

平成 30 年度 博士学位論文

関東以西の太平洋沿岸域における
広葉樹海岸林の成立要因に関する研究

東京都市大学大学院環境情報学研究科

1593102 中島有美子

— 目次 —

第 1 章 序論	1
1 節 研究背景	1
1.1.1 我が国の海岸林の現状と課題	1
1.1.2 クロマツの海岸林へ侵入した広葉樹の活用	2
2 節 研究小史	3
1.2.1 海岸砂丘の植生	3
1.2.2 マツ枯れ跡地の海岸林への広葉樹の侵入	4
1.2.3 海岸砂丘地における広葉樹の生育の制限要因	5
1.2.4 クロマツの海岸林の土壌化と広葉樹の生育	6
1.2.5 広葉樹海岸林の樹高	7
3 節 本研究の着眼点と目的	9
1.3.1 本研究の着眼点	9
1.3.3 本研究の目的	10
4 節 本研究の構成	11
5 節 用語の定義等	13
1.5.1 用語の定義	13
1.5.2 植物名	14
1.5.3 樹種区分	16
6 節 研究対象範囲	17
第 2 章 広葉樹の導入が可能な環境条件の解明	18
1 節 広葉樹林の定着が可能な環境条件	18
2.1.1 はじめに	18
2.1.2 方法	18
2.1.3 結果	24
2.1.4 考察	36
2 節 広葉樹の定着と防災林としての樹林形成の条件	38
2.2.1 はじめに	38
2.2.2 方法	38
2.2.3 結果	43
2.2.4 考察	56

第 3 章 広葉樹海岸林の目標林型の設定に向けての 調査解析	60
1 節 広葉樹海岸林の種類・組成と林分構造	60
3.1.1 はじめに	60
3.1.2 調査対象地	61
3.1.3 調査方法	62
3.1.4 調査結果	66
3.1.5 考察	74
2 節 広葉樹海岸林における主要広葉樹各種の空間分布 ..	79
3.2.1 はじめに	79
3.2.2 調査対象地	80
3.2.3 調査方法	81
3.2.4 調査結果	82
3.2.5 考察	93
第 4 章 総合考察	95
1 節 研究成果の総括	95
2 節 総合的な解釈	97
3 節 海岸林の目標林型の設定手法の検討	98
4 節 関東以西の太平洋沿岸域における マツ枯れ後の海岸林の修復の考え方と将来目標 ..	100
4.4.1 マツ枯れ後の海岸林の修復の考え方	100
4.4.2 管理面からみた将来目標の考え方	100
5 節 今後の課題	102
4.5.1 広葉樹海岸林の成立要因に関する課題	102
4.5.3 国内他地域への展開	103

引用文献

謝辞

第1章 序論

1節 研究背景

1.1.1 我が国の海岸林の現状と課題

我が国は国土面積の約4分の3が山地で占められており(環境省 2006), 平地部である沿岸に位置する市町村には, 総人口の約5割が集中している(国土交通省 2006)。一方で沿岸域は飛砂害, 潮風害等による被害をはじめ, 我が国は台風の常襲地帯にあることから高潮が頻発し, 地震多発地帯で津波の来襲も多い(国土交通省 2006)。そのため, 人命や財産を災害から守るとともに, 国土の保全を図るため海岸整備が進められてきた(農林水産省・国土交通省 2015)。

海岸林は我が国では400年以上前から防災を目的に造成されており(村井 1992), 飛砂害, 強風害, 潮風害, 高潮・津波害を軽減する防災的な機能が期待されている(佐々木ら 2013)。また, 近年は生物多様性保全機能, CO₂固定機能, 景観向上機能等も期待されている(中島ら 2011)。

また, 世界自然保護会議(World Conservation Congress)において, 国際自然保護連合(IUCN)は生態系を活用した防災・減災として, Ecosystem-based disaster risk reduction(以下Eco-DRR)の概念を提唱している。Eco-DRRは我が国における巨大地震や気候変動による災害リスクの高まりへの有効な対応策の一つと考えられている(環境省 2016)。海岸林はEco-DRRの国内の参考事例ともなっており(環境省 2016)改めて注目されている。

我が国では江戸時代から, 全国各地で本格的な海岸林の造成がはじまったが, 当初はスギ, ヒノキ, 竹類など30種類を超える植物が試行錯誤的に植えられている。しかし高木性の樹木はクロマツしか残らなかった(小田 2003)とされ, 大部分の海岸林では, 砂地という貧栄養地にも生育でき, 潮風にも強いクロマツが植栽されている(佐々木ら 2013)。

クロマツの海岸林は造成手法が確立されており, 防災林としての機能を果たしてきたが, 現在最大の課題としてマツ材線虫病の問題(佐々木ら 2013)を抱えている。マツ材線虫病は, 我が国最大の森林病虫害であり, 1905年頃に長崎県で発生し, その後全国的に広がった。北海道を除く46都道府県で被害が確認され(林野庁, 2015), 各地の海岸林ではク

ロマツ林の枯損が多発し防災機能の低下が懸念されている。また、防除のためには相当のコストがかかる（森林総合研究所 2014）ことから、地域によっては継続的な維持管理が困難と考えられる。

単一樹種の単純林は、一旦激甚な被害が発生すれば防災林としての機能は一気に低下し、マツ材線虫病以外の病虫害や気象害に対してもリスクが大きい（中村 2016）。海岸林の防災機能の維持のためには、海岸環境下においても良好な生育が認められ、海岸林としての造成技術が確立されたクロマツを確実に育成する必要がある。他方、クロマツという単一樹種で構成される海岸林に由来する脆弱性や、維持管理の費用・労力を、その他の樹種の導入をもって克服していく必要があると考える。

1.1.2 クロマツの海岸林へ侵入した広葉樹の活用

海岸林へのクロマツ以外の樹種の導入方法の一つとして、クロマツの海岸林内に侵入・定着している広葉樹の育成による樹林化が挙げられている（森林総合研究所 2014）。

クロマツ海岸林内への広葉樹の侵入・定着は、各地で確認されている。クロマツ海岸林は、化石燃料の利用が進む以前までは、燃料材等の供給地として実質的には海岸地域での里山の役割を担ってきた（太田 2015）。そのため、松葉掻きにより砂地が維持され、先駆性樹種であるクロマツの樹林が維持されてきた。その後、化石燃料の利用が進み、松葉掻きが行われなくなり（太田 2015）、林内の土壌化が進んだこと、マツ材線虫病でクロマツが消失し、林内の光環境が改善されたことにより、広葉樹の侵入が促進されたものと考えられる。また、太田（2015）は、土砂生産の減少による飛砂の減少を指摘しており、これに伴う飛砂量の減少も広葉樹の侵入・定着の促進に寄与している可能性がある。

広葉樹苗の植栽により海岸林を再生する場合、種によっては安定的な苗木の生産体制が整っていない事や、生育技術が確立されていない事による植栽木の衰弱・枯死等の課題が挙げられる。侵入した広葉樹を利用すれば、これらの課題が一部解決されると考える。また、その育成法が確立できれば、植栽した場合の育成法にも応用できること（森林総合研究所 2014）が期待される。更に、近年懸念される東南海・南海トラフ地震に対する防災・減災対策として、海岸林の防災機能を途切れることな

く持続させるためには、苗木からではなく、現存している高木の広葉樹林を如何に管理していくかを検討することも必要と考える。

しかし、侵入した広葉樹で構成される海岸林は存在するものの、意図的に誘導されたものは少ない。また、天然林を含め、成林した後の海岸林の動態を扱った研究は多くはない(真坂 1997)。侵入した広葉樹等を活用してクロマツ海岸林から広葉樹海岸林への林相転換を図るための方法として、現時点では(森林総合研究所 2014)により現場作業者に向けた指針が示されているが、今後事例が増えることにより見直される可能性があるとされている。

砂丘地における広葉樹林の造成技術については基礎的な情報が不足しており(金子 2012)、造成技術の確立には至っていない(中村 2018)。

海岸林の防災機能を確保するにあたり、目標とする林型は対象とする災害により異なる。我が国の海岸林の主要機能である、飛砂防備機能、防風機能、潮害防備機能に対しては、砂地の樹林化、樹高の確保、林帯幅の確保、適切な密度の維持のいずれかもしくは複数の条件の組み合わせが必要となる(佐々木ら, 2013)。また、津波に対する防災機能を果たす林型についても研究が進められており(ASANO et al.2009, IIMURA et al.2010 等)林帯幅の確保や複層林化等(佐々木ら 2013)の必要性が指摘されている。

自然侵入した広葉樹によって海岸林を造成するためには、造成地の環境条件下で、クロマツの海岸林と同様の防災機能を有した林型に誘導することが可能かを把握しておくことが重要と考える。また、防災機能の継続的確保の観点から、広葉樹林が目標とする林型に達するまでの時間についても検討しておく必要がある。

2節 研究小史

1.2.1 海岸砂丘の植生

我が国の海岸林は一般的に海岸砂丘地に造成される。海岸砂丘では汀線側から内陸側に向けて海塩飛沫、有機物量、砂移動率等の明瞭な勾配が形成されている(Brown 2002)。そしてそれぞれの環境に応じて植生の帯状分布が海岸線と直行するようにみられ、匍匐草類、低木群落、森林というように植生が変化するとされる(Brown 2002)。

我が国においては、汀線側から内陸側に向かって、海浜植生帯、その内陸側に強風や海水の飛沫に耐性のある海岸低木林（福嶋 2017）、さらにその内陸では、暖温帯の沿岸域においてはタブ型林（服部 2011）が成立する。

クロマツ海岸林のマツ枯れ跡地は、従来の海岸砂丘地に生育する植生へと遷移していく可能性も考えられる。しかし、海岸林は人為的に砂丘を固定し安定化を図った後に造成されることが多く、必ずしも海岸砂丘地の植生が再生されるとは限らない。

更に、海岸砂丘は砂丘安定のための工事や海岸林の造成が古くから施行され、自然のままの砂丘形態や植生を残す場所はごくわずかである（福嶋 2017）。現在の海岸林造成地において、従来どのような植生帯が汀線側から内陸側にかけて形成されていたかは不明点が多く、沿岸域における広葉樹林の成立範囲を従来の植生から予測することは困難である。

1.2.2 マツ枯れ跡地の海岸林への広葉樹の侵入

マツ枯れ後の海岸林造成地に成立している植生についてはいくつか報告があり、暖温帯では主に常緑広葉林が確認されている（秋保ら 2013, 山口ら 2008, Taoda 1988, 杉本ら 1989 等）。なお、いずれもタブ型林の構成種として服部(1993)によりタブ型種として挙げられている種が優占して確認されている。

また、マツ枯れによるクロマツ消失からの遷移系列について調査解析した研究によると、マツ枯死木の伐採・搬出作業等の攪乱地からの遷移としては、陽性の草本あるいは木本植物が侵入し、その後ヒサカキ・タブノキ群落へ遷移していくこと(井上 1995)が明らかにされている。また、クロマツが林冠層に残存している状態での遷移としては、オオシマザクラが侵入したのちに、タブノキ、モチノキ等の常緑広葉樹が侵入し、クロマツの樹冠層下まで生長していることが確認されている(山口ら 2008)。これらは陽樹から陰樹へと遷移が進む一般的な植生遷移といえる。

一方で、一般的な植生遷移が確認されない海岸林造成地も存在する。Taoda(1988), 杉本ら(1989)は、ひとつの連続した海岸林内においても、タブ型林の構成樹種を主体とする広葉樹林へ遷移する箇所と、クロマツの天然更新が進む箇所に遷移の方向性が分かれることも確認されている。

また、寺本ら(2007)は、鹿児島県吹上浜のマツ枯れ跡地において、前砂丘頂部から内陸側に向かって300m付近までは草本・低木種に主に出現が限定され、高木樹林は回復していないことを確認している。

前述したように、我が国において海岸林は、砂丘地を人為的に安定させ、樹木を植栽しながら造成してきたという経緯がある。先駆性のクロマツから遷移後期種の広葉樹へと林相が変化するという、一般的な遷移の概念をもって議論を進めることが適切であるのか疑問な点も指摘されている(河崎ら 1984)。

海岸からの飛来塩分等の環境圧が広葉樹の生育の制限要因となる(後述)ことから、立地条件により遷移の方向や速度が変化することが考えられるが、これらについて詳細に調査した研究はほとんどみられない。

また、人工林の広葉樹林化技術の確立に向けては、海岸林以外でもスギやヒノキ等の人工針葉樹林を対象に、広葉樹の侵入や定着に与える要因についての研究が進められている(新山ら 2010, 島田ら 2006, 杉田ら 2003等)。人工林への高木性広葉樹の侵入に影響する要因としては、種子の散布に関わる要因、光や林地の状態等、定着場所に関わる要因(島田ら 2010)、林床植生(花田ら 2006)や、動物による種子散布による影響(Miyaki et al.1988)等が指摘されている。

海岸林においても、種子供給源やマツ枯れの進行との関係性等(秋保ら 2013, 山口ら 2008)、スギ・ヒノキ等の人工針葉樹林を対象とした研究で得られている知見に共通する傾向が確認されつつある。

一方、沿岸域は飛来塩分、飛砂等の影響も広葉樹林の成林への制限要因として、既往研究で明らかになっている環境要因と複合的に作用していると考えられる。しかし、沿岸域特有の要因と広葉樹林の成林に着目した研究はほとんどみられない。

1.2.3 海岸砂丘地における広葉樹の生育の制限要因

海岸林の主な造成地となる海岸砂丘地における、広葉樹の生育への制限要因としては、飛来塩分、飛砂、貧栄養土壌等の影響が指摘されており(村井 1992)、各要因が広葉樹の生育に与える影響に着目した研究が進められている。

海からの飛来塩分と木本類の種類・組成や生長に着目した研究はいくつか報告されている。Griffiths(2006)は北アメリカの沿岸砂地において、飛来塩分と土壌塩分及び土壌水分が、競合的に優勢な種の侵入及び木本類の生長を制限し、低木種からなる樹林の維持に影響を与えることを明らかにしている。また、倉内(1956)や沖中ら(1986)は、樹種によって飛来塩分の葉内への侵入量が異なることを明らかにしており、倉内(1956)は、広葉樹の海岸林内の塩分の到達量の少ない環境では、葉内に塩分の侵入しやすいイヌビワやエノキ等が優占し、塩分の到達量の多い環境では葉内に塩分の侵入しにくいヒメユズリハやヤブニッケイ等が優占することを明らかにしている。その他、緑化樹木として単木で植栽された個体が潮風により生育不良になることや、被害の程度は汀線からの距離や樹種により異なることも報告されている（沖中ら 1984a, 沖中ら 1984b, 沖中ら 1989 等）。

飛来塩分その他、飛砂が広葉樹の生育に影響を与えることも指摘されている。高谷ら(1993)は宮崎県の沿岸に植栽された緑化樹木の衰弱は塩害ではなく飛砂害によるものと指摘している。また、猿田ら(2018)は苗木に対して飛砂と塩分の暴露実験を行い、飛砂と塩分が複合的に作用し樹木の生長を抑制している可能性を示唆している。

その他、塩分量や飛砂量の実測はされていないが、マツ材線虫病の進行に伴い、梢端枯れを起こす広葉樹が多くなること(八神 2005)や、風衝地のカシワ林分の14年間の成長量は樹高1m、胸高直径3cm程しかなかったこと(斎藤ら 1990)、マツ林の林冠の疎開と沿岸からの飛来塩分等の要素への暴露の程度が植生の侵入に影響を与える可能性(Lemauviel et al.2000)等が確認されている。

1.2.4 クロマツの海岸林の土壌化と広葉樹の生育

一般的に土壌と植生は双方に影響を及ぼしあいながら、遷移が進行する(HAYASHI et al.1968)とされており、クロマツの海岸林においても同様の現象が確認されている。

クロマツの海岸林の土壌は造林後の年数経過に伴い、理化学性質、化学的性質の両面において肥沃化する(河崎 1984)ことが明らかになっている。

また、クロマツの海岸林の混交林化に伴い、土壌養分量が増加(藤田ら 2001)することも明らかになっており、藤田ら(2001)は新潟の海岸林でクロマツ海岸林と落葉樹が混交した海岸林では、後者の土壌養分量が高く、低木層には常緑広葉樹が出現することを確認している。

海岸林造成地においては、土壌条件により優占する広葉樹に違いがみられ、鳥取県において、砂地上と黒ボク土上に造成されたクロマツ海岸林とでは、砂地上ではハゼノキ等の落葉広葉樹、黒ボク土上にはタブノキ等の常緑広葉樹の出現率が高いことが確認されている(山中ら 2005)。また、茨城県の埴質土壌と砂地の海岸林では、埴質土壌の海岸林にモチノキ、ヤブツバキが出現することが確認されている(宮内 1985)。

1.2.5 広葉樹海岸林の樹高

一般に風の強い環境では、林冠の形が内陸側程高くなるように偏る風衝林形が形成されることが知られており(工藤,1973)、海岸における風衝林形の形成は飛来塩分量、微地形、林冠の形態等によって影響を受ける(薄井ら 1988)とされる。海岸林に求められる防災機能は多岐に渡るが、その多くは樹林が存在し流体に対する抵抗となる事で発揮されるものが多い。防風効果を効果的に発揮させる条件としては、樹高を確保することでより広範囲の減風域を確保出来ることから(村上,1992)、海岸林の林冠の高さを継続的に確保することが重要である。そのため、樹高成長が良い事や枯れあがりが遅いこと(鳥田ら 2002)が求められる。

樹木は生長過程で自然界の種々の力学的作用を受けるため、それに対して最も安定した形態をとると考えられている(相内 1983)。海岸林を構成する樹木の樹高成長については、クロマツ海岸林においては、林帯の汀線側の風衝を受ける場所では樹高の成長が緩慢になること(福地ら 1994)や、防風柵の設置により樹高成長量が大きくなること(山野井ら 2001)が確認されている。広葉樹については、植栽苗各種の樹高成長量の比較で、同一の風環境下でも種間差が確認されている(八神 2006)。また、島田ら(2010)は、クロマツ海岸林内において、汀線から同距離のクロマツと、クロマツ林内で林冠層に達している広葉樹の樹高、出現種を調査している。これによると、広葉樹はクロマツの樹高に応じて、樹種が入れ

替わりながら，クロマツと同等の樹高まで林内で生長していることが確認されている。

一方，マツ枯れ跡地に成立している広葉樹海岸林については，樹林全体の樹高分布等を取り扱った研究はほとんどみられない。

3節 本研究の着眼点と目的

1.3.1 本研究の着眼点

前述してきた我が国の海岸林の現状と課題，既往研究を踏まえ，本研究の着眼点を以下に整理した。

本研究では，マツ材線虫病被害を受けて劣化した海岸林とその機能を再生するにあたり，クロマツ海岸林に侵入した各広葉樹を適切に管理し，広葉樹海岸林へ誘導することが有効な手段の一つと考えた。そして広葉樹海岸林への誘導技術を確立するための課題として以下を取り上げた。

