

福井県あわら市の常緑広葉樹植栽林に群生するキンラン *Cephalanthera falcata* の生育状況

北川博正¹・大西五十二¹・組頭五十夫¹・櫻井知栄子¹・國永知裕^{*1,2}

要旨：近年、落葉広葉樹二次林を分布の中心とするキンランが造成地や埋め立て地のスダジイなどのブナ科常緑広葉樹植栽林において生育が確認されてきている。2016年に新たに福井県で確認されたスダジイ・シラカシ植栽林 375m²においてキンランの生育状況を調査した。この結果、高密度 (0.64 本/m²) のキンランの生育が確認されたが、開花率は 19.1% と低かった。一般化線形モデルによる解析の結果は大部分の個体は資源不足により開花可能なサイズまで成長することができない可能性を示唆していた。常緑広葉樹林におけるキンランの保全を行うためには、伐採がキンランの生育に与える影響を調べる必要がある。

キーワード：キンラン、常緑広葉樹植栽林、造成地、絶滅危惧種

Hiromasa KITAGAWA¹, Isoji ONISHI¹, Isoo KUMIGASHIRA¹, Chieko SAKURAI¹, Tomohiro KUNINAGA^{*1,2}. 2017. Growth of *Cephalanthera falcata* in a planted evergreen forest in Awara City, Fukui Prefecture, Japan. Ciconia (Bulletin of Fukui Nature Conservation Center) 20:13-20.

In recent years, the populations of a rare orchid, *Cephalanthera falcata*, mainly distributed in deciduous oak forests, have been reported in evergreen oak forests planted in developed or reclaimed land. In 2016, we surveyed the growth of a new population of *C. falcata* found in 375 m² of planted forests of *Castanopsis sieboldii* and *Quercus myrsinaefolia* in Fukui prefecture. Although the density of *C. falcata* was high (0.64 stems/m²), the flowering rate was only 19.1%. The result obtained from a generalized liner model showed that most of the *C. falcata* individuals could not grow to threshold size for flowering, owing to the shortage of resources. It is necessary to evaluate the influence of the logging of canopy trees in order to conserve the populations of *C. falcata* in the evergreen forests.

Key words: *Cephalanthera falcata*, planted evergreen forest, developed land, endangered species

はじめに

キンラン *Cephalanthera falcata* は、中国、朝鮮半島および日本の本州から九州に分布するラン科キンラン属の夏緑性草本である。本種は関東地方を中心に分布するクヌギーコナラ群集の標徴種であり (宮脇 1983)、かつてはコナラ *Quercus serrata* やアベマキ *Q. variabilis* が優占する落葉広葉樹二次林などの林床で普通に認められた。しかしながら落葉広葉樹二次林の管理放棄やそれに伴う植生遷移の進行、土地開発によって、全国的に個体数が減少し、環境省の絶滅危惧Ⅱ類に指定されている (環境省自然環境局野生生物課 2015)。福井県内では各地で分布が確認されているが、いずれの生育地点でも個体数が少なく県域絶滅危惧Ⅱ類に指定されている (福井県安全環境部自然環境課 2016)。

このようにキンランは落葉広葉樹二次林を分布の中心とし、減少傾向にある種であると考えられてきたが、近年、埋立地や造成地などでマテバシイ *Lithocarpus*

edulis やスダジイ *Castanopsis sieboldii*, アラカシ *Q. grauca* など常緑のブナ科樹種の植栽林で生育する事例が報告されてきている (飯島ほか 2004; 清田・濱野 2010; 伊藤ほか 2015)。

本種は、葉緑素を持ち自ら光合成を行うものの、ブナ科樹木に菌根を形成するベニタケ科 Russulaceae やイボタケ科 Thelephoraceae, ロウタケ科 Sebacinaceae などの外生菌根菌と共生し、炭素源の多くを菌に依存する部分的従属栄養性の植物であることが知られており、生育には 3 者共生系の維持が不可欠である (Yamato and Iwase 2008; Matsuda et al 2009; Yagame and Yamato 2013)。常緑樹植栽林におけるキンラン群落は、ブナ科常緑樹が植栽され菌根共生系が構築されることにより、造成に用いられた土壤に含まれていた種子の発芽が促進されることにより成立したものであると推察されている (伊藤ほか 2015)。

これまで福井県内においてはこうした事例は報告されてこなかったが、2016年5月、著者らは、福井県あ

* 連絡・別刷請求先 (Corresponding author) E-mail: t-kuninaga-2j@pref.fukui.lg.jp

1 現所属：福井県自然観察指導員の会
Nature Interpreters Association of Fukui.

