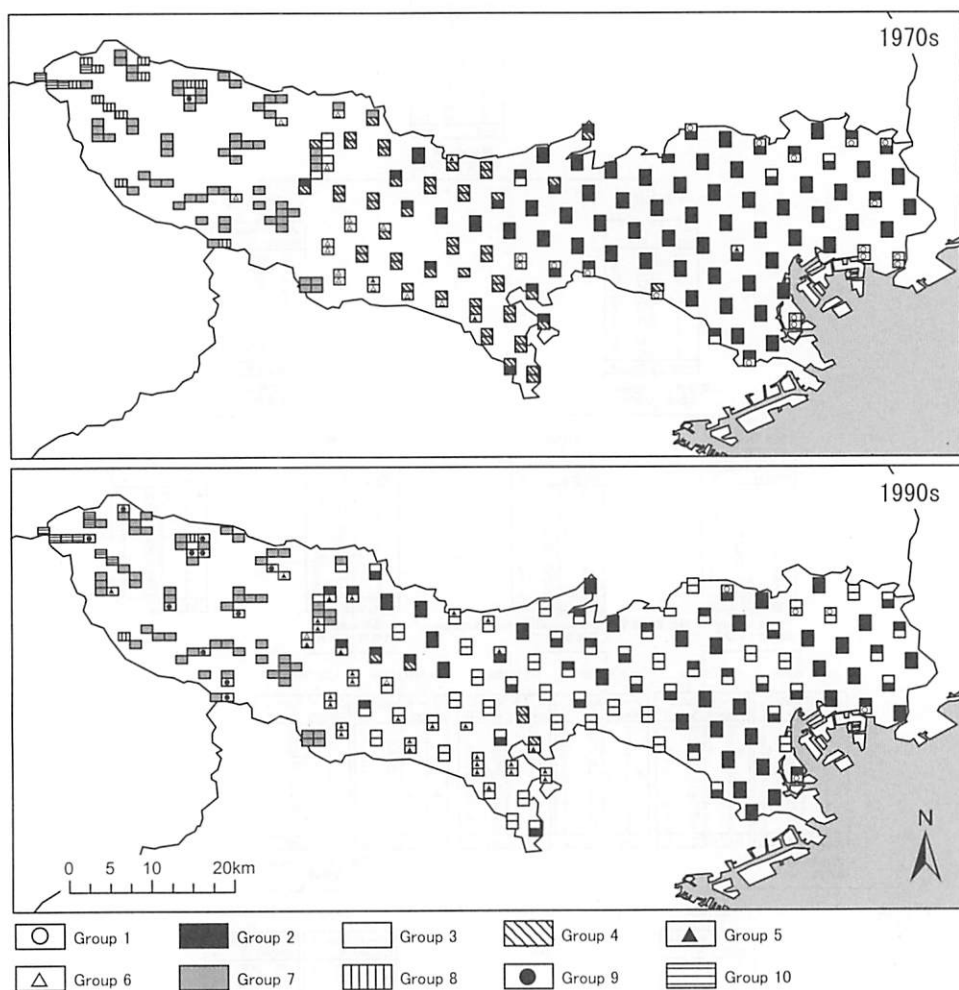


図 3. TWINSpanによる東京の鳥類相区分の1970年代から1990年代にかけての変化

Fig. 3. Changes of avifauna in Tokyo between the 1970s and 1990s classed using TWINSpan.

だった区画が1990年代に区分 3へと変化したものが49区画と最も多く、1970年代に区分 4だった区画が区分 2, 3, 5へと変化したのが、12区画、22区画、16区画と多かった。区分 4は1970年代には52区画あったのが、1990年代には 5区画にまで減少した。そのほかに目につくのは区分 1から 2, 3への変化、区分 6から 5, 区分 8から 7, 10への変化だった。

以上の代表的な鳥類相の変化で出現率が40%以上の増減を見せた変化の大きい種を表 3に示した。変化の大きかった区分 2から 3への変化ではハクセキレイ、カルガモ、ハシブトガラス、コゲラ、メジロの増加が目立ち、区分 4から 2, 3, 5への変化ではヒバリ、コジュケイ、モズ、

表 2. 1970年代から1990年代にかけての鳥類相の変化
Table 2. Change of avifauna during the 1970s and 1990s.