まず，沿岸域は飛砂，飛来塩分，貧栄養土壌等，植物にとって厳しい立地条件であることから，そのような環境下で広葉樹が海岸林の構成種として生育可能かを検討する必要がある。既往研究では，海岸林造成地で広葉樹の生育不良が確認されている。ただし，既往研究は単木や特定の種を対象を限定したものが多かった。広葉樹海岸林への誘導の観点からは，環境条件が侵入広葉樹の種類・組成や林分構造へ与える影響について，樹林単位での検討も必要と考えられる。

また，広葉樹海岸林が防災機能を有し，更にその機能を継続的に発揮させられるか検討するためには，広葉樹海岸林の林分構造及び種類・組成に影響を与える環境要因と，成立に必要な時間の把握が必要である。

以上を踏まえ，本研究では広葉樹海岸林への誘導技術の確立に必要な知見として，海岸林造成地における環境条件と侵入広葉樹の種類・組成及び林分構造，並びに成林までの時間に着目して研究を遂行することとした。

1.3.3 本研究の目的

本研究では，以下の3項目の課題を研究目的とした。

課題①

広葉樹の定着に影響を与える環境要因（土壌，斜面方位，降水量，風環境，汀線からの距離など）は何か明らかにすること。

課題②

定着後の広葉樹の生長に微地形がどのように関わっているのか明らかにすること。

課題③

暖温帯域において，侵入した広葉樹の種類・組成と各環境要因がどのように対応しているのか明らかにすること。

更に，得られた各知見から，立地条件に応じた海岸林の目標林型の設定手法の提案を行うものとした。

4節 本研究の構成

本研究の構成を図 1-1 に示す。

第 1 章では、我が国の海岸林の現状と課題、課題解決のため必要な技術について整理した。また、広葉樹導入技術の確立にあたって必要な知見を、主に侵入した広葉樹の活用の観点から既往研究成果を交えて整理した。以上を踏まえ、本研究の目的を示した。

第 2 章では、海岸林造成地において、広葉樹の定着に影響を与える環境条件の解明を目的とした研究の成果を整理した。

まず、マツ枯れ跡地における広葉樹の定着に影響を与える環境条件について明らかにするために、暖温帯太平洋側のマツ枯れ跡地を対象に、環境条件と広葉樹林の定着状況の関係について調査及び検討した。

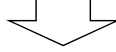
また、定着後の広葉樹の生長に微地形がどのように関わっているのか明らかにするために、静岡県遠州灘の人工砂丘造林地において、汀線からの距離、砂丘斜面の方位別に、マツ枯れ跡地に侵入した広葉樹により構成される樹林の林分構造、樹種構成の約 10 年間の変化を調査し解析した。

第 3 章では、暖温帯域における広葉樹海岸林の種類・組成に各環境要因がどのように対応しているのか明らかにするために、関東以西の太平洋側に成立する広葉樹海岸林を対象に、林内に侵入・定着した広葉樹の種類と組成を解析した。また、気象条件・土性・地形条件と広葉樹の種類と組成との関係を解析した。

第 4 章では、第 3 章までで得られた成果を総括し、種々の条件からみた広葉樹海岸林の樹林目標の設定についての提案を行った。また、最後に西南日本におけるマツ枯れ後の海岸林の修復の考え方と将来目標の提案を行った。

第 1 章 序論

我が国の海岸林の現状及び修復の社会的意義
海岸林への広葉樹導入技術確立の必要性



本研究で取り組む課題の設定

環境条件から広葉樹海岸林の成林の可否を判断し将来の林型を予測するための知見を得る。



第 2 章 広葉樹林の導入が可能な環境条件の解明

広葉樹林の定着が可能な環境条件

⇒ 環境条件と広葉樹の侵入状況の検討

暖温帯太平洋側の
各マツ枯れ跡地

広葉樹林の定着と防災林としての樹林形成の条件

⇒ 砂丘造林地の微地形と広葉樹林の
定着とその後の生長を解析

静岡県遠州灘の
マツ枯れ跡地

⇒ 広葉樹林への誘導が可能な環境条件の把握

第 3 章 広葉樹海岸林の目標林型の設定に向けての調査解析

広葉樹海岸林の種類・組成に影響を与える環境条件

⇒ 広葉樹海岸林の種類・組成の地域間
の比較と環境要因との対応を解析

暖温帯太平洋側の
各広葉樹海岸林

⇒ 広葉樹林化への誘導が可能な環境条件における
導入樹種と目標林型の検討



第 4 章 総合考察

環境条件に応じた海岸林の目標林型の設定手法の
検討を行い、
関東以西の太平洋沿岸域におけるマツ枯れ後の海岸林
の修復の考え方と将来目標を提案した。

図 1-1 本論文の構成

5節 用語の定義等

1.5.1 用語の定義

本研究で用いる用語を以下のように定義する。

マツ枯れ跡地: 従来クロマツ又はアカマツにより高木層が構成されていた樹林が, マツ材線虫病や潮風害等により劣化し, 高木層が消失又は他の構成樹種に変化した土地

侵入個体: 海岸林造成地内に生育する, 人為的に植栽された形跡が認められず, 自然に侵入したと考えられる種, 個体

林冠層: 森林の林冠 (canopy) を形成する葉群

林冠形成木: 林冠層を形成する種, 個体

林型: 構成種や林冠層の高さ, 林冠層の被度により区分される樹林のタイプ

風衝林形: 林冠が海側から陸側に向かって高くなる林形

広葉樹海岸林: 林冠層を広葉樹が優占する海岸林

林帯幅: 汀線側の林縁から内陸側の林縁までの距離

砂浜: 本研究対象地においては汀線から海岸林の汀線側林縁までの範囲

樹林化: 地表面の状態が裸地又は草地から樹林で覆われる状態に変化すること

成林: 海岸林造成地が①樹林化, ②海岸林としての機能を発揮できる林分構造に生長すること。

1.5.2 植物名

植物名は原則として米倉ら(2003-)の「植物 和名-学名インデックス (YList), <http://ylist.info>」に従った。

本論文中に掲載した植物の和名及び学名は、表 1-1 に示すとおりである。

表 1-1(1) 本論文に掲載した植物一覧

和名	学名
アオギリ	<i>Firmiana simplex</i> (L.) W.F.Wight
アカメガシワ	<i>Mallotus japonicus</i> (L. f.) Müll.Arg.
アキグミ	<i>Elaeagnus umbellata</i> Thunb. var. <i>umbellata</i>
アキノレ	<i>Ulmus parvifolia</i> Jacq.
アラカシ	<i>Quercus glauca</i> Thunb.
イスノキ	<i>Distylium racemosum</i> Siebold et Zucc.
イスガヤ	<i>Cephalotaxus harringtonia</i> (Knight ex Forbes) K.Koch var. <i>harringtonia</i>
イヌツゲ	<i>Ilex crenata</i> Thunb. var. <i>crenata</i>
イヌビロ	<i>Ficus erecta</i> Thunb. var. <i>erecta</i>
イヌマキ	<i>Podocarpus macrophyllus</i> (Thunb.) Sweet
イボタノキ	<i>Ligustrum obtusifolium</i> Siebold et Zucc.
ウバメガシ	<i>Quercus phillyreoides</i> A.Gray
エノキ	<i>Celtis sinensis</i> Pers.
オオバイボタ	<i>Ligustrum ovalifolium</i> Hassk.
オオバグミ	<i>Elaeagnus macrophylla</i> Thunb.
オオムラサキシキブ	<i>Callicarpa japonica</i> Thunb. var. <i>luxurians</i> Rehder
カカツグユ	<i>Maclura cochinchinensis</i> (Lour.) Corner var. <i>gerontogea</i> (Siebold et Zucc.) H. Ohashi
カキノキ	<i>Diospyros kaki</i> Thunb.
カクレミノ	<i>Dendropanax trifidus</i> (Thunb.) Makino ex H.Hara
カゴノキ	<i>Litsea coreana</i> H.Lév.
カマツカ	<i>Pourthiaea villosa</i> (Thunb.) Decne. var. <i>villosa</i>
クコ	<i>Lycium chinense</i> Mill.
クサギ	<i>Clerodendrum trichotomum</i> Thunb.
クスドイゲ	<i>Xylosma congesta</i> (Lour.) Merr.
クスノキ	<i>Cinnamomum camphora</i> (L.) J.Presl
クチナシ	<i>Gardenia jasminoides</i> Ellis
クマノミズキ	<i>Cornus macrophylla</i> Wall.
クロガネモチ	<i>Ilex rotunda</i> Thunb.
クロキ	<i>Symplocos kuroki</i> Nagam.
クロマツ	<i>Pinus thunbergii</i> Parl.
コシヨウノキ	<i>Daphne kiusiana</i> Miq.
サカキ	<i>Cleyera japonica</i> Thunb.
サンゴジュ	<i>Viburnum odoratissimum</i> Ker Gawl. var. <i>awabuki</i> (K.Koch) Zabel
サンショウ	<i>Zanthoxylum piperitum</i> (L.) DC.
シャリンバイ	<i>Rhaphiolepis indica</i> (L.) Lindl. ex Ker var. <i>umbellata</i> (Thunb.) H. Ohashi
シロダモ	<i>Neolitsea sericea</i> (Blume) Koidz.
スタジイ	<i>Castanopsis sieboldii</i> (Makino) Hatus. ex T.Yamaz. et Mashiba
センダン	<i>Melia azedarach</i> L.
タイミンタチバナ	<i>Myrsine seguinii</i> H.Lév.
タチバナ	<i>Citrus tachibana</i> (Makino) Tanaka

表 1-1(2) 本論文に掲載した植物一覧

和名	学名
タブノキ	<i>Machilus thunbergii</i> Siebold et Zucc.
テリハノイバラ	<i>Rosa luciae</i> Rochebr. et Franch. ex Crép.
トウネズミモチ	<i>Ligustrum lucidum</i> Aiton
トベラ	<i>Pittosporum tobira</i> (Thunb.) W.T.Aiton
ナワシログミ	<i>Elaeagnus pungens</i> Thunb.
ニワトコ	<i>Sambucus racemosa</i> L. subsp. <i>sieboldiana</i> (Miq.) H.Hara
ヌルデ	<i>Rhus javanica</i> L. var. <i>chinensis</i> (Mill.) T.Yamaz.
ネズミモチ	<i>Ligustrum japonicum</i> Thunb.
ネムノキ	<i>Albizia julibrissin</i> Durazz.
ノイバラ	<i>Rosa multiflora</i> Thunb.
ハクサンボク	<i>Viburnum japonicum</i> (Thunb.) Spreng.
バクチノキ	<i>Laurocerasus zippeliana</i> (Miq.) Browicz
ハゼノキ	<i>Toxicodendron succedaneum</i> (L.) Kuntze
ハマクサギ	<i>Premna microphylla</i> Turcz.
ハマヒサカキ	<i>Eurya emarginata</i> (Thunb.) Makino
ハリエンジュ	<i>Robinia pseudoacacia</i> L.
バリバリノキ	<i>Actinodaphne acuminata</i> (Blume) Meisn.
ヒイラギ	<i>Osmanthus heterophyllus</i> (G.Don) P.S.Green
ヒサカキ	<i>Eurya japonica</i> Thunb. var. <i>japonica</i>
ヒメコウゾ	<i>Broussonetia kazinoki</i> Siebold
ヒメユズリハ	<i>Daphniphyllum teijsmannii</i> Zoll. ex Kurz
ビャクシン	<i>Juniperus chinensis</i> L.
ビワ	<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.
ホソバイヌビワ	<i>Ficus erecta</i> Thunb. var. <i>erecta</i> f. <i>sieboldii</i> (Miq.) Corner
ホルトノキ	<i>Elaeocarpus zollingeri</i> K.Koch
マサキ	<i>Euonymus japonicus</i> Thunb.
マルバグミ	<i>Elaeagnus macrophylla</i> Thunb.
マルバシャリンバイ	<i>Rhaphiolepis indica</i> (L.) Lindl. ex Ker var. <i>umbellata</i> (Thunb.) H.Ohashi
マンリョウ	<i>Ardisia crenata</i> Sims
ミミズバイ	<i>Symplocos glauca</i> (Thunb.) Koidz.
ミヤコイバラ	<i>Rosa paniculigera</i> (Koidz.) Makino ex Momiy.
モチノキ	<i>Ilex integra</i> Thunb.
モッコク	<i>Ternstroemia gymnanthera</i> (Wight et Arn.) Bedd.
ヤツデ	<i>Fatsia japonica</i> (Thunb.) Decne. et Planch.
ヤブツバキ	<i>Camellia japonica</i> L.
ヤブニッケイ	<i>Cinnamomum tenuifolium</i> (Makino) Sugim. ex H.Hara
ヤマモガシ	<i>Helicia cochinchinensis</i> Lour.
ヤマモモ	<i>Morella rubra</i> Lour.

1.5.3 樹種区分

本研究で確認された種は，沿岸域の優占樹種であるか判断するために，既存知見に基づき海岸風衝地の生育種，沿岸域の照葉樹林構成樹種，その他に区分した（表 1-2）。

まず，研究対象地域の海岸風衝地に成立するマサキートベラ群集・マサキウバメガシ群集の標徴種・区分種（宮脇 1990）として，関東，四国，九州のマサキートベラ群集及びマサキウバメガシ群集の主要樹種（宮脇 1986, 宮脇 1989, 宮脇 1993a, 宮脇 1993b）を海岸風衝地の生育種（以下，海岸低木種）として定義した。

沿岸域の照葉樹林の構成樹種については，タブ型林の構成樹種（以下，タブ型高木種）として服部(1993)がタブ型種と定義した，被食散布型で耐塩性をもつ照葉高木 15 種を沿岸域の照葉樹林構成樹種として選定した。

上記以外の種は生活型に応じて，その他高木種，その他低木種とした。

表 1-2 樹種の区分

区分	構成樹種
タブ型高木種	タブ型種 15 種（タブノキ，ホルトノキ，ヤブニッケイ，シロダモ，イヌマキ，モチノキ，クスノキ，カゴノキ，ヒメユズリハ，ナタオレノキ，バクチノキ，モクタチバナ，クロガネモチ，ショウベンノキ，モッコク） （服部，1993）
海岸低木種	関東～九州のマサキートベラ群集，トベラウバメガシ群集の標徴種・区分種・主要確認種（宮脇 1990）（宮脇 1993）（宮脇 1989） （宮脇 1993）（宮脇 1986）
その他高木種	上記以外の高木種（石井ら 2000）（太田ら 2000）
その他低木種	上記以外の低木種（石井ら 2000）（太田ら 2000）

その他低木種は小高木種を含む。

（中島ら 2018）

6節 研究対象範囲

本研究の対象範囲は、気候帯が異なることによる構成種の違いを解析の条件から排除するために、同一気候帯内で行うものとした。

また、近年発生が危惧されている東南海・南海地震は、東海から九州にかけての太平洋沿岸を中心に甚大な被害を与えるとされている（内閣府 2019）。そのため、東海から九州の太平洋側に位置する1都2府18県が東南海・南海地震防災対策推進地域（図 1-2）に指定されており、地震防災対策を推進することとなっている（内閣府 2019）。この地域の気候帯は照葉樹林の分布域である暖温帯に区分される（福嶋 2017）。

以上を踏まえ、本研究は暖温帯の太平洋沿岸に位置する海岸林を対象に調査研究を行うこととした。

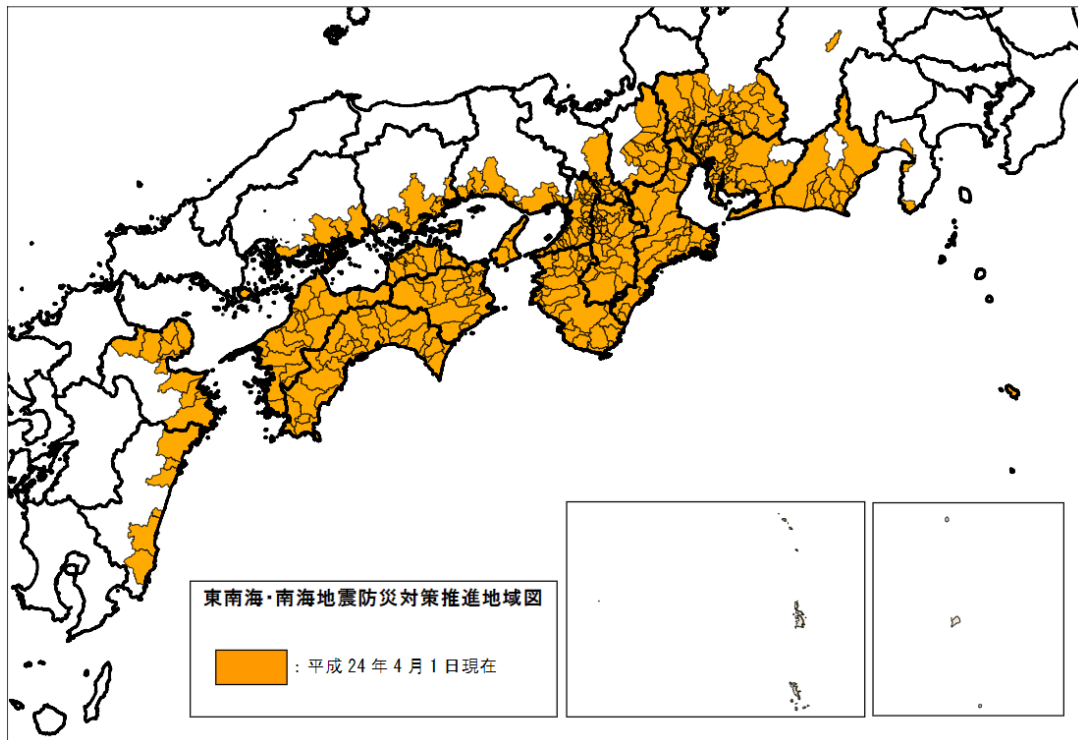


図 1-2 東南海・南海地震防災対策推進地域

（内閣府 2019）

第2章 広葉樹の導入が可能な環境条件の解明

1節 広葉樹林の定着が可能な環境条件

2.1.1 はじめに

前述のとおり，マツ枯れ跡地に成立する植生は，地域によって異なり，広葉樹林化が進行する場合（秋保ら 2013, 山口ら 2008, Taoda 1988, 杉本ら 1990, 井上 1995）と，主に草本・低木種に出現が限定され（寺本ら 2007），樹林が形成されない場合の両方が確認されている。よって，広葉樹林化による海岸林の再生を検討する造成地においては，対象地は広葉樹林が成林し得る環境かどうか判断する必要がある。