2 福井県自然保護センター 〒912-0131 福井県大野市南六呂師 169-11-2
Fukui Nature Conservation Center. Minamirokuroshi 169-11-2, Ono, Fukui 912-0131, Japan.

わら市の造成地のスダジイ、シラカシ *Q. myrsinaefolia* を中心とする常緑広葉樹植栽林において、本種の群生を確認した。現在では稀少となったキンランの群生が常緑広葉樹植栽林で確認されたことは、本県における植物相を考察する上で重要な知見となりうる。また、ブナ科常緑樹の植栽林は種子の発芽が可能であることから、キンランの保全地としての機能が注目されているものの（伊藤ほか 2015）、地上部の個体群の生育状況を定量的に評価した研究は限られ（清田・濱野 2010）、その長期的な安定性は不明である。そこで、本研究では、常緑広葉樹植栽林におけるキンランの保全手法を検討する上での基礎的な情報を得ることを目的に、キンランの生育が多数確認された福井県あわら市の常緑広葉樹植栽林においてキンラン個体群のサイズ構造、開花状況を調査した。

調査地と方法

調査地の概要

調査は、キンランの生育が確認された福井県あわら市の造成地で実施した。キンランは園芸目的の採取が絶滅のリスクのひとつとなっているため、本報では詳細な調査地点は非公開とする。調査地の標高は 19m であり、土壌は森林褐色土である。調査地の気候は、約 10km 西に位置する三国観測所（標高 34m）によると年平均気温は 13.9°C、年間降水量は 2066mm であり、暖温帯にあたる。調査地周辺では、土地造成に伴い丘陵地の落葉広葉樹二次林が伐採され、2000 年にタブノキ *Machilus thunbergii*、スダジイ、シラカシ、ヤブツバキ *Camellia japonica*、ヤブニッケイ *Cinnamomum japonicum*、モチノキ *Ilex integra*、ケヤキ *Zelcova serrata* が植栽された。これらの樹種の植樹の際は、概ね 60cm 程度に成長したポット苗が用いられ、同一樹種が隣り合わないよう約 50cm の間隔で植栽された。ここでは、植樹後に伐採など特別な管理が行われず樹高が 10m 程に成長した部分と防犯カメラの視界確保のために伐採され、萌芽によって形成された樹高 1-4m 程の低木状の林相を呈した林分が混在している。

調査方法

2016 年 5 月、造成地の中からキンランの生育が多数

確認された 375m² の範囲に生育するキンランの全個体にラベリングを行い、草丈、葉数、開花の有無、花数を記録した。また、キンランの分布構造を明らかにするために調査地内に 10m × 10m の方形区を設け、方形区内に生育するキンランの位置座標を記録した。方形区の林相は、大部分が低木状を呈しているが、一部は放置され高木化している。

統計解析

開花区分（開花・非開花）と開花個体の着花数に地上部の形質が与える影響を明らかにするために、開花区分と開花個体の着花数を応答変数として、草丈、葉数を説明変数とする一般化線形モデル（以下、GLM）による解析を行った。開花区分に対しては応答変数の誤差構造は二項分布に従うと仮定し、リンク関数はロジット関数を用いた。また、開花個体の着花数に対しては応答変数の誤差構造はポアソン分布に従うと仮定し、リンク関数は対数関数を用いた。この 2 つのモデルそれぞれに対し AIC を基準として最も説明力の高いモデルを選択した。

分布様式の解析には、(1) 式で表わされる Ripley の K 関数 (Ripley 1977) を用いた。関数 $\lambda K_{(t)}$ (λ = 密度) は任意の植物から、距離 t の範囲に存在する植物の数として定義されている。

$$K_{(t)} = n^{-2} |A| \sum_{i \neq j} w_{ij}^{-1} I_t(u_{ij}) \cdots \cdots \cdots (1)$$

ここで、 n は調査プロット内の全個体数、 $|A|$ は調査プロットの面積、 t は任意の距離、 u_{ij} はプロットにおける個体 i から個体 j までの距離である。 $I_t(u_{ij})$ は $u_{ij} \leq t$ のとき 1、 $u_{ij} > t$ のとき 0 であり、また、 w_{ij} は edge 補正の係数である。この K 関数は分布の標準形が放物線になるため、(2) 式であらわされる L 関数 (Besag and Diggle 1977) に変換した。

$$L_{(t)} = [K_{(t)}/\pi]^{1/2} - t \cdots \cdots \cdots (2)$$

$L_{(t)} = 0$ は距離 t における空間分布のパターンがランダム分布であることを示し、 $L_{(t)} > 0$ は集中分布、 $L_{(t)} < 0$ は規則分布であることを示す。また、分布の統計的有意性を判定するため、「種の分布はランダム分布である」という帰無仮説のもと、モンテカルロシミュレー