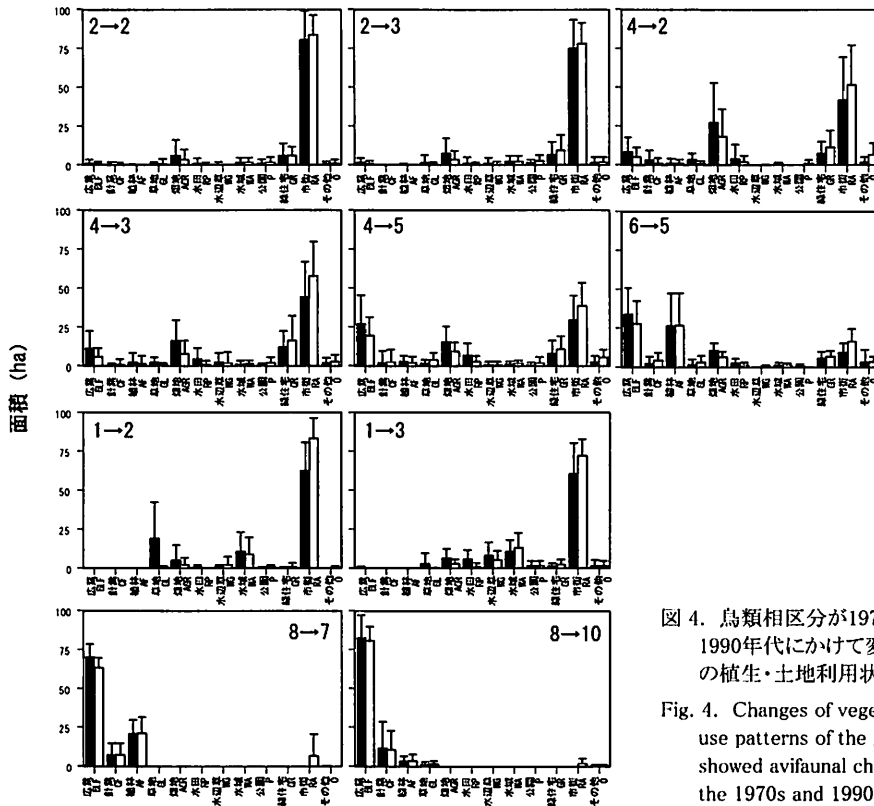
1970年代の区分	1990年代の区分 Grouping of bird species in 1990s									
The grouping in 1970s	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	3	6	7	2						
2	1	75	49	1	1	1				1
3	1	3	1		2					
4		12	22	2	16					
5		1	1		2					
6			3		8	1	2			
7			1		2		51		8	
8							4	2	2	4
9									1	
10										4

表 3. 1970年代から1990年代にかけての鳥類相の変化と変化の特徴的な鳥種

Table 3. Change in avifauna between the 1970s and the 1990s and the bird species which shows significant changes. ↑ indicates the increase, ↓ indicates the decrease of the species.

2	3	↑	ハクセキレイ, カルガモ, ハシブトガラス, コゲラ, メジロ <i>Motacilla alba</i> , <i>Anas poecilorhyncha</i> , <i>Corvus macrorhynchos</i> , <i>Dendrocopos kizuki</i> , <i>Zosterops japonicus</i>
4	2	↓	ヒバリ, セグロセキレイ, モズ, コジュケイ, キジ, ハシボソガラス, キセキレイ, ホオジロ <i>Alauda arvensis</i> , <i>M. grandis</i> , <i>Lanius bucephalus</i> , <i>Bambusicola thoracica</i> , <i>Phasianus colchicus</i> , <i>C. corone</i> , <i>M. cinerea</i> , <i>Emberiza cioides</i>
4	3	↑	コゲラ, ハクセキレイ <i>D. kizuki</i> , <i>M. alba</i>
		↓	ヒバリ, モズ, コジュケイ, キセキレイ, ホオジロ <i>A. arvensis</i> , <i>L. bucephalus</i> , <i>B. thoracica</i> , <i>M. cinerea</i> , <i>E. cioides</i>
4	5	↑	コゲラ, メジロ, ウグイス <i>D. kizuki</i> , <i>Z. japonicus</i> , <i>Cettia diphone</i>
		↓	ヒバリ, コジュケイ <i>A. arvensis</i> , <i>B. thoracica</i>
1	2	↑	シジュウカラ <i>Parus major</i>
		↓	バン, オオヨシキリ, コチドリ, セッカ, ヒバリ, カルガモ <i>Gallinula chloropus</i> , <i>Acrocephalus arundinaceus</i> , <i>Charadrius dubius</i> , <i>Cisticola juncidis</i> , <i>A. arvensis</i> , <i>Anas poecilorhyncha</i>
1	3	↑	シジュウカラ, ハシブトガラス, ヒヨドリ, コゲラ, メジロ <i>P. major</i> , <i>C. macrorhynchos</i> , <i>Hypsipetes amaurotis</i> , <i>D. kizuki</i> , <i>Z. japonicus</i>
		↓	バン, オオヨシキリ, コチドリ, セッカ, ヒバリ, カルガモ <i>G. chloropus</i> , <i>A. arundinaceus</i> , <i>C. dubius</i> , <i>C. juncidis</i> , <i>A. arvensis</i> , <i>A. poecilorhyncha</i>
6	5	↑	ハクセキレイ <i>M. alba</i>
		↓	セグロセキレイ, コジュケイ, サンショウクイ, サシバ, アオゲラ, ヤブサメ, カケス, イカル <i>M. grandis</i> , <i>B. thoracica</i> , <i>Pericrocotus divaricatus</i> , <i>Butastur indicus</i> , <i>Picus awokera</i> , <i>Urosphena squameiceps</i> , <i>Garrulus glandarius</i> , <i>Eophona personata</i>
8	7	↑	ヒヨドリ, ホオジロ, クロツグミ <i>H. amaurotis</i> , <i>E. cioides</i> , <i>Turdus cardis</i>
		↓	コガラ, コルリ, ジュウイチ, マミジロ, アカハラ, ミソサザイ, ツツドリ, エゾムシクイ, コマドリ, ビンズイ <i>P. montanus</i> , <i>Luscinia cyane</i> , <i>Cuculus fugax</i> , <i>Turdus sibiricus</i> , <i>T. chrysolaus</i> , <i>Troglodytes troglodytes</i> , <i>Cuculus saturatus</i> , <i>Phylloscopus borealoides</i> , <i>Erithacus akahige</i> , <i>Anthus hodgsoni</i>
8	10	↑	ウソ, ルリビタキ, メボソムシクイ <i>Pyrrhula pyrrhula</i> , <i>Tarsiger cyanurus</i> , <i>P. borealis</i>
		↓	ヤマガラ, エナガ, キビタキ, オオルリ, センダイムシクイ, ヤブサメ, コルリ, ジュウイチ, マミジロ <i>P. varius</i> , <i>Aegithalos caudatus</i> , <i>Ficedula narcissina</i> , <i>Cyanoptila cyanomelana</i> , <i>P. coronatus</i> , <i>Urosphena squameiceps</i> , <i>Luscinia cyane</i> , <i>C. fugax</i> , <i>T. sibiricus</i>