なお，本研究において「成林」とは，第1章で述べたとおり，海岸林造成地が①樹林化，②海岸林としての機能を発揮できる林分構造に生長すること，と定義した。海岸林としての機能を発揮できる林分構造としては，砂地の樹林化，樹高の確保，林帯幅の確保，適切な密度の維持のいずれかもしくは複数の条件の組み合わせが必要となる（佐々木ら 2013）。本節ではこの中でも特に管理にコストがかかると考えられる，「樹林化」と「樹高」を成林の程度の指標とした。なお，樹林化の程度は林冠層の被度，もしくは一般的に林冠層の被度と対応があるとされる胸高断面積の値を用いた。

これらの指標を以て，広葉樹林化に影響を与える環境条件について，特に既往研究で指摘されている，汀線側からの風と広葉樹海岸林の成林に着目し，調査解析を行った。

2.1.2 方法

2.1.2.1 調査対象地の選定

(1) 暖温帯太平洋側の海岸林造成地における林相区分

我が国の暖温帯太平洋側の海岸林造成地における広葉樹林化の現状については，ほとんど明らかになっていない。そこで，調査対象地選定のための基礎資料を得るために，暖温帯太平洋側の海岸林造成地を中心に，広葉樹林化の現状を把握することとした。

調査の対象範囲となる海岸林造成地は、基本的に沿岸域に造成された人工林のうち、保安林に指定されているものと定義した。保安林の範囲は国土数値情報の森林地域データ（国土交通省 2018）より判断した。

海岸林造成地の広葉樹林化の状況は、林冠層の被度と優占樹種（クロマツ又は広葉樹）より、表 2-1 に示す基準に基づき林相を区分することで把握した。また、林冠層の被度は衛星写真による判読、優占樹種は衛星写真の判読と、判読が困難な場所は現地踏査による目視確認を行うことにより把握した。優占樹種の区分は基本的に連続した海岸林は一つとして扱うものとしたが、連続していても明らかに優占樹種が異なる場合は分けて区分を行った。

衛星写真は Google Earth（Google 2015）の 2015 年 4 月から 2015 年 6 月の時点での最新の公開データを用いた。また、現地踏査は茨城県から宮崎県までの範囲を対象とし、2015 年 6 月から 2016 年 1 月の期間で行った。

また、後述の調査対象地として選定した海岸林造成地については、判読結果との整合を現地で確認した。

(2) 調査対象地の選定

区分した林相（図 2-1）のうち、広葉樹林に区分された海岸林と、草地・低木林に区分された海岸林から調査対象地を選定した。

調査対象地は①従来はクロマツ海岸林であったという記録があること、②生育する広葉樹は主に自然侵入した個体であること、③防風ネット等の広葉樹林を保護する施設が存在しないこと、④広葉樹林が大規模に伐採されていないこと、⑤東日本大震災時の津波が到達していないことを満たす林相を対象とした。また、暖温帯太平洋側の範囲で極力空間的に偏りがないように選定を行った。

以上の条件で、広葉樹林に区分された海岸林としては、千葉県南房総市 白浜海岸（北緯 34° 54′，東経 139° 51′ 付近）（以下、南房総）、愛知県田原市 堀切海岸（北緯 34° 35′，東経 137° 4′ 付近）（以下、堀切）、三重県熊野市・御浜町 七里御浜海岸（北緯 33° 51′，東経 136° 4′ 付近（熊野市））、（北緯 33° 49′，東経 136° 3′ 付近（御

浜町)) (以下, 熊野, 御浜), 高知県土佐清水市 大岐海岸 (北緯 32° 49′, 東経 132° 56′ 付近) (以下, 大岐), 宮崎県児湯郡都農町 日向灘 (北緯 32° 17′, 東経 131° 34′ 付近) (以下, 都農町), 宮崎県串間市 志布志湾 (北緯 31° 28′, 東経 131° 21′ 付近) (以下, 串間市) の計 7 地区を調査対象地として選定した。

また, 草地・低木林に区分された海岸林としては, 千葉県館山市 平砂浦海岸 (北緯 34° 55′, 東経 139° 49′ 付近) (以下, 平砂浦), 静岡県掛川市 遠州灘海岸 (北緯 34° 39′, 東経 138° 1′ 付近) (以下, 中遠), 静岡県浜松市 遠州灘海岸 (北緯 34° 40′, 東経 137° 41′ 付近) (以下, 浜松) の計 3 地区を調査対象地として選定した。

表 2-1 林相の区分の基準

区分	林冠層の植被率	林冠層の優占樹種
クロマツ林	50%以上	クロマツ
広葉樹林	50%以上	広葉樹
草地・低木林	50%以下	-

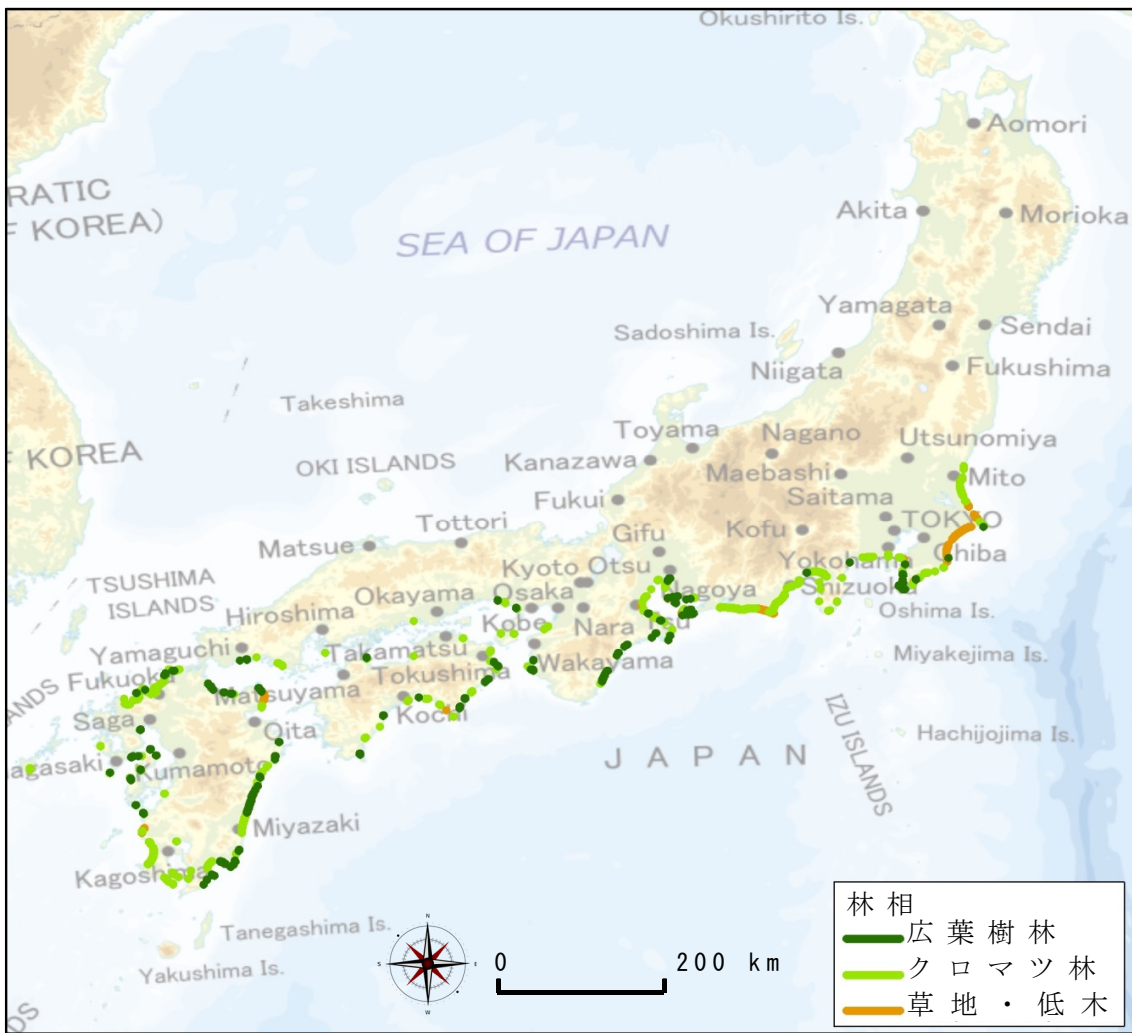


図 2-1 林相区分結果

(3) 調査測線の設置

選定した各調査対象地の代表的な環境に調査測線を設置した。調査測線は汀線側の林縁から内陸側の林縁まで、海岸林を横断するように設置した。なお、草地・低木林に区分された調査対象地はパッチ状に樹林が分布している場合が多かったため、測線内の樹林の割合が調査対象地全体の割合に対して偏らないよう留意した。

調査測線は、堀切は5本、大岐は3本設置し、その他の調査対象地は各1本設置した。

また、大岐については、林帯汀線側の30mの範囲は人工的に低木林が植栽されているため、これより内陸側を対象とした。

2.1.2.2 毎木調査

汀線側から内陸側に向かい、高木層の樹高に応じて幅5m又は10mの方形区を連続的に設置した。各方形区に出現したつる性を除く樹高1.2m以上の全ての木本個体を対象に毎木調査を実施した。

毎木調査では各個体の樹種、樹高、胸高直径、汀線側の測線端からの距離を記録した。

また、確認された種は、沿岸域の優占樹種であるか判断するために、第1章で述べた基準の基づき、タブ型高木種、海岸低木種、その他高木種、その他低木種に区分した(表1-1)。

調査は南房総は2017年8月、平砂浦は2018年1月、中遠は2017年11月、浜松は2017年11月、堀切は2011年6月、12月、熊野及び御浜は2017年8月、大岐は2014年1月、2016年8月、12月、2016年9月、2017年5月、2017年10月、都農町は2017年9月、10月、串間市は2017年9月に実施した。

2.1.2.3 各調査対象地の環境条件

(1) 気象条件

気象条件として各調査対象地の風況、降水量を把握した。

風況は気象庁のメソ数値予報モデルGPVを解析データとして用いた。メソ数値予報モデルGPVは各観測データより予測計算を行っ

ており、国内 5km 間隔で地上 10m の高さの 3 時間毎の格子点データが得られる。

また、メソ数値予報モデル GPV のデータは地上 10m の高さにおける値となる。そこで、(1)に示す Prandtl 式（森本 2013）を用いて、地表 0.1m の高さの風速が、砂浜の砂が風により動き出す飛砂限界風速 4.0～5.0m/s（中島 1979, 吉崎 1994）をやや上回る約 5.5m/s になる値を求めた。その結果、10m/s 以上の予測値を用いることとした。なお、粗度長は 0.0003m とした。

$$U(z) = \left(\frac{U^*}{K}\right) \ln\left(\frac{z}{z_0}\right) = 5.756U^* \log\left(\frac{z}{z_0}\right) \cdot \cdot \cdot (1)$$

$U(z)$: 砂面上 z の高さの平均風速 (m/s)

U^* : 摩擦速度 (m/s)

K : カルマン定数 (≈ 0.4)

Z : 地表面からの高さ (m)

Z_0 : 砂表面の粗度長 (m)

注 1 : 式中の \log は常用対数

また、汀線側からの風を抽出するにあたり、汀線側からの風は汀線方向を 0° としたときの、内陸側 180° の範囲とした。

各調査対象地最寄りの格子点より、2017 年の時点でデータが公開されている、2008 年～2016 年までの 3 時間毎の予測値を収集し、海側成分 10m/s 以上の風速及び各調査地の汀線側からの風向データを抽出し解析に用いた。

なお、これらのデータは京大生存圏研究所が運営する生存圏データベース（京大生存圏研究所 2017）によって収集・配布されたものである。

(2) 降水量・地形・土性

主な環境要因として着目した汀線側からの風その他、汀線側からの風が木本類の生育に及ぼす影響の程度を左右する可能性のある要因として、降水量、地形及び土性の把握を行った。

降水量はメッシュ平年値 2010（気象庁 2012）を用いて、各調査対象地の最寄りのメッシュより年降水量を算出した。

地形は、調査測線に沿って、5m 間隔で水準測量を行った。また、汀線から測線までの比高は基盤地図情報数値標高モデル 5m メッシュ（国土地理院 2018）を基に算出した。これらより汀線から海岸林造成地までの地形断面図を作成した。作成した地形断面図より各調査対象地を汀線から海岸林造成地まで平坦な地形である「平坦地」、砂丘上に海岸林造成地が造成されている「砂丘地」、海岸林造成地は平坦な地形であるが、汀線側に砂丘が存在する「砂丘背後地」の 3 タイプに区分した。

土性は各海岸林の表層の土性を把握するために、検土杖を用いて表層より深さ 50cm の土壌を採取し、現地にて土性を判定した。ただし、都農町は、礫により深さ 50cm までの土壌の採取が困難な箇所があり、一部で深さ 30cm 程度までの採取とした。土壌の採取は調査測線に沿って約 5m 間隔、3 回繰り返して行った。

堀切は 2011 年 9 月、熊野、御浜は 2017 年 8 月、大岐は 2017 年 10 月、都農町は 2017 年 12 月、串間市は 2017 年 12 月、白浜は 2018 年 1 月、平砂浦は 2018 年 1 月に調査を行った。

2.1.3 結果

2.1.3.1 樹種構成

毎木調査により全調査対象地で合計 78 種の木本類が確認された。調査対象地別の確認木本類の胸高断面積合計値の割合を表 2-2 に示す。

樹種区分別の確認状況として、広葉樹林に区分された南房総、堀切、七里御浜、大岐、都農町、串間市は、高木種はいずれもタブ型高木種の割合が高かった。低木種は大岐を除いて海岸低木種の割合が高かった。また、タブ型種、海岸低木種は調査対象地によって優占種が異なった。なお、広葉樹海岸林の優占種の違いについては、第 3 章で解析を行っている。

草地・低木林に区分された平砂浦、中遠、浜松は、クロマツの高木の残存木が広葉樹の低木と混在しており、高木種はいずれもクロ

マツの割合が相対的に高くなった。低木種は海岸低木種の割合が高かった。

表 2-2(1) 確認種一覧

樹種区分	和名	調査対象地								
		南房総	平砂浦	中遠	浜松	堀切	七里御浜	大岐	都農町	串間市
タブ型種	クロガネモチ	0.2		0.4	5.0		1.3	0.2	0.3	0.5
	ヒメユズリハ	72.8		0.0	0.2		16.6	7.2	5.8	28.1
	ヤブニッケイ	8.0			0.1	21.4	3.6	17.4	5.1	33.0
	クスノキ			28.2	0.1		23.0	26.9	20.0	12.5
	タブノキ				0.6	5.7	13.6	24.7	5.1	6.6
	カゴノキ			0.4			1.9	3.4	5.1	2.1
	シロダモ	0.0				0.6	0.1	0.4	0.2	
	モチノキ	1.3				43.8	2.3	0.2	6.7	
	イヌマキ	0.1				0.0	0.0	0.4		
	モッコク							0.0	3.3	0.0
	ホルトノキ						2.4	5.8		
	バクチノキ							0.0		
	その他高木種	エノキ	10.4		1.6	0.7		1.6	0.3	1.6
ハゼノキ		0.6		20.1	3.6		13.4	3.3	20.6	3.6
カクレミノ						1.9	0.3	0.2	0.0	
ハリエンジュ				0.0	0.6		0.2			
ビワ							0.0	0.2		0.0
ヤブツバキ						15.0		0.1	7.8	
センダン					0.2			1.3		
ノイバラ				0.2	0.0					
ミミズバイ							3.7		0.6	
ヤマモガシ							0.5		8.7	
ヤマモモ							1.7		0.4	
アオギリ								0.0		
アキニレ								0.5		
アラカシ									5.7	
イスノキ						0.4				
カキノキ										0.3
クマノミズキ									0.4	
サカキ									0.0	
サンゴジュ									0.1	
スダジイ									0.5	
ネムノキ								0.2		
バリバリノキ									1.7	
ヒイラギ					0.4					
ビャクシン		41.2								
海岸低木種	トベラ	1.3	11.3	0.0	2.5	3.1	1.1	0.2	0.1	0.5
	ネズミモチ	0.0		1.5	0.0	0.3	4.9	0.4	0.4	1.9
	マサキ	3.5	10.0		0.5	0.8	0.0	0.3	1.3	1.2
	シャリンバイ		0.5	4.4	0.6	0.0		0.3		2.9
	アキグミ	0.9	0.2	0.0	0.0			0.1		
	オオバイボタ	0.0				0.9			0.0	
	ナワシログミ						0.1	0.1		0.0
	ハマヒサカキ					1.9	0.2		0.3	
	ウバメガシ			2.7						
	オオバグミ		0.1							
	マルバグミ					0.2				
	マルバシャリンバイ					0.0				

注 1:表中の数字は胸高断面積合計割合(%)を示す。

注 2:0.0 は四捨五入すると表章単位に満たないものである。

表 2-2(2) 確認種一覧

樹種区分	和名	調査対象地								
		南房総	平砂浦	中遠	浜松	堀切	七里御浜	大岐	都農町	串間市
その他低木種	イヌビワ	0.3		0.5		1.3	0.7	2.8	0.0	0.3
	ヒサカキ				0.6	2.7	0.0	0.0	0.0	1.1
	カマツカ	0.4			0.0		0.0			0.2
	クチナン						0.0	0.3	0.0	0.1
	ヤツデ					0.1	0.0	0.0	0.0	
	アカメガシワ			0.1	0.0		0.5			
	タイミンタチバナ						0.6	0.0		1.4
	イボタノキ				0.1			0.0		
	クコ		0.1			0.0				
	クスドイゲ							0.1		1.7
	クロキ				0.2				0.9	
	タチバナ							0.3		0.0
	トウネズミモチ			0.0				0.0		
	ハマクサギ							0.0		0.1
	ホソバイヌビワ							0.0		0.0
	マンリョウ						0.0	0.0		
	イヌガヤ							0.0		
	イヌツゲ						0.0			
	オオムラサキシキブ							0.0		
	カカツガユ							0.0		
	クサギ						0.0			
	コショウノキ							0.0		
	サンショウ						0.0			
	テリハノイバラ						0.0			
	ニワトコ							0.0		
	ヌルデ							0.0		
	ハクサンボク									0.1
	ヒメコウゾ							0.0		
	ミヤコイバラ							0.0		
	クロマツ		36.6	40.0	84.0		5.4			0.0
タブ型高木種		82.5	0.0	29.0	6.0	71.5	64.7	86.5	51.5	82.7
その他高木種		11.1	41.2	21.9	5.4	17.2	21.7	8.6	45.4	5.9
海岸低木種		5.7	22.1	8.6	3.6	7.2	6.4	1.3	2.2	6.5
その他低木種		0.8	0.1	0.6	1.0	4.1	1.8	3.6	1.0	4.9
クロマツ		0.0	36.6	40.0	84.0	0.0	5.4	0.0	0.0	0.0
種数		15	8	17	22	20	37	51	27	27

