

ISSN 2434-2815

No.2

# JISE REPORT

国際生態学センター 調査研究レポート

2019年3月

公益財団法人 地球環境戦略研究機関 国際生態学センター

<b>アカウミガメの産卵立地としてみた砂浜の環境特性</b> .....	1
—2017年 葉山町一色海岸の事例— 矢ヶ崎朋樹・倉持卓司・佐野真奈美・北嶋 円・倉持敦子	
<b>冷温帯落葉広葉樹環境保全林の自然性評価手法の開発</b> .....	6
原田 洋・尾崎光彦・鈴木邦雄	
<b>神奈川県における潜在自然植生3群集の種組成についての考察</b> .....	10
原田 洋・林 寿則	
<b>仮想的飽和環境保全林を到達目標とした場合の環境保全林の成熟度評価</b> .....	14
原田 洋・矢ヶ崎朋樹	
<b>環境保全林の生長過程について</b> .....	18
林 寿則	
<b>「日本植生誌」から読めること その2</b> .....	21
原田 洋・尾崎光彦	
<b>「環境保全林の種組成の回復を阻害しているのは林床に厚く堆積した未分解の落葉ではないか」という仮説</b> .....	24
原田 洋・林 寿則	

# アカウミガメの産卵立地としてみた砂浜の 環境特性 —2017年 葉山町一色海岸の事例—

矢ヶ崎朋樹（地球環境戦略研究機関 国際生態学センター）・倉持卓司（葉山しおさい博物館）・  
佐野真奈美（新江ノ島水族館）・北嶋 円（新江ノ島水族館）・倉持敦子（横須賀市芦名）

## 1 はじめに

アカウミガメ *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758) は温帯～亜熱帯海域に広く分布するウミガメ科の一種である。現在（2018年12月時点）、本種はIUCNレッドリスト（The IUCN Red List of Threatened Species）で絶滅危惧II類（VU: Vulnerable 絶滅の危険が増大している種）に分類されている（Casale and Tucker, 2017）。

砂中に産み落とされたアカウミガメの卵は、産卵巣内で初期発生を経て、孵化後、幼体の状態で砂中から脱出する。そのため、この間の砂中温度が孵化日数、孵化率、性決定に影響することが報告されている（Matsuzawa, *et al.*, 2002; 亀崎, 2012）。また、日本列島沿岸域は北西太平洋地域で唯一の繁殖地と考えられている（環境省, 2002; Kamezaki *et al.*, 2003）が、そのほぼ北限に位置する相模湾沿岸におけるアカウミガメの産卵生態や初期発生は、これまでにほとんど調べられていない。

筆者らは、相模湾沿岸砂浜域におけるアカウミガメの自然環境下での生態や、孵化に影響を及ぼす環境要因を明らかにすることを目的として、新江ノ島水族館に寄せられた上陸産卵の情報を対象に、砂浜域の環境調査に取り組んでいる（矢ヶ崎ほか, 2007, 2008; 倉持ほか, 2012）。本報では、2017年に神奈川県三浦郡葉山町一色海岸で記録されたアカウミガメの上陸産卵および、移植巣<sup>1</sup>付近の砂中温度の測定や地形測量結果から、アカウミガメの産卵立地としてみた砂浜の環境特性について考察する。

## 2 対象と方法

調査地である神奈川県三浦郡葉山町一色海岸は三浦半島西部に位置し、相模湾に面する主に砂浜からなる海岸である。この海岸は、北端の三ヶ下海岸から南端の小磯までの延長およそ780mの区間で、砂浜の陸側背後には人工構造物（擁壁）が設けられている。

調査対象は2017年7月28日22時頃に一色海岸（図1）に上陸産卵したアカウミガメの卵の移植巣（深さ40-60cm, 卵数114, 孵化脱出率0%）である<sup>1</sup>。砂中温度の測定は、この移植巣から数十cm離れた地点の深さ40cmの地点に、温度測定ロガー（RTR-501, T&D社）を埋設して行った。ロガーによる砂中温度の測定は、2017年8月4日15:30から開始し、ロガーを回収する同年10月22日16:00までの80日間、30分ごとに記録した。

また、アカウミガメの産卵立地について、砂浜における地形、植生帯の発達状況との関係を明ら



図1. 調査地の位置.

かにするため、産卵巣の直上を横切るように縦断方向の調査ラインを設定し、簡易測量を行い、海岸断面図を作成した。

### 3 | 結果

測定を行った80日間の平均砂中温度は24.8℃、最低温度は15.9℃、最高温度は30.7℃であった。

砂中温度の測定結果について、気象庁観測所(辻堂・三浦)の1日あたりの降水量・日照時間<sup>2</sup>とあわせて図2に示す。この結果、砂中温度は測定開始から終了までの80日間、60回近くのピークを刻みながら、測定初期の高温期(25～30℃)から低温期(15～20℃)へと徐々に低下しながら推移した。砂中温度(図2, a)に見られる半ば規則的な小刻みは日変化に対応したものであり、おおむね2～3℃の振幅を繰り返しながら推移した。日変化パターンが不明瞭となる期間(図2, 網掛部)は、日照時間が比較的少なく、なおかつ降水量が多い期間とほぼ重複していた。

アカウミガメの孵化脱出日数は、卵と同じ深さの砂中温度の日平均から17.6℃を引いた値を積算し、その値が639.8℃に達した頃が脱出の目安(Matsuzawa *et al.*, 2002)とされている。このことから測定データをもとに同様の積算<sup>3</sup>を行い、産卵日からの経過日数に伴う値の累積を図3に示した。その結果、積算値は産卵日より76-77日目にあたる10月12-13日の間に639.8℃に達し、80日目にあたる10月16日には651.2℃になりほぼ頭打ちとなった。測定終了日(10月22日)の積算値はおよそ651.6℃であった。

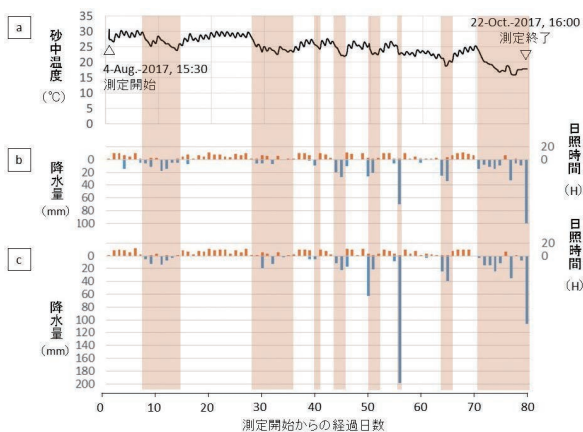


図2. 測定期間中の砂中温度(a)および周辺気象観測所・辻堂(b), 三浦(c)における1日あたり降水量・日照時間の推移.

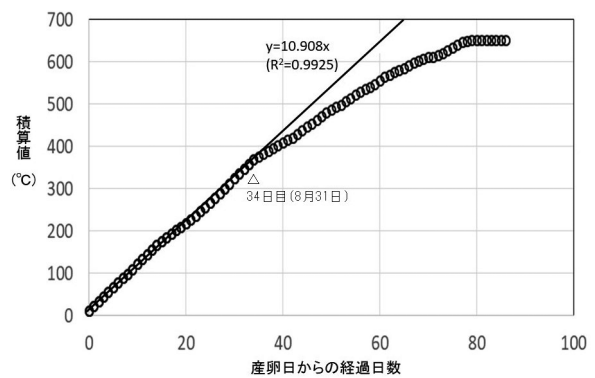


図3. 砂中温度(日平均)から17.6℃を引いた値の積算グラフ. 図中黒線は産卵日より34日目(8月31日)までの積算値との関係から求めた近似直線を示す.

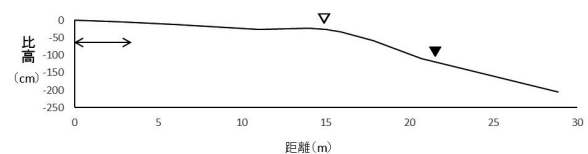


図4. 産卵巣を通る海岸断面(2017年8月4日測量). 矢印は植生帯で、コウボウムギ, ツルナ, コマツヨイグサが疎生する. ▽印は産卵巣, ▼印はドリフトラインから推定される満潮時の汀線の位置をそれぞれ示す.

産卵巣を通る縦断方向ライン上の海岸断面を図4に示す。汀線付近から測量基点までは低平な砂浜からなり、この間の水平距離はおよそ30mであった。基点のすぐ内陸側には擁壁が造られており、砂浜は奥行を欠いていた。また、基点付近には植生の発達が見られ、コウボウムギ *Carex kobomugi* Ohwi, ツルナ *Tetragonia tetragonoides* (Pall.) Kuntze, コマツヨイグサ *Oenothera laciniata* Hill が疎生していた。

### 4 | 考察

今回測定された葉山一色海岸での砂中温度は、9月1日頃を境に、前期と後期とで状況が大きく異なっている。測定開始以降、8月中の「砂中温度(日平均) - 17.6℃」の積算値(y)と経過日数(x)との関係から、 $y = 10.908x$  ( $R^2=0.9925$ )の近似式が求められている(図3)。得られた近似式をもとに温度の積算が9月1日以降も継続したと仮定した場合、積算値が639.8℃に達するのは

およそ 58.7 日目となる。この日数は、相模湾沿岸砂浜のアカウミガメの過去の産卵事例における孵化脱出までの所要日数 (59 ~ 80 日) (矢ヶ崎ほか, 2008; 倉持ほか, 2012) に近い日数となっている。

発生後期に 22℃ 以下にさらされたアカウミガメの卵はほとんど孵化しないことが報告されている (Miller, 1985)。今回の測定結果では、9 月に入ると砂中温度の著しい低下がみられ (図 3)、10 月上旬になると、砂中温度が 22℃ 以下まで下がる日が目立つようになっていく。産卵より 52 日目にあたる 9 月 18 日に 3.5 時間、10 月 1 日に 2 時間、10 月 5 日に 12 時間、10 月 6 日にはおよそ 60 時間もの間 22℃ 以下の温度下に曝露され、10 月 6 日においては 18℃ 台まで温度が低下している。相模湾沿岸での、これまでの孵化脱出事例では、アカウミガメの上陸産卵から幼体の脱出までに 59 ~ 80 日を要していることから推測すると、今回の事例は、発生前期では良好な温度環境下にあったが、発生後期において強い低温ストレスが加わり、生存を脅かす結果に至っていたと考えられる。

砂中の温度は、砂中に熱源がない限り、地表面の熱収支と砂中の熱伝導率により決定づけられる (渡辺ほか, 2003)。したがって、砂中温度の低下には、天候や季節 (太陽高度) の差異から生じる日照時間・日射量の熱量の変化と、砂中の含水量による熱伝導率の変化が大きく関係している。さらに、今回の測定地点の場合には、降水や地下水 (浸透水) による含水量の変化が砂中温度を低下させていた一つの要因と推測される。産卵巣の冠水は、その後の気象条件次第で、気化熱の放出による大幅な温度の低下を招くことがあるとされている (Carthy, *et al.*, 2003; 松沢, 2012)。降水や地下水による砂中含水量の変化に伴う熱伝導率の振幅が砂中温度に関係している可能性も考えられる。また、降水や地下水そのものの温度が砂中温度に関係している可能性もある。

今回、温度測定終了時 (10 月 22 日 16:00 頃) において、移植巣付近の砂浜を掘削してみたところ、地表面よりおよそ 20cm の深さに地下水面が確認されている (写真 1)。この移植巣の背後 (内陸側) には不透水の人工施設 (階段・石積護岸) が接しており、それらの表面を伝って流下流入する多くの雨水が産卵巣付近の地下水位を高めていた可能性が考えられる。また、砂浜の深部に岩盤などの

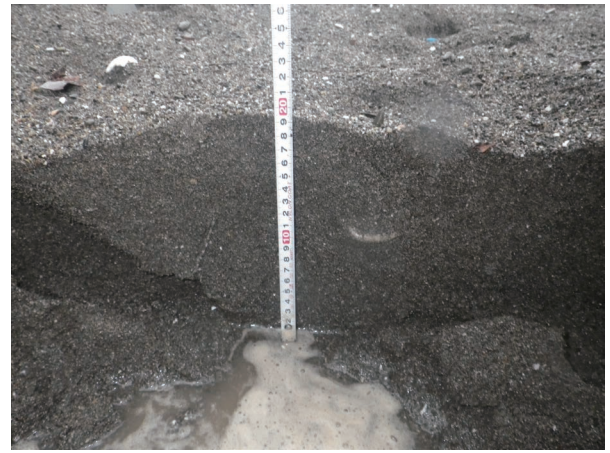


写真 1. 測定地点 (移植巣付近) 掘削時の様子。



写真 2. 本来の産卵巣付近掘削時の様子。

不透水層が存在していることも考えられるが、本調査では明らかにできていない。一方、これとほぼ同時刻に産卵巣とほぼ同位置 (図 4) の砂浜を掘削したところ、地表面よりおよそ 60cm の深さに至っても地下水面は確認されていない (写真 2)。この場所は満潮線から水平距離にして 6 ~ 7 m、比高約 1.0m の陸側 (後浜) に位置しており、荒天時には波浪による侵食のリスクの高い立地にある。後浜の地下水位は降雨によって上昇することがあり (柳嶋ほか, 1993)、前浜での波の遡上レベルや潮位も後浜の地下水位に関係していると考えられる。10 月 22 日の時点では、前 5 日間の降水量の積算値が 148mm (辻堂観測所)、150mm (三浦観測所) に達し、掘削を行った同日 16 時の潮位は 54cm (小田原)<sup>2</sup> と比較的高い潮位を示している。その状況下、産卵巣の地点において、60cm 深の掘削で地下水面が確認できなかったのは特筆に値する。今回アカウミガメが選択した産卵立地は、結果的に、降雨・冠水の影響から回避できていたことが明らかである。