ホオジロ, キセキレイの減少とコゲラの増加が目立った。区分 1から 2, 3への変化では区分 1の指標種であるバン, オオヨシキリ, コチドリ, セッカなどの減少が目立ち, 区分 6から 5への変化では指標種のサンショウクイやサシバの減少が目立った, 区分 8から 7, 10への変化ではコルリ, ジュウイチをはじめとする夏鳥の減少が目立った。



4. 鳥類相が変化した区画の土地利用状況の変化

代表的な鳥類相区分の変化と、その変化した区画の土地利用状況の変化を図 4 に示した。区分 2 から 3 へと変化した区画は、1970 年代も 90 年代も区分 2 だった区画と比べて「緑の多い住宅地」のみ有意に増加していた (Mann-Whitney U 検定, $U=1391$, $P=0.02$, $N=75, 49$)。区分 4 から 2, 3, 5 への変化では畑地の減少と市街地の増加が目立った。区分 6 から 5 への変化では大きな環境の変化はみられなかったが、畑地と水田が減少し、市街地が増加していた。区分 1 から 2 の変化では草地と畑地の減少と市街地の増加が、区分 1 から 3 の変化では水田の減少が目立った。区分 8 から 7, 10 の変化では目立った環境の変化は認められなかった。

5. コゲラとメジロの1970年代から1990年代にかけての環境利用の変化

2で示した1990年代の分類樹木の解析では、区分 2と 3の判別がうまくできなかった。1970年代から1990年代にかけて、区分 2から 3へと変化した区画が多く、そのように変化した区画では「緑の多い住宅地」が増加していたが、この「緑の多い住宅地」だけでは区分 2と 3は判別で

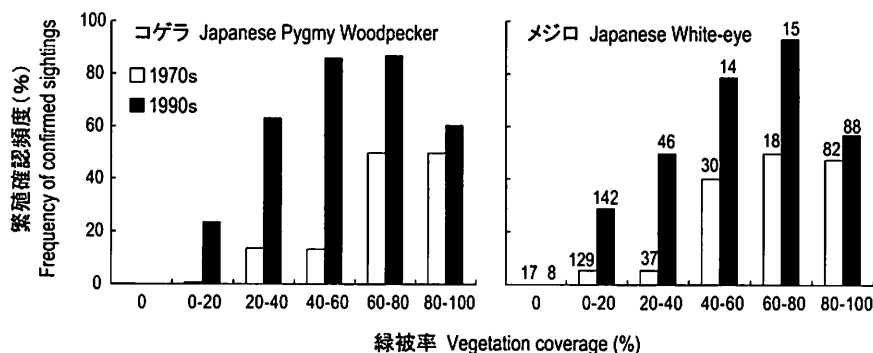


図 5. 緑被率の違いによるコゲラとメジロの繁殖確認頻度の違い. 棒グラフ上の数字は両種のサンプルサイズ.
 Fig. 5. Difference of the frequency of confirmed breeding of Japanese Pygmy Woodpecker and those of Japanese White-eye relative to the vegetation coverage. The value above the bar shows sample sizes for the both species..

きなかった. したがって, この区分の違いを特徴づける種であるコゲラとメジロの環境利用が 1970年代と1990年代で変わっており, その結果, 区分 2と 3の判別がうまくできなかった可能性が考えられる. そこで, 両種が繁殖していた区画の割合と広葉樹林, 針葉樹林, 植林, 公園, 緑の多い住宅が占める割合 (以下 緑被率とする) の関係を図 5に示した. コゲラでは, 1970年代は緑被率が60%未満の場所ではあまり記録されなかったのが, 1990年代は緑被率20%以上の場所では普通に記録されるようになったのがわかった. メジロでは, 1970年代は, 緑被率40%未満の場所ではあまり記録されなかったのが, 1990年代は緑被率20%以上の場所では普通に記録されるようになったのがわかった.

6. 種ごとの増減の変化

1970年代から1990年代にかけての繁殖分布状況の変化を種ごとに1970年代に記録されて1990年代に記録されなくなった区画数, 1990年代になって記録されるようになった区画数, 両年代ともに記録された区画数にわけてまとめた (表 4).

有意に分布が広がった種としては, オオタカ, ツミ, チョウゲンボウといった猛禽類, シジュウカラ, ヒヨドリ, メジロといった疎林性の鳥, ハクセキレイ, ハシブトガラス, そして外来種のドバト, ガビチョウ, ホンセイインコが特徴的だった. 有意に分布が縮小した鳥としては, イソシギ, チドリ類といった河川などの水域沿いに生息する種, アオバズク, アカモズ, サンコウチョウといった夏鳥, ヒバリ, ホオジロ, モズといった草地に生息する種が特徴的だった.