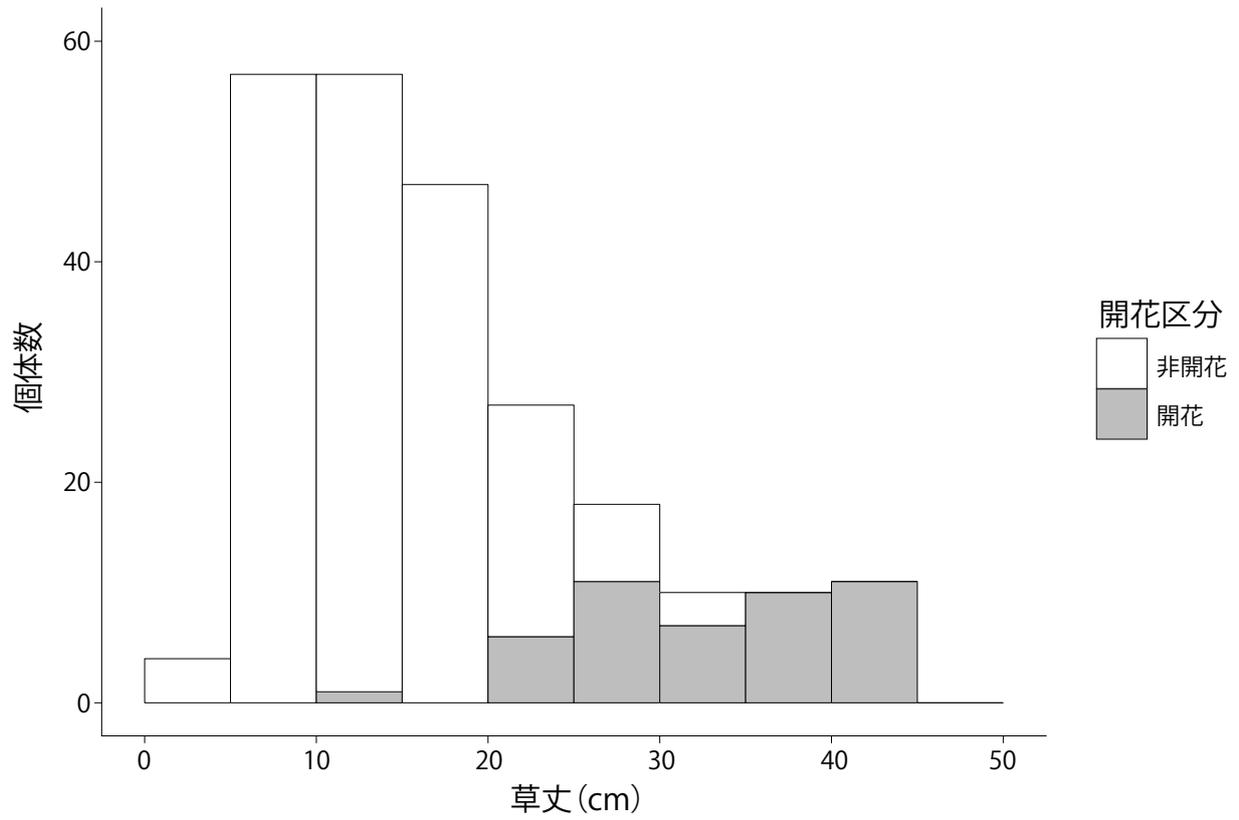


図1 キンランのサイズ構造.

