札幌市における都市化が緑地の植物相に与えた影響

Effects of Urbanization on the Flora of Open Space in Sapporo City

矢部和夫* 吉田恵介* 金子正美**

Kazuo YABE Keisuke YOSHIDA Masami KANEKO

摘要：札幌市の11緑地の植物相を主成分分析法によって解析した。第1軸は孤立化指標（周辺の森林率、孤立後の時間）と負相関を持ち、森林植物の種数とも負相関を持った。孤立化は市街地拡大の指標でもあるため、この軸は緑地の都市化によって森林植物が減少することを抽出した。第2軸は、緑地内の攪乱地の増加により雑草種が増加するという人為的な影響を抽出した。都市化によって消失する森林植物は30種の草本と14種の木本であった。また鳥散布型の木本は孤立化によって消失しやすく、周辺100m以内の森林率が孤立化に影響を与えやすかった。さらに、30種の草本が林床性であることから、断片化（小面積化）の影響が大きいものと思われる。

1. はじめに

札幌市の市域面積は、日本の13大都市の中で最も大きい、市域の中で市街化区域の占める割合は21.9%であり3番目に小さい（大都市統計協議会,1997）¹⁾。しかし都市計画法が施行されて以来、引き続き市街地の拡大が続いており、1970年から1997年にかけて市街化調整区域から市街化区域に変更された面積は、約2,600haであり、10.7%の増加率を示している（札幌市,1997）¹⁶⁾。現在市域の約6割が農地・山林・原野等の緑地で占められているが、急速に進展する市街化区域の拡大の中で、これらの緑地は今後急速に減少するものと予想される。

旧市街地の公園緑地を見ると、地区公園以上の公園緑地は周辺部にいくつかあるものの、中心部には少ない。また、新市街地では、開発行為によって生み出された公園が多く、市域全体で見ると、公園の数は多いものの、街区公園の平均面積は872㎡（札幌市,1997）¹⁵⁾と小さい。この大きさは、区画整理による公園（平均面積2,706㎡（札幌市,1997）¹⁵⁾）などと比較するとかなり小さく、扇状地形で比較的平坦な市街地の緑地の大きさとしては緑被率、緑視率とも十分とはいえない。一方、市街化調整区域の連続した緑地の拡がりを見ると、一部国有林があるが、多くは民有林であり、土砂採掘、宅地造成等により、緑地の不連続化が進んでいる。こういった状況の中で、現在西部山岳地帯と市街地を結ぶ連続した緑地の保全と再生が急務となっているが、これらをより効果的に行うための基礎資料がほとんどないのが現状である。この研究は札幌市の緑地計画のなかで緑地の生物相の保全を適正に行うための基礎的研究として、都市化が緑地の植物相構造にどのような影響を与えているかを解明することを目的としている。

本研究は次の4段階からなる。（1）札幌市域の11箇所の緑地の種組成を主成分分析法によって解析する。（2）孤立化の指標、土地利用区分、森林斑の形状や面積、公園利用強度などの外的要因や、各緑地の構成種の生育地特性や生育形による各分類種群の種数を求める。（3）これらの要因と主成分軸上に抽出された種組成上の構造との相関係数を求め、緑地の植物相の構造の解明及び構造に影響を与える要因を明らかにする。（4）さらに都市化要因に対してどのような種の分布が敏感に反応するかについても検討する。

2. 調査地の概況と方法

（1）調査地の概況

札幌市は北緯42°27'～43°11'、東経140°59'～141°30'に位置する。市の南西部は山地帯となっており、中央部は豊平川水系がつくった低地の扇状地形の先端付近にある。また北東部は豊平川とその本流である石狩川がつくった沖積平野であり、もともと泥炭地が広がっていた。市中心部の月別平均気温は-4.6℃～21.7℃の範囲にあり、年降水量は1,129.6mmである（1960年から1990年までの平均値）。

調査対象緑地は市中心部に分布する11緑地である（図-1）：大谷地の森（以下大谷地）、青葉中央公園+上野幌公園（青葉）、ポプラ通風致地区（ポプラ通）、西岡公園（西岡）、藻南公園（藻南）、円山公園+円山原始林（円山）、真駒内公園（真駒内）、星置緑地（星置）、北海道大学（北大）、JR東札幌跡地（東札幌）、野幌森林公園（野幌）。これらの緑地のうち、西岡内の森林は南

図-1 札幌市中心部の森林の分布と調査緑地の位置

*札幌市立高等専門学校インダストリアルデザイン学科環境デザイン **北海道環境科学研究センター自然環境部

部の山地帯の森林地帯と連続しているため孤立化していない。また藻南と真駒内は隣接している。野幌は他の緑地に比べきわめて大きな森林斑を保有している。一方、東札幌には森林はほとんどない。