表 4. 東京都で分布の拡大した鳥類と縮小した鳥類. 符号化検定を行い, 有意水準 5%をもとに拡大, 縮小の程度を区分した

Table 4. The groups of birds which increased, decreased, or showed no change in distribution. The level of change classified by sign test at the significance level of 5%. ↓ indicates the number of surveyed grids from which birds disappeared in 1990s, ↑ indicates the grids in which birds appeared in 1990s, → indicates the grids in which the birds appeared in both 1970s and 1990s.

有意に増加した種 increased				有意な傾向のない種 no change					
		↓	↑	→		↓	↑	→	
カルガモ	<i>Anas poecilorhyncha</i>	30	126	37	カイツブリ	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	15	18	12
オオタカ	<i>Accipiter gentilis</i>	0	26	0	ゴイサギ	<i>Nycticorax nycticorax</i>	5	12	1
ツミ	<i>Accipiter gularis</i>	2	21	0	ササゴイ	<i>Butorides striatus</i>	11	4	2
キジノボ	<i>Streptopelia orientalis</i>	107	181	279	トビ	<i>Milvus migrans</i>	14	6	1
コゲラ	<i>Dendrocopos kizuki</i>	27	212	53	チョウゲンボウ	<i>Falco tinnunculus</i>	5	18	0
イワツバメ	<i>Delichon urbica</i>	29	61	14	キジ	<i>Phasianus colchicus</i>	49	41	15
ハクセキレイ	<i>Motacilla alba</i>	7	155	2	バン	<i>Gallinula chloropus</i>	27	17	10
ヒヨドリ	<i>Hypsipetes amaurotis</i>	69	224	316	イカルチドリ	<i>Charadrius placidus</i>	20	7	8
ヤマガラ	<i>Parus varius</i>	34	85	26	コアジサシ	<i>Sterna albifrons</i>	9	6	2
シジュウカラ	<i>Parus major</i>	126	192	291	アオバト	<i>Sphenurus sieboldii</i>	20	16	5
メジロ	<i>Zosterops japonicus</i>	36	229	66	カッコウ	<i>Cuculus canorus</i>	22	11	4
スズメ	<i>Passer montanus</i>	54	156	381	ツツドリ	<i>Cuculus saturatus</i>	26	16	16
ハシボソガラス	<i>Corvus corone</i>	52	121	39	フクロウ	<i>Strix uralensis</i>	9	5	0
ハシブトガラス	<i>Corvus macrorhynchos</i>	87	279	147	カワセミ	<i>Alcedo atthis</i>	21	36	4
ドバト	<i>Columba livia</i>	65	172	67	フッポウソウ	<i>Eurystomus orientalis</i>	12	2	1
ガビチョウ	<i>Garrulax canorus</i>	0	12	0	アオゲラ	<i>Picus avokera</i>	41	61	13
ソウシチョウ	<i>Leiothrix lutea</i>	0	10	0	アカゲラ	<i>Dendrocopos major</i>	26	14	4
ホンセイインコ	<i>Psittacula krameri</i>	0	12	0	ツバメ	<i>Iridoprocne rusticus</i>	141	115	316
有意に減少した種 decreased									
		↓	↑	→					
サシバ	<i>Butastur indicus</i>	27	1	1	キセキレイ	<i>Motacilla cinerea</i>	88	65	72
コジュケイ	<i>Bambusicola thoracica</i>	197	34	50	セグロセキレイ	<i>Motacilla grandis</i>	55	52	32
ヒクイナ	<i>Porzana fusca</i>	12	0	0	カワガラス	<i>Cinclus pallasii</i>	16	6	2
コチドリ	<i>Charadrius dubius</i>	47	20	8	ミソサザイ	<i>Troglodytes troglodytes</i>	26	25	28
シロチドリ	<i>Charadrius alexandrinus</i>	24	0	1	ルリビタキ	<i>Tarsiger cyanurus</i>	1	9	4
イソシギ	<i>Actitis hypoleucos</i>	33	10	6	クロツグミ	<i>Turdus cardis</i>	28	37	38
ジュウイチ	<i>Cuculus fugax</i>	33	3	3	アカハラ	<i>Turdus chrysolaus</i>	12	8	5
ホトギス	<i>Cuculus poliocephalus</i>	54	16	21	キクイタダキ	<i>Regulus regulus</i>	12	26	6
アオバズク	<i>Ninox scutulata</i>	63	11	4	ウグイス	<i>Cettia diphone</i>	65	88	120
ヨタカ	<i>Caprimulgus indicus</i>	23	1	0	オオヨシキリ	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	34	38	32
ヒバリ	<i>Alauda arvensis</i>	150	26	35	メボソムシクイ	<i>Phylloscopus borealis</i>	8	3	10
ビンズイ	<i>Anthus hodgsoni</i>	12	0	6	ヤブサメ	<i>Urosphena squameiceps</i>	48	27	54
サンショウクイ	<i>Pericrocotus divaricatus</i>	34	1	0	セッカ	<i>Cisticola juncidis</i>	57	34	36
チゴモズ	<i>Lanius tigrinus</i>	19	0	0	キビタキ	<i>Ficedula narcissina</i>	39	25	22
モズ	<i>Lanius bucephalus</i>	134	34	10	オオルリ	<i>Cyanoptila cyanomelana</i>	38	28	26
アカモズ	<i>Lanius cristatus</i>	48	0	0	コサメビタキ	<i>Muscipapa dauurica</i>	9	2	3
コマドリ	<i>Erithacus akahige</i>	22	3	10	エナガ	<i>Aegithalos caudatus</i>	60	44	23
コルリ	<i>Luscinia cyane</i>	42	7	12	コガラ	<i>Parus montanus</i>	23	29	16
トラツグミ	<i>Zoothera dauma</i>	24	3	0	ヒガラ	<i>Parus ater</i>	29	34	65
マミジロ	<i>Turdus sibiricus</i>	20	5	3	ゴジュウカラ	<i>Sitta europaea</i>	15	7	8
エゾムシクイ	<i>Phylloscopus borealoides</i>	18	1	4	カワラヒワ	<i>Carduelis sinica</i>	152	154	160
センダイムシクイ	<i>Phylloscopus coronatus</i>	85	8	23	ウソ	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	6	11	3
サンコウチョウ	<i>Terpsiphone atrocaudata</i>	21	6	2	イカル	<i>Eophona personata</i>	51	44	26
ホオジロ	<i>Emberiza cioides</i>	132	62	112	ムクドリ	<i>Sturnus cineraceus</i>	118	132	265
カケス	<i>Garrulus glandarius</i>	60	27	40					
オナガ	<i>Cyanopica cyana</i>	172	91	149					