結論として、今回移植巣がおかれた立地は、降

雨・地下浸透水の影響を常時受けやすく、砂中温度の低下や冠水のリスクが高い立地と判断される。長期間にわたる産卵巣の冠水は発生途中の卵のガス交換を妨げることにもつながり、正常な発生・孵化の阻害要因となり得る。

砂中温度の推移や砂浜における地下水の挙動については、常に変動し続けている気象条件や地形などの諸要素が関係しており、メカニズムの全容を理解するのはきわめて困難である。今後、産卵巣保全の対策を図る際には、以上のことに十分注意を払い、砂浜の環境特性について精査することが必要である。

## 謝辞

本稿を草するにあたり、本調査の実施においてご協力、ご配慮をいただいた神奈川県土木事務所、葉山町教育委員会生涯学習課、葉山一色海水浴場組合の関係各位、また、現地調査にご協力いただいた片山樹氏（麻布大学）、川口詩織氏（東京海洋大学）、吉田和佳奈氏（関東学院大学）、友原健太氏（日本大学）に心より御礼申し上げます。

## 引用文献

- Carthy, R.R., A.M. Foley and Y. Matsuzawa. 2003. Incubation environment of loggerhead turtle nests: effects on hatching success and hatchling characteristics. *In* Bolten, A.B. and B.E. Witherington (eds.), *Loggerhead Sea Turtles*, pp. 144-153. Smithsonian Books, Washington, D.C.
- Casale, P. and Tucker, A.D. 2017. *Caretta caretta* (amended version of 2015 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T3897A119333622. (Online) <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-2.RLTS.T3897A119333622.en>.
- Kamezaki, N., Y. Matsuzawa, O. Abe, H. Asakawa, T. Fujii, K. Goto, S. Hagino, M. Hayami, M. Ishii, T. Iwamaoto, T. Kamata, H. Kato, J. Kodama, Y. Kondo, I. Miyawaki, K. Mizobuchi, Y. Nakamura, Y. Nakashima, H. Naruse, K. Omuta, M. Samejima, H. Suganuma, H. Takeshita, T. Tanaka, T. Toji, M. Uematsu, A. Yamamoto, T. Yamato and I. Wakabayashi. 2003. Loggerhead turtles nesting in Japan. *In* Bolten, A. B. and B. E. Witherington (eds.), *Loggerhead Sea Turtles*, pp. 210-217. Smithsonian Books, Washington, D. C.
- 亀崎直樹, 2012. ウミガメという生きもの. 亀崎直樹 (編), 『ウミガメの自然誌—産卵と回遊の生物学』, pp. 1-10. 東京大学出版会.
- 環境省. 2002. 自然環境保全基礎調査浅海域 生態系調査 (ウミガメ調査) 報告書. 373pp. 環境省自然保護局生物多様性センター, 山梨.
- 倉持卓司・小谷野有加・北嶋円・矢ヶ崎朋樹・倉持敦子・豊田陽子・松本典子. 2012. 神奈川県平塚市沿岸におけるアカウミガメ *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758) の上陸産卵および孵化脱出の記録. 平塚市博物館研究報告「自然と文化」, 35: 1 - 6.
- 松沢慶将. 2012. 発生. 亀崎直樹 (編), 『ウミガメの自然誌—産卵と回遊の生物学』, pp.85 - 113. 東京大学出版会.
- Matsuzawa, Y., K. Sato, W. Sakamoto and K.A. Bjorndal. 2002. Seasonal fluctuations in sand temperature: effects on the incubation period and mortality of loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) pre-emergent hatchlings in Minabe, Japan. *Marine Biology* 140: 639-646.
- Miller, J. D. 1985. Embryology of marine turtles. *In* Gans, C., F. Billett and P. F. A. Maderson (eds.), *Biology of the Reptilia*, 14: 269-328. Academic Press, New York.
- 渡辺国広・清野聡子・宇多高明・山本明男. 2003. 海浜におけるウミガメ類の孵化に影響する砂中温度の分布と特性. 海洋開発論文集, 19: 403-408.
- 柳嶋慎一・加藤一正・福田真人, 1993. 現地海岸における前浜地下水位の変動特性. 海岸工学論文集, 40: 411- 415.
- 矢ヶ崎朋樹・倉持卓司・小谷野有加・倉持敦子・川島逸郎. 2007. 神奈川県逗子海岸におけるアカウミガメとその生息地 (産卵地) に関する一考察 (予察). 生態環境研究, 14 (1) : 35-41.
- 矢ヶ崎朋樹・倉持卓司・小谷野有加・倉持敦子・北嶋 円. 2008. 相模湾沿岸砂浜域におけるアカウミガメ産卵生息地の立地特性. 生態環境研究, 15 (1) : 31-42.

## 注釈

- \*1: 産卵巣が人工施設（海の家）の近くに位置していたことから、アカウミガメの産卵日の翌日、地元関係者（一般市民）の手により、産卵巣の移植が行われている。移植巣は、本来の産卵巣の位置からおよそ 30 m 離れた、同じ一色海岸につくられ、砂浜のなかでも最奥（内陸側）の地点に位置している。
- \*2: 気象庁ホームページ・気象観測データ（<http://www.jma.go.jp/jma/menu/menureport.html>）より入手した。
- \*3: 産卵日からロガー設置までの7日間の砂中温度についてはデータを欠いているため、積算値の計算にあたっては測定開始後7日間の平均値（およそ 28.7℃）で代用している。

# 冷温帯落葉広葉樹環境保全林の 自然性評価手法の開発

原田 洋 (IGES 国際生態学センター)・尾崎光彦 (IGES 国際生態学センター)・  
鈴木邦雄 (IGES 国際生態学センター・神奈川県立産業技術総合研究所)

暖温帯域の照葉樹環境保全林の自然性の評価については、原田 (2017a;2017b)、原田ほか (2018)、原田・矢ヶ崎 (2018) などに紹介されている。冷温帯域の落葉広葉樹環境保全林を対象としたものは、原田 (2018) があるにすぎない。しかもこれはページ制限のため簡略化して書かれている。そこで、もう少し詳しく説明したものが本稿である。

## 1 環境保全林の到達目標となるブナ林の姿

環境保全林が目指す最終到達目標は、その地域に昔から存続している自然林である。暖温帯域ならば鎮守の森に代表されるが、冷温帯域の鎮守の森はスギ人工林の場合が多いので、必ずしも鎮守の森をお手本にすることはできない。その代わりにブナ林のような自然林を方々で見ることができる。

伊豆の天城山のブナ林を例にすると、樹高は20mくらいで、ほぼブナ1種で高木層を形成している。わずかにヒメシャラやオオイタヤメイゲツなどが混生している。亜高木層にはコハウチワカエデやリョウブがあるが種類は少ない。低木層はタンナサワフタギやトウゴクミツバツツジなどを中心に40%くらいの植被率となっている。林床にはスズタケやイトスゲが生育している。このように4層の階層に分化していることが多い。なお、今日ではシカの影響でスズタケが減少している。

このような冷温帯域の自然林を環境保全林の到達目標とし、それとの隔たり具合をいろいろな物差しを使って、環境保全林の自然性の回復状況を判定しようとするものである。

## 2 種組成面での評価項目

自然林の林床に比べて、植栽後10年以上を経

過した環境保全林でも草本植物の種類やその量は少ない。特に、シダ植物や多年草植物が地表を覆っている割合—植被率—は自然林と比較するとずっと少ない。そこで、これらの種類を利用して環境保全林が自然林にどの程度近づいたかを評価することを試みた。

長野県高瀬川 (宮脇ほか, 1974)、山形県高島町 (宮脇ほか, 1983)、岩手県姥屋敷 (宮脇ほか, 1977)、秋田県八幡平 (宮脇ほか, 1978)、栃木県那須と塩原 (宮脇ほか, 1971;1984)、群馬県武尊山 (宮脇ほか, 1974)、福井県若狭湾 (宮脇ほか, 1984) などの報告書に添付されている群落組成表からマルバマンサク-ブナ群集、ヒメアオキ-ブナ群集、オオバクロモジ-ミズナラ群集\*、コカンシゲ-ブナ群落、ブナ-ミズナラ林などを抽出した。合計で108資料になった。さらに組成表からカエデ科、ツツジ科、ユリ科、シダ植物をそれぞれ抽出し、まとめたものが表1~表4である。

### (1) カエデ科

8地域108地点から出現したカエデ科は、ハウチワカエデ、イタヤカエデ、コハウチワカエデ、ヤマモミジ、ヒトツバカエデ、ウリハダカエデ、コミネカエデなど13種である (表1)。

### (2) ツツジ科

ツツジ科植物の出現状況は表2のとおりである。出現頻度が高いのは、アクシバ、ホツツジ、ムラサキヤシオ、ウスノキ、ヤマツツジ、ハナヒリノキ、ココウラクツツジなどである。

### (3) ユリ科

ユリ科植物は近年のAPG分類体系によるといくつかに細分化されているが、ここでは従来の分類

\* 種組成が自然植生に類似しているため、資料として使用した。



表1. 冷温帯域の自然林内におけるカエデ科植物の出現状況

表中の数字は出現回数を示す

地域	①	②	③	④	⑤	⑥	⑦	⑧	⑨	⑩	⑪
植生**	A	A	B	C	A	A	C	C	D	E	C
資料数	10	11	12	5	6	14	22	7	10	6	5
ハウチワカエデ	10	9	10	5	4	13	21	6	8	6	3
イタヤカエデ***	5	1	11	4	3	10	21	3	4	3	3
コハウチワカエデ	6	3	6	1	2	1		3	7	3	5
ヤマモミジ		7	10	1	2	4	1	2		2	2
ヒトツバカエデ	10	4	1	1	2			5	6	1	
ウリハダカエデ	7	9	9		5			6	6	5	2
コミネカエデ	10	2		1	5	7		1	6	3	
ミネカエデ				1	2		2				
アサノハカエデ								2		1	
ウリカエデ									1		1
その他3種								1	1		1
種数	6	7	6	7	8	5	4	9	8	8	7
合計出現回数	48	35	47	14	25	35	45	29	39	24	17
地点あたりの種数	4.8	3.2	3.9	2.8	4.2	2.5	2.0	4.1	3.9	4.0	3.4

\*①長野県高瀬川 ②③山形県高島町 ④⑤岩手県姥屋敷 ⑥⑦秋田県八幡平  
⑧栃木県那須 ⑨栃木県塩那 ⑩群馬県武尊山 ⑪福井県若狭湾  
\*\* A: マルバマンサク-ブナ群集 B: オオバクロモジ-ミズナラ群集  
C: ヒメアオキ-ブナ群集 D: コカンスゲ-ブナ群落 E: プナ-ミズナラ林  
\*\*\*ベニイタヤ、オニイタヤ、ウラジロイタヤ、エンコウカエデ、ウラゲエンコウを含む

表2. 冷温帯域の自然林内におけるツツジ科植物の出現状況

表中の数字は出現回数を示す

地域	①	②	③	④	⑤	⑥	⑦	⑧	⑨	⑩	⑪
植生**	A	A	B	C	A	A	C	C	D	E	C
資料数	10	11	12	5	6	14	22	7	10	6	5
アクシバ	3	9	11	3	6	11	3	2	5	2	2
ホツツジ	1	7	9	2	5	7				1	2
ムラサキヤシオ	5	9	4	3	6	10	1				
ウスノキ	2	2	1		4	5			1	1	
ヤマツツジ		4	8		3	3			3		1
ハナヒリノキ	3	6	4			1				1	
コウウラクツツジ	5			1	5	2				1	
ウラジロウウラク		7	5		2	1					
バイカツツジ	1	1						1	8		
オオバスノキ					6	1	1		2		
スノキ			1					1			1
サイコクミツバツツジ	3										1
ナツハゼ		1	1								
イワナンシ		2			2						
サラサドウダン		1							2		
シロヤシオ								2	7		
アブラツツジ									7	1	
その他8種	3				5	1			4	1	3
種数	9	11	10	4	10	11	3	4	9	7	6
合計出現回数	25	49	45	9	42	44	5	6	39	8	10
地点あたりの種数	2.5	4.5	3.8	1.8	7.0	3.1	0.2	0.9	3.9	1.3	2.0

\*①長野県高瀬川 ②③山形県高島町 ④⑤岩手県姥屋敷 ⑥⑦秋田県八幡平  
⑧栃木県那須 ⑨栃木県塩那 ⑩群馬県武尊山 ⑪福井県若狭湾  
\*\* A: マルバマンサク-ブナ群集 B: オオバクロモジ-ミズナラ群集  
C: ヒメアオキ-ブナ群集 D: コカンスゲ-ブナ群落 E: プナ-ミズナラ林

