都市内新規人工林における成長量の指数分布近似モデルによる稚樹のサイズ分布の動態シミュレーション

Simulation Model of Size Frequencies of Saplings in Restored Natural Habitat in Urban Area by Using Exponential Distribution

田端 敬三* 森本 幸裕** 前中 久行*

Keizo TABATA Yukihiro MORIMOTO Hisayuki MAENAKA

Abstract : The population dynamics of saplings taller than 50cm were investigated from 1998 to 2003 in every year in the whole 6 048m² area of the restored natural habitat Inochi-No-Mori in Kyoto city. There were 1249 saplings in the area in 2003. Population density was 32.2 individuals / 100m². *Celtis sinensis* formed 32.3% of the total number of individuals and was dominant species of Inochi-No-Mori. Only 126 saplings had been dead from 1998 to 2003, so mortality rate was very low. We examined the height growth characteristic of saplings. As a result, there were size dependencies on the height growth of saplings. So we approximated the height distributions of saplings by exponential functions. By using this model, simulation about the height growth of each sapling was conducted in assuming that mortality rate and number of recruitment individuals was constant. We got the calculated size distributions from 1999 to 2003 and compared the calculated size distributions with the observed ones. As a result, differences between the observed size distributions and the calculated ones were very slight. This model predicted that the frequency of saplings taller than 500cm would be highest in 2015. The simulation was very valid for predication dynamics of saplings.

Keywords: *restored urban forest, sapling, simulation, size frequency, exponential distribution*

キーワード: 都市内人工林, 稚樹, シミュレーション, サイズ分布, 指数分布

1. はじめに

生物の生息にとって都市の環境は大気、水質、気候などいずれの条件においても非常に不利なものとなっている。そのため、都市での生物社会は、自然の生物社会と比較すると、種数や個体数の減少などのゆがみが生じている¹⁾。こうした現状に対し、都市内の緑地は「目に美しい」だけでなく、多様な生物が生息可能な、豊かな生態的空間へと質的に転換することが求められるようになり²⁾、都市内で豊かな自然や小動物とふれあえる公園として「アーバンエコロジーパーク（自然生態観察公園）」が制度化された³⁾。こうして、各地で環境を整備し、本来の動物相、植物相を復元して自然性を回復させようとする試みが盛んになりつつある。しかしこのような都市内に新規に造成した人工林における樹木の更新特性、稚樹の定着様式は自然林とはかなり特異なものであることが予想されるが、こうした試み自体が世界的にも歴史が浅く、前例が非常に少ない⁴⁾ため、そこでの稚樹個体群の研究例も少数⁵⁾⁶⁾⁷⁾しか見られない。また都市内新規人工林は、自然放置型と認識されることが多いが、都市域に存在する以上、より早期に復元目標へと近づけるためには適切な管理が施される必要があり、そのためには人工林造成後、初期に侵入定着した稚樹のその後の動向をある程度推測できることが非常に重要であると思われる。森林の動態モデルにおいてはこれまで、マルコフ連鎖モデル⁹⁾¹⁰⁾やレフコビッチ行列モデル¹¹⁾¹²⁾などの推移行列が多く用いられてきた。しかしこれらのモデルでは次の段階へ推移する確率が非常に低い場合は、元の段階で足踏みする個体が増大し、予測結果が実情と乖離してしまう可能性がある。よってこうした場合においても有効であるシミュレーション手法の構築が重要だと考えられる。

そこで本研究はこのような都市内新規人工林の中でも、全く植生が喪失した立地条件に復元された大規模な事例として特筆すべき京都市梅小路公園「いのちの森」において自然発芽した稚樹の

新規加入の状況および樹高サイズと伸長量との関係を検討し、個体の成長プロセスに基いたシミュレーション手法を提案した。またそれを用いて今後の樹高サイズ分布の動態予測を行った。

2. 調査地概要

旧国鉄貨物駅跡地に 1995 年 4 月に開設された面積 11.65ha の総合公園、梅小路公園（京都市下京区）内に本調査地いのちの森はある。いのちの森の開設は 1996 年 4 月である。動植物の良好なハビタットを維持するため、通常、一般利用者の通行は園路のみに制限されている。自然復元の目標として平安京の造営以前、都市開発が始まる前の山城原野が設定された。具体的には落葉広葉樹林として、糺の森など市内の鎮守の森に見られるようなニレ科を主とする河畔林が、主な復元目標として設定された。また一部には常緑広葉樹林として山麓のシイ林なども植生のモデルとして設定されており、構成種、密度の異なる林分が造成時に整備された⁴⁾。