考 察

1. 鳥類相の変化に影響している要因

鳥類相の最も大きな変化は区分 2から 3への変化と区分 4から 2, 3, 5への変化だった。

区分 2から 3への変化ではハクセキレイ, カルガモ, ハシブトガラス, コゲラ, メジロの増加が

目立ち、環境面では区分 2 が市街地を中心とした地域であるのに対し、区分 3 は緑の多い住宅地が多いか、畑地と水域を含んだ地域だった。区分 2 から 3 への変化がみられた区画では、緑の多い住宅地が有意に増加していた。コゲラやメジロ、ハシブトガラスは小規模でも緑地があれば繁殖できる種で、カルガモは緑の多い住宅地内の小さな池でも繁殖をしている。1970 年代から 1990 年代にかけて住宅地内に緑地や緑道などが整備され「緑の多い住宅地」が広くなったために、これらの種が繁殖することのできる環境が広がったのだと思われる。また、コゲラやメジロは 1970 年代に比べ緑被率の低い場所でも繁殖できるようになるなど、繁殖できる環境の幅も広がっていると考えられる。同様のことはハシブトガラスでも報告されている (Ueta et al. in press)。これらの鳥の繁殖できる環境の幅が広がったのではなく、植生図には表現されないような市街地にある樹木の生長の可能性も否定できないが、人への警戒心の低下をふくめ、これらの種が都市地域での生息に適応することができたことも増加した大きな原因と思われる。ハクセキレイについては、全国的に分布が拡大した種で、1975～1976 年にはじめて東京でも繁殖が記録され、その後増加した (中村 1980)。したがって 1990 年代に記録されるようになったのはこの分布の拡大が最大の要因である。ハクセキレイは開けた環境に生息し、住宅地などに生息することが可能で、畑地や芝地で採食する (平野 1985)。その点、緑地が増加した区分 3 への環境の変化もハクセキレイの分布に影響している可能性がある。

区分 4 から 2, 3, 5 への変化ではヒバリ、コジュケイ、モズ、ホオジロ、キセキレイの減少とコゲラの増加、環境面では畑地の減少と市街地の増加が目立った。上記したような公園的な緑地の増加などにともなうコゲラの増加とともに、畑地の減少がヒバリ、モズ、ホオジロなどの草地に生息する鳥の減少をもたらした可能性が高い。ヨーロッパでは草地に生息する鳥にとっての代替の生息環境として畑地の重要性が指摘され、多くの研究がなされているが (Donald & Gregory 2002, Fuller et al. 2002)、図 2 からわかるように、草地が少ない東京ではヨーロッパと同様に畑地が草地性の鳥にとって重要な生息地になっており、畑地の減少とともにこれらの種の分布が縮小したことが示唆される。これらの鳥が生息するためには急激に減少している農地や草地が今後に残されていくことが必要である。

区分 1 から 2, 3 への変化では、草地や水域に依存している種が減少していた。環境は区分 1 から 2 の変化では草地と畑地の減少と市街地の増加が、区分 1 から 3 の変化では水田の減少が目立った。草地に依存している鳥の減少にはこの環境変化が関わっている可能性が高いが、水域に依存している種にとって必ずしも畑地と水田は主要な生息環境ではない。可能性としては、植生図からはあまり明確でなかったが、1970 年代から 1990 年代にかけて、河川敷や埋

立地にグランド等が増加したので(とうきゅう環境浄化財団 1994), それによって水域に依存している種の生息地が縮小しているのかもしれない. また, 河原でのレジャー活動の増加によりイカルチドリ(内田 1992)やシロチドリ(平井ほか 2000)の繁殖成功率が低下していることが知られており, 東京でも河原でのレジャー活動が増加しているので, 人の利用頻度があがり, 鳥類の繁殖を阻害したことが, 区分 1 の指標種の減少につながっている可能性がある.