体系に基づき一括してユリ科として扱っている。

出現頻度が高いのはミヤマナルコユリ、ツクバネソウ、マイヅルソウ、エンレイソウ、チゴユリ、ユキザサ、タケシマランなどである(表3)。

(4) シダ植物

33種のシダ植物が出現している。特にシシガシラ、ミヤマイタチシダ、ヘビノネゴザ、シノブカグマ、トウゲシバ(ホソバノトウゲシバを含む)、ナライシダ、ゼンマイ、オシダ、ヤマイヌワラビなどの出現頻度が高い(表4)。

これらの植物の出現頻度に注目し、地域ごと(高瀬川、高島町、姥屋敷、八幡平、那須、塩原、武尊山、若狭湾)、植生ごと(マルバマンサク-ブナ群集、ヒメアオキ-ブナ群集、オオバクロモジ-ミズナラ群集、コカンスゲ-ブナ群落、プナ-ミズナラ林)に何回出現しているかを算定し、そ

表3. 冷温帯域の自然林におけるユリ科植物の出現状況

表中の数字は出現回数を示す

地域	①	②	③	④	⑤	⑥	⑦	⑧	⑨	⑩	⑪
植生**	A	A	B	C	A	A	C	C	D	E	C
資料数	10	11	12	5	6	14	22	7	10	6	5
ミヤマナルコユリ	1	1	3	1		5	3	1		1	1
ツクバネソウ	7	3		4	3	6	12	6	3		1
マイヅルソウ	6	3		2	4	8	12	5	4	1	
エンレイソウ	3	1	1	2	2	2	7		1		
チゴユリ	5	2	10		4	2			5		4
ユキザサ	8			1			14	4	2	2	1
タケシマラン	3			1	4	2	12	1			
シヨウジョウバカマ	2	3	3		5			1			
タチシオデ		1		1		2	10				
ツバメオモト	4				1			1			
クルマユリ				3	1	2					
ホウチャクソウ							2	1			1
ヤマユリ		2				1					
シュロソウ				1		5					
オオバキボウシ						1	2				
ナルコユリ						1					1
その他8種	2		4	1		1	2	2	2		
種数	11	8	7	11	11	9	10	7	6	3	6
合計出現回数	41	16	25	16	33	30	75	19	17	4	9
地点あたりの種数	4.1	1.5	2.1	3.2	5.5	2.1	3.4	2.7	1.7	0.7	1.8

\*①長野県高瀬川 ②③山形県高島町 ④⑤岩手県姥屋敷 ⑥⑦秋田県八幡平  
⑧栃木県那須 ⑨栃木県塩那 ⑩群馬県武尊山 ⑪福井県若狭湾  
\*\* A: マルバマンサク-ブナ群集 B: オオバクロモジ-ミズナラ群集  
C: ヒメアオキ-ブナ群集 D: コカンスゲ-ブナ群落 E: プナ-ミズナラ林

表4. 冷温帯域の自然林におけるシダ植物の出現状況

表中の数字は出現回数を示す

地域	①	②	③	④	⑤	⑥	⑦	⑧	⑨	⑩	⑪
植生**	A	A	B	C	A	A	C	C	D	E	C
資料数	10	11	12	5	6	14	22	7	10	6	5
シシガシラ	7	9	10	5	6	12	3	4	8	3	5
ミヤマイタチシダ	8	4	2	2	4	1	4	5	1	1	
ヘビノネゴザ	4	1	1	2	1	2	1		1	1	
シノブカグマ	10	5		4	1	5	9		2	2	2
トウゲシバ***	1	1	1	2	1		4			2	3
ナライシダ	8	5	2			2	10			2	1
ゼンマイ		1	7	2		2	4	1		1	1
オシダ	4		1				5	3		2	1
ヤマイヌワラビ	1			2		3	3	1		1	1
ヤマソテツ	9	2							1	1	4
ミゾシダ		2				2	4			1	1
シラネワラビ	2					1	7			2	
ジュモンシダ				2	1		4		1		
ヤマドリゼンマイ	1					1	3				
ワラビ			6	1	1						
サカゲイノデ						2	4	1			
ミヤマベニシダ						1	6				1
トラノオシダ	1	1									
ミヤマワラビ	2										1
ハリガネワラビ		1									2
リヨウメンシダ						2	4				
その他12種	1		4	2	2	1	3			1	
種数	14	11	13	12	7	15	18	7	6	12	12
合計出現回数	59	32	36	27	12	49	84	16	18	19	23
地点あたりの種数	5.9	3.0	3.0	5.4	2.0	3.5	3.8	2.3	1.8	3.2	4.6

\*①長野県高瀬川 ②③山形県高島町 ④⑤岩手県姥屋敷 ⑥⑦秋田県八幡平  
⑧栃木県那須 ⑨栃木県塩那 ⑩群馬県武尊山 ⑪福井県若狭湾  
\*\* A: マルバマンサク-ブナ群集 B: オオバクロモジ-ミズナラ群集  
C: ヒメアオキ-ブナ群集 D: コカンスゲ-ブナ群落 E: プナ-ミズナラ林  
\*\*\*ホソバノトウゲシバを含む

の合計値を調査地点(資料)数で割って、地点あたりの種数を求めている。

例えば、5地点から3種(A~C)のシダ植物が出現し、さらにA種が5回、B種が4回、C種が3回出現していれば、(5 + 4 + 3) ÷ 5 = 2.4で、地点あたりの種数が求められる。この地点あたりの数値(2.4)が評価点となる。

(5) 出現種数

108地点の出現種数をまとめたのが表5である。外来種は除外してある。地点あたりの種数は29.3~50.4種、平均39.1種である。

表 5. 冷温帯域の自然林内における群落構造と各分類群の地点あたりの種数

地域*	①	②	③	④	⑤	⑥	⑦	⑧	⑨	⑩	⑪	平均
植生**	A	A	B	C	A	A	C	C	D	E	C	
資料数	10	11	12	5	6	14	22	7	10	6	5	108
高木層樹高(m)	19.2	20.4	16.3	20.6	13.2	25.4	23.9	17.1	17.8	18.0	18.2	19.1
低木層植被率(%)	41.0	58.6	55.0	68.0	78.3	56.4	54.3	50.0	42.0	50.0	51.0	55.0
草本層植被率(%)	55.0	32.3	29.6	40.0	25.0	42.5	37.9	52.9	73.0	46.7	50.0	44.1
カエデ科植物種数	4.8	3.2	3.9	2.8	4.2	2.5	2.0	4.1	3.9	4.0	3.4	3.5
ツツジ科植物種数	2.5	4.5	3.8	1.8	7.0	3.1	0.2	0.9	3.9	1.3	2.0	2.8
ユリ科植物種数	4.1	1.5	2.1	3.2	5.5	2.1	3.4	2.7	1.7	0.7	1.8	2.6
シダ植物種数	5.9	3.0	3.0	5.4	2.0	3.5	3.8	2.3	1.8	3.2	4.6	3.5
出現種数	41.5	36.4	47.5	44.2	47.0	30.0	37.9	29.6	36.8	29.3	50.4	39.1

\* ①長野県高瀬川、②③山形県高島町、④⑤岩手県姥屋敷、⑥⑦秋田県八幡平、⑧⑨は栃木県那須と塩那、⑩群馬県武尊山、⑪福井県若狭湾  
 \*\* A: マルバマンサク-ブナ群集 B: オオバクロモジ-ミズナラ群集 C: ヒメアオキ-ブナ群集 D: コカンスゲ-ブナ群落 E: ブナ-ミズナラ林

### 3 構造面における評価項目

#### (1) 樹高

自然林の高木層樹高は25mが最高で、平均は20m弱となっている(図1)。環境保全林では以下のような測定を行いランクを区分する。調査範囲(10m×10m)内の樹高が高く、幹が太い樹木を10本前後選定する。選定した樹木は同種でも異種でも構わないが、複数種とする。樹高を測定し、平均値を求める(図1)。

#### (2) 胸高直径

具体的なデータがないので(3)とともに測定の方法についてのみ記述する。樹高測定で選定した樹種の胸高直径(地上1.3mの位置における樹幹の直径)を測定し、平均値を求める。

#### (3) 立木密度

ポット苗を高密度(m<sup>2</sup>あたり2~3本)に植栽するので、生長に伴い何本かは被圧されて枯死する。25m<sup>2</sup>の調査枠内の立木本数を測定する。

#### (4) 低木層植被率

森林は4層の階層で構成されているのが普通である。地上2~4mの位置を形成しているのが第3層の低木層である。この低木層の植被率に着目し、落葉広葉樹自然林についてまとめたものが図2である。地域・植生ごとの植被率の平均は41.0~78.3%、平均55.0%とバラツキが大きい。しかし、八幡平22か所のヒメアオキ-ブナ群集で見ると、低木層植被率が60%以上のところが15か所で、30%以下のところが2ヶ所、平均54.3%となっている。落葉広葉樹自然林の低木層植被率は高い傾向にある。

図2からも分かるように、低木層の植被率を目安として、環境保全林の自然性の回復状況を判定

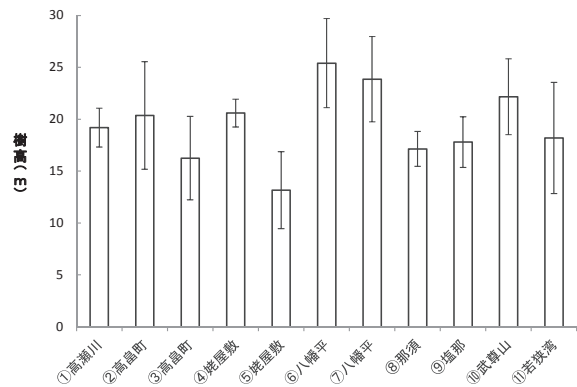


図1. 冷温帯域の自然林における地域植生別高木層樹高 エラーバーは標準偏差を示す

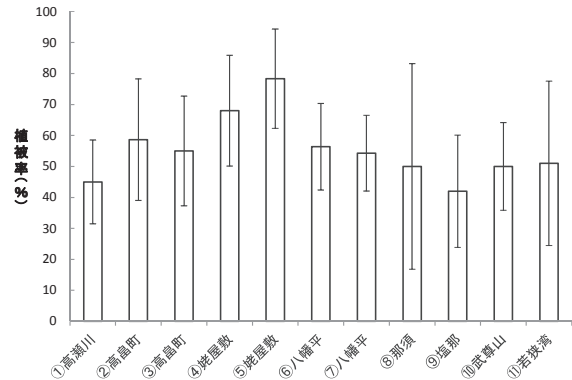


図2. 冷温帯域の自然林における地域植生別低木層植被率 エラーバーは標準偏差を示す

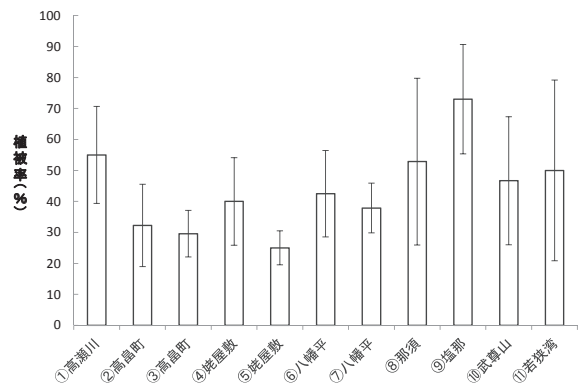


図3. 冷温帯域の自然林における地域植生別草本層植被率 エラーバーは標準偏差を示す

表 6. 冷温帯域の環境保全林の評価項目とランク区分

ランク 評価項目	1	2	3	4	5
樹 高(m)	5未満	5~10未満	10~15未満	15~20未満	20以上
胸高直径(cm)	10未満	10~20未満	20~30未満	30~40未満	40以上
立木密度(本/25㎡)	30以上	20~30未満	10~20未満	5~10未満	3~4
低木層植被率(%)	10未満	10~20未満	20~30未満	30~40未満	40以上
草本層植被率(%)	10未満	10~20未満	20~30未満	30~40未満	40以上
カエデ科植物種数	1未満	1~2未満	2~3未満	3~5未満	5以上
ツツジ科植物種数	1未満	1~2未満	2~3未満	3~5未満	5以上
ユリ科植物種数	1未満	1~2未満	2~3未満	3~5未満	5以上
シダ植物種数	1未満	1~2未満	2~3未満	3~5未満	5以上
出現種数*	5未満	5~10未満	10~20未満	20~30未満	30以上

\* 外来種は除く

することも可能である。しかし、環境保全林での公表データが少ないので、植栽後の経過年数との対応関係を論ずるのは今のところ難しい。

### (5) 草本層植被率

足元に生育している草本層は、シダ植物、草本植物、樹木の実生などから構成されている。ときにはササが覆っていることもある。この草本層の植被率の地域・植生ごとの平均は、25.0~73.0%とバラツキが大きい。平均は44.1%となる(図3)。

## 4 | ランク区分と評価

樹高、胸高直径、立木密度、低木層植被率、草本層植被率など群落の構造面については、地域・植生ごとに平均値を求めた。なお、上記の群落組成表には樹幹の太さと立木密度のデータが欠落しているため、環境保全林で実践する場合には、この2つの要素を新たに追加測定する必要がある。照葉樹環境保全林の評価方法(原田, 2017b; 原田ほか, 2018)と同様にランク区分を行った。また、種組成面については、カエデ科種数、ツツジ科種数、ユリ科種数、シダ植物種数、出現種数を表6のようにそれぞれを5ランクに区分した。

この結果を図4のようなレーダーチャートで表

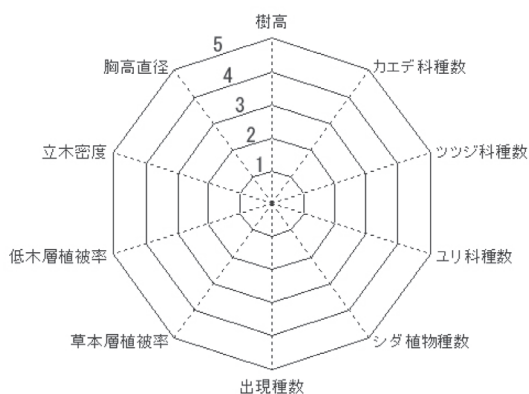


図4. 評価のためのレーダーチャート

示する。また、各評価項目についてランク1には2点、ランク2には4点、ランク3には6点、ランク4には8点、ランク5には10点の配点を与え、10点×10項目の100点満点で評価できる。しかし、具体的なデータは今のところまだない。

### 引用文献

原田洋. 2017a. 環境保全林の自然性評価手法の開発 その1. JISE Newsletter, 76: 4-5.