(2) 方法

(i) 緑地の特性

1/2,500 に拡大した航空写真 (1996 年 8 月 20 日撮影) から各緑地の面積と緑地内の森林面積と草地・草原・耕地面積をプランメーターによってそれぞれ求めた。この際、緑地内の森林については森林斑が 10m 以上のものを測定した。緑地で最大の森林斑はその面積と周囲長をプランメーターとキルビメーターで求め、その形状指数 (日置, 1993)⁷⁾ を求めた。多くの緑地では最大森林斑は対象緑地の区域外にはみ出していた。また西岡は周囲の森林帯と連続していたので、最大森林斑の測定は不可能であった。各緑地の利用強度の推定値として、都市公園管理台帳平面図 (札幌市公園管理課) より、緑地内の道路や歩道の総延長を園路長として求め、これらを基に、園路長比 (園路長/緑地面積×10000) を求めた。

(ii) 孤立化の指標

各緑地がどの程度孤立化しているかを推定するために、GIS (Arcview3) 上で各緑地の外縁から 100m, 500m, 1,000m, 5,000m の周辺ゾーン (バッファー) を発生させ、各ゾーン内の森林率を求めた。森林分布は 1992 年 9 月 1 日に撮影された LANDSAT TM 画像を土地被覆分類し、森林ピクセルのみを抽出し作成した。ピクセルサイズは 30×30m、使用した画像解析ソフトは ERDAS IMAGENE8.2 である。周辺ゾーンを 5,000m にまで拡大すると、お互いに他の緑地区域のいくつかを包含するようになった。また人口集中地区変遷図 (札幌市, 1994)¹⁷⁾ を基に、昭和 35 年から 5 年毎に人口集中地区 (4,000 人/㎢以上地域) となった年代を求め、これを孤立化した年代とした。

(iii) 植物相

各緑地の植物相は「札幌の植物」(原, 1992)⁸⁾ から引用した。記載されたすべての種はそれぞれ「札幌の植物」中の生育地区区分を参考にして、次の 8 型の生育地特性種群に分類した: 森林種、海岸種、岩れき地種、砂丘・砂浜種、湿原種、樹幹種、沢筋種と耕地種・人里種。生育形については、草本種 (着生植物と水生植物を除く)、高木種 (樹高が 4 m 以上になる種)、低木種 (樹高が 4 m に達しない種)、草本性つる種、木本性つる種とその他 (着生植物と水生植物) に分類した。またこれらの分類とは別に各緑地の帰化種数、単位面積当たりの帰化種数と帰化率 (帰化種数/総種数×100%) も求めた。

(iv) 植物相データの解析

植物相データは CANOCO ver 3.11 を用い、種間の分散共分散行列から主成分分析 (Orloci, 1973)¹⁸⁾ を行い、最大の 3 軸を算

出した。11 緑地で総種数 833 種が記載されたが、これから記載出現回数 11 回、2 回と 1 回の種を除いたところ、464 種となった。

調査緑地は最大で 1,800ha の大面積のものを含んでおり、このような大規模な緑地内には様々な立地環境に成立した多種類の植物群落型が存在する。このため緑地間の種数や種組成に対する都市化の影響を検討する場合は、立地環境の多様さによる影響を考慮する必要がある。種組成に対する影響については以下のような前処理をした。各立地環境に対応する群落型はそれぞれ特有な種群を含むため、このような種群内の種間には非常に高い分布相関が発生する。主成分軸が本研究の目的である都市化の影響を抽出しやすいようにするために、記載出現パターンが完全に一致する種群 (分布相関 $r=1.0$) からそれぞれ 1 種を残して他の種を除いた。この結果、種数は 250 種に減少した。緑地の総種数については、これを立地環境に対応する前述の各生育地特性別の種群 (森林種、耕地・人里種等) の種数や帰化種数に分けた。また緑地の各立地環境区分 (森林、草地・草原・農地) ごとにその面積を求め、各立地面積とそれに対応する種群の種数の関係を主成分分析の結果から検討した。

ter Braak & Prentice (1988)²⁰⁾ は種組成の変化が小さい場合は主成分分析による線形の序列化の方が非線形の序列化よりも優れているとしている。さらに加藤 (1995)¹⁰⁾ は、この目安としてデータにおける総種数が各地点の平均種数の 3 倍以下であれば、主成分分析が適当であるとしている。本研究のデータは総種数 250 種に対し、各地点の平均種数が 122.7 種であり、主成分分析を行う上で十分な均質性を持っていた。なお、種データによる反復平均法と要因データによる重回帰分析を結合した非線形の序列化である Canonical Correspondence Analysis (ter Braak 1986)¹⁹⁾ は本研究では面積ベースの要因が多く、各範囲での緑地周辺森林率相互間や、緑地面積と緑地内の森林面積間などで自動相関が発生すること及び緑地の種組成データが非常に均質であることから、本研究での解析には不向きであった。次に主成分軸と各要因との相関係数を求め、重要な要因を抽出した。この際、面積データは $\sqrt{\text{変換}}$ をし、% データは arcsin 変換をした。