区分 6 から 5 の変化ではアオグラヤイカル, サンショウクイの減少が目立ったが, 環境の顕著な変化は認められず, 区分 8 から 7, 10 への変化ではコルリ, ツツドリ, ジュウイチなどの夏鳥の減少が目立ったが, 環境の顕著な変化は認められなかった. 環境の顕著な変化がないにもかかわらず鳥類相が変化した原因としては, 植生図に示されるような面積的な変化はなくとも, 食物となる昆虫の減少や里山の荒廃化のような質的な変化が起きた可能性と, 夏鳥の減少が鳥類相の変化におよぼした影響が大きいので, 本調査地の環境の変化ではなく, 東京大学渡り鳥研究グループ(1999)が指摘しているように中継地や越冬地の環境変化による夏鳥の減少が鳥類相の変化に影響している可能性がある.

2. その他の鳥類の分布の変化

東京都全体でみると, 小型から中型の猛禽類, 疎林性の鳥, そして外来種が分布を広げており, 河川や水域沿いに生息する種, 夏鳥, 草地に生息する種で分布の縮小がみられた. ただし, これはあくまでも分布の変化で, 必ずしも個体数の増減を示しているわけではない. 今回の解析で分布が拡大していることが明らかになったスズメは東久留米での調査では1970年代に個体数が急減している(内田ほか 2003). 必ずしも東久留米での個体数の減少がほかの地域にもあてはまることはわからないが, このことは, 分布が広がっていても個体数が減少している種がいる可能性を示している. 個体数密度の低い種については分布の拡大と個体数の増加がほぼつながると思われるが, スズメのように個体数密度の高い種についてはこのような分布と個体数の逆転現象が起きる可能性があるのだろう. 分布が縮小した種については個体数密度の高低に関わらず個体数の減少を伴っていると考えてよいと思われる.

以上のことをふまえて, 鳥類相の変化に含まれていない, あるいは反する分布の変化を示す種について検討したい.

鳥類相の変化には現れないが, 分布が拡大傾向にあるものとしては猛禽類, および外来種, また鳥類相の変化での記載と異なる増加がみられた種としてはハシボソガラスがあげられる. ハシボソガラスは区分 4 から 2 への変化では減少していることが示されたが, ほかの環境では分布が拡大していたのだと考えられる. 猛禽類と外来種については, 増加がみられたといっ

でも、それほど広く分布しているわけではないので、鳥類相の変化に反映されていないのだと思われる。猛禽類は生息の確認が難しい分類群で、今回の調査手法であるラインセンサスでは発見しにくい分類群である。したがって、実際には分布は広がっていないにもかかわらず1970年代と1990年代の分布についての知見の違いで分布が拡大したようにみえてしまっている可能性もある。しかし、ツミについては1980年代から1990年代前半に分布が広がったことが明らかになっており(遠藤ほか 1991), チョウゲンボウについても南関東での分布の拡大が明らかになっている(池田ほか 1991)。少なくともこの2種については実際に分布が拡大していたと考えられる。

鳥類相の変化には現れないが、分布が縮小傾向にあるものとしてはオナガがあげられた。区分1から6にかけていずれも高頻度で記録され、70年代と90年代ともに分布していた区画が149あり、90年代に分布するようになった区画も91あり、現在も広く分布している種である。しかし、1990年代に分布しなくなった区画が172区画と多く、全体的に見ると有意に分布が縮小していた。区分1から6に高頻度で記録されていることからわかるように、住宅地などにも生息することができる環境選択性の幅の広い種だが、樹林への依存度が強く、樹林に隣接する果樹園や畑地を採食場所としてよく利用する(植田 未発表)。市街地化にともなう畑地や果樹園等の減少や分断化が、分布の縮小に影響をおよぼしているのかもしれない。

今回の解析では鳥類相の変化に注目して東京の鳥類に起きていることとその原因を把握することができた。今後は特に減少の著しい種について注目して、その減少要因を詳細に解明していくことが必要であろう。

謝 辞

本調査は、日本野鳥の会東京支部および奥多摩支部の会員や日本野鳥の会職員をはじめとした多くの調査員の協力により実施することができたものである。膨大なデータを入力する段階で本田昭氏にお手伝いをいただき、データ整理の際には矢野正則氏にお手伝いいただいた。金井裕氏には解析の初期の段階でアドバイスをいただき、黒沢隆氏には英文をみていただいた。東京都には論文として発表することについて許可をいただいた。これら多くの人々および機関に感謝する。

要 約

東京都の繁殖鳥類の分布状況を1973～78年と1993～97年に調査した。この調査とほぼ同時期に調査された植生調査の結果と比較することにより、鳥類の分布変化の要因を植生面から検討した。

TWINSPAN法をもちいて鳥類相を区分して1970年代から1990年代にかけての鳥類相の変化をみてみた。その特徴的な変化には(1)スズメ、ムクドリ、ヒヨドリ、キジバトなど市街地でも生息することのできる種のみが記録される鳥類相から、それらとともに緑地に生息するコゲラ、メジロやハクセキレイなども記録される

鳥類相へと変化した区画と、(2)ヒバリ、モズなど草地に依存する種が記録される鳥類相から市街地の鳥類相などへ変化した区画が多かった。また、(3)チドリ類、オオヨシキリ、セッカなどの水域に依存する種が記録される区画の減少や(4)夏鳥の多い山地の鳥類相だった区画の減少があった。