原田洋. 2017b. 環境保全林の自然性評価手法の開発 その2. JISE Newsletter, 77: 4-5.

原田洋. 2018. 環境保全林の自然性評価手法の開発 その3. JISE Newsletter, 78: 4-5.

原田洋・鈴木伸一・林寿則・目黒伸一・吉野知明. 2018. 環境を守る森をしらべる. 海青社.

原田洋・矢ヶ崎朋樹. 2018. 常緑植物の評価種による環境保全林の自然性の評価. JISE REPORT, (1): 17-18.

宮脇昭・藤原一絵・望月陸夫. 1977. 姥屋敷の植生.

宮脇昭・原田洋・奥田重俊. 1974. 高瀬川流域自然総合調査報告書.

宮脇昭・大野啓一・中村幸人・村上雄秀・鈴木伸一. 1984. 若狭湾沿岸地域の植生.

宮脇昭・奥田重俊・藤原一絵. 1971. 日光国立公園沼原揚水発電計画に関する調査報告書.

宮脇昭・奥田重俊・原田洋・鈴木邦雄. 1974. 群馬県武尊山麓の植生.

宮脇昭・奥田重俊・原田洋・佐々木寧・鈴木邦雄・藤原一絵. 1978. 八幡平(十和田・八幡平国立公園南部)の森林植生.

宮脇昭・奥田重俊・佐々木寧・松井浩・鷹野秀夫・鈴木伸一・塚越優美子・益田康子. 1983. 高島町の植生.

宮脇昭・鈴木伸一・鈴木邦雄. 1984. 塩那道路周辺(栃木県)の植生.

# 神奈川県における潜在自然植生3群集の 種組成についての考察

原田 洋 (IGES 国際生態学センター)・林 寿則 (IGES 国際生態学センター)

## 1 はじめに

1960年代後半からわが国でも潜在自然植生や潜在自然植生図の研究が始まり、横浜国立大学の宮脇昭先生のグループが多くの成果を挙げている(宮脇ほか, 1971; 1972; 1973など)。潜在自然植生とは、「人間の影響を一切ストップさせたならば、そこにどのような自然植生が成立するかを理論的に考察したものである」とされている(宮脇, 1970)。

その立地の潜在自然植生が、ヤブコウジースタジイ群集であるとか、シラカシ群集であるとかの判定は多く行われているが、その潜在自然植生の種組成がどうであるかについては明記されている印刷物を知らない。類似した立地に残存している自然林の種組成で代理させているものがほとんどである。潜在自然植生の種組成と残存自然植生のそれとが類似していることは否定できないが、両者が同一であるとはいえない。

そこで、潜在自然植生の種組成を神奈川県内のイノデータブノキ群集、ヤブコウジースタジイ群集、シラカシ群集の3群集について検討することを試みた。

## 2 研究方法

種組成を類推する上で手掛かりになるのは、その地域に残存している自然林の種組成であることは当然である。使用した資料は、藤沢市の植生(宮脇ほか, 1971)、横浜市の植生(宮脇ほか, 1972)、鎌倉市の植生(宮脇ほか, 1973)、厚木市の植生(宮脇ほか, 1982)、海老名市の植生(宮脇ほか, 1986)、よこすかの植生(国際生態学センター, 2001)などの植生報告書に添付されてい

る群集組成表である。

これら残存自然林には、潜在自然植生の構成種である常緑植物のほかに夏緑性・落葉性の植物が混入している。鎌倉市の残存自然林のイノデータブノキ群集には、イヌビワ、マルバウツギ、アズマネザサ、ミゾシダなどが、ヤブコウジースタジイ群集にはカマツカ、ムラサキシキブ、ナツツタ、サルトリイバラなどが生育している。これらは潜在自然植生の群集構成種からは除外すべき植物である。その地域の残存自然植生構成種としては認められても、潜在自然植生の構成種とはいえない。すなわち、残存自然植生と潜在自然植生の構成種とは異なり、夏緑性・落葉性の代償植生構成種は削除して考察することが望ましいとした。

神奈川県内の複数市から報告されている群集組成表を基に、針葉樹、外来種、導入種、園芸種、分布域外の種を除いた常緑植物を抽出し、各地域ごとに出現回数を求めた。市域ごとに資料数が異なるので、出現回数を資料数で除し、さらに出現頻度を20%刻みでⅠ～Ⅴの5階級に区分した。植生学の分野では、この一覧を常在度表と呼んでいる。いずれかの地域で常在度がⅢ以上ある種についてだけ表1に示されている。いずれの地域においても常在度がⅢに満たない種は割愛されている。

## 3 結果

### 1. イノデータブノキ群集

残存自然林のうち5地域のイノデータブノキ群集の常在度表が表1のA欄にまとめられている。

海老名市は内陸部に位置するため、トベラ、オニヤブソテツ、ツワブキなどを欠き、イノデ類やカクレミノの出現頻度が著しく低くなっている。

表1. 各調査地における3群集の常在度

	A					B					C			
	1 藤沢市	2 鎌倉市	3 横浜市	4 横須賀市	5 海老名市	1 藤沢市	2 鎌倉市	3 横浜市	4 横須賀市	5 厚木市	1 藤沢市	2 横浜市	3 厚木市	4 海老名市
資料数	9	8	4	17	8	14	26	16	16	5	12	15	14	7
タブノキ	V	V	4	V	V	V	V	III	V	II	V	I	IV	III
アオキ	V	V	4	V	V	V	V	V	V	III	IV	V	V	V
シロダモ	V	V	4	V	V	V	V	IV	V	II	V	V	IV	V
ヤブツバキ	V	IV	4	IV	V	IV	V	IV	II	IV	V	IV	V	IV
キツタ	V	IV	3	V	V	V	V	V	V	IV	V	V	V	V
ヤブラン	IV	V	3	IV	V	V	V	III	IV	III	V	V	IV	V
スタジイ	IV	IV	2	III	II	V	V	V	V	IV	III	I	+	I
モチノキ	IV	IV	3	IV	II	V	V	IV	IV	IV	IV	IV	III	IV
ベニシダ	IV	V	4	III	II	III	V	V	V	III	IV	III	V	IV
ヒサカキ	IV	III	2	III	II	IV	V	V	IV	IV	V	V	IV	V
テイカカズラ	IV	V	2	III	II	IV	V	IV	V	II	I	II	V	IV
ヤツデ	III	IV	3	IV	II	V	V	II	IV	II	III	III	I	V
ビナンカズラ	IV	III	2	III	V	III	IV	II	II	IV	II	IV	IV	IV
ジャノヒゲ*	III	III	3	IV	V	IV	V	V	V	V	V	V	II	V
イノデ**	IV	IV	2	IV	I	II	r	.	+	.	.	.	II	.
オニヤブソテツ***	II	III	2	III	.	I	+	.	+	.	.	I	III	.
トベラ	III	IV	2	III	.	IV	V	I	III	.	.	.	.	.
ヤブニッケイ	V	IV	.	IV	IV	V	IV	IV	V	.	IV	I	.	I
カクレミノ	III	IV	.	II	I	V	IV	+	III	.	+	.	.	.
ヤマイトチシダ	I	III	2	I	.	II	IV	IV	II	I	II	.	III	III
オオイトチシダ	III	II	1	II	.	III	II	I	III	II	I	.	II	.
ツワブキ	III	II	1	IV	.	III	+	.	II	.	.	.	.	.
マサキ	III	II	2	II	I	III	II	II	+	II	.	.	.	.
ネズミモチ	II	II	.	I	III	IV	IV	IV	+	.	II	III	III	IV
ヤブコウジ	III	.	2	I	III	III	V	V	IV	V	V	IV	V	V
マルバグミ	II	II	.	IV	.	II	III	.	III	.	.	.	.	.
キチジョウソウ	.	III	.	+	IV	II	+	.	II	I	.	.	IV	II
フウトウカズラ	II	.	.	III	.	II	.	.	+	.	.	.	.	.
マンリョウ	II	II	.	I	II	+	II	+	+	II	IV	+	III	III
イタビカズラ	II	II	.	II	I	II	IV	.	III	I	.	.	+	.
ツルグミ	I	II	1	I	I	+	II	I	II	II	.	I	.	IV
オオバジャノヒゲ	.	II	.	II	II	.	I	.	III	II	.	II	I	II
ヒイラギ	.	II	.	.	II	II	III	I	.	III	+	II	+	I
シラカシ	.	.	.	.	II	I	I	II	.	I	V	V	IV	V
アラカシ	.	I	.	+	II	.	II	+	I	V	V	III	IV	II
ウラジログシ	.	.	.	+	.	+	r	II	II	IV	.	I	.	.
アカガシ	.	.	1	+	.	+	II	V	IV	.	II	II	I	I
シュンラン	.	.	.	.	.	.	+	I	.	II	.	I	.	III

A: イノデータブノキ群集

B: ヤブコウジースタジイ群集

C: シラカシ群集

\* ナガバジャノヒゲ、カブダチジャノヒゲを含む

\*\* アスカイノデ、アイアスカイノデを含む

\*\*\* ヤブソテツを含む

表 2. イノデータブノキ群集の潜在自然植生種組成

高木層 (3種)
タブノキ, スダジイ, モチノキ
亜高木層 (4種)
シロダモ, ヤブツバキ, ヤブニッケイ, カクレミノ
低木層 (7種)
アオキ, ヒサカキ, ヤツデ, トベラ, マサキ, ネズミモチ, マルバグミ
草本層 (16種)
キツタ, ヤブラン, ベニシダ, テイカカズラ, ビナンカズラ, ジャノヒゲ*
イノデ**, オニヤブソテツ***, ヤマイタチシダ, オオイタチシダ, ツワブキ,
ヤブコウジ, キチジョウソウ, フウトウカズラ, イタビカズラ, オオバジャノヒゲ

\*ナガバジャノヒゲ, カブダチジャノヒゲを含む

\*\*アスカイノデ, アイアスカイノデを含む

\*\*\*ヤブソテツを含む

表 3. ヤブコウジースダジイ群集の潜在自然植生種組成

高木層 (5種)
スダジイ, タブノキ, モチノキ, アカガシ, ウラジロガシ
亜高木層 (4種)
シロダモ, ヤブツバキ, ヤブニッケイ, カクレミノ
低木層 (9種)
アオキ, ヒサカキ, ヤツデ, トベラ, マサキ, ネズミモチ, マルバグミ, ツルグミ,
ヒイラギ
草本層 (12種)
キツタ, ヤブラン, ベニシダ, テイカカズラ, ビナンカズラ, ジャノヒゲ*,
ヤマイタチシダ, オオイタチシダ, ツワブキ, ヤブコウジ, イタビカズラ,
オオバジャノヒゲ

\*ナガバジャノヒゲ, カブダチジャノヒゲを含む

## 2. ヤブコウジースダジイ群集

5地域のヤブコウジースダジイ群集の常在度表が表1のB欄に示されている。

内陸部の厚木市のヤブコウジースダジイ群集においても海老名市のイノデータブノキ群集と同様に、ヤブニッケイ、カクレミノ、トベラなどの種が欠如している。

## 3. シラカシ群集

表1のC欄にまとめられている。沿岸部を生育地とするイノデータブノキ群集やヤブコウジースダジイ群集と比較すると、トベラ、カクレミノ、ツワブキ、マサキなどが欠落したり常在度が低くなっていることがわかる。代ってシラカシやアラカシの常在度が高くなっている。

各群集を構成する出現頻度が、いずれかの地点

で常在度Ⅲ以上の種は、イノデータブノキ群集では28種、ヤブコウジースダジイ群集では30種であるのに、シラカシ群集では25種と少ない。内陸部に成立するシラカシ群集では、沿岸性の種のいくつかが欠如したり、出現頻度が低くなることにより若干少なくなっている。

## 4 | 考察・結論

神奈川県内の平地の多くを占める潜在自然植生としての主要3群集、すなわちイノデータブノキ群集、ヤブコウジースダジイ群集、シラカシ群集の種組成について考察した結果、表2～4のような結論になった。

高木層、亜高木層、低木層を構成する樹木は、

表 4. シラカシ群集の潜在自然植生種組成

高木層 (4種)
シラカシ, アラカシ, タブノキ, モチノキ
亜高木層 (3種)
シロダモ, ヤブツバキ, ヤブニッケイ
低木層 (5種)
アオキ, ヒサカキ, ネズミモチ, マンリョウ, ヤツデ
草本層 (10種)
キツタ, ヤブラン, ベニシダ, テイカカズラ, ビナンカズラ, ジャノヒゲ*, ヤブコウジ, キチジョウソウ, ヤマイタチシダ, オニヤブソテツ**