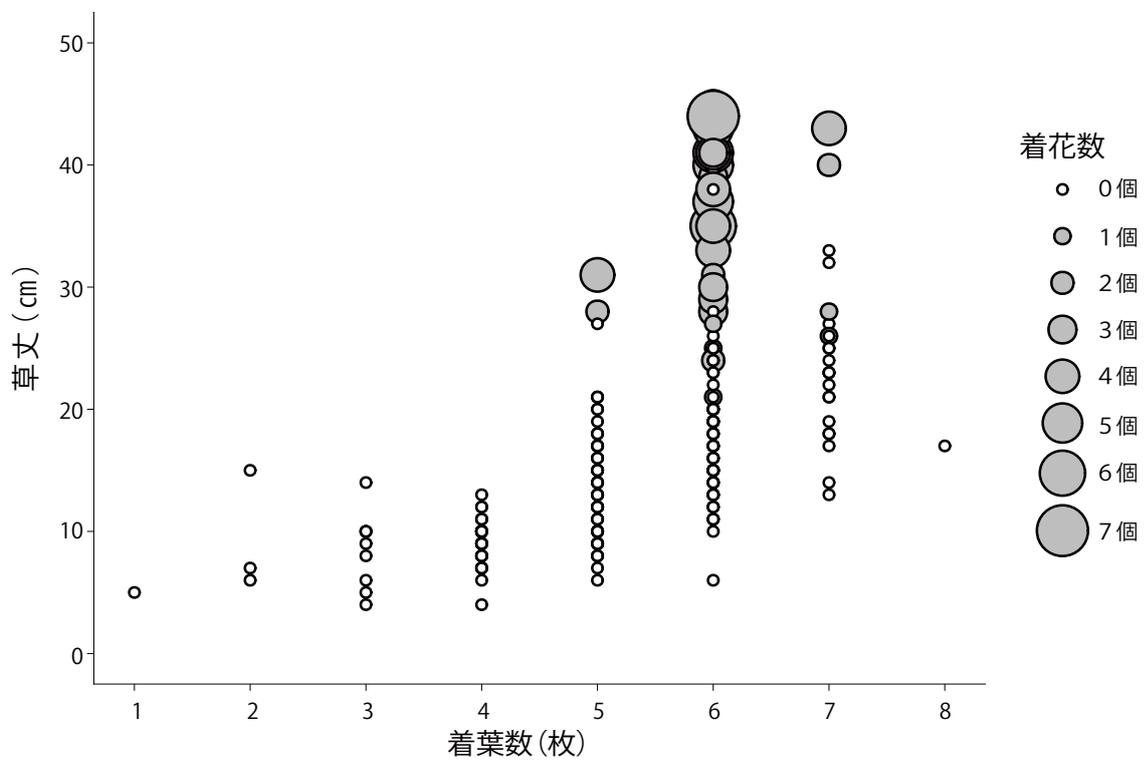


図2 キンランの草丈と着葉数, 着花数の関係.

シヨンの反復試行により信頼区間を決定した。99% 信頼区間は同試行を 1000 回繰り返した際の、最大・最小値により求められた。

以上の解析はすべて R3.3.2 (R Development Core Team 2016) を用いて行った。AIC によるモデル選択にはパッケージ MuMIn (Bartoń 2016) を使用した。また、空間解析にはパッケージ ads (Pélissier and Goreaud 2015) を用いた。

結果

調査区全域には、241 個体のキンランが生育しており、本数密度は 0.64 本/m²であった。このうち開花個体数は 46 個体で、開花率は 19.1% であった。全調査個体の草丈は 18.36 ± 0.63cm (平均±標準誤差) であった。開花個体の草丈は 33.87 ± 1.11cm (平均±標準誤差) であった。個体の葉数は 5.37 ± 0.07 枚 (平均±標準誤差) であった。

図 1 は、調査区におけるキンランのサイズ構造を示したものである。非開花個体は、5-10cm のサイズ階にピークを持つサイズ構造を呈し、大きなものほど個体数が少なくなっていた。開花個体は草丈 14cm の 1 個体を除き、すべてが 20cm 以上であり 40cm 以上の個体が最も多かった。

図 2 は、草丈と葉数、開花数の関係を示したものである。草丈の増加に伴い葉数が明確に増加していた。また、5 個以上の花をつける個体はいずれも草丈が 35cm 以上であった。

表 1 は開花に対し、各要因が与える影響の解析結果を示したものである。AIC によるモデル選択の結果、AIC が最小となるモデルの説明変数として草丈と葉数

表 1 開花区分に対して影響する各パラメーターの推定値と AIC の値。

説明変数の組み合わせ	パラメーター推定値			AIC
	草丈	着葉数	切片	
草丈, 着葉数	0.41	-1.03	-4.96	79.4
草丈	0.35		-9.58	83.6
着葉数		0.84	-6.19	217.9
なし			-1.44	237.0

が選択された。この最良モデルによると開花に対しては草丈が正の効果を与え、葉数が負の効果を与えていることが示された。

表 2 は開花個体の着花数に対し各要因が与える影響の解析結果を示したものである。AIC によるモデル選択の結果、AIC が最小となるモデルの説明変数として草丈が選択された。この最良モデルによると開花に対しては草丈が正の効果を与えることが明らかとなった。この最良モデルと草丈と葉数を説明変数としたモデルとの AIC の差はわずか 0.1 であったが、いずれにせよ着花数に対しては、草丈が正の効果を与える重要な要因であることが示された。

表 2 着花数に対して影響する各パラメーターの推定値と AIC の値。

説明変数の組み合わせ	パラメーター推定値			AIC
	草丈	着葉数	切片	
草丈	0.05		-0.70	134.4
草丈, 着葉数	0.05	-0.37	1.39	134.5
なし			1.08	143.4
着葉数		-0.23	2.46	144.6