3. 結果

(1) 各緑地の特性

緑地面積は非常にばらつきがあり、最大の野幌が 2,000ha であり他よりも著しく大きく、北大 (180ha)、円山 (130ha) と真駒内 (84ha) がこれに次いだ (表-1)。小さな緑地は青葉 (9ha)、大谷地 (7ha) と星置 (1ha) であった。森林面積は野幌 (1,800ha) が最も広く、円山 (100ha) と真駒内 (46ha) がこれに次ぎ、東札幌 (0.04ha) では森林はほとんど分布しなかった。草地・草原・農地面積は野幌 (160ha)、北大 (75ha) と真

表-1 各緑地の特性

	森林面積 (ha)	草地・草原・農 地面積 (ha)	緑地面積 (ha)	最大森林斑の 面積 (ha)	形状指数	園路長比
大谷地	4.78	0.44	7.41	2.78	1.11	51.0
青葉	6.77	1.16	9.33	5.66	3.12	97.6
ポプラ通	13.67	0.03	13.70	4.29	2.04	13.7
西岡	24.26	5.14	35.50	—	—	42.3
藻南	10.05	2.97	22.15	35.76	2.62	21.2
円山	105.41	6.51	129.71	66.66	2.37	27.9
真駒内	46.30	26.87	83.55	35.76	2.62	73.7
星置	1.03	0.00	1.03	1.03	1.21	247.9
北大	40.80	74.85	180.56	8.00	4.70	79.2
東札幌	0.04	9.02	14.87	0.02	1.34	36.6
野幌	1822.06	162.75	2019.10	765.00	5.30	22.5

駒内（27ha）で広く、ポプラ通（0.03ha）や星置（0ha）にはほとんど見られなかった。最大森林斑は野幌（770ha）で他の緑地よりも著しく大きく、ついで円山（67ha）、藻南（36ha）と真駒内（36ha）で大きかった。また、東札幌（0.02ha）では著しく小さかった。最大森林斑の形状指数は野幌、北大と青葉で高く、複雑な形をしていたが、東札幌、星置と大谷地では低く、単純な形をしていた。園路長比は星置で最も大きく、青葉、北大と真駒内がこれに次いで大きかった。一方、野幌、藻南とポプラ通では小さかった。

（2）孤立化指標

緑地の周辺 100m 地域 の森林率は西岡で著しく高く、ついで円山、藻南、野幌と星置で高かった（表－2）。一方、ポプラ通、北大と東札幌では著しく低かった。周辺 500m 地域 の森林率は、森林率の非常に低い東札幌を除き、周辺 100m 地域 よりも森林率が低下した。ところが 5,000m まで周辺距離を拡大すると、西岡、円山と野幌では周辺 500m 地域 よりも森林率が減少したが、他の緑地では増加した。このように周辺地域を拡大したときの森林率の増減パターンの違いは、市街地における緑地の位置によるところが大きい（図－1）。市街地中心部に位置する緑地は、周辺地域の範囲を狭くする場合は森林率が少ないが、周辺地域の範囲を拡大していくと森林率は市街地緑部の森林地帯を含むために増加する。逆に市街地の周辺部に位置する緑地は、周辺地域の範囲を拡大すると、より多くの市街地を含むようになるために、森林率が低下する。孤立してからの年数は北大、東札幌と青葉で多く、円山、星置と大谷地では少なかった。また西岡は現在も孤立化していない。

（3）各緑地の総種数、および生育形別種数と生育形スペクトル

各緑地の総種数は野幌、西岡、円山と真駒内で多く、東札幌では特に少なかった（表－3）。一方、単位面積あたりの種数は、星置だけが著しく大きく、次いで大谷地が多かった（表－4）。総種数が最大であった野幌は、単位面積あたりではその種数が最低になった。緑地間での総種数の違いは、その大半を占める草本

表－2 緑地周辺の森林率（％）と孤立してからの時間

	緑地周辺の森林率				孤立化してからの時間
	周辺100m	周辺500m	周辺1000m	周辺5000m	
大谷地	29.3	20.2	15.4	26.1	27
青葉	34.1	20.3	18.6	38.1	52
ポプラ通	20.9	17.9	16.1	19.0	47
西岡	84.9	81.1	80.9	55.5	0
藻南	47.9	40.4	45.1	61.9	42
円山	50.1	44.2	42.5	42.8	32
真駒内	41.2	32.7	37.3	55.9	42
星置	45.8	34.3	34.8	45.2	32
北大	18.6	13.0	8.7	16.4	57
東札幌	3.1	4.4	5.2	12.6	57
野幌	46.4	38.4	37.5	34.4	47

種と高木種の種数の違いによってもたらされたものであった。構成種の草本種と高木種の種数は野幌と西岡で多かったが、東札幌で最低であった（表－3）。生育形スペクトルでみると（表－4）、草本種の割合は東札幌で著しく高く、青葉で最低であった。また、高木種の割合は、青葉や大谷地で高かった。