\*ナガバジャノヒゲを含む

\*\*ヤブソテツを含む

イノデ-タブノキ群集が14種、ヤブコウジ-スダジイ群集が18種、シラカシ群集が12種となっている。一方、草本層の構成種は順に16種、12種、10種である。

樹木はヤブコウジ-スダジイ群集で多く、草本層構成種はイノデ-タブノキ群集で多いという特徴がある。これは立地の違いによるものであろう。前者は尾根部や斜面上部の土壌が浅く、乾燥した立地に成立するため液果をもつ種子には不適な環境といえる。一方、斜面下部や凹状地など土壌が深くて適潤なところでは液果が発育しやすいことから草本層の構成種が多いのではないかと推測している。

神奈川県内の常緑広葉樹林3群集の種組成は類似しているが、沿岸部で構成種が多く、同じ群集でも内陸部になると、いくつかの種が欠落したり、出現頻度が低くなっている。さらに、内陸部のシラカシ群集になると、その傾向は強くなっている。

同じ照葉樹からなる潜在自然植生でも種組成は、沿岸部と内陸部とは異なり、さらに沿岸部

でも地形や土壌によって種構成は異なっているが、その差は小さく3群集はかなり類似した種組成になっているといえる。

#### 引用文献

- 国際生態学センター(編). 2001. よこすかの植生. 横須賀市.
- 宮脇 昭. 1970. 植物と人間. 日本放送出版協会.
- 宮脇 昭・藤原一絵・鈴木照治・原田 洋. 1971. 藤沢市の植生. 藤沢市.
- 宮脇 昭・原田 洋・藤原一絵・井上香世子・大野啓一・鈴木邦雄・佐々木寧・篠田明彦. 1973. 鎌倉市の植生. 鎌倉市.
- 宮脇 昭・中村幸人・金 鍾元・加藤明弘. 1986. 海老名市の植生. 海老名市.
- 宮脇 昭・佐々木寧・小林 良. 1982. 厚木市の植生. 厚木市.
- 宮脇 昭・藤間熙子・井上香世子・古谷マサ子・佐々木寧・原田 洋・大野啓一・鈴木邦雄. 1972. 横浜市の植生. 横浜市.

# 仮想的飽和環境保全林を到達目標とした 場合の環境保全林の成熟度評価

原田 洋 (IGES 国際生態学センター) ・ 矢ヶ崎朋樹 (IGES 国際生態学センター)

環境保全林の自然性の評価手法については、原田 (2017a ; 2017b)、原田ほか (2018)、原田・矢ヶ崎 (2018) に提案されている。しかし、これらの手法では環境保全林の評価が必ずしも芳しいものとはいえず、特に種組成の面では著しく低い値を示し、自然林との隔たり具合が大きすぎるという結果を示している。そう簡単には自然林の復元はできないことを考えれば当然のことであり、自然林を復元するには時間もかかりきわめて難しいことを認識する必要がある。そう考えれば上記の自然性の評価が低いことも納得できるであろう。しかし、これだけでは環境保全林を造成しようとする意欲が損なわれる恐れがある。

そこで、環境保全林の到達目標を、その地域の自然林ではなく、成熟した環境保全林とする。ここではこれを仮想的飽和環境保全林と呼ぶことにする。つまり環境保全林の 50～60 年後くらいの到達目標を設定し、それにどれくらい近づいているかを評価しようとする手法について考察したものである。

## 仮想的飽和環境保全林

環境保全林の最終到達目標はその地域の自然林である。関東地方ならタブノキ林、スダジイ林、シラカシ林、アラカシ・ウラジロガシ林などである。植栽後 50 年に満たない現在の環境保全林でも、樹高、胸高直径、立木密度などの群落の構造面は、自然林に近づきつつある。しかし、種組成や種多様性などの面では自然林との間には開きが大きすぎる。そこで、構造面の 5 項目を評価基準の項目として抽出し、仮想的飽和環境保全林を定義してみたい。

### 1 | 樹高

千葉県内の千葉市、佐倉市、富津市とその周辺、笠森寺などの植生調査資料 (宮脇・鈴木, 1974 ; 宮脇ほか, 1977 ; 1981 ; 手塚・奥田, 1965) から自然林の高木層の樹高をまとめたのが図 1 である

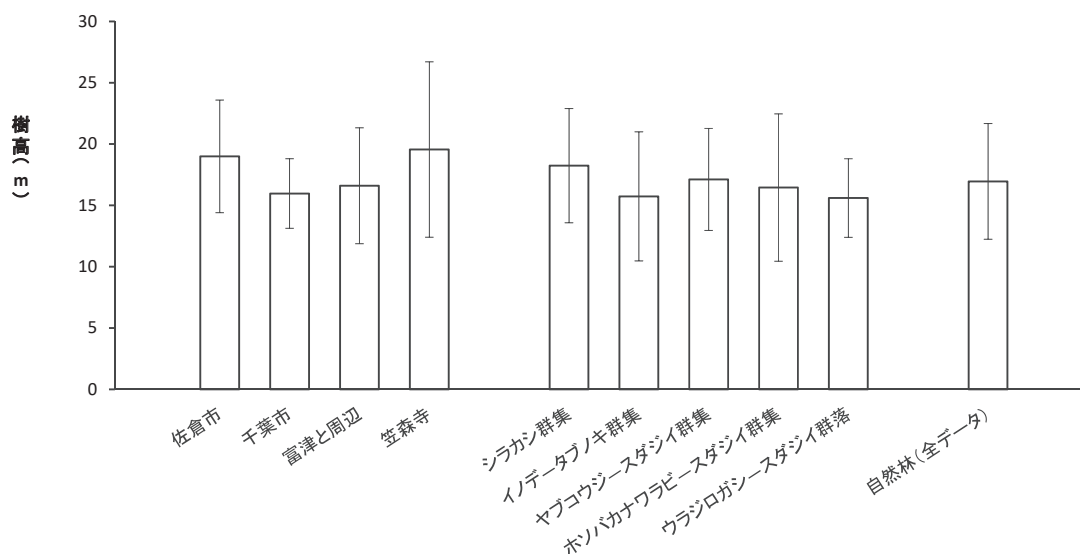


図 1. 千葉県照葉樹自然林の地域別および群集別の樹高平均  
エラーバーは標準偏差を示す (原田ほか, 2018)



(原田, 2017b; 原田ほか, 2018)。地域ごとや植生ごとに比較しても、樹高はそれほど高くはなく、平均樹高は 20 m といっても不都合はない。

1976 年に植栽された横浜国立大学構内の環境保全林の 3 か所で、樹高の高そうな樹木を 12 本選定した。測定当時は 41 年生である。選定された樹種と本数は、タブノキ 4 本、クスノキ 4 本、シラカシ 3 本、アラカシ 1 本である。それらの樹高はタブノキでは 19.0 ~ 21.4 m、クスノキでは 20.5 ~ 23.0 m、シラカシでは 18.0 ~ 19.0 m、アラカシでは 19.0 m であった。4 種の平均は 20.1 m であるが、クスノキの生長は他の 3 種より顕著であった。関東南部の横浜では植栽後 40 年も経つと、千葉県内の自然林 (図 1) と同じかそれ以上の樹高に達していることがわかる。

少し余裕をもたせ、環境保全林の樹高は 25 m で飽和状態に到達すると判断してよいだろう。41 年生の横浜の環境保全林の樹高は 20 m あるので、長めに見積もってもあと 20 年もすれば飽和状態の 25 m に達することが予想できる。横浜の環境保全林の現在の飽和度は 80% といえる。

## 2 | 胸高直径

樹高のところで議論したようなデータは残念ながら樹幹の太さ (胸高直径) については存在しない。そこで樹高から割り出した飽和状態の完成年数が 60 年であることを参考にしたい。41 年生の横浜の胸高直径がタブノキで 28.4 ~ 37.0cm、クスノキが 39.5 ~ 49.0cm、シラカシが 27.8 ~ 31.4cm、アラカシが 23.4cm で、これら 12 本の平均は 34.5 cm であった。この値を飽和状態の 80% と仮定する

と、仮想的飽和環境保全林の胸高直径は 43.1cm となるので、余裕をみて 45cm とすればよいだろう。クスノキの 2 本はすでにこれに達している。

川崎の環境保全林の胸高直径の変化をみると (表 1)、11 年生時の 7.8cm から 18 年生時の 10.6cm まで 7 年間で 2.8cm 肥大化している。タブノキ 4 本、スタジイ 3 本、アラカシ 1 本の計 8 本の平均年変化は、0.3 ~ 0.6cm となっている (原田・目黒調査)。因みに横浜では 12 年生時の 7.6cm や 16 年生時の 9.3cm (Fujiwara et al., 1993) とあり、タブノキ 1 本、クスノキ 4 本、シラカシ 2 本、アラカシ 1 本の 8 本の年平均肥大量は 0.4cm となり、両地域で類似した値となっている。

## 3 | 立木密度

樹高 1 m 未満のポット苗を  $m^2$  あたり 2 ~ 3 本と高密度植栽するため、樹木が生長するにしたがい淘汰され立木密度は減少していく。樹高や胸高直径は時間の経過とともに増加していくが、立木密度は減少するのが特徴である。

長期間にわたり環境保全林の密度の変化を追跡したデータは存在しないが、横浜と川崎の 2ヶ所での断片的なデータをまとめてみた。25  $m^2$  (5 m × 5 m) あたりの立木密度は、11 年生時の 25 本、15 年生時の 22 本、20 年生時の 14 本、41 年生時の 7 本となっている (図 2)。

仮想的飽和環境保全林の成熟年数である 60 年の段階では、立木密度は 5 本くらいであろう。

## 4 | 実生とそれから生長した低木による評価

表 1. 川崎市東扇島の環境保全林における優勢樹木の胸高直径の経年変化 (原田・目黒測定)

植栽経過年数 樹種	11年生	12年生	13年生	14年生	15年生	17年生	18年生
タブノキ 1	8.7	9.4	9.8	10.2	10.6	11.5	11.8
タブノキ 2	8.8	9.0	9.5	9.9	10.0	10.5	11.0
タブノキ 3	8.5	8.7	9.0	8.8	8.8	8.8	8.7
タブノキ 4	9.2	10.0	10.2	10.4	10.4	10.5	10.5
スタジイ 1	8.5	8.6	10.1	11.2	12.3	14.7	15.7
スタジイ 2	6.5	7.0	7.7	8.0	9.0	10.5	10.8
スタジイ 3	6.8	7.2	7.6	7.7	7.8	8.5	8.7
アラカシ 1	5.1	5.5	6.1	6.3	6.7	7.4	7.9
平均 (cm)	7.8	8.2	8.8	9.1	9.5	10.3	10.6

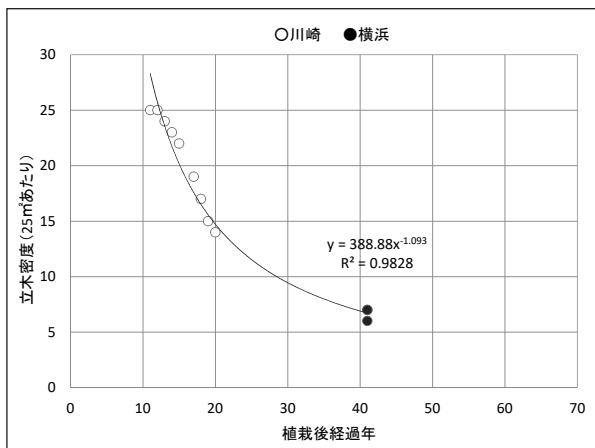


図2. 川崎と横浜における照葉樹環境保全林の立木密度の変化  
川崎のデータは原田・目黒測定による

環境保全林が問題とすべき一つに群落の階層構造の未発達がある。将来高木層を形成する生活型を同じくする樹木を高密度に植栽するため、亜高木層や低木層の発達が芳しくない。そこで、次世代を形成する実生やそれらが生長し2～4mの低木を構成することによって生じる群落階層の複雑化を飽和状態（成熟度）測定 の尺度としたい。

評価基準は表2のようにした。ポット苗植栽後10年間くらいは、植栽木が結実しないこともありランク1であろう。その後は時間の経過とともに実生や実生から生長した低木が、その種数や個体数を増大させていく。仮想的飽和環境保全林では、実生や低木がそれぞれ4種以上生育することになる。

横浜の41年生の環境保全林にあてはめてみると、タブノキ、クスノキ、シラカシ、アラカシの4種の低木およびシラカシとアラカシの2種の実生が存在していることから、ランク4とランク5の間ということになる。飽和度は80%以上と判定できる。樹高から求めた飽和度80%とほぼ一致することになる。

植栽木が結実するまでに10年近くの時間がか

表2. 実生と低木の評価基準

ランク1	実生や低木がない
ランク2	1種類の実生はあるが、低木はない。
ランク3	2種類以上の実生がある、または低木が1種類ある。
ランク4	実生と低木がそれぞれ2～3種類ある。
ランク5	実生と低木がそれぞれ4種類以上ある。

かるので、それ以降に限定してこの項目を採用し、それまでは除外するのもよい。なお、ここでいう低木とは実生から生長した個体で、樹高1m以上のものを指す。また、植栽木由来以外の種も算定する。

## 5 | 低木層と草本層の植被率による評価

日本の自然林は4層の群落階層から成り立っているのが普通である。そのうち、地上2～4mの高さにある低木層と足元の草本層に着目し、それらの植被率（枝葉が覆っている割合）によって環境保全林の成熟度を判定しようとするものである。

横浜市のスタジイ林23か所の低木層の植被率は、60%以上のところが13か所、30%以下のところが6か所で、平均は50.9%となっている。草本層植被率は30%以上のところが16か所、20%以下のところが7か所で、平均29.8%となっている（原田ほか，2018）。自然林の低木層や草本層の植被率は高い傾向にあるが、どこも高いわけではなく。バラツキも大きい。

41年生の横浜の環境保全林の低木層植被率は、20～30%、草本層植被率は5～8%という具合で自然林に比べて著しく低くなっている。そこで仮想的飽和環境保全林の低木層や草本層の植被率を35%とし、2つの階層の植被率が高いほうの値を使用して以下のランクで区分すると、ランク4に相当することになる。

表3. 低木層と草本層の植被率による評価基準

ランク1	5%未満
ランク2	5%～15%未満
ランク3	15%～25%未満
ランク4	25%～35%未満
ランク5	35%以上

## 引用文献

Fujiwara, K., H. Hayashi and A. Miyawaki. 1993. Restoration of natural environment by creation of environmental protection forests in urban areas. *Bull. Inst. Environ. Sci. Technol. Yokohama Natn. Univ.* 19 (1) : 51- 60.