3. 調査方法

（１）稚樹の生育状況調査

いのちの森内（面積 6048m²）に自然発芽した稚樹のうち、樹高 50cm 以上のものをすべてを対象として生育状況の調査を行った。1998 年から 2003 年までの毎年、樹木の成長が停止した秋以降に調査を行った。全域をくまなく調査し、生育が確認できた稚樹に個体番号を付けて、樹種、樹高を記録した。

（２）植栽樹木調査

調査区内に人為的に導入された樹木の高木、小高木（一部低木種を含む）について毎木調査を 2001 年 3 月に行った。個体番号を付け、樹種と、地上 1.3m の地点での胸高幹周を測定した。複数の幹を有する場合はそのすべてに対して測定を行った。しかし樹高が 1.3m に達しない個体、あるいは幹径が 5 cm 未満の個体に

*大阪府立大学大学院農学生命科学研究科 **京都大学大学院地球環境学堂

については、幹周の測定は行わなかった。

4. 結果および考察

(1) 植栽樹木の単位面積あたりの胸高断面面積合計

植栽された樹木の胸高断面面積合計は、いのちの森全体では1haあたり11.3㎡、0.11%であった。またいのちの森内を10×10㎡のグリッド44個に分割して、それぞれでの植栽された樹木の胸高断面面積合計を検討したところ、0.3%以上であったグリッドの比率はこのうちの2.3%のみであった。断面面積合計が0.1%未満を示したグリッドは63.6%であり、いのちの森では、非常に低密度な空間が多くを占めていた。

(2) 各年度の稚樹の新規加入個体数

樹種別の稚樹の新規加入個体数および総個体数の変化を表-1に示す。2003年度に全域で確認された樹高50cm以上の稚樹は59種1949個体(100㎡あたり32.2個体)であった。

樹種別の個体数はエノキが最も多く、630個体で、全体の32.3%を占めていた。ついでアキグミ、アカメガシワ、ムクノキ、トウネズミモチの順であった。また科別ではニレ科が最も多く、エノキ、ムクノキ、ケヤキ、アキニレの4種で合計808個体と、全体の41.5%を占めていた。生活型別では常緑広葉樹447個体(22.9%)、落葉広葉樹1474個体(75.6%)、針葉樹28個体(1.4%)と落葉広葉樹が最も多数を占めていた。

次に樹種別での新規加入の状況を見ると、エノキでは毎年100本程度の新規加入が見られ、各年度でばらつきの少ない安定した新規加入が見られた。この他にもイロハモミジで個体数の変動の少ない一定の新規加入が見られた。これに対して、アキグミ、アカメガシワでは年度によって新規加入個体数に大きな変動が見られた。散布様式別に見ると、各年度とも鳥被食型散布が最も多く、2003年では新規加入個体の全体の84.6%を占めていた。また重力散布型は8.6%、風散布型は6.0%であった。全樹種での新規加入は、調査を開始した1998年度では合計279個体であったが、翌年の1999年では291個体、以後473個体、330個体、383個体と推移し2003年度では382個体であった。その結果、全体としては毎年350個体前後の安定した稚樹の新規加入が生じていた。

(3) 稚樹の枯死率

1998年から2003年の間での1年あたりの樹高階別の枯死率は図-1のようになった。6年間で、枯死が見られたのは計126個体のみと非常に少数であった。1年あたりの枯死率は樹高階50-100cmで3.5%、樹高階100-150cmで1.8%、150-200cmでは0.7%、20cm以上では0.9%であった。

(4) 稚樹の成長特性

(i) 種別の平均樹高の変化

1999年に10本以上存在していた高木性樹種の8種(クスノキ、トウネズミモチ、ケヤキ、アカメガシワ、ムクノキ、イロハモミジ、エノキ、コナラ)の個体について、以後の樹高の変化を樹種ごとにそれぞれ平均した(図-2)。これを見ると、2000年以降クスノキの平均樹高が最大であり、2003年度の平均樹高は319.8cmであった。ついでトウネズミモチが242.0cm、ケヤキ195.7cmの順で大きな値を示した。対照的にコナラでは2003年の平均樹高が120.7cmと7種の中では最も低い値であった。