注 1:表中の数字は胸高断面積合計割合(%)を示す。

注 2:0.0は四捨五入すると表章単位に満たないものである。

2.1.3.2 林分構造

全調査対象地で合計 5,684 個体の毎木調査の対象個体が確認された。各調査対象地の林分構造の概要を表 2-3 に示す。

広葉樹林の林相に区分された調査対象地（平砂浦，中遠，浜松以外）では，林冠層の植被率はいずれも 80～100%であった。胸高断面積の合計値は大岐が 38～53 m²/ha 以上と最も多く，熊野及び御浜，都農は 30～40 m²/ha，南房総，堀切，串間市 20 m²/ha 前後と調査対象地によって違いがみられた。

草地・低木林の林相に区分された平砂浦，中遠，浜松は，林冠層の植被率はいずれも 0～20%であった。また，胸高断面積の合計値はいずれも 10 m²/ha 以下となった。なお，内訳は残存しているクロマツが多くを占め，広葉樹の確認はわずかであった。

また，胸高断面積の合計値が高い調査対象地は最大樹高も高い傾向にあった。

表 2-3 林分構造概要

調査地	測線	最大樹高 (m)	個体密度 (個体/ha)	胸高断面積 合計 (m ² /ha)	測線面積 (m ²)	林帯幅 (m)	林冠層 植被率 (%)
南房総	L1	9.7	5200.0	19.08	400.0	80	80～100
平砂浦 ^{注1)}	L1	5.3 (5.3)	619.4 (348.4)	0.84 (0.04)	775.0	155	0～20
中遠 ^{注1)}	L1	9.3 (7.7)	3285.7 (3142.9)	7.71 (0.16)	350.0	70	0～20
浜松 ^{注1)}	L1	12.3 (3.7)	3257.1 (2542.86)	5.26 (0.03)	350.0	70	0～20
堀切	L1	9.9	4733.3	25.94	300.0	30	80～100
	L2	12.0	2169.8	24.49	530.0	53	80～100
	L3	10.1	1812.5	18.16	480.0	48	80～100
	L4	9.1	4440.0	24.40	250.0	25	80～100
	L5	11.9	5735.3	28.25	340.0	34	80～100
熊野	L1	14.0	6425.6	35.07	733.0	92	80～100
御浜	L2	16.9	6926.8	39.22	820.0	100	80～100
大岐	L1	22.5	5102.3	37.80	1417.0	155	80～100
	L2	23.9	5970.5	42.38	1355.0	146	80～100
	L3	26.4	7101.6	53.15	1525.0	163	80～100
都農町	L1	14.0	6163.0	34.23	675.0	115	80～100
串間市	L1	12.4	4875.3	21.16	982.5	199	80～100

注 1:括弧内の数値はクロマツを除いた場合の値を示す。

また、各調査対象地の汀線側林縁からの距離区別の胸高断面積合計値、距離区別の樹高の最大値、個体密度を図 2-2 から図 2-4 に示す。いずれも 30m 毎の移動平均値を用いている。

なお、複数の測線を設置した大岐と堀切は、いずれの測線もほぼ同様の傾向がみられたため、測線のうち最も延長の長いものを代表として用いた。大岐は複数年に渡り毎木調査を実施しているが、対象とした測線は 2017 年に調査したものとなっている。

各調査対象地の胸高断面積合計値の汀線側から内陸側への推移は、広葉樹林に区分された南房総、熊野、御浜、大岐、堀切、都農町、串間市は汀線側から内陸側に向かい、増減はあるものの全体として増加する傾向にあった(図 2-4)。増加率は調査対象地により異なり、特に大岐は突出して大きくなった。

草地・低木林に区分された平砂浦、遠州、浜松はいずれも低い値で推移しており、汀線側から内陸側にかけての推移としては、一定の傾向は認められなかった。

樹高の汀線側から内陸側への推移は、いずれの調査対象地においても胸高断面積合計値と同調する傾向にあった。ただし、広葉樹林に区分された調査対象地は比較的滑らかに変化し、草地・低木林に区分された調査対象地は増減が大きい傾向にあった。

個体密度の汀線側から内陸側への推移は、調査対象地によって傾向が異なった。

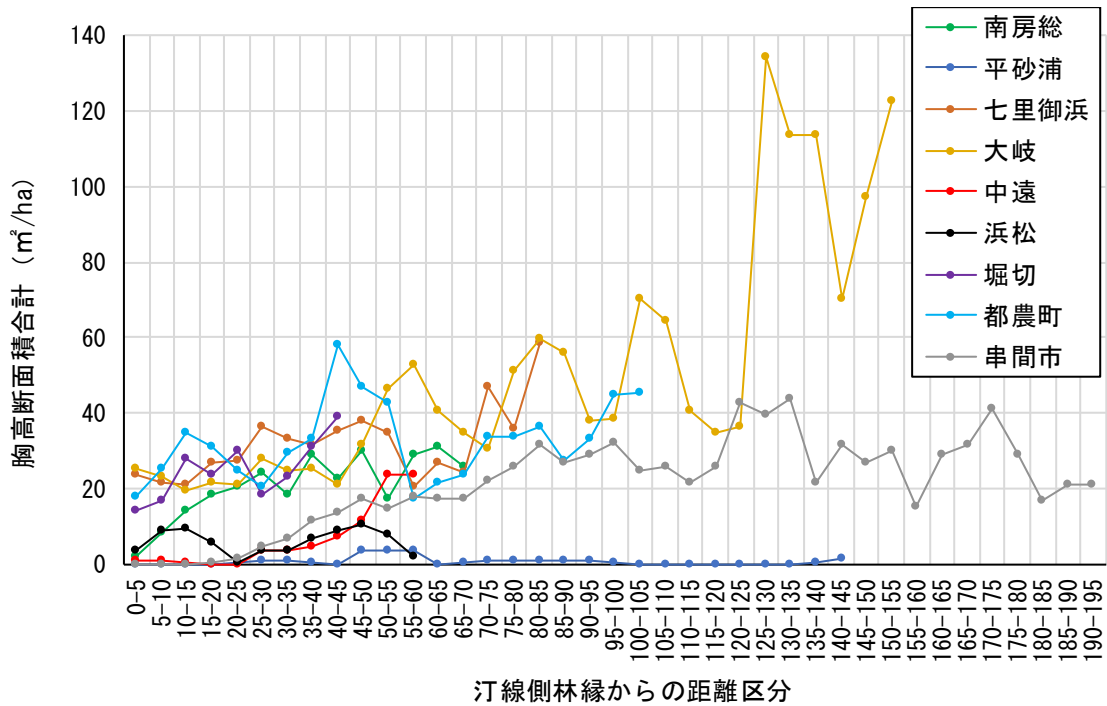


図 2-2 各調査対象地の胸高断面積合計値の空間分布

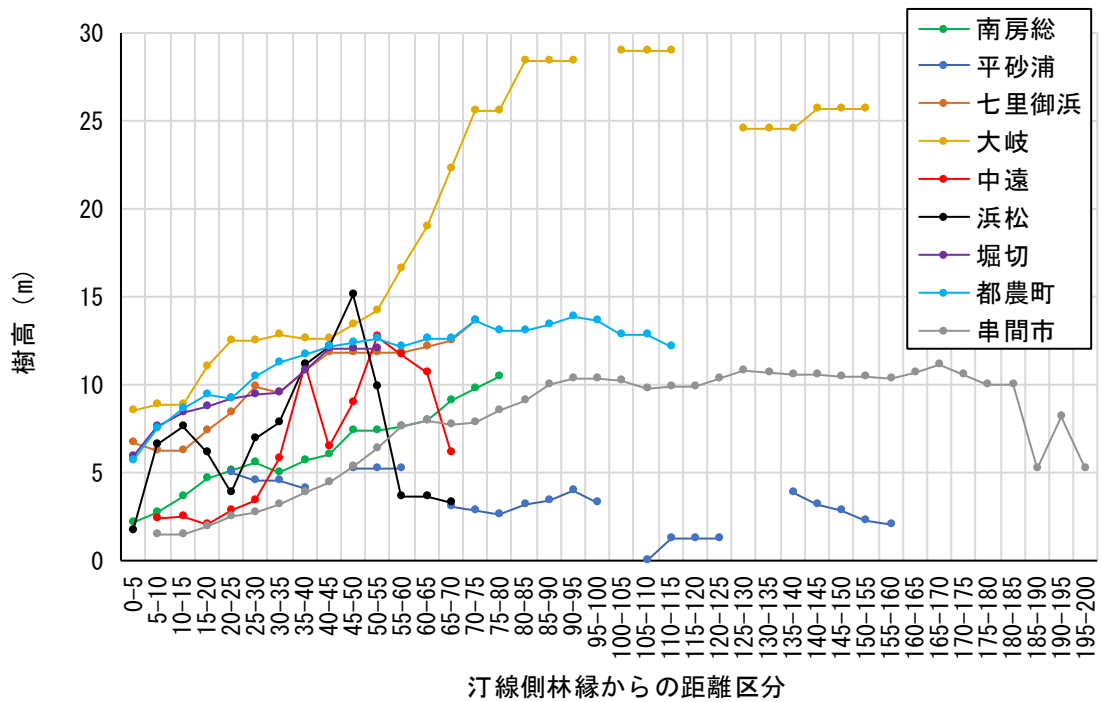


図 2-3 各調査対象地の樹高の空間分布

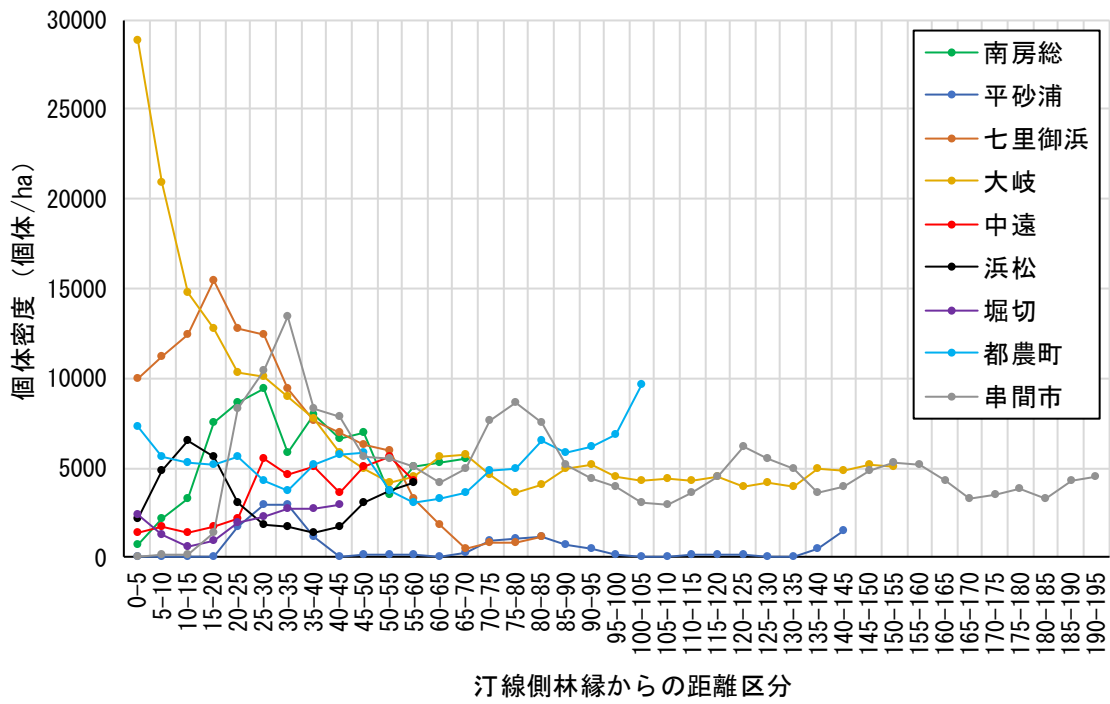


図 2-4 各調査対象地の個体密度の空間分布

2.1.3.3 成林状況と環境条件

(1) 風況と成林

各調査対象地の胸高断面積合計値，樹高，個体密度と海側成分10m/s以上の風速の予測回数との関係を図2-5から図2-7に示す。

前項により，胸高断面積合計や樹高は汀線側から内陸側に向かって増加する傾向がみられたため，各調査対象地を汀線側，中央，内陸側に3等分し，それぞれで検討した。なお，南房総については中央の区分で一部ギャップが生じており，低木層に低木の個体が高密度で生育している箇所が一部確認された。そのため，南房総の胸高断面積合計値及び個体密度の中央の区分の値については，外れ値として解析の対象から除外した。

胸高断面積合計値，各範囲における最大樹高及び個体数密度と，海側成分10m/s以上の風速の予測回数は，いずれの範囲においても予測回数が増えるに従い，胸高断面積合計が指数関数的に減少する傾向にあった。なお，汀線側及び中央は，内陸側と比較していずれも相関が高い傾向にあった。

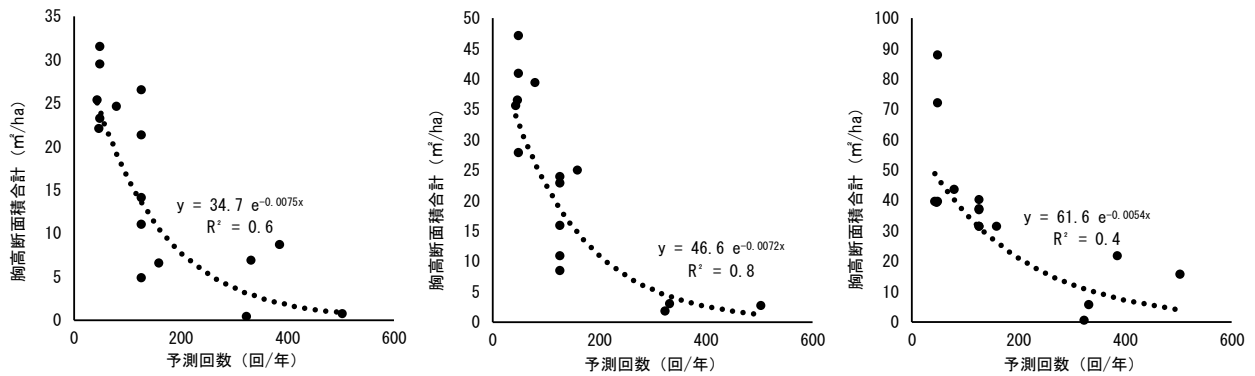


図 2-5 胸高断面積合計値と海側成分 10m/s 以上の風速の予測回数 (左:汀線側, 中央:中央, 右:内陸側)

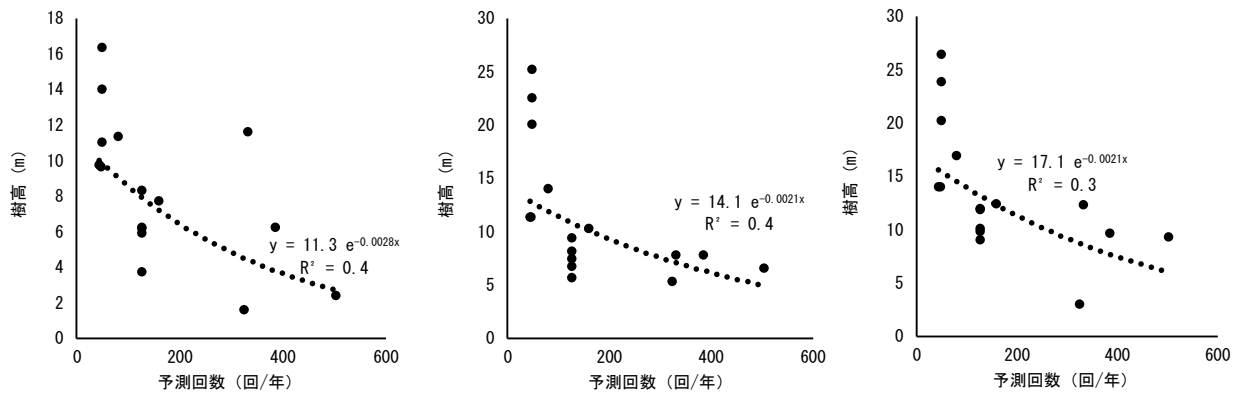


図 2-6 最大樹高と海側成分 10m/s 以上の風速の予測回数 (左:汀線側, 中央:中央, 右:内陸側)

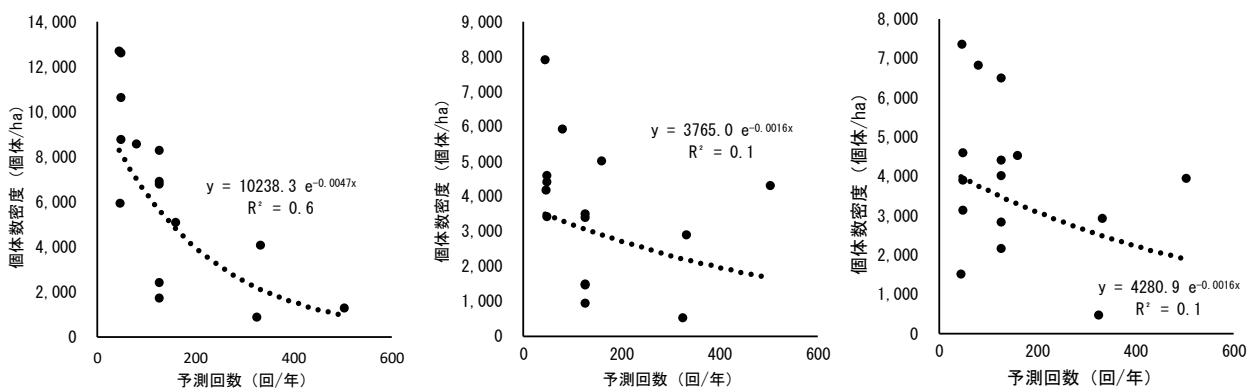


図 2-7 個体数密度と海側成分 10m/s 以上の風速の予測回数 (左:汀線側, 中央:中央, 右:内陸側)

(2) 環境条件と胸高断面積合計値

各調査対象地における胸高断面積合計値を図 2-8, 海側成分 10m/s 以上の風速の予測回数, 年降水量, 土性, 地形を図 2-9 に示す。

前項で述べたとおり, 各調査対象地の胸高断面積合計値は海側成分 10m/s 以上の風速の予測回数が多いほど小さくなる傾向があった(表 2-5)。

一方, 南房総は草地・低木林に区分され, 胸高断面積合計値も小さい平砂浦や浜松と比較して, 海側成分 10m/s 以上の風速の予測回数が多いに関わらず, 広葉樹林化し胸高断面積合計値も大きく風の予測回数との対応がみられなかった(図 2-8, 図 2-9)。地点数が少なく定量的な比較は困難であるが, 南房総等の土性が壤土である調査対象地は, 風の条件に関わらず広葉樹林の成林が確認された。