植生の変化をみてみると、(1)の鳥類相の変化がおきた場所では、緑地の増加が目立ち、(2)のおきた場所では、畑地や草地の減少が目立った。(3)がおきた場所では畑地や水田の減少が目立ったが、畑や水田は一部の種を除き、水域依存の鳥類の主要な生息地ではなく、鳥類相の変化と環境の変化との関係は不明確で、(4)がおきた場所では大きな環境の変化は認められなかった。

東京でみられたこれらの大きな鳥類相の変化のうち、(1)については緑地の増加と住宅地での樹木の生長による環境の改善と一部鳥類の都市環境への適応が原因と考えられ、(2)については畑地や草地の減少が鳥類相の変化をもたらしたと考えられる。(3)については植生図に示されないような水辺の微環境の変化やレジャーなどの人による河川の利用圧の増大が原因の可能性があり、(4)については鳥類相の変化に夏鳥の減少がおよぼす影響が大きいので、調査地の植生変化ではなく、越冬地や中継地の植生変化が影響していることや、森林の面積といった量的な変化ではなく、荒廃化や食物である昆虫の減少など質的な変化が影響している可能性が考えられた。

引用文献

- Askins, R.A., Lynch, J.F. & Greenberg, R. 1990. Population declines in migratory birds in Eastern North America. In: Power D.M. (ed). Current Ornithology Vol. 7. pp. 1-57. Plenum Press, New York.
- Breiman, L., Friedman, J.H., Olshen, R.A. & Stone, C.J. 1984. Classification and Regression Trees. Wadsworth Inc., Belmont, California, USA.
- De'ath, G. & Fabricius, K. E. 2000. Classification and regression trees: A powerful yet simple technique for ecological data analysis. Ecology 81: 3178-3192.
- Donald, P.F. & Gregory, R.D. 2002. Silent fields: the decline of farmland birds in Europe. Biologist 49 (3): 101-106
- Dufrène, M. & Legendre, P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. Ecological Monographs 67: 345-366.
- 遠藤孝一・平野敏明・植田睦之. 1991. 日本におけるツミ *Accipiter gularis* の繁殖状況. Strix 10: 171-179.
- Fuller, R.J., Ward, E., Hird, D. & Brown, A.F. 2002. Declines of ground-nesting birds in two areas of upland farmland in the south Pennines of England. Bird Study 49: 146-152.
- Higuchi, H. & Morishita, E. 1999. Population declines of tropical migratory birds in Japan. Actinia 12: 51-59.
- Hill, M.O. 1973. Reciprocal Averaging: an eigenvector method of ordination. Ecology 61: 237-249.
- Hill, M.O. 1979. TWINSpan, a FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes: Cornell University, Ithaca.
- 平井正志・橋本富三・西村泉・坂口守・大西幸枝・中村洋子・橋本祐子・秋田由美子. 2000. 三重県中部の自然海岸におけるシロチドリの繁殖. Strix 18: 45-53.
- 平野敏明. 1985. 宇都宮市におけるセキレイ類 3種の繁殖環境. Strix 4: 1-8.
- 平野敏明. 1996. 宇都宮戸祭山における繁殖期の鳥類相 ―最近25年間の変化―. Strix 14: 25-31.
- 池田昌枝・本村健・石井良明・内藤典子・藤田剛. 1991. 南関東都市部におけるチョウゲンボウの繁殖状況と環境特性. Strix 10: 149-159.
- 金井裕. 1996. 農村景観と鳥類. 沼田眞 [編]. 景相生態学 ―ランドスケープエコロジー入門―. pp. 108-112. 朝倉書店, 東京.
- 加藤和弘. 2002. 多変量解析による「分類」で何ができるのか? 生物地理学会誌 57: 3-17.

- 加藤和弘・一ノ瀬友博・高橋俊守. 2003. 分類樹木を用いた生物生息場所の分類 河川水辺の鳥類を対象とした事例研究. 応用生態工学 5: 189-201.
- 川崎慎二・加藤和明・樋口広芳・高田令子. 1997. 北海道道庁・春国岱の繁殖期の鳥類相の変化. Strix 15: 25-38.
- 岸野洋久. 1999. 生のデータを料理するー統計科学における調査とモデル化. 日本評論社, 東京.
- 中村一恵. 1980. ハクセキレイの本州侵入について. 野鳥 45: 360-364.
- Terborgh, J. 1992. Why American songbirds are vanishing? Scientific American 264: 98-104. [藤田剛 (訳). アメリカで小鳥たちが減っている. 日経サイエンス 22(7): 90-99.]
- 東京大学渡り鳥研究グループ. 1999. 夏鳥の減少実態研究報告. 東京大学渡り鳥研究グループ, 東京都環境局. 2001. 東京都現存植生図CD-ROM. 東京都環境局, 東京.
- 東京都環境保全局. 1998. 東京都鳥類繁殖状況調査報告書. 東京都環境保全局, 東京.
- とうきゅう環境浄化財団. 1994. 多摩川 '94. とうきゅう環境浄化財団, 東京.
- 内田博. 1992. 河原にすむイカルチドリ of 惨状. Birder 6(11): 50-56.
- 内田康夫・島津秀康・関本兼曜. 2003. 都下自由学園周辺の鳥相変化と環境変動 一長期羽数調査の統計分析からー. Strix 21: 53-70.
- Ueta, M., Kurosawa, R., Hamao, S., Kawachi, H. & Higuchi, H. in press. Population change of Jungle Crows in Tokyo. Global Environmental Research.