図 3 は、方形区内に生育するキンランの分布図である。キンランは開花区分によらず方形区の右側下部を中心に偏って分布していた。

図 4 は、非開花個体と開花個体の空間分布構造を Ripley の L 関数と空間スケールの関係により示したものである。 L_0 は、開花個体、非開花個体ともに 5m までの範囲ではすべてのスケールで有意に 0 より大きく ($P < 0.01$), L_0 は 3.0m で最も高くなっており、この大きさの半径の集中斑をもっていた。開花個体の L_0 は、1.5m にも小さなピークを持ち 2 段階の集中性を示していた。

考察

キンランの生育状況

本報は福井県内において常緑広葉樹林に生育するキンラン群落を確認したのは初めての事例である。本調査地におけるキンランの本数密度は 0.64 本/m²であり、

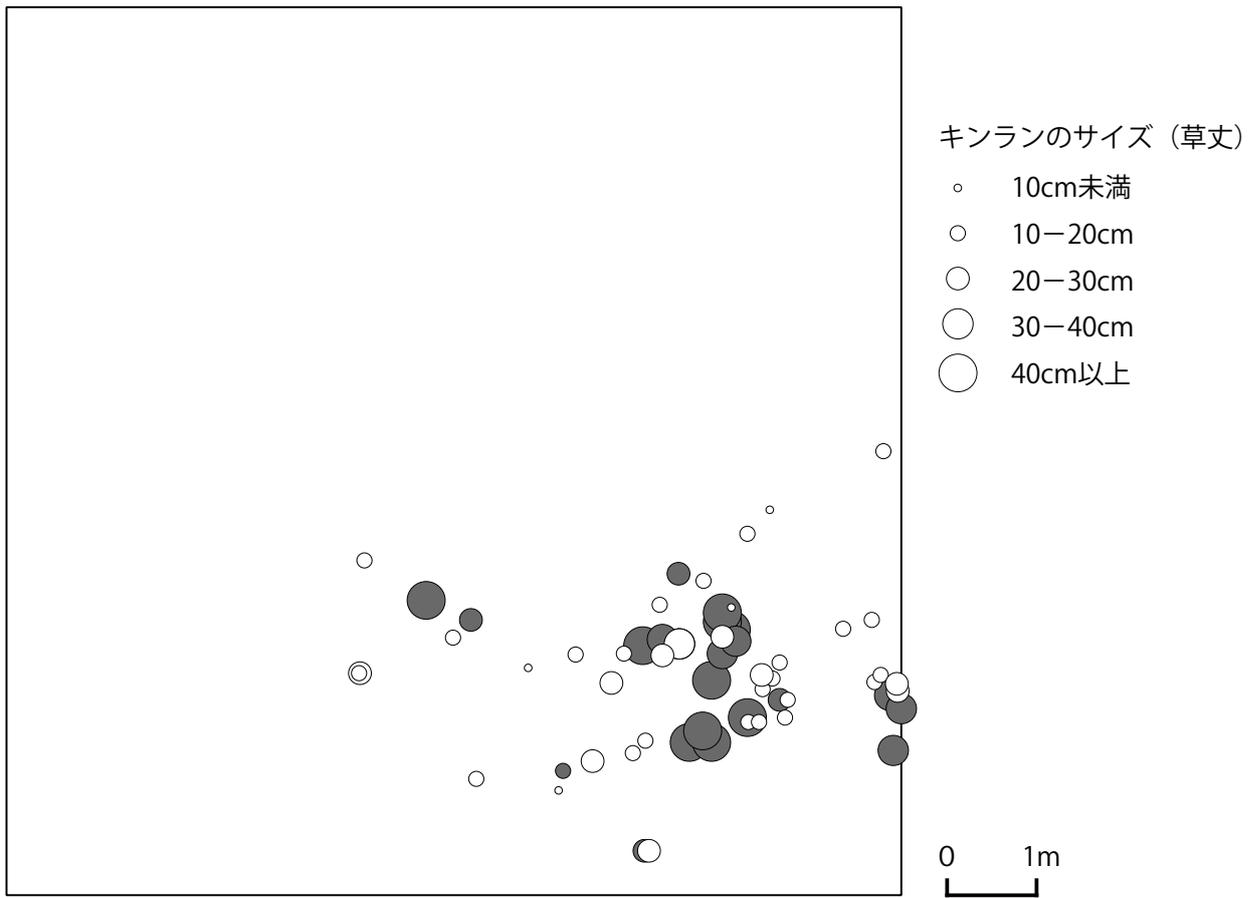


図3 方形区 (10m × 10m) に生育するキンランの空間分布.

白丸は非開花個体を, 黒丸は開花個体をあらわし, 大きさの違いは凡例の通り個体サイズの違いを示す.