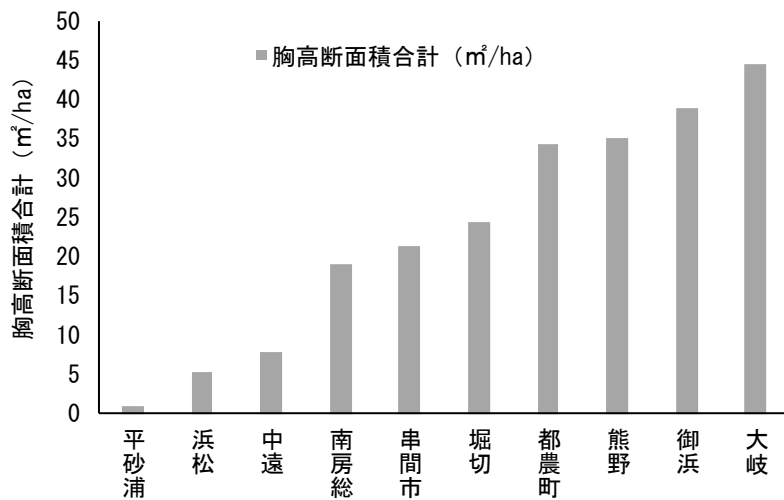


図 2-8 各調査対象地における胸高断面積合計値

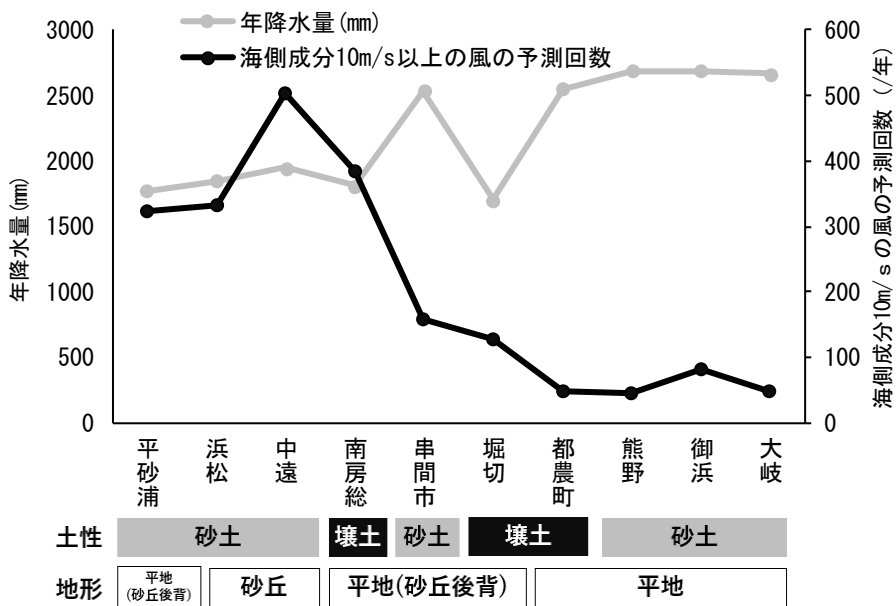


図 2-9 各調査対象地における10m/s以上の風速の予測回数及び年降水量、土性、地形

2.1.4 考察

本研究の調査対象地においては，海側からの風の強い環境条件ほど広葉樹林の胸高断面積合計値，樹高，個体密度が減少する傾向にあった。本調査において，海側からの風の条件は，海側成分の風速10m/s以上の風速の予測回数の年間合計値を，各調査対象地の代表値として用いた。そのため，時期や風速別の風と広葉樹の生育の関係等を詳細に検討することは困難である。

ただし，前述のとおり，本調査の解析対象とした海側成分の風速10m/s以上の風は，地表面より0.1mの高さにおける風速に換算すると，約5.5m/s以上の風速となる。これは，砂浜の砂が風により動き出す，飛砂限界風速4.0～5.0m/s(中島 1979,吉崎 1994)をやや上回る値となる。飛砂が植物に与える影響としては，植物体に傷が付くとそこから塩分が侵入する事(倉内 1956)や，蒸散が促進される(SANO et al.1960)事が指摘されている。

また，風速が大きいほど飛来塩分量は多くなる傾向がある事が知られている(浅井ら 1986,滝川ら 1996等)。BOYCE(1954)は海岸林の汀線側最前線の風衝林形の角度は，塩分を含む風が強い環境ほど小さくなることを明らかにしている。また，坂本(1983)はイタヤカエデの梢頭は海風の影響の大きいと思われる環境程，伸長が抑制されることを確認している。本調査対象地においてもこれらと同様に，海側成分の風の大きい調査対象地ほど，広葉樹への飛砂や飛来塩分への暴露が大きくなり，生育阻害が起こっている可能性があると考えられる。

また，海側からの風と各調査対象地の胸高断面積合計値，樹高，個体密度を，汀線側・中央・内陸側別に比較すると，汀線側及び中央は内陸側と比較してやや強い相関となった(図 2-5, 図 2-7)。

海岸林内の環境勾配については，主にクロマツ海岸林における報告がいくつかあり，佐藤ら(1952)は，クロマツ単層林内において，地上1mの風速の水平分布を測定し，林内の風速は汀線側から内陸側への距離に応じて減衰することを確認している。また，灘岡ら(1996)は，汀線側のクロマツは過大な飛塩を受け，内陸に行くにつれて濃度が低下するとしている。本調査の各調査対象地もクロマツ海

岸林であった頃から、汀線側から内陸側にかけて風速分布や到達塩分量の分布に環境勾配が生じており、汀線側ほど海側からの風の影響を強く受けていると考えられる。

一方、南房総では、裸地・草地となっている平砂浦や浜松と同程度に、海側からの風が予測されているのにも関わらず、広葉樹海岸林が成立していた。本調査では調査地点数が少なく、定量的な解析は出来ていないが、南房総を含む、土性が壤土である調査対象地はいずれも広葉樹林化していた。土壌条件を変えた広葉樹苗木の生育比較試験では、砂土と比べ客土や施肥を行った広葉樹苗木で塩害被害等の軽減が確認されている(本間 1969,八神 2009)。そのため、土壌化により水分条件が改善され(大手 1989)、海側成分の風の影響が緩和されている可能性もあると考えられる。

その他にも、地形による風速の減衰(萩野 2012)や、降水による塩分の溶脱(寺崎 2015)、飛砂量の違い(遠田 2018)等も海側成分の風の影響を緩和又は増大させる要因である可能性があると考えられる。

また、各調査対象地の植栽履歴は記録が少なく、林齢と広葉樹海岸林の成林との関係については解析出来なかった。ただし、空中写真を判読すると、南房総と平砂浦はいずれも1940年代後半は樹林にはなっておらず、1961年の空中写真でクロマツの植栽が確認された。また、堀切は、1959年の伊勢湾台風により海岸林の多くが消失し、その後クロマツの植栽が行われている(愛知県 2009)。よって、南房総、平砂浦、堀切はほぼ同じ時期に裸地状態の環境にクロマツが植栽されたと考えられ、林齢に大きな違いはないものと考えられるが、広葉樹海岸林の成林の程度には大きな違いがみられている。そのため、時間経過に伴う植生遷移よりも、各調査対象地の環境条件の違いが、広葉樹海岸林の成林により影響している可能性があると考えられる。

2節 広葉樹の定着と防災林としての樹林形成の条件

2.2.1 はじめに

1 節では汀線側からの風が広葉樹海岸林の成林に影響を与えることが明らかとなった。汀線側からの風は広葉樹の生長の速度へも影響を与える可能性が考えられ、広葉樹海岸林の成林に必要な期間も環境条件によって異なると考えられる。しかし、1 節では各調査対象地の経年変化を用いた解析は出来なかったため、時間軸を含めて広葉樹海岸林の成林と環境条件との対応を明らかにする必要があると考える。

そこで、本節では、環境条件の違いが、侵入広葉樹による広葉樹海岸林の成林に与える影響を経年的に明らかにすることを目的とした。調査対象地は約 10 年前の詳細の調査データが得られる海岸林を対象とし、特に汀線側からの距離、砂丘斜面の方位と侵入広葉樹の種組成・林分構造の関係に注目し研究を行った。

2.2.2 方法

2.2.2.1 調査対象地

静岡県遠州灘海岸に位置する掛川市(旧大須賀町及び旧大東町内)の海岸林を調査対象地とした。当地域は東南東方向に海岸線が湾曲しており、激しい偏西風が海岸から吹き付ける。その対策として、人工砂丘を海岸線に対し 5° ～ 20° 斜めに造成し、砂丘上に海岸林を造成することで、強風や飛砂を海側に受け流している(静岡県中遠農林事務所治山課 2017)。人工砂丘及び海岸林は江戸時代末期より造成が開始され、内陸側から汀線側に向かって人工砂丘が複数列に渡り造成されている。現在では汀線からおおよそ 400m～1,200m の範囲に 5 列程の人工砂丘及び海岸林が造成されている。

また、海岸林へは主にクロマツが植栽されていたが、1984 年を被害のピークとするマツ材線虫病被害及び管理放棄により、2019 年現在は自然侵入した広葉樹が優占する。

調査対象地最寄りの磐田気象観測所(気象庁 2018)の 1981 年～2010 年の測定値によると、年平均降水量は 1,723.4mm、年平均気温

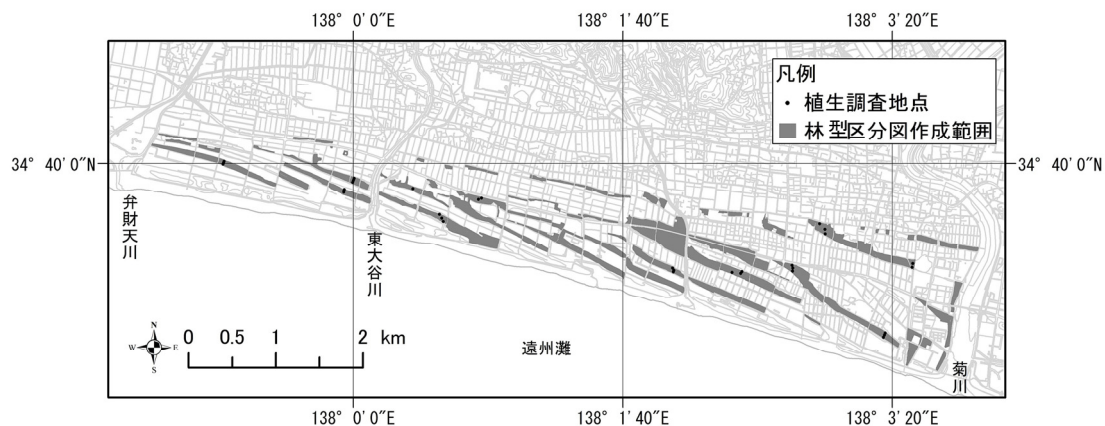


図 2-10 調査対象地

は 16.0℃，月別最多風向は 9 月の東北東を除き，西～西北西，平均風速は 2.3m/S となっている。

また，磐田気象観測所（気象庁 2018）の 1981 年～2010 年の測定値より算出した温量指数は 132.1，最寒月の平均気温は 6.1℃であった。

なお，1 節で草地・裸地と区分された中遠の調査対象地は，林型区分図作成範囲の汀線側最前線に位置している。

2.2.2.2 調査方法

(1) 林型区分

本対象地は 2006 年に（伊藤 2007）により図 2-10 に示す範囲で林型区分図の作成が行われている。林型の変化を比較するために，本研究も同範囲において林型の区分を行い，林型区分図を作成した。林型を区分する際は（伊藤 2007）を踏襲し，広葉樹の植被率，クロマツの植被率，高木層の樹高により設定された，表 2-4 に示す基準で行った。なお，本調査時は 2006 年より新たに植栽地や人工改変地が確認されたため，これらは新たに区分を設けて記録した。

林型の区分にあたり，林冠層の広葉樹とクロマツの被覆状況は空中写真の判読と現地における確認，樹高は現地における測定により把握した。

表 2-4 林型区分の判断基準

林型区分	林冠の高さ	林冠層の植被率		その他
		クロマツ	広葉樹	
クロマツ林	5m以上	80%以上	30%以下	
混交林	5m以上	20~70%	30%以上	
低木広葉樹林	5m以下	20%以下	30%以上	
高木広葉樹林	5m以上	20%以下	30%以上	
裸地・草地	-	20%以下	5~30%	
ササ類	-	-	-	ササ類が主体
植栽	-	-	-	クロマツ苗木植栽地又は公園
人工改変地	-	-	-	風力発電機やソーラーパネルの建設等

判読に用いる空中写真は、小型 UAV (DJI 社製 Phantom3 Advanced) により調査対象地全域の写真を撮影し、撮影した写真を (Agisoft 社製 PhotoScan) を用いてオルソモザイク画像に変換したものとした。撮影高度は 50~100m、撮影は 2018 年 6 月~2018 年 7 月に実施した。

現地における樹高の測定は、判読にて区分した各林型区分の連続したまとまりを基本とし、代表的な箇所を測幹を用いて測定した。ただし、樹高に違いがみられた場合は、複数箇所を測定し再度林型を区分した。樹高の測定は 2018 年 6 月~2018 年 7 月に行った。

作成した林型区分図は、GIS 解析ソフト (ESRI 社製 Arc.GIS 4.0) を用いて図化と位置情報の付与を行い、区分別の面積を算出した。

2006 年時点の林型区分図 (伊藤 2007) も同様に、図化と位置情報の付与を行い、区分別の面積を算出した。

(2) 林型区分図作成範囲の環境要因

区分された林型と環境要因との解析を行うために、林型区分図作成範囲に 5m×5m メッシュを作成し、各メッシュに含まれる林型区分の面積を算出し、最も面積の大きい区分をそのメッシュの値とした。

環境要因としては、傾斜方位、傾斜角度、汀線からの直線距離のデータを付与した。

傾斜方位と傾斜角度は、基盤地図情報数値標高モデル 5m メッシュ (国土地理院 2018) を基に算出した。GIS 解析ソフト (ESRI 社製 Arc.GIS 4.0) のツールを用いて、基盤地図情報の数値標高モデルから、傾斜角度及び傾斜方位のデータを格納したラスターファイル

を作成した。更に，林型区分図作成範囲で作成した 5m×5m メッシュを，作成した各レイヤーとトレースし，各メッシュの傾斜角及び傾斜方位の平均値を算出し，各メッシュの値とした。なお，1 節の中遠の地点において，現地で測量した比高と数値標高モデルの対応を検討したところ，有意な相関 ($r=0.9, p<=0.01$) が確認された。

汀線からの距離は，国土数値情報の海岸線データ（国土交通省 2018）を基に算出した。各メッシュから汀線までの最短距離を GIS 解析ソフト（ESRI 社製 Arc.GIS 4.0）のツールにより求め，各メッシュの値とした。

(3) 植生調査

本対象地は 2006 年に（伊藤 2007）により 35 地点で植生調査が行われている。各調査地点の種組成の変化を比較するために，本研究も同一地点で植生調査を実施した。ただし，このうち 3 地点は地形改変により立ち入りが困難であったため，図 2-10 に示す 32 地点を調査対象とした。調査地点は 2500 万分の 1 の図面に示された地点及び 2006 年調査時に記録された道路等の目印となる地物からの斜距離をもとに再現した。

なお，調査地点の設置にあたり，（伊藤 2007）は地形の違いに着目し，地形を砂丘の風衝面，丘頂，風背面に区分し，同一砂丘でそれぞれの地形が比較できる林帯幅 30m 以上の海岸林を対象としている。また，砂丘列が汀線側から内陸側に向かい複数造成されていることから，汀線側からの距離の違いにも着目し，距離の異なる砂丘を含むよう地点を設定している。ただし，汀線側の最前線の海岸林については，地形が複雑かつ林帯幅が内陸側の砂丘と比較して極端に長いことから，地形を風衝面，丘頂，風背面に区分できないため，調査地から除外している。

植生調査は，各調査地点において 10m×10m の方形区を設置し，植物社会学的方法（BRAUN-BLANQUET, 1964）により行った。ただし，同一の地形区分内で 10m×10m の方形区の設置が困難な箇所については，5m×10m 又は 7m×10m の方形区とした。方形区の大きさは（伊藤 2007）により実施された各調査地点といずれも同じとなった。

調査は 2018 年 8 月～2018 年 9 月に実施した。

(4) 植生調査地点の環境要因

各調査地点の環境条件として、2006 年のクロマツ植被率、2006 年の林冠層の高さ、汀線からの距離、汀線からの砂丘列数、地形（風衝面、丘頂、風背面）、林齢を解析に用いた。

クロマツ植被率及び林冠層の高さは、（伊藤 2007）により把握した。なお、クロマツの植被率は 0～19%、20～39%、40～59%、60～79%、80～100%の 5 段階で記録されている。汀線からの距離は、GIS 解析ソフト（ESRI 社製 Arc.GIS 4.0）により各調査地点から汀線（国土交通省、2018）までの距離を計測した。汀線側からの砂丘の列数は、最も汀線側の砂丘を 1 列目とし、空中写真で数えることにより把握した。地形は汀線側向きの斜面を「風衝面」、砂丘丘頂の平坦部を「丘頂」、陸側向き斜面を「風背面」として、現地調査時に確認した。解析にあたっては、風衝面を 1、丘頂を 2、風背面を 3 として数値化した。林齢は森林簿より把握した。

以上の値を環境要因として解析に用いるものとした。

(5) 植生調査結果の解析方法

群落型の類型化を行うために、各調査地点の高木層の樹種別の被度を数値に変換（+：0.5%、1：5%、2：17.5%、3：37.5%、4：62.5%、5：87.5%）し、クラスター分析を行った。各調査地点間のユークリッド距離を算出し、Ward 法を用いて結合した。分析には PC-ORD ver4.0 を用いた。経年変化を把握する目的で伊藤（2007）による 2006 年の植生調査結果も同様にクラスター分析を行った。

また、各調査地点間の種組成の違いと環境要因の関係を検討するために、徐歪対応分析（DCA）による序列化を行い、得られたサンプルスコアと環境要因との関係について Spearman の順位相関分析を行った。DCA 分析には PC-ORD ver4.0、Spearman の順位相関分析には R3.4.3 を用いた。