- 原田 洋. 2017a. 環境保全林の自然性評価手法の開発 その2. JISE Newsletter, 77 : 4-5.
- 原田 洋. 2017b. 環境保全林の自然性評価手法の開発 その3. JISE Newsletter, 78 : 4-5.
- 原田 洋・鈴木伸一・林 寿則・目黒伸一・吉野 知明. 2018. 環境を守る森をしらべる. 海青社.
- 原田 洋・矢ヶ崎朋樹. 2018. 常緑植物の評価種による環境保全林の自然性の評価. JISE REPORT, (1) : 17-18.
- 宮脇 昭・藤原一絵・箕輪隆一・村上雄秀. 1981. 富津周辺の植生.
- 宮脇 昭・鈴木邦雄. 1974. 千葉市の植生.
- 宮脇 昭・奥田重俊・藤原一絵・大山弘子・山田 政幸. 1977. 千葉県佐倉市の植生.
- 手塚映男・奥田重俊. 1963. 房総半島における暖帯林植生の研究 (1) 笠森寺シイ林の群落構造. 千葉大臨海研報告 4 : 40-50.

# 環境保全林の生長過程について

林 寿則 (IGES 国際生態学センター)

## 1 はじめに

環境保全林は、潜在自然植生の概念と日本の伝統的な「鎮守の森」思想を統合し、その土地固有の植生の主構成樹種を使った本来の森林生態系を回復・再生する手法である（宮脇・藤原・小澤, 1993）。その実践は1970年代当初、民間企業の公害対策、企業緑地の造成などに始まり、近年は大人から子供まで参加できる植樹祭の形で日本国内のみならず東南アジアやアフリカ大陸など世界各国で展開されている（宮脇, 2010）。

日本国内で初期に造成された横浜国立大学の環境保全林は植樹から42年が経過した。樹高20m前後に生長した常緑広葉樹により樹冠が形成され、環境を保全する働き（気温緩和機能、防風・防火・減音機能等）を發揮している。しかし、環境保全林の種の多様性や階層構造の発達に関する議論等を含め、質的・構造的側面からの評価手法は確立されていない。

原田（2017）は、環境保全林の生長過程を評価する手法として、植栽後約50～60年経過した環境保全林を「仮想的飽和環境保全林」とし、これを環境保全林の成熟した到達目標と位置付け、構造面（伸長生長及び肥大生長）や種構成を評価することを提案している。環境保全林の生長動態を把握するため、一般には方形区を設定してその中に生育する個体の樹高及び根元径（または、胸高直径）を定期的に測定する。しかし、長期間にわたって生長調査を継続している事例が少ないことから、ここでは、日本各地の既存データを活用して環境保全林の生長過程を数十年単位で時系列的に整理することを試みた。

## 2 調査の方法

既に公表されている資料（Fujiwara, K., H. Hayashi and A. Miyawaki, 1993；藤原, 1997；林・鈴木・矢ヶ崎, 2013；林ほか, 2017；林・村上・武藤, 2018；本多・島田, 1997；宮内・藤原, 2007；宮脇ほか, 1992；目黒・北村・原田, 2005；長尾・原田, 1995；吉野・武田, 2016）の樹高および根元径のデータから方形区毎の平均値を算出して解析に用いた。但し、一部の平均根元径の値（図2の\*印）は、実際に測定された胸高直径の値を根元直径と胸高直径の相関（Meguro, 2002）に基づいて換算した値を用いた。なお、永久方形区の面積は1×0.5m～20×50mなど様々であり、測定個体数も10本程度の場合や500本を超える場所もある。解析に用いた方形区は北海道から沖縄まで60地点であり、常緑広葉樹を主な構成種とする環境保全林と落葉広葉樹を主たる構成種とする環境保全林が含まれている。

## 3 結果と考察

平均樹高ならびに平均根元径の生長過程について、植樹41年後までの時系列データが整理された（図1、図2）。

植樹から5年を経過した時点で伸長生長が最も著しい方形区は、岡山県内陸部のシラカシを主として植栽された場所で平均樹高は3.3mに達している。その一方で、同一地区の別の方形区では、植樹から3年後に移植された影響で平均樹高は1.1mと最小値を記録している。植樹後10年から15年を経過した方形区では、平均樹高5.0mを超える方形区が複数認められ、横浜市内で11年7ヶ月経過した方形区では、平均樹高6.3mとなって

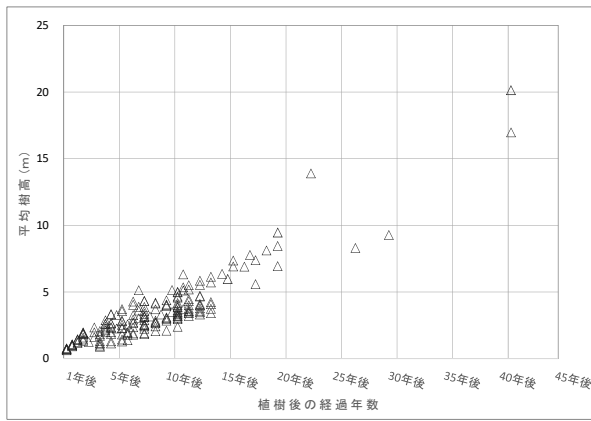


図1. 環境保全林の植樹後の経過年数と平均樹高の推移

いる。植栽から15年以降の測定値は多くないが、植栽後20年で9.5 m、23年で13.9 mなどの平均樹高の値が算出されている。なお、最も古い植樹地の記録としては、植樹から41年を経過した横浜市内の環境保全林で生長の良好な高木種の平均樹高が20.1 mに達している事例がある（原田・矢ヶ崎，調査）。樹高の生長過程では、この横浜市内の方形区が良好な経過を辿っており、植栽後7年8ヶ月で平均樹高5.1 m、11年7ヶ月で6.3 m、20年で9.4 m、41年で20.1 mとなっている。また、九州の植栽地では、植樹23年後に平均樹高13.9 mが記録されている。

平均根元径では、植樹から5年6ヶ月後に44.8mmに肥大している東北地方太平洋側北限付近に植栽された常緑広葉樹を主とした方形区や6年4か月後に55.2mmに達した沖縄の方形区などがある。しかし、植樹6年後でも26.9mmに留まっている岡山県の移植地のケース（前出）も認められた。また、東北地方に造成された落葉広葉樹による環境保全林では、植樹11年目の平均根元径が84.1mmの最大値を示す方形区がある一方で、同地域の別の方形区では42.8mmの最小値を示す立地も存在しており、植樹地の土地的な環境条件が苗木の生長に大きな影響を与えている可能性が示唆された。

図2の中で最も古い根元径の実測値（○印）は、植樹後14年経過した東北地方の環境保全林の複数の調査区の記録で、その平均根元径は54.1～95.9mmの範囲にある。また、実測した胸高直径から換算した値の中では（\*印）、植樹から41年を経過した横浜市内の環境保全林において447.4mm

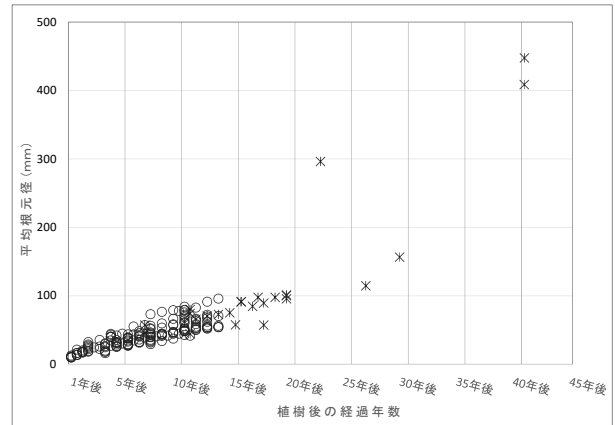


図2. 環境保全林の植樹後の経過年数と平均根元径の推移（\*：胸高直径から換算）

の値が算出されている。

以上の経過から、植樹から5年を経過した時点で平均樹高が3 m程度、平均根元径は30～40mm、また、植樹後10年で平均樹高4～5 m、平均根元径60～70mm程度に生長していれば、相対的に良好な生育過程を示していると判断される。一方、植樹から5年経過しても平均樹高1 m程度、植樹後10年経過しても平均樹高3 m以下の場合は、樹高の伸長生長が相対的に不良と評価される。なお、樹高の伸長、根元直径の肥大ともに生長し続けることはなく、ある値で飽和状態となることが予想される。

## 4 | 今後の課題

環境保全林の生長を比較・評価するために活用できるデータ（特に、植樹後15年以降の樹高、根元径、胸高直径に関するデータ）が少ないため、各地のデータを蓄積する必要がある。なお、根元径の測定では、樹木の生長に伴って根元が不定型に肥大して正確な計測が困難になってくることから、一定期間以降は、胸高直径（実測値）による比較に切り替えるなどの対応が必要である。

また、樹種および植栽立地と生長特性の解明を目的として、以下の項目に分類して整理することも検討する。

- (1) ヤブツバキクラス域に植栽された常緑広葉樹環境保全林とブナクラス域の落葉広葉樹環境保全林との比較。
- (2) 常緑樹林域の主木となるシイ類・タブノキ・カシ類、落葉樹林域のブナ・ミズナラ・カエデ属・サクラ属など植栽割合が高いと考えら

れる主要樹種ごとの解析。

(3) 植栽地の立地環境(平坦地/斜面、切土/盛土、  
土壌条件の違いなど)と生長過程の関係。

なお、環境保全林の評価手法については、原田  
洋 IGES 国際生態学センター シニアフェローに  
御指導をいただき感謝申し上げます。

## 引用文献

- Fujiwara, K., H. Hayashi and A. Miyawaki.  
1993. Restoration of Natural Environment by  
Creation of Environmental Protection Forests  
in Urban Areas. *Bull. Inst. Environ. Sci.  
Technol. Yokohama Natn. Univ*, 19 (1) : 51-60.
- 藤原一繪. 1997. 日本列島の環境保全林形成によ  
る緑化・回復に関する植生生態学的研究. 平成  
6年度～平成8年度 科学研究費補助金(基盤  
研究(B)(2))研究成果報告書:1-266. 横浜  
国立大学環境科学研究センター植生学研究室.
- 原田 洋. 2017. 環境保全林の自然性評価手法の  
開発 その2. JISE Newsletter, 77 : 4-5.
- 林 寿則・鈴木伸一・矢ヶ崎朋樹. 2013. 箱根ポー  
ラ美術館に植栽された広葉樹 15 種の 11 年間の  
生長動態. 生態環境研究, 20 (1) : 25-35.
- 林 寿則・桜井光雄・金澤 厚・旭 誠司.  
2017. 太平洋側北限付近に植栽されたタブノキ  
ポット苗の初期生長動態. 生態環境研究, 24(1):  
9-15.
- 林 寿則・村上雄秀・武藤一巳. 2018. 静岡県  
富士市に植栽された環境保全林の生長とその評  
価. 生態環境研究, 25 (1) 印刷中.
- 本多嘉明・島田直明. 1997. 環境保全林生長デー  
タベース. 平成6年度～平成8年度 科学研究  
費補助金(基盤研究(B)(2))研究成果報告書:  
299-361. 横浜国立大学環境科学研究センター植  
生学研究室.
- 宮内大策・藤原一繪. 2007. 照葉樹環境保全林に  
おける二酸化炭素固定量に関する研究. 環境情  
報科学論文集 21, 69-74.
- 宮脇 昭・藤原一繪・大野啓一・林 寿則.  
1992. 岡山県「健康の森」の植生. 85pp. 岡山県.  
宮脇 昭・藤原一繪・小澤正明. 1993. ふるさと  
の木によるふるさとの森づくり. 横浜国立大学  
環境科学研究センター紀要, 19 (1) : 73-107.
- 宮脇 昭. 2010. 三本の植樹から森は生まれる.  
219pp. 祥伝社.
- Meguro, S. 2002. Macrodynamic growth  
behavior of reforestation in Southeast Asia  
after the initial 10 years. *Eco-habitat*, 9 (1) :  
129-134.
- 目黒伸一・北村知洋・原田 洋. 2005. 環境保全  
林の間伐による生長動態とその評価. 生態環境  
研究 12 (1) : 1-10.
- 長尾忠泰・原田 洋. 1995. 都市における環境保  
全林のリターフォールについて. 生態環境研究,  
2 (1) : 19-24.
- 吉野知明・武田 進. 2016. 幼苗植栽技術で創出  
した樹林における自然間引き. 自然環境復元研  
究, 8 (1) : 43-49.