低木種は真駒内、西岡、野幌と藻南で多く、星置と北大で少なく、東札幌にはなかった。草本性つる種は野幌、西岡と藻南で多く、青葉、大谷地と東札幌で少なかった。一方、木本性つる種は西岡、円山、真駒内と野幌で多く、東札幌にはほとんどなかった。これらの種群の生育形スペクトルは、種数で得られた傾向と類似していた。

（4）生育地特性別種数

生育地特性別種数をみると（表－5）、森林種が著しく多く、耕地・人里種がこれに次いで多かった。従ってこれらの2つの種群が、各緑地の総種数に対して大きく寄与していることがわかった。森林種の種数は野幌、西岡、真駒内と円山で多く、東札幌にはほとんどなかった。沢筋種と樹幹種（着生種）の種数もほぼ同様の傾向にあった。

耕地・人里種は北大、ポプラ通、野幌と円山で多く、星置、大谷地と青葉で少なかった。岩れき地種は藻南、円山と真駒内で多かった。帰化種のほとんどは耕地・人里種に含まれるため、緑地

表－3 各緑地の総種数と生育形別種数

	総種数	草本	高木	低木	草本（つる）	木本（つる）	その他
大谷地	218	151	36	20	2	9	0
青葉	191	123	36	21	4	7	0
ポプラ通	279	208	27	22	13	7	2
西岡	426	310	53	30	16	13	4
藻南	282	189	40	28	15	10	0
円山	357	264	42	25	12	12	2
真駒内	354	251	43	36	11	12	1
星置	214	156	24	16	10	8	0
北大	277	211	29	8	12	9	8
東札幌	61	59	0	0	1	1	0
野幌	515	396	54	29	17	12	7

表－6 各緑地の帰化種数、単位面積あたりの帰化種数（帰化種数／ha）と帰化率（％）

	帰化種数	単位面積あたりの帰化種数	帰化率
大谷地	14	1.89	6.4
青葉	12	1.29	6.3
ポプラ通	65	4.74	23.3
西岡	22	0.62	5.9
藻南	38	1.72	13.5
円山	46	0.35	12.9
真駒内	41	0.49	11.6
星置	19	18.53	8.9
北大	89	0.49	32.1
東札幌	35	2.35	57.4
野幌	55	0.03	10.7

表－4 各緑地の単位面積当たり種数（種数／ha）と各生育形のスペクトル（％）

	単位面積当たりの種数	草本	高木	低木	草本（つる）	木本（つる）	その他
大谷地	29.4	69.3	16.5	9.2	0.9	4.1	0.0
青葉	20.5	64.4	18.8	11.0	2.1	3.7	0.0
ポプラ通	20.4	74.6	9.7	7.9	4.7	2.5	0.7
西岡	12.0	72.8	12.4	7.0	3.8	3.1	0.9
藻南	12.7	67.0	14.2	9.9	5.3	3.5	0.0
円山	2.8	73.9	11.8	7.0	3.4	3.4	0.6
真駒内	4.2	70.9	12.1	10.2	3.1	3.4	0.3
星置	208.7	72.9	11.2	7.5	4.7	3.7	0.0
北大	1.5	76.2	10.5	2.9	4.3	3.2	2.9
東札幌	4.1	96.7	0.0	0.0	1.6	1.6	0.0
野幌	0.3	76.9	10.5	5.6	3.3	2.3	1.4

表－5 各緑地の生育地特性別種数

	森林	沢筋	樹幹	耕地・人里	岩れき地	湿原	海岸	砂丘・砂浜
大谷地	179	9	0	22	4	3	0	1
青葉	152	11	0	19	4	5	0	0
ポプラ通	150	12	0	92	0	24	0	1
西岡	341	22	2	33	7	19	1	1
藻南	194	16	0	51	16	4	1	0
円山	250	18	2	74	11	1	0	1
真駒内	258	13	1	60	10	9	2	1
星置	164	9	0	29	1	10	0	1
北大	124	13	2	119	1	17	0	1
東札幌	9	0	0	50	0	2	0	0
野幌	360	18	5	84	4	41	2	1

図-2 AX1とAX2上の各緑地の配置

間での帰化種数の違いは耕地・人里種数の違いと相関が高く、北大やポプラ通で多く大谷地や青葉で少なかった（表-6）。一方、単位面積あたりの帰化種数は星置やポプラ通で多かったが、円山や野幌では少なかった（表-6）。帰化率は、総種数と帰化種数の大小に影響を受けるため、帰化種数の多少の傾向と異なり、東札幌で最大となった。