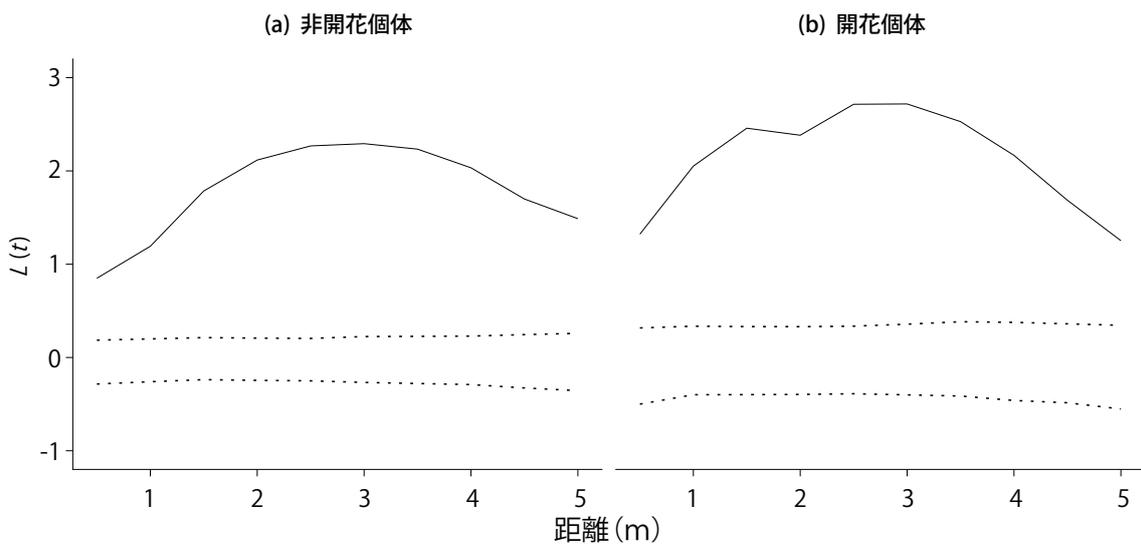


図4 方形区内に生育するキンランの (a) 非開花個体と (b) 開花個体の空間分布パターン.

実線と破線はそれぞれ $L(t)$ の観察値と 99% 信頼区間を示す.

高密度の生育が確認された。キンランの詳細な生育状況を報告した既往研究は限られるため（寺井 2008；清田・濱野 2010），本調査地におけるキンランの生育状況を評価する上で比較可能な定量的な情報は極めて少ない。

寺井（2008）は、東京都清瀬市の 40 年以上伐採されていないコナラ優占二次林に設けた 1.4ha の調査区において、10 年の調査期間中毎年 200 個体以上、多い年では 389 個体（0.03 本/m²）が出現したことを報告している。また、本研究と同様の常緑広葉樹林の事例では、神奈川県川崎市のスダジイ・タブノキ林 40m² の調査区において 0.3 本/m² の本数密度が記録されている（清田・濱野 2010）。

本研究とこれらの既往研究との間では調査面積に大きな違いがあるものの、本調査地では他の調査地点と比較して極めて高い本数密度が記録された。常緑広葉樹林においてコナラ優占二次林を上回る高密度のキンランの生育が確認されたことは、注目すべき点である。地上部の形質を比較すると、寺井（2008）はコナラ優占二次林では、草丈 30cm 程度のものが最も多いことを報告しているが、本調査地では、5-10cm の小サイズの個体が最も多かった。また、本調査地における開花率は 19% であり、コナラ優占二次林の 70 - 80%（寺井 2008）やスダジイ・タブノキ林の 60% 以上（清田・濱野 2010）に比べ極めて低い値であった。一方で開花段階に達した個体の草丈は 14 - 45cm，平均 33.87 ± 1.11cm であり、寺井（2008）の報告と同程度であった。本種の一般的な花の数は 3 - 12 個とされており（北村ほか 1964；里見 1982），寺井（2008）は開花した個体の着花数は、4 個の割合が最も高く 12 個を超える個体も確認している。本調査地における着花数は 1 - 7 個，平均 2.95 ± 0.26 個であったことから、開花に至った個体でもその着花状況は悪いと言える。

GLM による統計モデリングの結果、開花に対しては草丈が正に影響し、着葉数が負に影響していた（表 1）。また、開花個体の着花数は草丈が正に影響し、大きい個体ほど多くの花を着けることが示された（表 2）。個体サイズと開花や着花数の正の相関は寺井（2008）でも認められている。この解析結果は、大きく成長したもののみが開花に至り、大きな個体ほど多くの花を着けるといふ本種の一般的な生態を示していると言える。一方、着葉数が開花に与える負の影響は、着葉を優先し開花しない個体の存在を示唆している。このこ