# 「日本植生誌」から読めること その2

原田 洋 (IGES 国際生態学センター)・尾崎光彦 (IGES 国際生態学センター)

## 1 はじめに

「日本植生誌」の中の屋久島と沖縄・小笠原を除く8地域の植生誌(宮脇, 1981~1988)を利用し、地域ごとの群集・群落数(以下群落数とする)を比較し、考察を加えた。群団レベルでの地域間の類似性や相違性については原田・林(2018a)で、現存植生図や潜在自然植生図の凡例から読めることについてはすでに報告済みである(原田・林, 2018b; 2018c)。

## 2 地方ごとの群落数の比較

8地域(北海道、東北、関東、中部、近畿、中国、四国、九州)における群落数は中部が292個と最多で、次いで関東、近畿が続いている。これは潜在自然植生図の凡例数が多いことと同様の理由であろう。標高差が大きいこと、起伏に富んでいること、太平洋側と日本海側の両方の気候帯に位置していることなど環境の複雑性によるものとしている(原田・林, 2018c)。東北、中国、四国、九州は213~224個の範囲にありほぼ同数となっている。北海道は中部や関東より100個ほど、他の地域より50~70個少ない。その原因はヤブツバキクラス域が存在しないことによるものである(表1)。

ヤブツバキクラス域の群落数は近畿以西の4地域では166~185個あり、関東の153個、中部の140個より30個ほど多くなっている。東北はヤブツバキクラス域の北限に位置するため、その数は27個と少ない。

北日本ではブナクラス域の占める面積が広いことを反映して、東北で171個、北海道で149個となり、関東や中部の1.5倍、近畿以西4地域の3

~4倍の数になっている(表1)。

コケモモ-トウヒクラス域での群落数は中部の57個が最多で、北海道の37個、東北の26個と続く。近畿では11個、四国で8個あるだけで、中国と九州では欠落している。代償植生は関東から四国では2~3個あるだけで、北海道と東北ではまったく存在していない(表1)。

表1. 各地域におけるクラス域ごとの自然植生と代償植生の群落数「日本植生誌」(宮脇編, 1981-1988)より算出

	北海道	東北	関東	中部	近畿	中国	四国	九州
<b>ヤブツバキクラス域</b>								
自然植生	0	10	77	72	98	103	96	97
代償植生	0	17	76	68	87	77	70	75
計	0	27	153	140	185	180	166	172
<b>ブナクラス域</b>								
自然植生	112	126	72	68	39	29	27	33
代償植生	37	45	24	27	14	11	15	8
計	149	171	96	95	53	40	42	41
<b>コケモモ-トウヒクラス域*</b>								
自然植生	37	26	22	54	9	0	6	0
代償植生	0	0	2	3	2	0	2	0
計	37	26	24	57	11	0	8	0
自然植生 計	149	162	171	194	146	132	129	130
代償植生 計	37	62	102	98	103	88	87	83
合計	186	224	273	292	249	220	216	213

\* コマクサーイワツメクサクラス域を含む

## 3 自然植生と代償植生の群落数の比較

いずれの地方においても合計数では代償植生より自然植生のほうが群落数が多く、両者の割合は1.4倍以上の開きがある。自然植生の群落数の割合が高いのは、北海道と東北で、関東以西はほぼ同じ割合となっている(図1)。

北海道や東北で自然植生の群落数が多いということは、それらの地域に多様な自然が残されているといえよう。人間による開発の時期が早く、長く継続されてきたところや、人口が集中しているところは自然植生の群落の占める割合が低くなっている。

北海道の代償植生は37個で、東北の半分、関東や中部、近畿の1/3にすぎない。自然植生の群落数からいえば北海道の149個は、近畿の146個とほぼ同数であるが、代償植生の群落数に大きな開きがあり、北海道は他の地方と比較して特異な植生を形成していることになる。

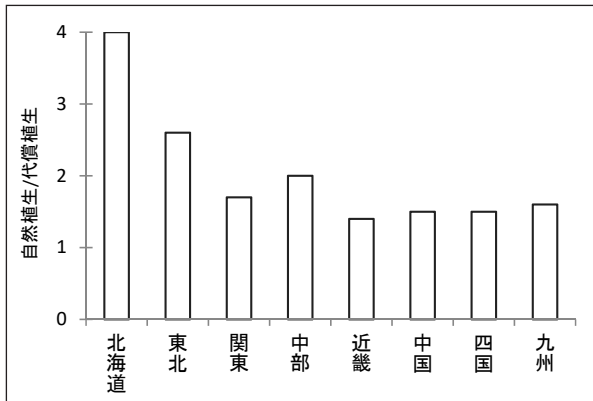


図1. 自然植生と代償植生の群落数の比較 (自然植生 / 代償植生)

#### 4 ヤブツバキクラス高木林の群落の特性

群落数は東北と関東で5～7群落、近畿以西～九州が15～18群落、中部がそれらの中間の12群落である(表2)。

そのなかで1地方だけからしか出現していないのは、関東のユズリハ-ヤマグルマ群集、中部のオオバジャノヒゲ-アラカシ群集、中国のナメノキ-アラカシ群集、四国のカゴノキ群集やヒメクロモジ-スギ群集など3群落、九州のシイモチ-シリブカガシ群集、ミヤマシキミ-アカガシ群集などの5群落である。これらは各地域を特徴づけるヤブツバキクラス高木林といえる(表2)。

東北や近畿にはその地域独特のヤブツバキクラス高木林が存在しない。また、関東の1群集も伊豆七島に特有なものなので、関東地方を特徴づけているとはいえない。伊豆七島という島嶼を除くと、近畿以東に分布している1地方だけの群落は中部のオオバジャノヒゲ-アラカシ群集だけである。

ヤブツバキクラス高木林は近畿以西の西日本が本場といえる。西日本に分布の中心をおく群落が環境に対応して中部まで、関東まで、東北までと東日本に分布を拡大しているといえる。例えば、ホソバカナワラビ-スダジイ群集が関東まで、ミ

表2. ヤブツバキクラス高木林の分布状況

群落名	地域							
	北海道	東北	関東	中部	近畿	中国	四国	九州
ヤブコウジ-スダジイ群集		○	○	○	○	○	○	○
イロハモミジ-ケヤキ群集		○	○	○	○	○	○	○
シラカシ群集		○	○	○	○	○	○	○
イノデ-タブノキ群集		○	○	○	○	○		○
シキミ-モミ群集		○	○	○	○	○		
ホソバカナワラビ-スダジイ群集		○	○	○	○	○	○	○
ユズリハ-ヤマグルマ群集			○					
ミズバイ-スダジイ群集				○	○	○	○	○
ルリミノキ-イチイガシ群集				○	○	○	○	○
カナメチ-コジイ群集				○	○	○	○	○
ヒメアオキ-ウラジロガシ群集				○	○	○		
アブラヤシ-ホソバタブ群集				○	○	○		
オオバジャノヒゲ-アラカシ群集				○				
ムサシアブミ-タブノキ群集					○	○	○	○
ツクバネガシ-シラカシ群集					○	○	○	○
ホルトノキ群集*					○		○	○
トガサワラ群集					○		○	
コガクウツギ-モミ群集						○	○	○
ナンテン-アラカシ群集						○	○	
ナナメノキ-アラカシ群集						○		
イスノキ-ウラジロガシ群集							○	○
アコウ-タブノキ群集							○	○
カゴノキ群集							○	○
ヒメクロモジ-スギ群集							○	○
ウラジロガシ群集							○	
シイモチ-シリブカガシ群集								○
ミヤマシキミ-アカガシ群集								○
ヤマヤブソテツ-タブノキ群集								○
クチナシ-スダジイ群集								○
コウヤマキ群集								○
群落数	0	5	7	12	15	16	18	17

\*九州のホルトノキ群集は、近畿や四国のホルトノキ群集と同一のものとしてまとめてある

ズバイ-スダジイ群集やルリミノキ-イチイガシ群集が中部まで、ムサシアブミ-タブノキ群集やツクバネガシ-シラカシ群集が近畿までという具合である。

しかし東北まで広く分布している群落が、近畿以西で欠けている地域もある。東北以西に広く分布しているイノデ-タブノキ群集が四国で、シキミ-モミ群集が四国と九州で、シラカシ群集が九州で欠落している。

#### 5 ヤブツバキクラス高木林の群落の類似性

表2から群落レベルにおける地域間の類似性を求めてまとめたのが図2である。類似度は  $QC = 2c/(a+b)$  で得られる Sørensen の類似係数を百分率で表示している。a と b はそれぞれの地域の群落数、c は比較する2地域に共通する群落数である。

全般的に東北から中国、四国までは類似性が高いといえる。特に東北と関東間、中部と近畿間、近畿と中国間の類似性が高い。一方、九州と中国間や九州と四国間の類似性が低い。因みに関東と



九州間では 33.3、東北と九州間では 27.3 と一段と類似性は低下している。

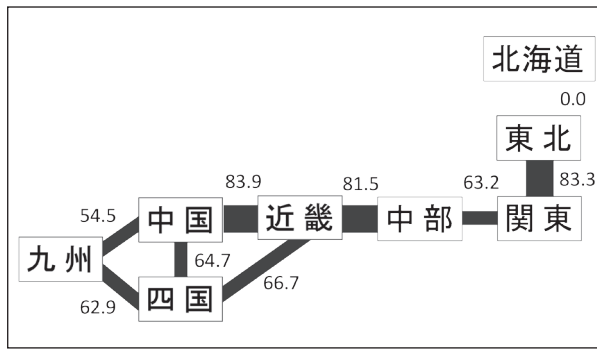


図 2. ヤブツバキクラス高木林の群集・群落レベルでの地域間の類似性

## 6 | ブナクラス域の高木自然林の群落数の比較

ブナクラス域の高木林を形成する自然林には 90 個以上の群集・群落が存在している。その中から 2 地域以上に分布している植生をまとめたのが表 3 である。例えば、北海道には 14 個の群落単位があるが、北海道以外の地域にも分布しているのは 4 個あることを示している。ハンノキ-ヤチダモ群集は東北、関東、中部にも、ヤマタイミンガサ-サワグルミ群集は東北、関東にも同じ群落が分布していることを意味している。

群落数は中部の 35 個が最多で、関東の 25 個、近畿の 23 個がこれに次いでいる。四国は 7 個と最少である。ブナクラス域の中核を占める北海道や東北で群落数が多くなるわけではない。中部ではツガ林、ウラジロモミ林、ヒノキ林、サワラ林、アスナロ林などの常緑針葉樹林が分布し、これらは他の地域には存在しない独自の群集を形成していることが原因であろう。

表 3 には 35 群落に掲載されている。このうちケヤキ林で代表される溪谷林が 5 群落、サワグルミ林やシオジ林の溪畔林が 9 群落、ハルニレ林やハンノキ林の湿性林が 6 群落あり、これらを合計すると 20 群落となり、35 群落中の 57% を占めることになる。中性立地に成立するブナ林や乾性立地の針葉樹林に比較して、標高の高いところの水際は多様な自然林が分布しているといえよう。

表 3. ブナクラス域の高木自然林の群集・群落の分布状況 2 地域以上に分布しているものに限定してある

群落名	地域								
	北海道	東北	関東	中部	近畿	中国	四国	九州	
△ ハンノキ-ヤチダモ群集	○	○	○	○					
○ ヤマタイミンガサ-サワグルミ群集	○	○	○						
△ ミヤマベニシダ-ヤチダモ群集	○	○							
エゾイタヤ-シナノキ群集	○	○							
□ チャボガヤ-ケヤキ群集		○	○	○	○	○			
○ ジュウモンジシダ-サワグルミ群集		○	○	○	○	○	○		
ヒメアオキ-ブナ群集		○	○	○	○	○			
ブナ-イヌブナ群集		○	○	○	○	○			
アカミノヌツゲ-クロベ群集		○	○	○	○	○			
○ タマアジサイ-フサザクラ群集		○	○	○	○	○			
△ ハルニレ群集		○	○	○	○	○			
マルバマンサク-ブナ群集		○	○						
□ タマブキ-ケヤキ群集		○	○						
エゾイタヤ-ケヤキ群集		○			○				
コカンスゲ-ツガ群集			○	○	○				
□ アブラチャン-ケヤキ群集			○	○	○	○			
○ イワボタン-シオジ群集			○	○	○	○			
ヤマボウシ-ブナ群集			○	○	○	○			
シノブカグマ-ヒノキ群集			○	○	○	○			
□ オオモミジ-ケヤキ群集			○	○	○	○			
△ オニヒヨウタンボク-ハルニレ群集			○	○	○	○			
△ クロツバラ-ハンノキ群集			○	○	○	○			
イワナンテン-ヤマグルマ群集			○			○			
シラキ-ブナ群集				○	○		○	○	
コハクウンボク-イヌブナ群集				○	○		○	○	
○ ヤハズアジサイ-サワグルミ群集				○	○		○	○	
クロモジ-ブナ群集				○	○		○		
チャボガヤ-イヌブナ群集				○	○		○		
△ マアザミ-ハンノキ群集				○	○		○		
□ ミヤマクマワラビ-ケヤキ群集				○	○				
○ ミヤマクマワラビ-シオジ群集				○				○	
○ ミズタビラコ-シオジ群集					○	○			
○ バイカウツギ-フサザクラ群落					○	○			
○ ガクウツギ-フサザクラ群落					○		○		
アケボノツツジ-ツガ群集								○	○
群落数	14	18	25	35	23	15	7	14	

□ 溪谷林 ○ 溪畔林 △ 湿性林

## 引用文献

- 原田 洋・林 寿則. 2018a. 「日本植生誌」から読めること. JISE REPORT, (1) : 11-14.
- 原田 洋・林 寿則. 2018b. 現存植生図の凡例から読めること. JISE REPORT, (1) : 15-16.
- 原田 洋・林 寿則. 2018c. 潜在自然植生図の凡例から読めること. JISE Newsletter, 79 : 4-5.
- 宮脇 昭 (編). 1981 - 1988. 日本植生誌. 第 2 巻～第 9 巻. 至文堂.