湿原種は野幌で特に多く、ポプラ通、西岡と北大でも多かった。海岸種と砂丘・砂浜種は記載出現種数が非常に少なかった。

（5）主成分分析による緑地の序列化

主成分分析の第1軸AX1の全分散に対する固有値（ λ_1 ）と寄与率は $\lambda_1=118.6$ と19.5%であり、第2軸AX2と第3軸AX3はそれぞれ $\lambda_2=94.9$ 、15.6%と $\lambda_3=74.8$ 、12.3%であった。最大のAX1は3軸のなかで最も緑地を分散させ、負側から正側にかけて西岡→野幌→真駒内→大谷地→円山→青葉→藻南→星置→ポプラ通→北大→東札幌の順に緑地を配置した（図-2）。AX2は負側に北大、ポプラ通と野幌を配置し、正側に青葉、大谷地と東札幌を配置した。他の緑地はAX2の0点周辺に位置した。AX3は藻南と真駒内だけを高い正側の位置に配置し、円山と東札幌を他の緑地よりも藻南や真駒内に近い位置に配置した。

AX1と各緑地特性要因や孤立化要因との相関をみると（表-7）、AX1は孤立化からの時間やすべての周辺森林率に対して、有意水準5%以下の負相関を示した。このなかで、周辺森林率とAX1との相関係数は、周辺地域が拡大するにつれ減少するという傾向を明瞭に示した。AX1と生育形別種数の要因間では、AX1は高木種数と低木種数に対し $r=-0.91$ と $r=-0.87$ という強い負相関を示し、木本性種数と緑地の総種数にたいしても有意水準1%以下の負相関を示した（表-8）。また、草本種数に対して有意水準5%以下の負相関を示した。生育形スペクトルに対しては、AX1は高木種と低木種の割合に対して、有意水準5%以下の負相関を示した。生育地特性別種数要因をみると（表-9）、森林種数はAX1に対して最も強い負相関（ $r=-0.92$ ）を示し、ついで帰化率も強い正相関（ $r=0.84$ ）を持った。この他沢筋種数（ $r=-0.75$ ）と海岸種数（ $r=-0.63$ ）がAX1に対し有意な相関を示したが、海岸種は総数4種ときわめて少なく、相関係数から有為な情報は得られなかった。

総種数と森林種数の間に $r=0.923$ という高い正の相関がみられたが、この原因は総種数に対する割合が高いために自動相関が発生したためである。また沢筋種と森林種はいずれも森林群落の構成種であることから、これらの2種群は森林性植物に含めることができる。

AX2はどの緑地特性要因や孤立化指標要因に対しても有意な相関を持たなかったが（表-7）、その理由として標本数が少ないこと（相関係数の自由度が9以下）の影響が大きかったものと思われる。AX2に対して比較的大きな相関係数を持った要因は

緑地面積（ $r=-0.51$ ）、形状指数（ $r=-0.50$ ）と草地・草原・農地面積（ $r=-0.49$ ）であった。これら3つの要因間は $r=0.80$ 以上の強い相関をもち、緑地面積が広がると草地・草原・農地も広がり、森林斑の形状も複雑になるという結果を示している。

生育形別種数の各要因のうち、草本性種数はAX2に対し強い負相関を示し（ $r=-0.79$ ）、草本種数と総種数も5%水準以下の有意な負相関を示した（表-8）。これら3つの要因には $r=0.8$ 以上の強い相関関係があった。また、AX2は草本性種数の割合に対しても有意水準5%以下の負相関を示した。生育地特性別種数の要因に対しては、耕地・人里種数（ $r=-0.85$ ）と帰化種数（ $r=-0.82$ ）だけがAX2に対して強い相関を示した（表-9）。帰化種のほとんどは耕地・人里種なので両者の間の相関は $r=0.993$ と極めて強かった。AX2と相関を持った生育形別種数の3要因群（総種数、草本性種植物種数とその割合、草本種数）と生育地特性別種数の2要因群（耕地・人里種数、帰化種数）の間には有意な相関関係がみられなかった。

AX3は緑地特性、孤立化指標や生育形別種数のすべての要因に対して全く有意な相関を持たなかった。しかし生育地特性別種数の要因のうち、岩れき地種数とだけ $r=0.73$ の高い相関を示した。

4. 考察

主成分分析法により都市緑地を解析した結果、主要な2軸に人

表-7 PCA軸と緑地特性要因および孤立化指標要因との相関

	AX1	AX2	AX3
森林面積（ $\sqrt{\text{変換}}$ ）	-0.428	-0.476	-0.252
草地・草原・農地面積（ $\sqrt{\text{変換}}$ ）	-0.151	-0.494	-0.103
緑地面積（ $\sqrt{\text{変換}}$ ）	-0.342	-0.513	-0.224
最大森林斑の面積（ $\sqrt{\text{変換}}$ ）	-0.404	-0.452	-0.098
最大森林斑の形状指数	-0.254	-0.495	-0.086
園路長比	0.130	0.327	-0.418
孤立化してから年数	0.693*	-0.033	0.152
周辺100m森林率（%）（arcsin変換）	-0.864***	-0.151	-0.035
周辺500m森林率（%）（arcsin変換）	-0.825***	-0.223	-0.003
周辺1000m森林率（%）（arcsin変換）	-0.807**	-0.200	0.091
周辺5000m森林率（%）（arcsin変換）	-0.715*	0.035	0.406