とは開花に必要な資源が不足している個体の一部は光合成による資源獲得のために着葉数を増加させている可能性がある。寺井（2008）は、落葉広葉樹二次林では夏季晴天時においても 10 - 30 μmol/m²/s 程度の弱光条件下で光合成を行い、個体群を維持していることを報告している。しかし、寺井（2008）は 7 月に光子束密度を計測しており、キンランが成長期に当たる春季に落葉広葉樹林特有の上層木展葉前の明るい環境（Seiwa 1998；Tomita and Seiwa 2004）を主に利用している可能性を排除できない。一方で常緑広葉樹林では季節的な光環境の変動が小さいことが予想され、光合成によって得られる炭素化合物の総量は落葉広葉樹林に比べ不足している可能性がある。

空間分布解析の結果、方形区内のキンランは開花区分によらず半径 3m 規模の集中斑を持つものの開花個体ではより小さな規模のまとまりももっていた（図 3, 4）。キンランは 1 年目で開花する新規加入個体が多く確認されている（寺井 2008）。また、食害を受けた場合や結実によって資源が枯渇した際は、地上部を展開せずに地下で休眠し菌根菌から略奪する炭素化合物を利用して生活できることが分かっている（Suetsugu et al. 2015）。こうしたことから、キンランは地下で相当量の炭素化合物を得たのちに地上に出芽し開花に至ると推察され、キンランの開花区分はその個体の齢を反映していないと考えられる。したがって、開花区分による集中斑の大きさの違いは、種子散布源となる親個体を中心とした子個体の分散過程を示すものではなく、開花にとって好適な環境の空間的な異質性に対応して生じた可能性がある。今後、この点を明らかにするために、より広範囲において光環境等の微環境とキンラン個体群の分布の対応関係を明らかにする必要がある。

本調査地におけるキンラン個体群は多くの個体が地上部に出芽するものの、大部分の個体は資源不足により開花可能なサイズまで成長することができないと考えられた。また、複数の個体が特定の場所で集中的に開花するが、開花に至った個体の着花数は少ないことが明らかとなった。

常緑広葉樹林におけるキンランの保全

近年、キンランが生育しない常緑広葉樹林でもマテバシイやスダジイ、アラカシなどブナ科常緑樹の付近

では、播種した種子が発芽可能であることが明らかになっている（伊藤ほか 2015）。このことは常緑広葉樹林においてもブナ科樹木と菌根菌、キンランの3者共生系の形成が可能であることを示している。キンランの生育にとって良好な環境と考えられる落葉広葉樹二次林が減少する中で、ブナ科が優占する常緑広葉樹林はキンランの逃避地として機能する可能性を示唆している。しかし、本研究を含め常緑広葉樹植栽林においてキンランが確認された事例はいずれも造成地や埋め立て地の植栽後20年程度の小規模な若齢林における報告であり（飯島ほか 2004；清田・濱野 2010；伊藤ほか 2015）、成熟した常緑広葉樹天然林では、キンランが群落規模で生育する事例は報告されていない。このため、常緑広葉樹植栽林において長期的にキンランが生育可能であるかは不明であり、キンラン保全のための植栽林の管理手法の開発は今後の課題である。

清田・濱野（2010）は、神奈川県川崎市の造成地のスダジイ・タブノキ林において、上層木の成長に伴う林冠の閉鎖がキンランの減少を招く可能性を指摘し、間伐区と無間伐区を設け、間伐がキンランの生育に与える影響を経年調査した。この結果、林冠木の間伐による光環境の大幅な改善にもかかわらず、間伐後2年間では間伐以前よりも個体数が減少し、特に間伐区でその傾向が大きかったことを報告している。Hagerman et al. (1999) は、カナダのブリティッシュ・コロンビア州の亜高山帯針葉樹林において、皆伐の2 - 3年後は樹木細根の活性が低下し、菌根菌の種組成変化による多様性の低下がおこることを報告している。これらのことから林冠木の伐採は、光環境や土壌水分などの非生物的要因だけでなく、菌根菌の群集構造など生物的要因にも大きな変化を与えられられる。したがって、伐採の結果、菌根菌群集の変化によるネガティブな影響が光環境の改善によるポジティブな影響を上回った場合は、キンランの生育が阻害される可能性がある。

伐採による管理がキンランの生育にどのように影響するのかを明らかにするためには、今後、調査地内の伐採された場所と放置された場所でそれぞれの環境におけるキンラン個体群のサイズ構造や空間分布構造、光環境を詳細に調査する必要がある。