(ii) 樹高成長の個体依存性

1998年度から2003年度までの稚樹の樹高推移の一般的な傾向を見るために、6年間生育が確認できた235個体の中からランダムに選択した20個体についての樹高の推移を図-3に示した。これを見ると、個体内においても、年度間で大きく樹高成長量が変動していることがわかる。

また同一個体の樹高成長量の異なる年次間での決定係数は表-2のようになった。決定係数は最大でも0.233と、いずれの年度

表-1 種別の新規加入個体数の変化

樹種	1998年	1999年	2000年	2001年	2002年	2003年
エノキ	105	93(188)	185(360)	103(430)	107(537)	106(630)
アキグミ	0	10(10)	28(37)	18(46)	62(105)	44(143)
アカメガシワ	2	23(25)	10(34)	3(30)	48(78)	53(127)
ムクノキ	4	7(11)	35(46)	27(67)	19(90)	17(105)
トウネズミモチ	24	25(45)	10(57)	11(68)	11(79)	18(96)
イロハモミジ	29	11(37)	14(52)	19(69)	19(89)	9(88)
コナラ	13	39(50)	27(78)	9(85)	11(90)	3(88)
クスノキ	7	10(17)	16(32)	8(39)	9(48)	19(66)
クヌギ	7	3(7)	18(25)	14(39)	15(54)	14(64)
ケヤキ	9	6(12)	13(24)	7(32)	8(40)	6(46)
その他	79	64(133)	117(241)	111(342)	74(411)	93(496)
計	279	291(535)	473(986)	330(1247)	383(1621)	382(1949)

()それぞれの時点で存在する総個体数を示す

図-1 樹高階別枯死率

図-2 種別の平均樹高の変化

図-3 各個体の樹高の変化

表-2 樹高成長量の個体依存性の有無の検証
同一個体の異なる年次における成長量の決定係数にて示す

	1998-1999	1999-2000	2000-2001	2001-2002	2002-2003
1998-1999		0.095	0.162	0.133	0.120
1999-2000	0.095		0.173	0.092	0.097
2000-2001	0.162	0.173		0.110	0.233
2001-2002	0.133	0.092	0.110		0.100
2002-2003	0.120	0.097	0.233	0.100	

間においても低い値を示しており、異なる年次間での樹高成長量の相関は低い。以上のことから稚樹の樹高成長の個体依存性は弱いと考えられる。

(iii) 樹高成長のサイズ依存性

次に稚樹の樹高成長量に対する樹高サイズの影響を検討した。樹高サイズが 50-100cm, 100-150cm, 150-200cm, 200cm 以上の 4 つの樹高階区分での、1 年あたりの樹高成長量の相対頻度分布は図-4 のようになった。各樹高階とも 1 年あたりの樹高成長量は 0-20cm で最も頻度が高くなっていた。しかし、樹高 50-100cm では樹高成長量 0-20cm が全体の 65% を占めていたのに対して、樹高 100-150cm では 48%, 150-200cm では 43%, 樹高が 200cm 以上になると 32% と、その割合は樹高サイズが大きくなるに連れて低下していた。また樹高 50-100cm では 1 年あたりの樹高成長量 100cm 以上は全体の 1% であったが、樹高が 200cm 以上になると 9% に増大していた。

樹高成長量の相対頻度分布において樹高サイズ階間での相違が存在するののかについて検討したところ、有意な違いが見られ (χ^2 検定 Bonferroni の補正 $p < 0.05$)、樹高成長量のサイズ依存性の存在が示唆された。

(5) 稚樹の樹高成長予測

稚樹の樹高成長においては個体依存性が低く、サイズ依存性が高いという結果を基に、サイズ階別での樹高成長量の相対頻度分布を分布関数によって近似し、樹高成長のシミュレーションを行った。ある仮定を与えたシミュレーションによって得られた結果を実際と比較検討することで、より適切な管理手法を選択することが可能となる。このような考え方に立てば、非現実的なまでに単純化されたモデルが、システムの理解だけでなく、実用上の政策や行動の決定のうえでも優れているともいわれている¹¹⁾。よって基準となる単純なモデルとして今回は樹種や生活型で区分せずに全樹種を一括して取り扱った。現実には樹種や生活型による成長量の違いは存在するので、それらに考慮を払いながら行う適応的管理の参考として役立つものと思われる。