*:p<0.05, **:p<0.01, ***:p<0.001

表-8 PCA軸と総種数および生育形別種数の相関

	AX1	AX2	AX3
総種数	-0.721**	-0.641*	-0.044
草本種数	-0.701*	-0.662*	-0.121
高木種数	-0.913***	-0.290	0.051
低木種数	-0.871***	-0.215	0.276
草本性種数	-0.442	-0.792**	0.081
木本性種数	-0.793**	-0.388	0.204
緑地単位面積あたりの種数	0.116	0.200	-0.437
草本種の割合（%）（arcsin変換）	0.581	-0.0003	-0.094
高木種の割合（%）（arcsin変換）	-0.615*	0.017	0.002
低木種の割合（%）（arcsin変換）	-0.637*	0.058	0.158
草本性種数の割合（%）（arcsin変換）	0.026	-0.678*	0.141
木本性種数の割合（%）（arcsin変換）	-0.383	0.244	0.077

*:p≤0.05, **:p≤0.01, ***:p≤0.001

表-9 PCA軸と帰化率および生育地特別種数の相関

	AX1	AX2	AX3
帰化種数	0.386	-0.822***	0.055
緑地単位面積あたりの帰化種数	0.257	0.131	-0.407
帰化率（%）（arcsin変換）	0.838***	-0.158	0.118
森林種数	-0.921***	-0.365	-0.069
海岸種数	-0.627*	-0.253	0.354
岩れき地種数	-0.517	-0.114	0.732**
砂丘・砂浜種数	-0.345	-0.532	-0.435
湿原種数	-0.269	-0.571	-0.401
樹幹種数	-0.466	-0.579	-0.297
沢筋種数	-0.754**	-0.526	0.042
耕地・人里種数	0.333	-0.853***	0.021

*:p≤0.05, **:p≤0.01, ***:p≤0.001

為的作用の影響が反映されていることが判明した。

第一の構造である AX1 は孤立化指標である各幅での緑地周辺の森林率や孤立化してからの時間と負相関を持ち、総種数や森林性植物（森林種、沢筋種）の高木種、低木種、草本種と木本性つる種の種数とも負相関を持った。一方、帰化率に対しては正の相関を示した。孤立化指標は市街地化の指標でもあるため、AX1 は緑地周辺の都市化の影響がその中の森林群落に現れたことを抽出しており、都市化により森林が孤立し、森林性植物が減少することが判明した。

第二の構造である AX2 は緑地面積、最大森林斑の形状指数や草地・草原・農地面積と比較的高い負相関を示した。また AX2 は総種数や生育形別種群中の草本性つる種、草本種、および生育地特性別種群中の耕地・人里種と帰化種の種数と有意な負相関を示した。草本性つる種や帰化種のほとんどは耕地・人里種なので AX2 は緑地に対する人為的な攪乱の影響を反映している；緑地の面積が拡大すると耕地・人里種の生育環境である攪乱地が増加する。耕地・人里種は林縁の林床にも侵入するため、緑地内の森林斑の形状指数が高くなることは、林縁部が増加し、この種群の増加の一因となる可能性が考えられる。

第三の構造である AX3 は岩れき地種の種数と正の相関を示し、岩れき地の群落は他の群落と異なる特有の種組成を示すことを抽出した。なお、この群落は岩れき地という特殊な立地に成立する群落であり、人為的な影響を受けて成立したものではない。

浜端（1980）^{41）} は武蔵野平地面部の二次林で高さ 4 m 以下の階層の種組成を主成分分析法で解析した。その結果、主要な最大の軸は周辺の宅地率と相関が高いことから都市化による種組成の変化と見なし、第二の軸は人為的攪乱の強度による変化と見なしした。本研究の結果もこれらの結果と非常によく一致することから、他の都市緑地でもその植物相が都市化と人為的な攪乱という独立した 2 要因によって強く影響を受けている可能性が高い。

帰化率は地域の自然植生の攪乱の指標として用いられてきたが（沼田・大野 1953）^{41）}、本研究の結果、帰化率は都市化の指標となっており、人為的な攪乱の指標としては帰化種数がふさわし

いことが明らかになった。この原因は、帰化率に大きな影響を与える総種数が緑地間の森林性植物の種数の違いに依存しているために、都市化によって総種数が減少し、その結果帰化率の上昇が強調されるためである。