謝辞

本調査地においてキンランの群生を初めて確認し情

報提供頂いた大西恵美子氏に感謝申し上げる。また、本調査を進めるにあたって、土地管理者であるあわら市には、調査の便宜を図って頂いた。ここに記して感謝の意を表する。

引用文献

- Bartoń, K. 2016. Package "MuMIn." <http://cran.rproject.org/web/packages/MuMIn/index.html>.
- Besag, J., Peter J. Diggle, P. J., 1977 Simple Monte Carlo Tests for Spatial Pattern *Journal of the Royal Statistical Society. Series C (Applied Statistics)* 26:327-333.
- 福井県安全環境部自然環境課（編）. 2016. 改訂版福井県の絶滅のおそれのある野生動植物. 福井県, 福井.
- Hagerman, S.M., Jones, M.D., Bradfield, G.E., Gillespie, M., Durall, D.M. 1999. Effects of clear-cut logging on the diversity and persistence of ectomycorrhizae at a subalpine forest. *Canadian Journal of Forest Research*. 29:124-134.
- 飯島和子・橋本健一・松井恭平. 2004. 千葉県立衛生短期大学構内に出現した野生ラン（ラン科）. 千葉県立衛生短期大学紀要 23:27-29.
- 伊藤綾乃・庄司顕則・松本竹吾・赤崎洋哉・海道智文・松澤 宏・山崎 旬・遊川知久. 2015. 埋立地の植栽林におけるキンラン（*Cephalanthera falcata* (Thunb.) Blume）の野外播種試験法による繁殖の試み. *日本緑化工学会誌* 41:279-282.
- 環境省自然環境局野生生物課. 2015. 環境省レッドリスト 2015 の公表について（平成 27 年 9 月 15 日付け報道発表資料）環境省自然環境局野生生物課, 東京.
- 北村二郎・村田源・小山鐵夫. 1964. キンラン. 原色日本植物図鑑草本編 [Ⅲ] 単子葉類. 保育社, 東京. pp. 29-30.
- 清田陽助・濱野周泰. 2010. 林床植生の生活環境に及ぼす樹林間伐の影響. *樹木医学研究* 14:131-133.
- Matsuda, Y., Amiya, A., Ito, S. 2009. Colonization patterns of mycorrhizal fungi associated with two rare orchids, *Cephalanthera falcata* and *C. erecta*. *Ecological Research* 24:1023-1031.
- 宮脇昭. 1983. クヌギーコナラ群集. 改訂版日本植生便覧：至文堂, 139.

- Pélissier, R., Goreaud, F. 2015. ads package for R: A fast unbiased implementation of the k-function family for studying spatial point patterns in irregular-shaped sampling windows. *Journal of Statistical Software*. 63:1–18.
- R Development Core Team. 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Ripley, B.D. 1977. Modelling spatial patterns. *Journal of the Royal Statistical Society, series B (Methodological)* 39:172-212.
- 里見信生. 1982. キンラン. 佐竹義輔・大井次三郎・北村四郎・亘理俊次・富成忠夫(編)日本の野生植物 草本I. 平凡社, 東京. pp. 207.
- Seiwa, K. 1998. Advantages of early germination for growth and survival of seedlings of *Acer mono* under different overstorey phenologies in deciduous broad-leaved forests. *Journal of Ecology* 80:219-228.
- Suetsugu, K., Naito, R.S., Fukushima, S. Kawakita, A., Kato, M. 2015. Pollination system and the effect of inflorescence size on fruit set in the deceptive orchid *Cephalanthera falcata*. *Journal of Plant Research* 128:585–594.
- 寺井学 2008. 10年間の個体モニタリングによるキンランの生活史に関する基礎的研究. *ランドスケープ研究*. 71: 585-588.
- Tomita, M., Seiwa, K. 2004. Influence of canopy tree phenology on understory populations of *Fagus crenata*. *Journal of Vegetation Science*. 15:379-388.
- Yagame, T., Yamato, M. 2013. Mycoheterotrophic growth of *Cephalanthera falcata* (Orchidaceae) in tripartite symbioses with Thelephoraceae fungi and *Quercus serrata* (Fagaceae) in pot culture condition. *Journal of Plant Research*. 126:215–222.
- Yamato, M., Iwase, K. 2008. Introduction of asymbiotically propagated seedlings of *Cephalanthera falcata* (Orchidaceae) into natural habitat and investigation of colonized mycorrhizal fungi. *Ecological Research*. 23:329-337.
- Yamazaki, J., Miyoshi, K. 2006 In vitro asymbiotic germination of immature seed and formation of protocorm by *Cephalanthera falcata* (Orchidaceae). *Annals of Botany*. 98:1197–1206.



写真 調査地の常緑広葉樹植栽林に生育するキンラン。