計算の手順は以下である。樹高サイズ階別での樹高成長量の相対頻度分布 (図-4) の形に最もよく適合していると考えられた指数関数⁹⁾を近似式として採用した。

各樹高階での樹高成長量の頻度分布に対する指数関数の近似は以下のように行った。指数分布においては上方向から積算した頻度分布もまた指数分布であるので、各樹高階の頻度分布において成長量のクラスの大きなものから積算し、各樹高階での積算値と、その樹高階より大きなクラスの積算値との差をとり、これを y の値とした。また各樹高階の中央値を x とした。以上の y と x の値に対して $y = 100 * \exp(-ax)$ の形をとる数式をあてはめ、係数 a

図-4 樹高階別での樹高成長量の相対頻度分布と指数関数による近似曲線

を最小二乗法によって、それぞれ求めた。

計算の結果、指数関数の係数 a の値は樹高 50-100cm では、0.0422、樹高 100-150cm では 0.0318、樹高 150-200cm では 0.0231、樹高 200cm 以上では 0.0220 となった。これらのパラメーターを持つ指数関数の近似式と各樹高階の成長量の頻度分布との間でいずれも有意な差は見られず (kolmogrov-Smirnov 検定 $p > 0.05$)、指数関数の近似によって樹高成長量の相対頻度分布を表現できると判断できた。

理論的に指数分布では係数の逆数 $1/a$ は平均値を示す。指数分布から得られた平均の理論値は、樹高 50-100cm では 23.7、樹高 100-150cm では 31.4、樹高 150-200cm では 43.3、樹高 200cm 以上では 45.5 となった。樹高階別の 1 年あたりの樹高成長量の平均の実測値は、樹高 50-100cm では 19.0cm、樹高 100-150cm では 28.4cm、樹高 150-200cm では 37.1cm、樹高 200cm 以上では 45.7cm であり、理論値と実測値との間でいずれの樹高階においても大きな差はなかった。

つづいて、上で得られた各指数関数を基に、樹高成長量の予測を行った。

まず稚樹の各個体がどの樹高階に属するかを判断し、その樹高階に対する近似式の指数分布に従う形で指数乱数を発生させ、1 年後の成長量を決定した。平均 $1/a$ の指数分布に従う指数乱数 S は、 $(0,1)$ である一様乱数を R とすると $S = -a \cdot \ln(R)$ であり、

図-5 1998 年を基にした樹高頻度分布の実測値と予測値の比較

図-6 枯死と新規加入を組み込んだ樹高頻度分布の実測値と予測値の比較

図－7 樹高頻度分布の将来予測

この値を成長量として、元の樹高に加算し、翌年度の樹高の予測値とした。以後、同様の計算を繰り返すことによって1998年から2003年までの5年間で予測される成長量を算出した。

(i) 各年度の樹高頻度分布予測

各個体の樹高成長のシミュレーション結果を基に、各年度の樹高頻度分布の予測を行い、実測値との比較を行った。

1998年の調査開始時から存在し、2003年まで残存していた235個体の樹高頻度分布の1999年以降の推移を、1998年の値を基にシミュレートして、実測値との比較を行った(図－5)。その結果、予測された樹高頻度分布は、1999年、2000年、2001年では実測と一致していたが(χ^2 検定 Bonferroniの補正, $p > 0.05$) 2002年、2003年では有意に異なっていた(χ^2 検定 Bonferroniの補正, $p < 0.05$)。しかし最小樹高階の50-100cmの階を除いた分布型の比較では、有意差は見られなかった。よって最小樹高階に属する個体の成長量が若干、過大に予測される傾向にあることが、予測値と実測値との誤差が生じた要因として考えられた。

(ii) 枯死と新規加入を組み込んだ各年度の樹高頻度分布予測

次に、各年度での稚樹の新規加入および枯死を組み込んだ数理モデルを作成し、樹高頻度分布の動態予測を行った。

計算は次のようにして行った。樹高階ごとの枯死率(図－1)から、各樹高階ごとに予測される枯死個体の本数を算出して、各樹高階からその本数分、個体を無作為に選び、枯死個体と仮定し以後の計算から除外した。それ以外は翌年度まで残存した個体として成長のシミュレートを行った。また新規加入個体数は、翌年度の計算結果の総残存個体数と、実測の総個体数との差と設定した。この計算を1998-1999年、1999-2000年、2000-2001年、2001-2002年、2002-2003年の5回行い、この結果から各年度の樹高頻度分布を予測して、実測の樹高頻度分布と比較した(図－6)。その結果、2000年、2001年では有意に異なっていた(χ^2 検定 Bonferroniの補正, $p < 0.05$)。2000年での新規加入個体数は5年間で平均値を大幅に上回っていた。また今回のシミュレーションでは新規加入個体の樹高は最小樹高階に属する60cmと仮定したが、実際には樹高100cm以上の新規加入個体も存在し、これらのことが、予測値と実測値のサイズ分布の誤差を生じさせた要因だと考えられた。これに対し、1999年、2002年、2003年で、実測の樹高頻度分布とシミュレーションによって予測された樹高頻度分布とが一致しており(χ^2 検定 Bonferroniの補正,