都市化は緑地内の森林性植物の減少を引き起こす。そこで AX1 に対して高い負相関（種スコアが -0.7 以下）を示した 46 種を抽出した（表-10）。これらの植物のうち 44 種は森林性植物であり、この中で林床性草本は 30 種（68.2%）を占め、残りの 14 種（31.8%）が木本（高木、低木、つる）であった。14 種の木本のうちチョウセンゴミシ、サワフタギ、ハクウンボク、クサギ、ウラジロイチゴ、アズキナシ、サルナシ、コマユミ、ナニワズとハリギリの 10 種は鳥散布種子であり、残りの 4 種は風散布種子であった。従って、木本については鳥散布型が最も消失しやすかった。なお、AX1 に対して正の相関（種スコアが 0.7 以上）を示した種は 5 種あり、それらはすべて耕地・人里種に属する草本であった。

ヨーロッパで孤立化した自然林と二次林を対象にした研究では、動物散布型（主に鳥散布型）の種は、孤立化の進行によって散布者が減るために減少しているという結果が得られている（Dzwonko and Loster, 1988^{21）}；Grashof-Bokdam, 1997^{23）}；Santos and Telleria, 1994^{48）}）。本研究は自然林と一部の二次林を対象にして行われており、孤立化が鳥散布型木本植物の消失を引き起こすという結論はヨーロッパでの研究結果とほぼ一致している。

一方、浜端（1980）^{41）} は暖温帯の孤立二次林の研究の中で重力散布種子は孤立化の影響を受けやすいとしているが、そのような傾向は本研究からは得られていない。また、他の暖温帯の孤立二次林の研究では、動物散布型（鳥散布型）の木本の種子が林内に多数供給されているという多くの研究がある（井手ほか, 1994^{63）}；浜端, 1980^{41）}；服部ほか, 1994^{63）}）。しかしながら、鳥散布型の種が森林の断片化や孤立化によって増加するという傾向はみられていないという研究（Iida and Nakashizuka, 1995）^{91）} もある。また大久保・加藤（1994）^{122）} は二次林よりも階層構造の発達した

表-10 PCA の AX1 に対する種スコアが -0.7 以下の種およびこれらと出現パターンが一致する種の生育形、生育地特性と出現回数

種名	生育形	生育地特性	出現回数	種名	生育形	生育地特性	出現回数
エゾマツ	高木	森林	3	ゼンマイ	草本	森林	6
チョウセンゴミシ	木本性つる	森林	3	ヤマハネシダ	草本	岩れき地	6
ギンヨウソウ	草本	森林	3	ナラシダ	草本	森林	6
サワフタギ	低木	森林	3	フクジュソウ	草本	森林	6
ツリガネニンジン	草本	海岸	3	ウラジロイチゴ	低木	森林	6
オオカサネ	草本	森林	3	ヤマモミジ	高木	森林	6
オヤマザキソウ	草本	森林	3	ウメガサソウ	草本	森林	6
アキカマツ	草本	森林	4	イチヤクソウ	草本	森林	6
フタリシズカ	草本	森林	4	フデリンボウ	草本	森林	6
ミヤマニガウリ	草本性つる	森林	4	エゾタンポポ	草本	森林	6
カラフトアカバナ	草本	沢筋	4	チゴユリ	草本	森林	6
トチバニンジン	草本	森林	4	クルマバツクバネソウ	草本	森林	6
クサギ	高木	森林	4	シロバナエンレイソウ	草本	森林	6
ミヤマネズミガヤ	草本	森林	4	アオスゲ	草本	森林	6
ミツバウツギ	低木	森林	5	アズキナシ	高木	森林	8
ウシタキソウ	草本	森林	5	シナノキ	高木	森林	8
カツムソウ	草本	森林	5	オシダ	草本	森林	9
ハクウンボク	高木	森林	5	サルナシ	木本性つる	森林	9
ニシキコノメ	草本	森林	5	コマユミ	低木	森林	9
シロバナナガナ	草本	森林	5	ナニワズ	低木	森林	9
ヒカゲスゲ	草本	森林	5	ハリギリ	高木	森林	9
トケラン	草本	森林	5	ヤマニガナ	草本	森林	9
				アキノキリソウ	草本	森林	9
				ユキザサ	草本	森林	9

自然林に近い林の方が鳥による高木種の補充が促進されるとしている。二次林で鳥散布種の供給が多いかどうかは今後自然林との比較の上で結論を出さなければならないであろう。

次に、Grashof-Bokdam (1997)³⁾は周辺100m以内の森林率が孤立化に最も大きな影響を与えているとしているが、本研究でも、緑地周辺100m以内の森林率が孤立化に対して最も影響が大きいという結果を得た。従って動物散布種は緑地周辺100m以内にある森林から主に供給されるものと思われる。

都市化による森林性植物種の減少のうち、孤立化によって説明される部分は断片化による面積減少や立地環境の多様性の低下によって説明される部分に比べてわずかである(Ouborg, 1993¹⁴⁾)。断片化による森林面積の減少は、林内草本の種数を減少させる要因である(服部ほか, 1994⁶⁾; Iida and Nakashizuka 1995⁹⁾)。本研究では緑地全体を対象にしているために、個々の森林斑に対する断片化の影響は不明であるが、消失しやすい種の76%が林