2.2.3 結果

2.2.3.1 林型区分結果

(1) 林型区分

2006年及び2018年の林型区分図を図2-11、林型区分別の面積を表2-5に示す。

2006年から2018年にかけての大きな変化として、2006年の調査では汀線側を中心にクロマツ林と、クロマツが林冠層に優占する混交林が確認されていたが、2018年の調査では主に低木広葉樹林に置き換わっていることが確認された。面積としては、2006年の調査でクロマツ林は13.4ha、混交林は19.3ha確認されていたが、2018年の調査ではクロマツ林が1.5ha、混交林は0.4haといずれも減少している。一方、2006年の調査で低木広葉樹林は40.4ha確認されていたが、2018年の調査では63.4haと増加している（表2-5）。

その他、高木広葉樹林は9.3ha増加、裸地・草地は6.9ha減少していた。ササ類は大きな変化はみられなかった。

また、2018年調査時は海岸林の一部が太陽光発電施設や工事により改変されていたため、新たに「人工改変地」として区分した。その他、クロマツ苗木の植栽箇所や、公園が整備されていた箇所は新たに「植栽」として区分した。

表 2-5 各林型区分の面積

林型区分	2006年		2018年		増減(ha)
	面積(ha)	相対値(%)	面積(ha)	相対値(%)	
クロマツ林	13.4	11.2	1.5	1.3	-11.8
混交林	19.3	16.2	0.4	0.3	-18.9
低木広葉樹林	40.4	33.9	63.4	53.1	23.0
高木広葉樹林	24.2	20.3	33.5	28.1	9.3
裸地・草地	16.7	14.0	9.8	8.2	-6.9
ササ類	5.4	4.5	4.8	4.0	-0.6
植栽	-	-	0.8	0.7	0.8
人工改変地	-	-	5.1	4.3	5.1
総計	119.3	100.0	119.3	100.0	-

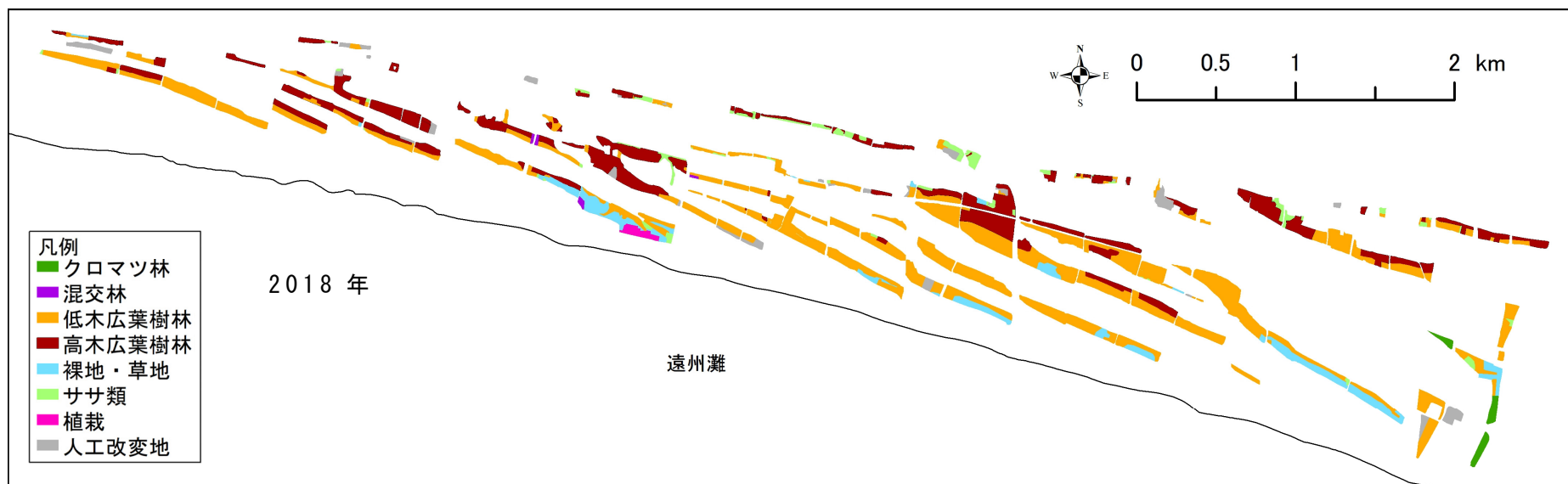
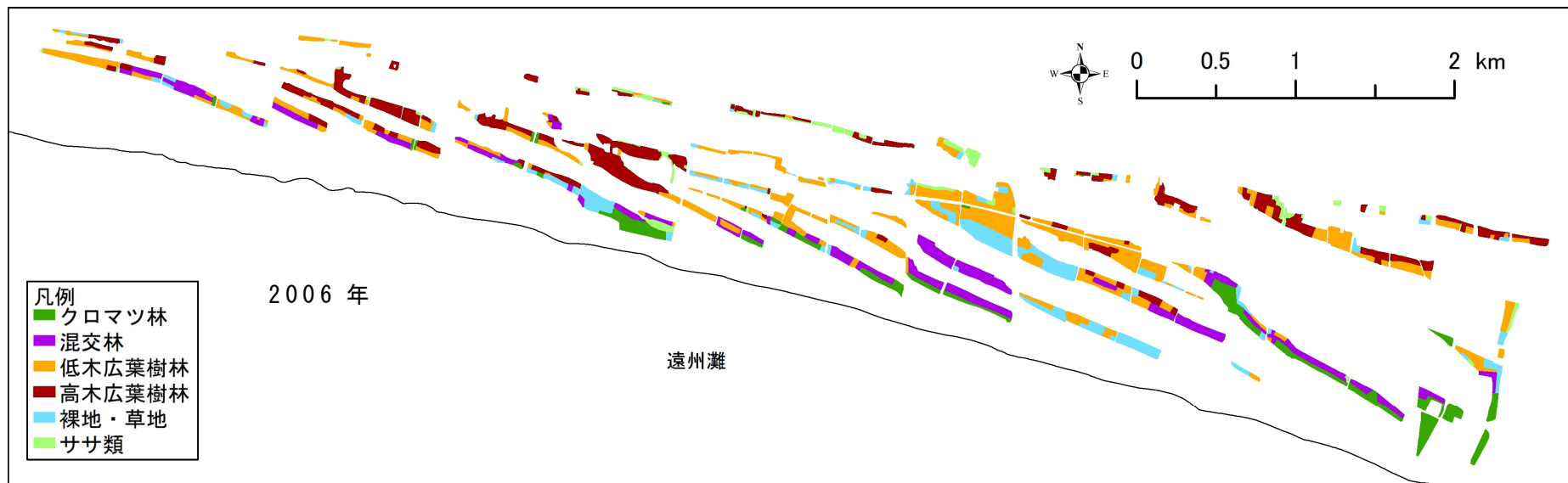


図 2-11 林型区分図

(2) 林型別の変化

2006年から2018年の林型別の変化を比較するために、2006年の調査で区分された各林型の範囲における、2018年の調査での林型の区分結果を構成割合で示した（図 2-12）。

2006年の調査でクロマツ林に区分された範囲は、2018年では主に低木広葉樹林又は裸地・草地に変化していた。2006年の調査で混交林に区分された範囲も同様の傾向であったが、クロマツ林に区分された範囲と比較すると、低木広葉樹林の割合が高かった。

2006年の調査で低木広葉樹林に区分された範囲は、2018年では一部高木広葉樹林に変化していたが、多くは低木広葉樹林のままであった。2006年の調査で高木広葉樹林に区分された範囲は、2018年でもほとんど変化していなかった。

2006年の調査で裸地・草地に区分された範囲は、2018年では多くは低木広葉樹林へ区分されたが、一部は裸地・草地のままであった。

2006年の調査でササ類に区分された範囲は、2018年では一部高木広葉樹林又は低木広葉樹林に区分されたが、多くは変化しなかった。

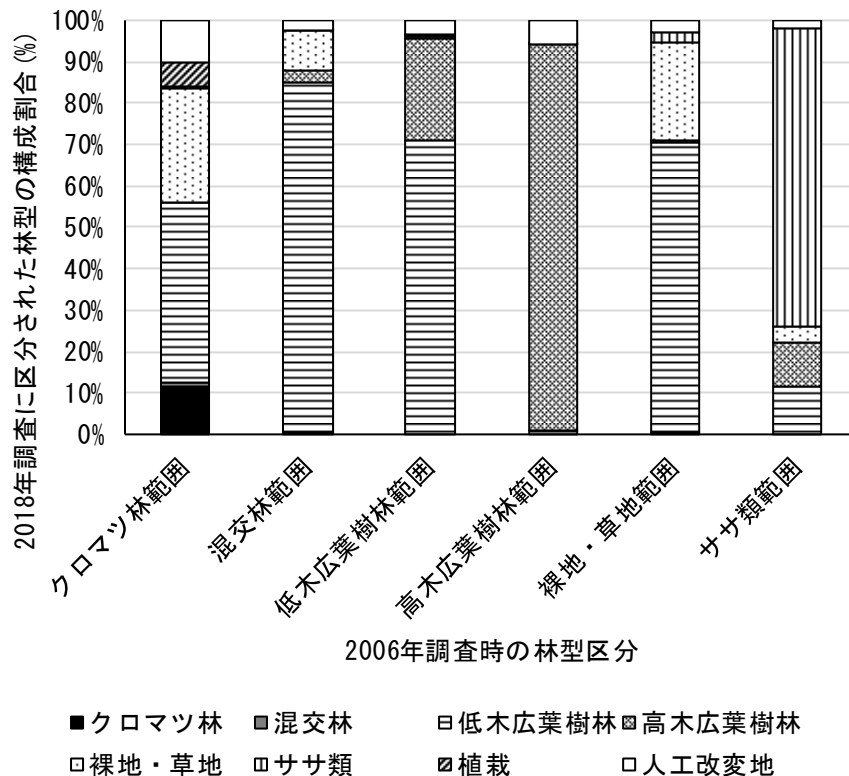


図 2-12 2006年調査時の林型区分範囲別の2018年林型内訳

(3) 汀線からの距離及び砂丘の傾斜向きと林型の経年変化

汀線からの距離及び砂丘の傾斜向き別の林型のメッシュの経年変化を表 2-6 に示す。表中の値は、2006 年の調査で区分された各林型が、2018 年にどの林型に変化したかをメッシュの割合として記載したものである。

各林型の主な変化として、2006 年にクロマツ林に区分された範囲から、2018 年では裸地・草地へ変化した範囲は、汀線からの距離が近く、砂丘の傾斜向きが汀線側の環境で割合が高かった。一方、低木広葉樹林へ変化した範囲は、汀線からの距離が遠く、砂丘の傾斜向きが内陸側向きの環境で割合が高かった。2006 年に混交林に区分された範囲からの変化も同様の傾向がみられた。

2006 年に低木広葉樹林に区分された範囲は、汀線からの距離が近く、砂丘の傾斜向きが汀線側の環境では 2018 年も林型が維持されていた。高木広葉樹林へ変化した範囲は、汀線からの距離が遠く、砂丘の傾斜向きが内陸側向きの環境で割合が高かった。

2006 年に高木広葉樹林に区分された範囲は、一部人工改変地へ変化がみられたが、その他は海岸線からの距離や斜面向きに関わらず、いずれも大きな変化はみられなかった。

2006 年に裸地・草地に区分された範囲から、2018 年では低木広葉樹林へ変化した範囲は、海岸線からの距離が遠く、砂丘の斜面向きが内陸側の環境で割合が高かった。裸地・草地が維持されていた範囲は、海岸線からの距離が近く、砂丘の斜面向きが汀線側で割合が高い傾向にあった。また、一部でササ類への変化がみられたが、海岸線からの距離や斜面向きとの関係はみられなかった。

2006 年にササ類に区分された範囲からの変化に明瞭な傾向はみられなかったが、汀線からの距離が 200m 以下の範囲では低木広葉樹林又は裸地・草地へ変化する割合が高い傾向にあった。また、汀線からの距離が 400m 以上で砂丘の斜面向きが内陸側の環境では、一部高木広葉樹林への変化がみられた。

表 2-6 汀線からの距離及び砂丘の傾斜向きと林形の変化

林型区分		汀線からの距離(m)・砂丘の傾斜向き													
		0～		200～		400～		600～		800～		1000～		1200～	
		汀線 割合(%)	内陸 割合(%)	汀線 割合(%)	内陸 割合(%)	汀線 割合(%)	内陸 割合(%)	汀線 割合(%)	内陸 割合(%)	汀線 割合(%)	内陸 割合(%)	汀線 割合(%)	内陸 割合(%)	汀線 割合(%)	内陸 割合(%)
2006年	2018年														
クロマツ林	クロマツ林	2.9	7.3	6.9	13.9	17.2	26.6	47.1	47.1	0.0	0.0	-	0.0	-	-
	混交林	0.0	0.0	0.0	0.0	6.6	8.8	0.0	0.0	0.0	0.0	-	0.0	-	-
	低木広葉樹林	20.3	40.4	36.3	51.4	69.1	46.8	51.2	48.3	83.3	20.0	-	0.0	-	-
	高木広葉樹林	0.0	0.0	0.1	1.5	0.0	0.0	0.0	0.0	5.6	80.0	-	100.0	-	-
	裸地・草地	55.2	26.2	39.3	9.4	6.7	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	-	0.0	-	-
	ササ類	1.4	3.0	0.5	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	11.1	0.0	-	0.0	-	-
	植栽地	19.2	23.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	-	0.0	-	-
	人工改変地	1.0	0.0	16.9	23.8	0.5	17.5	1.7	4.6	0.0	0.0	-	0.0	-	-
合計メッシュ数		1048	592	2017	886	870	331	293	87	18	5	-	2	-	-
混交林	混交林	2.3	1.5	1.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	-	-	-	-	-	-
	低木広葉樹林	37.9	76.4	86.2	89.8	83.4	81.3	54.5	94.4	-	-	-	-	-	-
	高木広葉樹林	0.0	0.0	0.4	1.1	8.0	14.9	0.0	0.0	-	-	-	-	-	-
	裸地・草地	56.5	21.6	6.8	6.3	8.6	3.9	45.5	5.6	-	-	-	-	-	-
	ササ類	3.4	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	-	-	-	-	-	-
	人工改変地	0.0	0.0	4.6	2.8	0.0	0.0	0.0	0.0	-	-	-	-	-	-
合計メッシュ数		177	343	3172	2965	747	880	189	234	-	-	-	-	-	-
低木広葉樹林	低木広葉樹林	100.0	100.0	91.7	78.8	83.7	68.1	59.5	50.5	80.2	67.3	66.5	80.1	99.4	76.9
	高木広葉樹林	0.0	0.0	4.9	17.7	10.1	28.7	34.2	47.1	3.0	28.9	31.8	19.0	0.6	23.1
	裸地・草地	0.0	0.0	1.1	0.9	1.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	ササ類	0.0	0.0	1.0	0.2	0.1	0.2	2.5	0.4	1.3	2.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	人工改変地	0.0	0.0	1.3	2.4	4.8	3.0	3.8	2.0	15.5	1.8	1.7	0.9	0.0	0.0
合計メッシュ数		21	4	2019	2113	3531	2168	3278	2887	1074	342	636	532	333	78
高木広葉樹林	低木広葉樹林	-	-	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	1.8	0.0	0.0	0.0	0.0
	高木広葉樹林	-	-	91.6	99.4	94.2	95.7	81.9	89.9	85.9	85.4	96.5	95.5	100.0	100.0
	ササ類	-	-	0.0	0.0	1.1	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	人工改変地	-	-	8.4	0.6	4.6	4.1	18.1	10.1	14.0	12.8	3.5	4.5	0.0	0.0
合計メッシュ数		-	-	631	1099	2099	2842	520	318	838	507	748	846	390	396
裸地・草地	混交林	0.0	0.0	0.0	0.0	1.1	0.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	低木広葉樹林	17.4	25.4	68.7	77.5	81.3	80.5	57.8	51.6	46.3	82.6	80.4	100.0	60.7	100.0
	高木広葉樹林	0.0	0.0	0.0	0.0	1.5	2.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	裸地・草地	69.4	52.5	29.0	21.8	14.1	14.6	17.1	40.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	ササ類	13.2	22.0	0.6	0.0	0.7	0.0	5.8	0.0	48.5	2.2	5.4	0.0	39.3	0.0
	人工改変地	0.0	0.0	1.7	0.7	1.3	1.9	19.4	7.6	5.2	15.2	14.3	0.0	0.0	0.0
合計メッシュ数		385	59	1663	1030	2064	1023	469	581	134	46	56	71	107	25
ササ類	低木広葉樹林	55.3	40.0	37.8	9.7	5.6	0.0	0.0	0.0	7.1	8.6	5.7	3.0	12.8	25.0
	高木広葉樹林	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	22.6	9.7	29.5	9.0	17.2	0.9	6.9	0.0	0.0
	裸地・草地	37.7	50.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	ササ類	7.0	10.0	62.2	90.3	94.0	77.4	89.1	68.6	83.9	74.3	81.1	81.8	63.8	55.0
	人工改変地	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.1	1.8	0.0	0.0	12.3	8.2	23.4	20.0
合計メッシュ数		215	10	37	31	248	84	175	220	678	513	106	231	47	80
合計メッシュ数		1846	1008	9539	8124	9559	7328	4924	4327	2742	1413	1546	1682	877	579

2.2.3.2 植生調査結果

(1) 群落型の区分

2006年及び2018年の全植生調査地点の林冠層の被度のデータをクラスター分析した結果、全6つの群落型が識別された(図2-13)。デンドログラムの分割は、2018年の調査時に確認された各調査地点の相観を参考に、一定の距離で行った(図2-13)。以下、それぞれの群落型を優占種よりクスノキ優占型、ハリエンジュ優占型、クロマツ優占型、エノキ優占型、ウバメガシ優占型、ヒメユズリハ優占型とする。

(2) 各群落型の構成種と林冠高

群落型別の林冠層の構成種及び林冠高を表2-7に示す。

2006年の調査地点はクスノキ優占型、ハリエンジュ優占型、クロマツ優占型、エノキ優占型の4群落に識別され、ほとんどの調査地点はクロマツ優占型であった。2018年の調査地点は、クロマツ優占型はみられず、2006年の群落型に加え、エノキ、ウバメガシ、ヒメユズリハ優占型に識別された。

群落型別の種組成として、クスノキ優占型はクスノキの他、ハゼノキも高い頻度で確認された。また、林冠高は広葉樹が優占する群落型の中では最も高い傾向にあった。

ハリエンジュ優占型はハゼノキやシャリンバイ等、海岸性の樹種に関わらず、多様な種が確認された。

クロマツ優占型はクロマツがほぼ単一で生育していた。また、林冠高は最も高かった。

エノキ優占型はハゼノキも高い頻度で確認され、落葉樹が優占する傾向にあった。

ウバメガシ優占型はウバメガシの他、ネズミモチも高い被度で確認され、海岸低木種により主に構成されていたが、高木種も一定の頻度で出現する傾向にあった。また、林冠高は最も低かった。