$p > 0.05$)、モデルは現状をよく説明できていることが示された。

(iii) 樹高頻度分布の将来予測

(ii)で行ったシミュレーション結果を5年間全体で評価すると実測にほぼ近似した予測が行えたと考えられたので、さらに2003年度以降についても樹高頻度分布の動態のシミュレーションを行ってみた。枯死率を樹高階50-100cmで3.5%、樹高階100-150cmでは1.8%、150-200cmでは0.7%、200cm以上では0.9%と設定した。また新規加入個体数は1999年から2003年までの5年間の平均値である372個体と設定して計算を行った。いのちの森造成の際の考え方として、植栽樹木の役割は母樹としての面が重視され、それ自体の成長は期待されていない。そこで今回のシミュレーションでは、植栽樹木の成長を抑制するような管理が施され、稚樹の成長が阻害されない低密度の状態が以降も維持されるとの仮定で計算を行った。その結果、最小である樹高50-100cmの階の個体数は970本前後で安定することが予測された(図－7)。2003年では分布型は最小樹高階の50-100cmの階に集中したL字型を示していたが、徐々に各樹高階間での頻度の差が小さくなり、2015年には最大の樹高階の頻度が最も高くなっていることが予測された。

以上のように、枯死と新規加入を組み込んだモデルによって得られた5年後の予測結果は実測とほぼ近似しており、したがって概ね実測値に適合した値を予測可能である計算シミュレーションが行えた。前述のように稚樹の枯死率は非常に低い値であり、また年度ごとの新規加入個体数も全体では安定している。今後もこの傾向はしばらく継続すると思われるので、このモデルの頑健性は高いと考えられる。

謝辞：本研究にあたり、(財)京都市都市緑化協会からは管理地内での調査を許可戴いた。大阪府立大学緑地環境保全学研究室、京都大学環境デザイン学研究室、京都ビオトープ研究会の皆様には調査にご協力戴いた。本研究の一部にはニッセイ財団より助成を戴いた。また本研究は科学研究費基盤研究C(14560029)(研究代表者 前中久行)の一部として行ったものである。以上の皆様にお礼申し上げる。

引用文献

- 1) 亀山章(1998):エコパークの基礎 亀山章・倉本宣編 エコパーク:ソフトサイエンス社, 1-23
- 2) 夏原由博(1998):都市にどのような森をつくるか:生活衛生 42(4), 111-133
- 3) 石原憲一郎(1992):都市環境 杉山恵一・進士五十八編 自然環境復元の技術:朝倉書店, 47-60
- 4) 京都ビオトープ研究会(1996):研究会報告書, 1-22
- 5) 夏原由博・國友淳子・山崎一夫(2000):大阪府内の人工林における実生の種組成:日本緑化工学会誌 25(4), 607-610
- 6) 守山弘・山岡景行・重松孟・原田直国・榎本末男(1984):都市における緑の創造 第4報 都市区域につくり出した林にみられる植生遷移の歪み:人間と環境 10(2), 14-24
- 7) 坂本圭児(1985):植栽された常緑広葉樹林におけるアラカシ実生群の動態-大阪, 万博記念公園の常緑樹林の更新についての基礎的研究として-:緑化研究 7, 179-190
- 8) 尾崎俊治(1996):確率モデル入門:朝倉書店, 183pp
- 9) Runkle, J.R. (1982): Patterns of disturbance in some old-growth mesic forests of eastern North America: Ecology 63, 1533-1546
- 10) Horn, H. S. (1975): Markovian properties of forest succession. In Cody, M. L., and Diamond, J. M. (Eds.) Ecology and Evolution in Communities: Harvard University Press, 196-211
- 11) 巖佐庸(1998):数理生物学入門:共立出版, 352pp
- 12) 三浦慎悟・堀野真一(2002):野生生物集団のダイナミクス 楠田哲也・巖佐庸編 生態系とシミュレーション:朝倉書店, 91-114