# 「環境保全林の種組成の回復を阻害しているのは林床に厚く堆積した未分解の落葉ではないか」という仮説

原田 洋 (IGES 国際生態学センター)・林 寿則 (IGES 国際生態学センター)

国際生態学センターが発行している Newsletter 第 17 号に「環境保全林を間伐するメリットは？」という小論を書いたことがある (原田, 1997)。その最後のまとめのところで「間伐そのものより林床に厚く堆積し、他の植物の侵入を阻害しているリター (落葉) のほうが環境保全林の管理としては問題ではないか」と指摘した。その後、特に提言もしていないので、何かの参考にでもなればと思いこのような仮説を提案した次第である。

横浜市の標高 60 m の台地にある横浜国立大学の構内には、40 年ほど前の 1976 年 5 月に 1 m 前後のポット苗を植栽したところがある。現在では樹高 20 m を超える個体もあり、遠くから見るとこんもりとした樹林を形成している。環境保全林と呼ばれる照葉樹の人工林である。樹林の高木層の発達具合は自然林と類似し、その差は小さいが、林内に生育している植物は自然林に比べて種数が少なく、多様性は決して高くはない。

植栽後 17 年が経過した時点での植生調査資料がある (藤間ほか, 1994)。これによると、ヤブツバキクラスの種が 13 種、導入や分布域外の常緑植物が 4 種出現している (表 1)。それから 24 年が経過した 2017 年 5 月の調査 (原田・矢ヶ崎, 未発表) によると、ヤブツバキクラスの種が 14 種、導入や分布域外の常緑植物が 5 種と種数に関してはほとんど変動は認められなかった。表 1 にみられるように 4 種が消失し、6 種が新たに侵入しているだけの違いである。

24 年の間には鳥類により相当量の種子が運ばれてきたことであろうに、植物の種数が増えないのは何らかの原因で運ばれてきた種子が発芽・定着できなかったことを意味している。単に時間軸だけで環境保全林を評価しようとする問題点が示唆される。

表 1. 横浜国立大学の環境保全林の種組成の比較  
17 年生時と 41 年生時

植 生	17 年生 * *	41 年生
ヤブツバキクラスの種		
タブノキ	○	○
アラカシ	○	○
シラカシ	○	○
ヤブツバキ	○	○
アオキ	○	○
ヤツデ	○	○
トベラ	○	○
マサキ	○	○
キヅタ	○	○
ジャノヒゲ*	○	○
ネズミモチ	○	
ヒサカキ	○	
マンリョウ	○	
スダジイ		○
モチノキ		○
サネカズラ		○
ヤブラン		○
導入や分布域外の常緑植物		
クスノキ	○	○
サザンカ	○	○
シュロ	○	○
ナンテン	○	
サンゴジュ		○
モッコク		○
ヤブツバキクラスの種数	13	14
導入や分布域外の種数	4	5

\* ナガバジャノヒゲを含む

\* \* 藤間ほか, 1994

種数が変動していない原因は、林床に堆積した過剰な落葉ではないかとして仮説を立ててみた。川崎市東扇島の埋立地にある火力発電所構内にも横浜と同様な手法で造成された環境保全林がある。ここで1995年から2001年までの11年生時から17年生時の落葉量を測定した資料がある(長尾ほか, 2003)。なお、ここでいう年生とはポット苗植栽後の年数を指している。この間の年間落葉量は、haあたり4.9~6.0 tonで、平均5.3tonとなっている。

横浜の環境保全林では18年生時で6.1ton、19年生時で7.0 ton、20年生時で6.0 tonとなり、3年間の平均は6.4 tonであった。川崎と横浜の15年生から20年生の環境保全林の年間落葉量の平均は6.0tonとなっている。

一方、自然林ではどうかというと、宮崎県綾の照葉樹林では4.5tonと5.2ton(佐藤ほか, 1995)、徳島市のタブノキ林では4.4tonと5.2ton(上田・堤, 1977)、熊本市のコジイ林では3.0~3.8ton(只木・香川, 1968; 只木, 1995; 佐藤ほか, 1993)である。環境保全林では自然林より1 ton以上も年間落葉量が多いことになる。

林床に堆積した落葉の年間分解率は50~60%なので(図1)、落葉が分解しきれずに厚く堆積することになる。何層にも重なりあった落葉が、ふかふかしたクッションを形成している。鳥に運ばれてきた種子が、このクッションの間に閉じ込められると、発芽や発根しても、特に根が土壤に届く前に種子の中の栄養分を使い果たしてしまい、養分不足で枯死してしまう。土壤から養分を吸収するため速く落葉層の下の土壤まで根を伸ばす必要がある。種子が小さいほど落葉が障害物となり、発芽や発根の伸長に影響を受けやすい。

アラカシやシラカシのようなドングリは、大きな種子の中に多くの栄養分を貯蔵しているため、

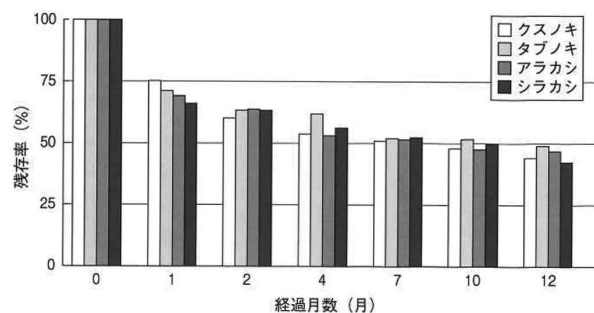


図1. 横浜における常緑広葉4種の年間分解過程 (小滝・原田 1997 改変)

ふかふかの落葉の間で発芽・発根しても、種子の中の豊富な栄養分を使用して土壤まで伸長することが可能である。その結果、写真1のような植栽木の实生をみることができる。

未分解の常緑落葉が厚く堆積することで、運ばれてきた植物の種子の発芽・発根を妨げ、植物の定着を阻害し、強いては環境保全林の種多様性の発達を妨害しているのではないか、というのが仮説である。

では冬に落葉広葉が多量に堆積する落葉広葉樹からなる雑木林に、多様な植物が生育しているのはどう説明すればよいだろうか。雑木林の主要構成種であるコナラやクヌギもカシ類と同様に大きなドングリを实らせる。しかし、常緑広葉樹とは異なり、秋には褐色に紅葉し、冬にはすべての葉を落下させる。クヌギでは一部の枯葉が落下せずに枝に残ることがあるが、その量はきわめて少ない。岡山市の40年生のコナラ林での4年間の落葉量は、4.6~5.2tonで平均4.8 ton(西村ほか, 1992)で、常緑広葉樹林と同じくらいである。しかし、このコナラ林の落葉量は他に比べて多いほうで、岩手県、埼玉県、京都府、岡山県、島根県などの例では、2.4~4.3tonで、平均3.3 tonとなっている(西村ほか, 1992)。常緑広葉樹林のほうが落葉量は多く、さらにはその分解が遅いところが問題である。

成熟したコナラ林で、低木層を除去した区と、低木層とリター層を除去した区の2つの処理区と無処理区を設けて、コナラ実生の発生について調べた研究がある(西村, 1991)。実生の発生数はリターも除去した処理区で最も多いという結果であった。コナラの種子も栄養分を多量に含んだ大きなドングリである。それでも落葉が堆積しすぎ



写真1. アラカシの実生

ていると、実生が発生しにくくなっている。

常緑広葉のタブノキと落葉広葉のオオシマザクラの季節の違いによる葉の分解実験を行ったことがある(木村・原田, 2003)。夏季、秋季、冬季の3期にそれぞれ8週間ずつ測定した。タブノキの8週間後の重量残存率は、夏季で54.7%、秋季で69.3%、冬季で89.5%であったのに対し、オオシマザクラは夏季で12.5%、秋季で46.2%、冬季で68.5%となった。なお、数値は残存率であることに注意していただきたい。

いずれの季節でもタブノキよりオオシマザクラのほうが分解が促進しているといえる。さらに気温の高い夏季で分解が大きく進み、低温の冬季では分解率が小さいことを示している。また、タブノキ、クスノキ、シラカシ、アラカシの常緑広葉4種の年間分解率は、50.9～57.8%であった(小滝・原田, 1997)。

常緑広葉は林床に長い間堆積しているが、落葉広葉は分解が促進されるため、いつまでも厚く未分解の落葉が堆積していることは少ない。その結果、小さい種子の植物も定着できるようになり、種多様性が高まることになる。

雑木林の維持・管理の特徴に「落ち葉かき」がある。林床に落葉が堆積する冬に、その落葉をかき集めて保存し、堆肥の材料として使用していた。1960年代までは、この堆肥が農作物の主要な肥料であった。その後、合成肥料が使用されるようになってからは落葉の利用価値は低下していったが、今日でも有機農法を行う上では重要な原料となっている。

定期的に落葉を除去したり、薪炭材として間伐されることで雑木林の種多様性が維持されてきたことを考えると、常緑広葉樹人工林の環境保全林も落葉の管理を検討してみるべきである。

以上の仮説を検証するため次のような実験を推奨したい。林床に1㎡の方形枠を10個設置し、5個の方形枠内の落葉はそれぞれ半分ほど除去する。残りの5個はすべての落葉を除去する。定期的に未処理、半分除去、全部除去の各方形枠内に侵入した植物を調べる。こうして仮説の検証を行

えば、環境保全林の落葉の管理の指針にもなる。

## 引用文献

- 原田 洋. 1997. 環境保全林を間伐するメリットは?. JISE Newsletter, 17: 5-6.
- 木村紀之・原田 洋. 2003. 環境保全林における落葉の分解. 生態環境研究, 10 (1): 17-26.
- 小滝愛子・原田 洋. 1997. 都市林における落葉の分解に関する予備的研究(Ⅱ). 春夏秋冬, (17): 1-10.
- 長尾忠泰・原田 洋・目黒伸一. 2003. 埋立地に造成された照葉樹環境保全林のリターフォール量の年変動と季節変化. 森林立地, 45 (1): 7-12.
- 西村尚之・白石高子・山本進一・千葉喬三. 1991. 都市近郊コナラ林の構造と動態(Ⅱ). 日本緑化工学会誌, 16 (4): 31-36.
- 西村尚之・山本進一・千葉喬三. 1992. 都市近郊コナラ林の構造と動態(Ⅲ). 日本緑化工学会誌, 18 (2): 95-103.
- 佐藤 保・小南陽亮・新山 馨. 1995. 綾常緑広葉樹林のリターフォール量と林床のリター現存量について. 日本林学会九州支部論文集, 48: 167-168.
- 佐藤 保・竹下慶子・上中作次郎. 1993. 攪乱を伴ったコジイ壮齢林におけるリターフォールの季節変化と養分還元量について. 日本林学会論文集, 104: 581-584.
- 只木良也. 1995. 立木密度の違うコジイ幼齢林の構造と物質生産. 名古屋大学演習林報告, 14: 1-24.
- 只木良也・香川照雄. 1968. 森林の生産構造に関する研究(Ⅷ) コジイほか2, 3の落葉枝量の季節変化. 日本林学会誌, 50: 7-13.
- 藤間熙子・石井 茂・藤原一絵. 1994. 横浜国立大学キャンパスの現存植生. 横浜国立大学環境科学研究センター紀要, 20: 31-96.
- 上田晋之助・堤 利夫. 1977. ヒノキ人工林とタブ天然生林のリターフォールについて. 京都大学演習林報告, 49: 30-40.

# JISE REPORT No.2

---

2019年3月5日印刷

2019年3月11日発行

発行：公益財団法人地球環境戦略研究機関国際生態学センター：IGES-JISE

<http://www.jise.jp> ; E-mail: [ecoinfom@jise.jp](mailto:ecoinfom@jise.jp)

〒222-0033 神奈川県横浜市港北区新横浜 2-14-27

新横浜第一ビルディング 3階

TEL: 045-548-6270 FAX : 045-472-8810

印刷：株式会社彩流工房

〒231-0862 神奈川県横浜市中区山手町 24-11 徳永山手ビル 201号

TEL : 045-222-7611 FAX : 045-222-7612

---