ヒメユズリハ優占型はクスノキ、エノキもやや高い頻度で確認され、比較的常緑樹が優占する傾向にあった。

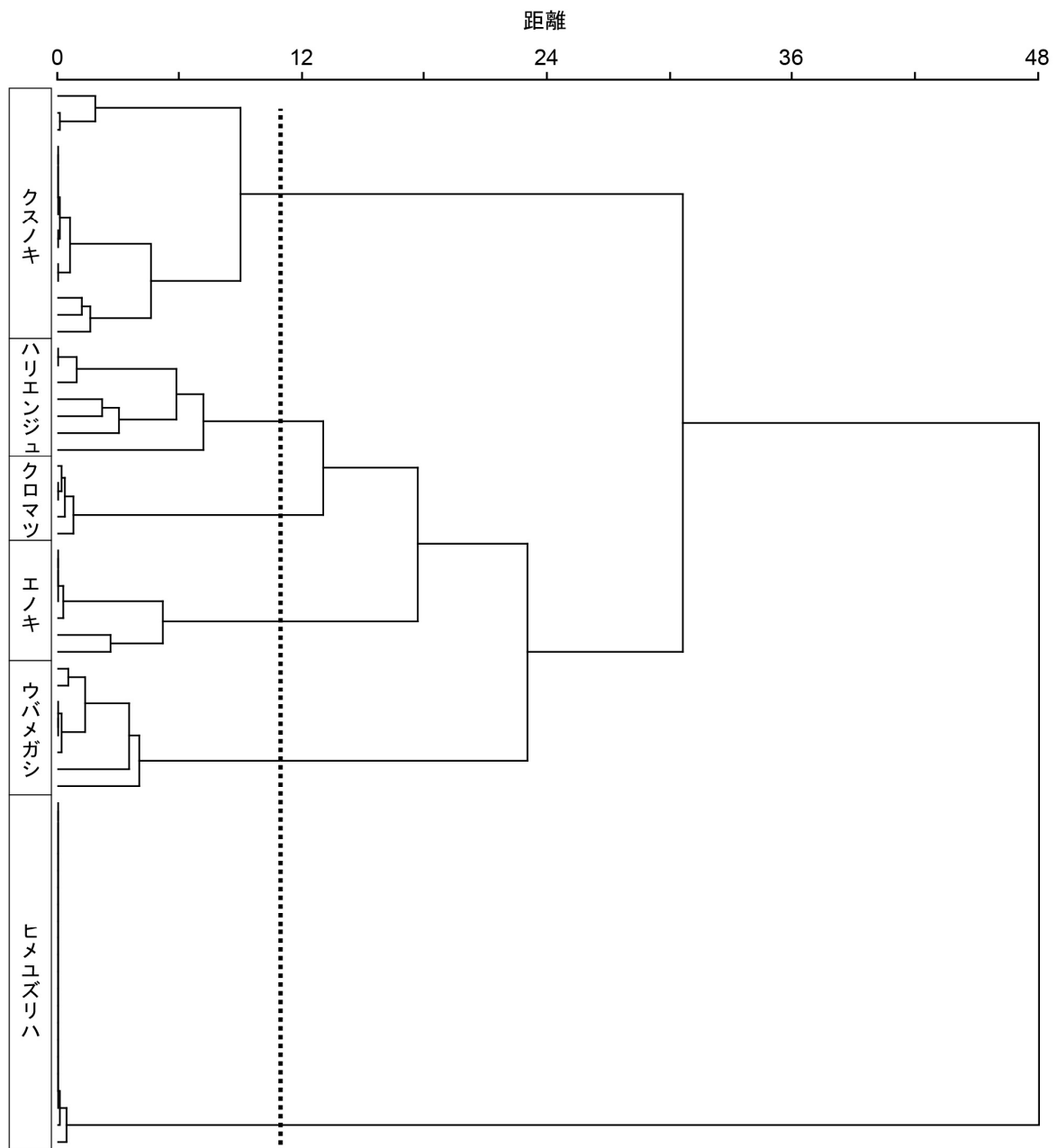


図 2-13 クラスタ解析結果

注 1:種名は各群落型の優占種を示す。

注 2:図中の点線はデンドログラムの分割箇所を示す。

表 2-7 群落型別の林冠層の構成種及び林冠高

樹種区分	和名	学名	クスノキ	ハリエンジュ	クロマツ	エノキ	ウバメガシ	ヒメユズリハ	
			優占型 n=7 (2006) n=7 (2018)	優占型 n=2 (2006) n=5 (2018)	優占型 n=21 (2006) n=0 (2018)	優占型 n=1 (2006) n=4 (2018)	優占型 n=0 (2006) n=8 (2018)	優占型 n=0 (2006) n=7 (2018)	
クロマツ	クロマツ	<i>Pinus thunbergii</i> Parl.	I ¹		V ¹⁻⁴				
タブ型種	クスノキ	<i>Cinnamomum camphora</i> (L.) J.Presl	V ¹⁻⁵	III ¹⁻²	I ¹	I ⁺	IV ⁺¹	III ¹	
	ヒメユズリハ	<i>Daphniphyllum teijsmannii</i> Zoll. ex Kurz	I ⁺¹	I ⁺		I ¹	II ⁺²	V ¹⁻⁴	
	クロガネモチ	<i>Ilex rotunda</i> Thunb.	I ⁺¹			I ⁺	II ⁺		
	ヤブニッケイ	<i>Cinnamomum tenuifolium</i> (Makino) Sugim. ex H.Hara	I ¹	II ¹		I ⁺	I ⁺	I ⁺	
	タブノキ	<i>Machilus thunbergii</i> Siebold et Zucc.	I ¹	III ⁺²					
その他高木種	ハゼノキ	<i>Toxicodendron succedaneum</i> (L.) Kuntze	III ⁺³	II ¹⁻²		V ¹	IV ⁺¹	I ¹	
	ハリエンジュ	<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	I ¹	V ²⁻³				I ⁺	
	エノキ	<i>Celtis sinensis</i> Pers.	I ¹⁻²	III ⁺¹	I ¹	V ¹⁻²	IV ⁺²	III ¹⁻²	
	センダン	<i>Melia azedarach</i> L.					II ⁺	I ¹	
	アカメガシワ	<i>Mallotus japonicus</i> (L.f.) Müll.Arg.	I ¹	I ⁺		I ¹	III ⁺	I ⁺	
	イボタノキ	<i>Ligustrum obtusifolium</i> Siebold et Zucc.	I ⁺	II ⁺		I ¹	II ⁺	I ⁺	
	海岸低木種	ウバメガシ	<i>Quercus phillyreoides</i> A.Gray	I ⁺¹			I ⁺	V ¹⁻⁴	
		ネズミモチ	<i>Ligustrum japonicum</i> Thunb.	I ⁺	III ⁺²			V ⁺¹	I ⁺
		シャリンバイ	<i>Rhaphiolepis indica</i> (L.) Lindl. ex Ker var. <i>umbellata</i> (Thunb.) H.Ohashi	I ¹	II ²⁻³		I ¹	III ⁺¹	I ²
		トベラ	<i>Pittosporum tobira</i> (Thunb.) W.T.Aiton	I ⁺¹	III ⁺²			II ¹	
マサキ		<i>Euonymus japonicus</i> Thunb.	I ⁺	III ⁺			I ⁺		
	ナワシログミ	<i>Elaeagnus pungens</i> Thunb.	I ⁺	I ⁺			II ⁺		
林冠高(m)			7.9±2.7	7.1±2.6	10.4±1.4	6.8±1.9	3.6±1.7	6.3±2.8	

注 1:n は調査地点数を示す。なお、出現頻度 5%以下の種を除外した結果、2006 年では 1 地点群落型の区分の対象とならなかったため、総数が異なる。

注 2:表中の数値は出現頻度 (I:1~20%, II:21~40%, III:41~60%, IV:61~80%, V:81~100%) を示す。

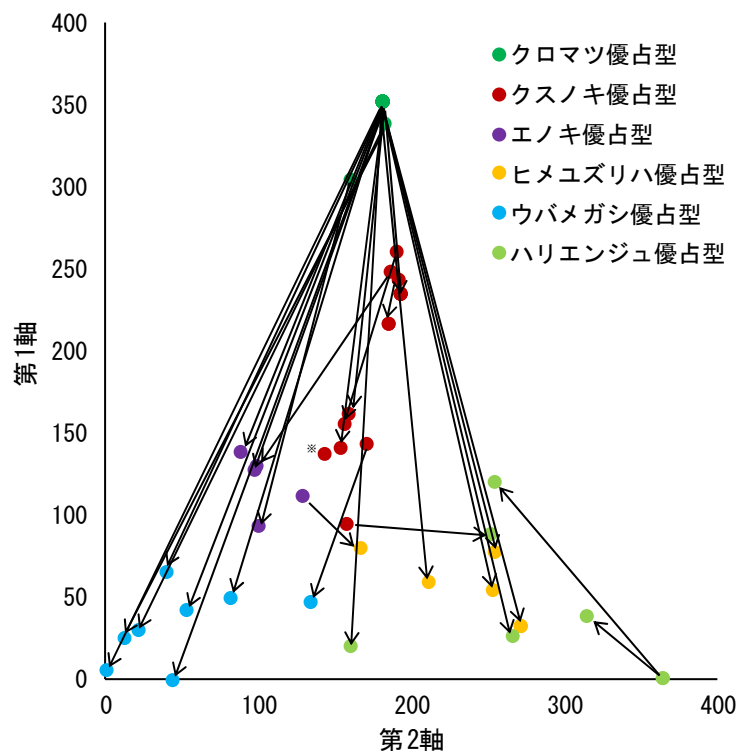
注 3:常在度横の値は被度の範囲を示す。

注 4:林冠高横の数値は標準偏差を示す。

(3) 群落型の 2006 年から 2018 年にかけての変化

2006 年と 2018 年の全調査地点の林冠層の被度に基づくデータの DCA による序列化の結果を図 2-14 に示す。なお，第 1 軸の固有値は 0.958，第 2 軸の固有値は 0.136 であった。

クラスター分析により識別された群落型は，それぞれ近い位置にプロットされた。調査地点別の 2006 年から 2018 年にかけての変化として，多くはクロマツ優占型から広葉樹の優占する群落型へ変化していた。その他の群落型はいずれの調査年も同一の群落型に区分される傾向にあり，プロット間の距離も近かった。



注 1：図中の矢印は各調査地点の 2006 年から 2018 年にかけての変化を示す。

注 2：図中※の地点は出現頻度 5%以下の種を除外した結果，2018 年のみで群落型が得られている。

図 2-14 2006 年，2018 年の全調査データを用いた DCA による序列化

次に，群落型の変化と林冠高の変化を表 2-7 に示した。

2006 年の調査時点で広葉樹が優占していた，エノキ優占型，クスノキ優占型，ハリエンジュ優占型は，2018 年調査時に林冠高に大きな変化は認められなかった。

一方，2006 年の調査でクロマツ優占型に区分された群落型は，2018 年調査で区分された群落型の全てで林冠高の減少が確認された。このうち，特にウバメガシ優占型は林冠高が低い傾向にあった。

表 2-8 群落型別の林冠高の経年変化

群落型 (2006年)	群落型 (2018年)	地点数	平均林冠高(m) (2006年)	平均林冠高(m) (2018年)
エノキ優占型	ヒメユズリハ優占型	1	10.0	10.0
クスノキ優占型	ウバメガシ優占型	1	8.0	8.0
	エノキ優占型	1	9.0	6.0
	クスノキ優占型	4	10.3±1.1	8.5±2.1
	ハリエンジュ優占型	1	9.0	10.0
クロマツ優占型	ウバメガシ優占型	7	10.8±1.2	3.0±0
	エノキ優占型	3	10.4±1.3	6.0±0.9
	クスノキ優占型	3	10.7±1.9	5.4±0.5
	ハリエンジュ優占型	2	11.0±1.0	4.5±1.5
	ヒメユズリハ優占型	6	10.0±1.6	5.0±2.4
ハリエンジュ優占型	ハリエンジュ優占型	2	8.0±2.0	7.5±1.5

注 1: 林冠高の左の数値は標準偏差を示す。

(4) 環境条件と群落型

前項までの結果により，本調査対象地における 2006 年から 2018 年にかけての群落型の変化は，クロマツ優占型に区分された群落型からの変化と，広葉樹の優占する群落型からの変化に大きく分かれることが確認された。

本調査地はいずれも従来はクロマツ林であり，2006 年調査時点で広葉樹が優占する群落型は，クロマツ優占型の群落型と比較して，遷移が進行しているものと考えられた。

そのため，経年比較の前提条件を統一するために，2006 年調査時点でクロマツ優占型に区分された 21 地点を解析対象とし，これらの地点の 2018 年調査結果に基づき区分された群落型と環境条件との対応について検討した。

解析対象とした 21 地点を 2018 年調査で確認された林冠層の被度に基づき DCA により序列化したところ，全調査地点の序列化結果と同様に各群落型は近い距離でプロットされた（図 2-15）。なお，第 1 軸の固有値は 0.688，第 2 軸の固有値は 0.412 であった。

各群落の座標の変化として第 1 軸では値の小さい方からウバメガシ優占型，ハリエンジュ優占型，クスノキ群落型及びエノキ優占型，ヒメユズリハ優占型へと群落型が変化した。第 2 軸ではクスノキ優占型，ヒメユズリハ優占型及びウバメガシ優占型，エノキ優占型へと群落型が変化した。ハリエンジュ優占型は第 2 軸の中央以下の範囲にまたがって分布した。

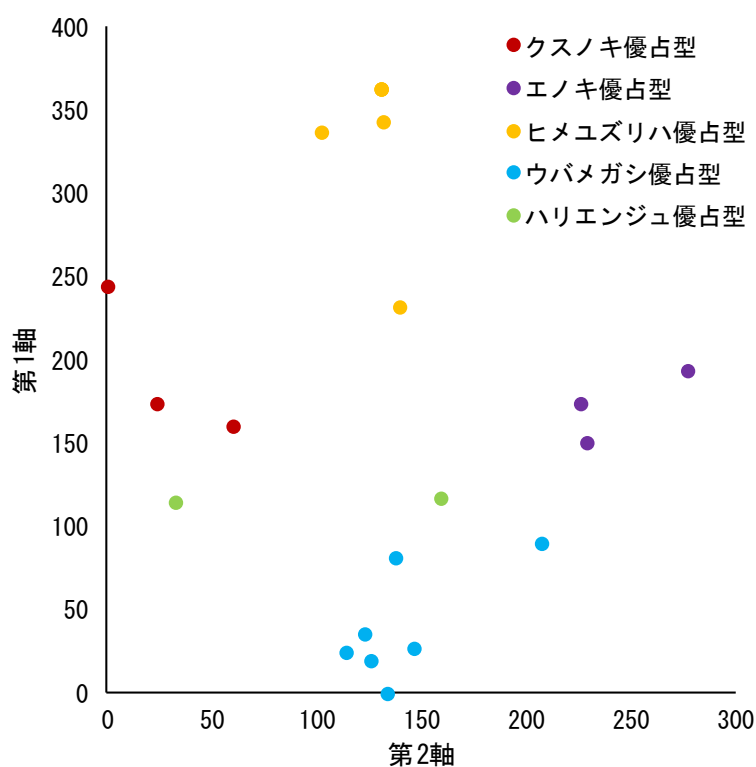


図 2-15 DCA による序列化 (2006 年でクロマツ優占型に区分された地点)

次に，各群落型の出現に影響を与える環境要因を明らかにするために，第 1 軸，第 2 軸のそれぞれの DCA のスコア値と各環境要因との相関を検討した。その結果第 2 軸と地形との間に有意な相関関係が認められ，風背面ではクスノキ優占型，丘頂ではヒメユズリハ優占型及びウバメガシ優占型，風衝面ではウバメガシ優占型とエノキ優占型が出現する傾向にあった。

その他の環境条件と DCA のスコア値との間には相関関係は認められなかった。

表 2-9 DCA のスコア値と環境条件との相関

	2006年の クロマツ植被率 (%)	2006年の 高木層高さ (m)	汀線からの 距離(m)	汀線からの 砂丘列数	地形	林齢
第 1 軸	-0.34	-0.15	0.32	0.17	0.07	-0.18
第 2 軸	-0.11	-0.24	-0.05	-0.25	-0.52※	0.43

注 1: ※は 5%水準で有意であったことを示す。

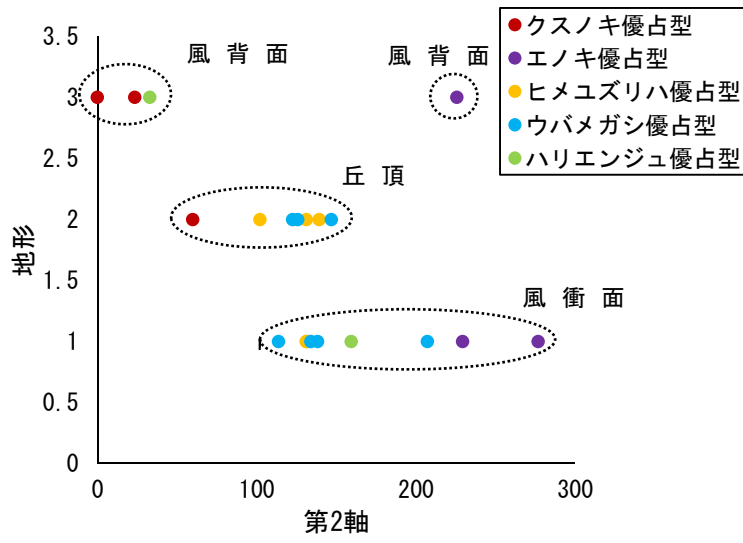


図 2-16 地形と第 2 軸の対応関係

2.2.4 考察

本調査対象地では2006年から2018年にかけてクロマツの優占する林型（クロマツ林，混交林）の大幅な減少が確認され（表2-5），本調査対象地でもマツ枯れ被害が進行したものと考えられる。

本調査地における林型区分図の作成結果では，クロマツの優占する林型（クロマツ林，混交林）の消失後に確認された林型は，主に裸地・草地又は低木広葉樹林であった（図2-12）。また，裸地・草地は汀線からの距離の近い汀線向き斜面，低木広葉樹林は汀線からの距離の離れた内陸向き斜面程割合が高くなる傾向にあった（表2-6）。

汀線側からの風の風速は，汀線側からの距離が離れるに従い減衰する（村井1992）。また，砂丘上の風速分布として，汀線側からの風速は，砂丘の風衝面と風背面では，風背面で低下すること（堀田2012等），砂丘の丘頂部に風速の加速域があること（末ら1968）が確認されている。