床性草本であることから、断片化の効果が大きいことが推定される。

今後、都市化が緑地の植物相に与える影響について考えていく上で、今回の結果は十分といえるものではないが、市街地の増加による都市化や人為的な攪乱が緑地の植物相に与える影響について一定の考察ができた。今後、緑地内の個々の群落を対象とした研究を進展させたい。

謝辞

本研究の一部は(財)都市緑化技術開発機構の援助を受けて行われた。LANDSAT TM データは、EOSAT/宇宙開発事業団に提供していただき、GISによる解析手法は(株)パスコ 雨宮有氏と小杉庄一氏にご指導いただいた。また、帯広畜産大学 紺野康夫氏には本研究全般にわたり、貴重なご助言をいただいた。ここに記して感謝の意を表する。

引用・参考文献

- 1) 大都市統計協議会 (1997): 大都市比較統計年表平成7年
- 2) Dzwonko, Z. and Loster, S. (1988): Species richness of small woodlands on the western Carpathian foothill: Vegetatio 6, 15-27
- 3) Grashof-Bokdam, C. (1997): Forest species as agricultural landscape in the Netherlands: Effects of habitat fragmentation: J. Veg. Sci. 8, 21-28
- 4) 浜端悦治 (1980): 都市化に伴う武蔵野平地部二次林の草本層種組成の変化: 日本生態学会誌 30, 347-358
- 5) 原松次 (1992): 札幌の植物: 北海道大学図書刊行会
- 6) 服部保・上甫木昭春・小館誓治・熊懷恵・美・藤井俊夫・武田義明 (1994): 三田市フラワータウン内孤立林の現状と保全について: 造園雑誌 57(5), 217-222
- 7) 日置佳之 (1993): 自然保護区の計画・緑地生態学 (井手久登・亀山章編): 朝倉書店, 18-41
- 8) 井手任・原田直國・守山弘 (1994): 孤立二次林における種子供給が下層植生に与える影響: 造園雑誌 57(5), 199-204
- 9) Iida, S. and Nakashizuka, T. (1995): Forest Fragmentation and its effect on species diversity in sub-urban coppice forests in Japan: For. Ecol. Manage. 73, 197-210
- 10) 加藤和彦 (1995): 生物群集分析のための序列化手法の比較研究: 環境科学会誌 8, 339-352
- 11) 沼田真・大野景德 (1953): 帰化植物の生態学的研究 I: 植物生態学会報 2, 117-122
- 12) 大久保悟・加藤和弘 (1994): 都市近郊林の分断された平地二次林における高木種の補充に関する研究: 造園雑誌 57(5), 205-210
- 13) Orloci, L. (1973): Ordination by resemblance matrices. Ordination and classification of communities (ed. Whittaker, R. H.): Junk, 249-286
- 14) Ouborg, N.J. (1993): Isolation, population size and extinction: the classical and metapopulation approaches applied to vascular plants along the Dutch Rhine-system: Oikos 66, 289-308
- 15) 札幌市 (1997): 街区公園成立要因内訳: 札幌市公園計画課
- 16) 札幌市 (1997): 札幌圏都市計画市街化区域および市街化調整区域変更面積集計: 札幌市都市計画課
- 17) 札幌市 (1994): 札幌市の地域構造: 平成6年地域統計報告書
- 18) Santos, T. and Tellería, J. L. (1994): Influence of forest fragmentation on seed consumptions and dispersal of Spanish juniper, *Juniperus thurifera*: Biological Conservation 70, 129-134
- 19) ter Braak, C. J. F. (1986): Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis: Ecology 67, 1167-1179
- 20) ter Braak, C. J. F. and Prentice, I. C. (1988): A theory of gradient analysis: Advance in Ecological Research 18, 271-317

Summary : We analyzed the flora of 11 open spaces in Sapporo city using Principal Component Analysis. The first axis AX1 negatively correlated with forest-cover ratio in peripheral area and time after isolation, both of which indicated the degree of isolation, and number of forest species. Since isolation of open space was advanced by the increase of urbanized area, AX1 should extract the decrease of forest species due to the urbanization. The second axis AX2 extracted the anthropogenic disturbance affected the flora of open space; The enlargement of disturbed area which positively related with the area of open space increased the ruderal species.

The number of forest plants being extinguished by the urbanization was 30 of grasses and herbs, and 14 of trees. Among the 14 trees, 10 were bird-dispersal and 4 were wind-dispersal. Accordingly, bird-dispersal species would be extinguished by the isolation of woodlot, and forest-cover ratio within 100 m of peripheral area was most effective for the isolation. However, because all grasses and herbs was forest-floor species, the effect of fragmentation causing the decrease of woodlot size would significantly affect.