Changes in the avifauna of Tokyo and the affecting factors

Mutsuyuki Ueta¹, Kazuhiro Katoh², Hazuki Matsuno¹, Reiko Kurosawa³ & Masae Narusue¹

1. Wild Bird Society of Japan, 2-35-2 Minamidaira, Hino, Tokyo 191-0041, Japan

2. Experimental Station for Landscape Plants, Graduate School of Agricultural and Life Sciences, the University of Tokyo, 1051 Hata-machi, Hanamigawa-ku, Chiba 262-0081, Japan

3. Biodiversity Lab., Institute of Low Temperature Science, Hokkaido University, Nishi 8chome, Kita 18jo, Kita-ku, Spporo 060-0819, Japan

We carried out surveys on the distributions of birds breeding in Tokyo during the 1970s and 1990s, and compared the changes of bird distributions with those of the vegetation, the information on which was provided by Tokyo Metropolitan Government, in order to identify the factors affecting the changes of bird distributions.

We classified the avifauna using TWINSpan, and compared the avifaunal changes during the 1970s and 1990s. The analysis revealed the following major changes: (1) sites that had a species composition characteristic of highly urbanized areas (i.e. Tree Sparrow, Grey Starling, Brown-eared Bulbul and Oriental Turtle Dove) during the 1970s, contained, by the 1990s additional species, such as Japanese Pygmy Woodpecker, Japanese White-eye and White Wagtail; (2) sites originally supporting grassland species, such as Skylark and Bullheaded Shrike lost them, and gained those associated with urbanized areas; (3) sites where wetland species, such as plovers, Great Reed Warbler and Fan-tailed Warbler were

declined; and (4) sites that originally fostered upland forest species, including the summer migrants from the tropics, decreased in number.

The sites of type (1) had a greater increase of vegetation cover. The areas of type (2) experienced a decrease in cropland and grassland. The areas of type (3) showed a decline in cropland and rice paddy. No great change of vegetation occurred in the sites of type (4).

Different causes are probably responsible for the changes of each type. The change of type (1) is explained by the increase of vegetation mass both horizontally and vertically as well as the adaptation of a few bird species to urbanized areas. The change of type (2) is attributed to the decrease of farmland and grassland. The change of type (3) is probably caused by the increase of human-induced disturbance, such as pleasure activities on the rivers as well as the subtle changes in wet habitat that are not shown on the vegetation map. The change of type (4) probably results from the decline of the summer migrants, because no significant change of habitat occurred in these breeding sites, which suggests vegetation changes in the wintering and stopover sites, the degradation of habitat quality or a decrease of prey insects.

Key words: avifauna, avifaunal changes, cropland, Tokyo

付表. 植生区分の詳細

広葉樹林: イヌシデ群落, イロハモミジ-ケヤキ群落, クスギ-コナラ群落, ケヤキ-イロハモミジ群落, ケヤキ-シラカシ屋敷林, コナラ-イイギリ群落, コナラ-クスギ群落, コナラ-クリ群落, シオジ-ミヤマクマワラビ群落, シラカシ群落ケヤキ亜群落, シラカシ群落モミ亜群落, シラカシ群落典型亜群落, スダジ-ヤブコウジ群落, ダケカンバー-ネコシデ群落, タブ-イノデ群落, タラノキ-クサイチゴ群落, ハンノキ-オニスギ群落, フサザクラ-タマアジサイ群落, ブナ-イヌブナ群落, ブナ-ツクバネウツギ群落, ミズナラ-クリ群落, ムクノキ-ミズキ群落, ヤナギ林

針葉樹林: アカマツ-コナラ群落, アカマツ-ヤマツツジ群落, コメツグ-ウラジロモミ群落, シラビソ-オオシラビン群落, ツガー-コカスゲ群落, ツガー-ミツバツツジ群落, ハリモミ群落, モミ-イヌブナ群落, モミ-シキミ群落

植林: アカマツ植林, カラマツ植林, クロマツ植林, スギ・ヒノキ植林, テーダマツ植林, ニセアカシア植林

公園: 樹群をもった公園・墓地など

緑の多い住宅地: 緑の多い住宅地

草地: オオイヌタデ-オオクサキビ群落, ススキ-アズマネザサ群落, ススキ-チガヤ群落, ススキ-マルバハギ群落, ススキ-ヤマトラノオ群落, スズタケ群落, セイタカアワダチソウ群落, マント群落, ミヤコザサ-シモツク群落, 耕作放棄畑雑草群落, 牧草地, 緑化法面, 埋立地雑草群落, カナムグラ-クズ群落

畑地: 耕作畑雑草群落

水田: 耕作水田雑草群落

水辺草本: ウラギク群落, オギ群落, シオクグ群落, ツルヨシ群落, マコモ-ウキヤガラ群落, ミゾソバ群落, ヨシ-オオクサキビ群落, ヨシ-スゲ湿地

開放水域: 浮葉植物群落, 開放水域

市街地: 工場地, 広いコンクリート地

採石地, 人工シバ草地(ゴルフ場, 飛行場など), 造成地, 人為裸地, 踏跡群落, 緑の少ない市街地・住宅地, 路傍雑草群落

その他: メダケ群落, モウソウチク・マダケ林, 自然裸地, 茶畑, 苗圃, 落葉果樹園