また，砂面近くの飛塩素量は，砂丘風上では，その対数が海岸から距離の増加と共に減少する（末ら1968）とされる。

以上から，本調査対象地における汀線側からの風の風速は，汀線側の風衝面，丘頂部ほど強く，内陸の内陸側斜面ほど弱いと考えられる。

風衝面及び丘頂で優占した海岸低木種のウバメガシは，海岸風衝地（島田ら2012）や海浜（上田ら2015）で低木林の構成種として生育することが知られており，塩分や乾燥への耐性が高く汀線側の風衝面の環境条件下でも生育出来たものと考えられる。

ただし，土壌塩分濃度が増加するとウバメガシの成長量と生理活性が低下することが確認されている（井上2007）。そのため，風速が強く飛来塩分や飛砂量の多い一定の環境条件下では，海岸環境に耐性を有する海岸低木種であっても定着できず裸地・草地となった可能性が考えられる。

また，植生調査結果の経年比較から，2006年の時点で林冠層にクロマツが優占していた地点では，いずれも2018年は広葉樹

林化していたが，種組成は地形（風衝面，丘頂，風背面）に応じて異なった（図 2-9）。

風衝面では，ウバメガシに加えエノキ，丘頂ではヒメユズリハが優占する傾向にあった。エノキは比較的風に強い（八神 2005）とされ，クロマツ林内への侵入（桑野 2017, 山口ら 2008 等）や，海岸近くの急峻な地形の土壌の薄い立地での生育（宮崎 2011）が確認されている。ヒメユズリハも海岸風衝地に生育するトベラ群団の構成種として知られており，耐性が高いものと考えられる（第 3 章で詳述）。

風背面で優占したクスノキは，沿岸域の高木広葉樹林の構成種であるタブ型種であり，海岸低木種の存在や地形によりやや風の安定した環境条件下に侵入，定着したのと考えられる。クスノキは他のタブ型種と比較すると，暗い林床への侵入が少ないことや，CO₂の再固定速度が高いこと（大庭ら 2005）が確認されており，比較的先駆的な性質をもつ種と考えられる。解析対象とした地点はいずれも 2006 年以降にクロマツが林冠から消失し，林床の光環境が急激に好転したのと考えられ，クスノキが先駆的に優占している可能性も考えられる。

ハリエンジュ群落は風衝面と風背面で確認されたが，確認地点数が少ないことに加え，肥料木として過去に植栽されていた可能性があり，環境要因との対応関係は不明であった。

また，林冠高の経年変化として，広葉樹の優占するウバメガシ優占型，エノキ優占型，クスノキ優占型，ハリエンジュ優占型，ヒメユズリハ優占型の 5 群落は，いずれも 2006 年のクロマツ優占型であった時と比較すると林冠高は低下していた。ただし，2018 年の林冠高は群落型により異なった（表 2-8）。

ここで，群落型別の汀線からの距離別にみた空間分布状況を図 2-17，各群落型の汀線からの距離と樹高を図 2-18 に示す。種組成と汀線からの距離との間に相関がみられなかったように（図 2-16），各群落型と汀線からの距離との間に明瞭な関係は認められなかった。次に，図 2-17 に各群落型の樹高と汀線からの距離を示す。海岸低木種のウバメガシ優占型は汀線からの距

離に関わらず樹高は変化しない傾向にあった。一方でタブ型高木種のクスノキ優占型，ヒメユズリハ優占型，落葉高木種のエノキ優占型，ハリエンジュ優占型は汀線からの距離が離れるにつれて，全体として樹高が高くなる傾向があった。本調査では地点数が少なく群落別の傾向については明らかにできなかったが，海岸低木種のウバメガシ優占型は汀線側からの風が暴露するような環境条件で限定的に出現した結果，樹高の生長が抑制される可能性が考えられた。一方，その他の優占型は，汀線側からの風の影響の少ない内陸側までを含む，幅広い環境条件で優占し，それぞれの生育地点の風条件に応じて樹高が変化した結果，汀線からの距離に応じて変化する可能性も考えられた。

林型区分図により把握した，林型の2006年から2018年の変化の傾向として，汀線からの距離が遠く，風背面の環境条件において，クロマツ林，混交林，裸地・草地に区分された林型から，低木広葉樹林又は高木広葉樹林の林型への変化が認められる傾向にあった。特に高木広葉樹林はよりこの傾向が強かった。

林型区分図作成範囲の広葉樹林の優占種は把握できていないが，本調査で区分された群落型別の空間分布と種組成の関係(図2-18)と併せて検討すると，本調査地における広葉樹林の樹高成長は，高木種については種による成長量の差よりも，汀線からの距離に応じた各環境要因の勾配が影響している可能性も考えられる。

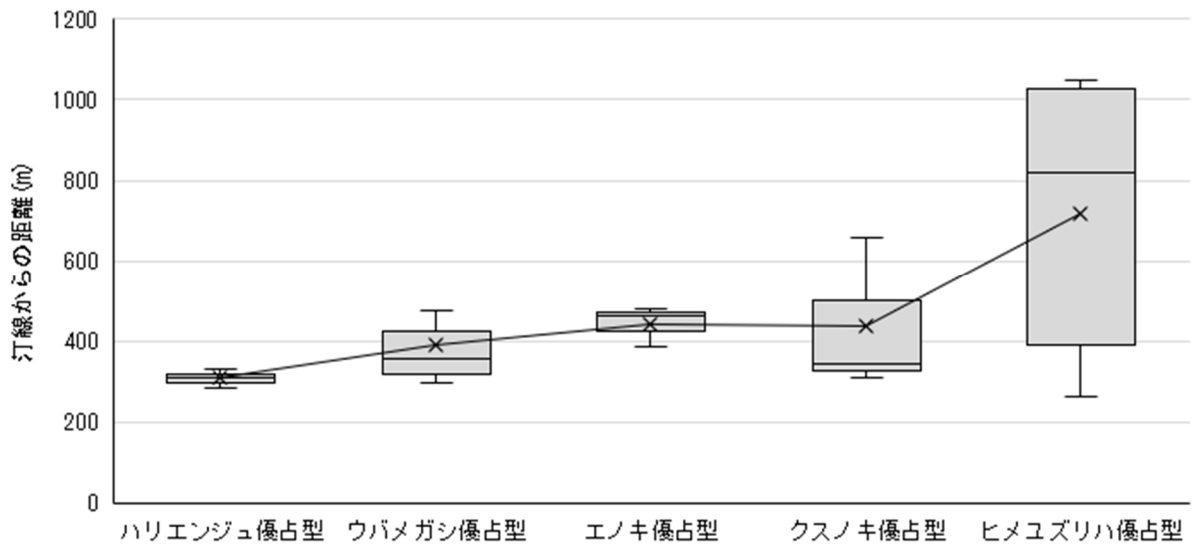


図 2-17 各群落型の空間分布
(2006年でクロマツ優占型に区分された地点)

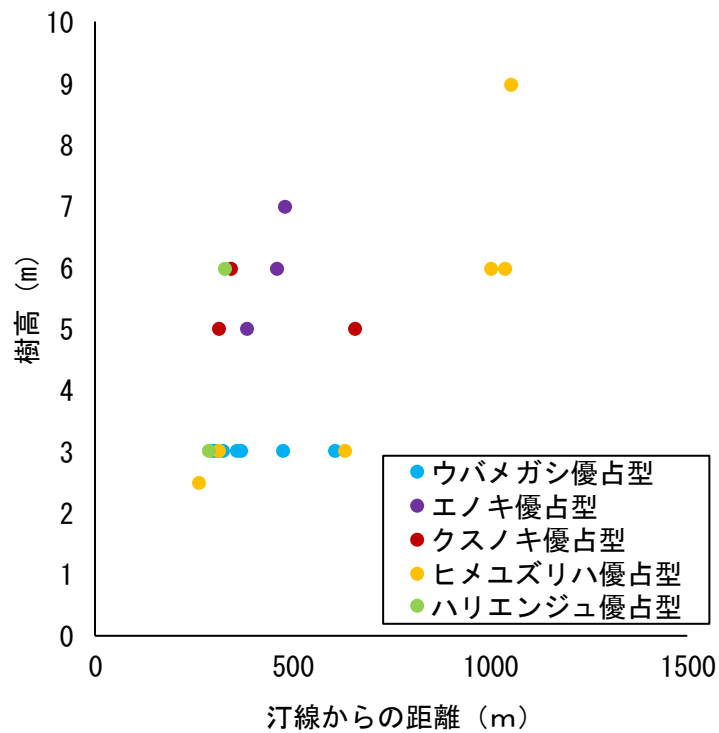


図 2-18 各群落型の汀線からの距離と樹高
(2006年でクロマツ優占型に区分された地点)

第3章 広葉樹海岸林の目標林型の設定に向けての調査解析

1節 広葉樹海岸林の種類・組成と林分構造

3.1.1 はじめに

調査対象地である暖温帯に成立する照葉樹林の林冠は、シイ類、カシ類、タブノキにより構成され、服部（2011）は林冠優占種に基づきシイ型、カシ型、タブ型の3型に区分している。3型のうち、最も汀線側に成立するのはタブ型で、樹林の約70%が海岸線から300m以内の範囲に集中していることが確認されている（服部 1992）。更に、服部（1993）は、被食散布型で耐塩性をもつ、照葉高木15種をタブ型種と定義した。タブ型種のうち、潮風に対する耐性の高い種ほど、汀線側の優占種として分布できると推定されているが、多くは社寺林等の孤立林や斜面林等、小面積で単一の優占林から形成されている資料のため、同じ地点で優占林間の環境条件を比較するのは困難であるとされている（服部 1993）。

暖温帯の沿岸に生育する広葉樹海岸林は、主にタブ型林より構成され、潮風条件が種組成とその空間配置に影響を与えていると考えられる。ただし、前述のとおり、各種優占林間を比較した例は少ない。

また、既往研究の多くは汀線からの距離を潮風条件の基準としているが、海岸林の造成にあたっては、対象地の風条件や、汀線から内陸にかけての風速の減衰に関わる環境条件等、より詳細に環境条件を検討する必要があると考える。更に、環境要因としては、各海岸林内における微地形や汀線側からの距離といった局所的な要因も群落型に影響すると考えた。

本章では、第2章1節の調査対象地のうち、広葉樹海岸林に区分された海岸林を対象とし、優占種と環境条件の関係を明らかにすることを目的として調査・研究を行った。

環境要因として年間平均風速、10m/s以上の風速、砂浜幅（汀線から林縁までの距離）、汀線側から内陸側にかけての林帯幅、各方形区の汀線側の林縁からの距離及び林内の相対的な位置、

各方形区の高低差，林帯幅，年降水量，土性を設定した。

3.1.2 調査対象地

調査対象地として，第2章1節で広葉樹海岸林と区分された白浜，堀切，大岐，都農町，串間市の広葉樹海岸林を選定した（図3-1）。なお，熊野，美浜は一部人為的に広葉樹が植栽されている記録があるが，その範囲が明確でなかったため調査対象地から除外した。

林帯の汀線側は，礫浜である都農町の海岸林以外は砂浜海岸となっている。また，白浜は汀線から林帯の間に自転車道，堀切は自転車道とテトラポットが設置されている。大岐は堤防が設置されているが，現在は天端近くまで砂が堆積し砂浜と連続した景観となっているほか，林帯の最も汀線側の幅約30mの範囲は低木種を主体とした植栽がなされている。

各調査地の気象条件，環境条件等については環境条件調査結果として表3-2に整理した。



図 3-1 調査地(中島ら, 2018)

3.1.3 調査方法

3.1.3.1 毎木調査の方法

各調査地の汀線側から内陸側にかけて、林帯を横断するように各々1～5本の調査測線を設置し、樹高に応じて5m×5m～10m×10mの方形区を連続的に設置した。

各方形区の種組成を把握するために、つる植物を除く、高さ1.2m以上の木本類を対象に、種名を記録し、胸高直径と林帯の汀線側林縁からの距離を測定した。

確認された種は、沿岸域の優占樹種であるか判断するために、タブ型高木種、海岸低木種、その他高木種、その他低木種に区分した（表 1-1）。

現地調査は、堀切は2011年6月～12月、大岐は2014年9月～12月、2016年8月～12月、2017年4月～5月、その他は2017年4月～11月にかけて行った。

3.1.3.2 環境条件調査の方法

各調査地の気温条件を把握するために、メッシュ平年値 2010（気象庁 2012）を用いて、各調査地の最寄りのメッシュより雨量指数を算出した。

広葉樹海岸林が潮風から受ける影響に関与する環境要因としては、以下の項目を調査した。

まず、風環境として、気象庁のメソ数値予報モデル GPV を解析データとして用いた。なお、これらのデータは京大生存圏研究所が運営する生存圏データベース（京大生存圏研究所 2018）によって収集・配布されたものである。メソ数値予報モデル GPV は各観測データから、3 時間毎に予測計算を行っており、国内 5km 間隔で地上 10m の高さの格子点データが得られる。各調査地最寄りの格子点より、2008 年～2016 年までの 3 時間毎の予測値を収集し、方位別（4 方位）に年間平均風速及び 10m/s 以上の風速の予測回数を求め、各調査地の汀線側からの風向データを抽出し解析に用いた。

また、海岸林の生育箇所における風速及びこれに伴う飛来塩分量は、最寄りの格子点の風速予測値に加え、汀線から海岸林までの環境や林内における風速の減衰に影響を受けることが考えられる。本研究では風速に影響を与える環境条件として、砂浜幅（汀線から林縁までの距離）、汀線側から内陸側にかけての林帯幅、各方形区の汀線側の林縁からの距離、各方形区の高低差を測定した。

砂浜幅は空中写真または小型 UAV（DJI 社 Phantom2 adv.）による撮影画像より、Photoscan Professional 1.4.0（Agisoft 社）を用いて作成したデジタルオルソ画像を GIS ソフト（QGIS ver 2.14）に読み込み測定した。測定した距離は撮影時の潮位に影響されるため、撮影時間、各調査測線に最寄りの観測点の潮汐観測資料（気象庁 2018）、汀線付近の勾配より、2016 年より過去約 10 年間の平均潮位における汀線距離に補正した。

なお、高知県土佐清水市大岐の林帯幅や各方形区の林縁からの距離の算出にあたっては、汀線側の低木植栽範囲も林帯とし

て含めた。

方形区間の高低差としては、各調査測線において各方形区の最も汀線側の辺上で水準測量を行い、調査測線別に最低点からの高さ（比高）を求めた。調査は、堀切は2011年6月～12月、その他は2017年4月～2017年11月にかけて行った。

また、塩分ストレスの緩和や、各種の選好性と調査地の環境条件について検討するために、降水条件と土壌環境を調査した。降水条件は、温量指数と同様にメッシュ平年値2010（気象庁2012）から年降水量を算出した。

土壌環境は、検土杖を用いて表層より深さ50cmの土壌を採取し、現地にて土性を判定した。ただし、都農町は、礫により深さ50cmまでの土壌の採取が困難な箇所があり、一部で深さ30cm程度までの採取とした。土壌の採取は調査測線に沿って約5m間隔、3回繰り返して行った。堀切は2011年9月、大岐は2017年10月、都農町及び串間市は12月、白浜は2018年1月に調査を行った。

また、林縁による影響を調査地間の林帯幅の影響を除外して検討するために、汀線側林縁を0、内陸側林縁を100とする各方形区の相対位置を求めた。

なお、各方形区の汀線側林縁からの距離、各方形区の比高、土性区分以外は、方形区別のデータを得られないため、同一調査測線に含まれる方形区は同一の値となっている。

3.1.3.3 解析方法

(1) 群落型の区分

各方形区における樹種別の胸高断面積合計の相対値に基づき、TWINSPANによる群落型の区分を行った。解析にあたっては、各樹種の相対値を4つのレベルに階級分け（カットレベル0%、20%、40%、60%）して作った仮想樹種の在・不在データを用いた。また、出現頻度2%以下の種は解析から除外した。TWINSPANの解析にはPC-ORD ver4.25（mjm社）を用いた。

(2) 群落型と環境条件

TWINSPAN により得られた群落型に関する環境条件を明らかにするために、目的変数を各群落型、説明変数を年平均風速、10m/s 以上の風速の観測回数、砂浜幅、各方形区の比高、林帯幅、年降水量、土性区分、各方形区の汀線側林縁からの距離の相対値として分類樹木を用いた解析を行った。

分類樹木は説明変数の 1 つを指標に用いて、サンプルを 2 つのグループに分割する手順を反復することで行われ（加藤 2005）、群落型を特徴づける環境特性等の群集成立要因を検討することができる（佐々木ら 2015）。説明変数が量的変数である場合にも、質的変数である場合にも対応可能である（佐々木ら 2015）。また、ある環境条件が特定の状況の下でしか影響力をもたない場合でも、一部の分岐でのみその環境条件が説明変数として利用されることで、そうした状況に対応できる（加藤 2005）とされており、景観レベルと局所レベルの環境条件を扱うにあたり適していると考えた。

分類樹木における分割は、不純度と呼ばれる指数を基準として行われ（佐々木ら 2015）、本研究では Shannon-Weiner の多様性指数の考えに基づく指数であるエントロピーを用いた。また、交差検証による誤差の推定を行い、分割結果との誤差が最も小さくなる最適な分割回数を求め採用した。分類樹木の解析には R3.4.3 を用いた。

3.1.4 調査結果

3.1.4.1 TWINS PAN による群落区分結果

TWINS PAN による区分の結果，各方形区は3分割で8群落型に区分された。群落型の分割過程を

図 3-2，各群落型の構成種を表 3-1 に示した。

各群落型の樹種区分別の構成割合をみると，全ての群落型でタブ型高木種及び海岸低木種が50%以上の相対優占度で確認された。

各群落型の樹種構成として，群落型 A，B，E，G は主にタブ型高木種で構成され，このうち，群落型 A はタブノキが 39.5%，B はクスノキが 73.3%，E はヤブニッケイが 42.2%，G はモチノキが 58.1% と優占して確認された。また，群落型 E はその他高木種としたヤブツバキも 34.9% と比較的高い優占度となった。

群落型 C，F，H は海岸低木種が優占もしくは一定の割合で混在した。群落型 C はヒメユズリハが 53.3% で優占するとともに，シャリンバイ，ネズミモチ，マサキ等の海岸低木種が 8.8% で優占した。群落型 F はオオバイボタ，トベラ，マサキ等の海岸低木種が 61.4% で優占した。群落型 H はハマヒサカキが 20.3% で優占し，その他低木種のヒサカキが 43.6% で特徴的に優占した。

群落型 D はタブ型高木種とその他高木種が同程度に優占した。タブ型高木種は特定の種に偏ることなく確認される傾向にあった。その他高木種ではハゼノキが 31.0% で優占するとともに，タブ型高木種やアラカシなど複数の高木種が出現した。

また，タブノキ，ヤブニッケイ，マサキは，優占して出現した群落型 A，E，F 以外の群落型にも一定の割合で出現する傾向にあった。

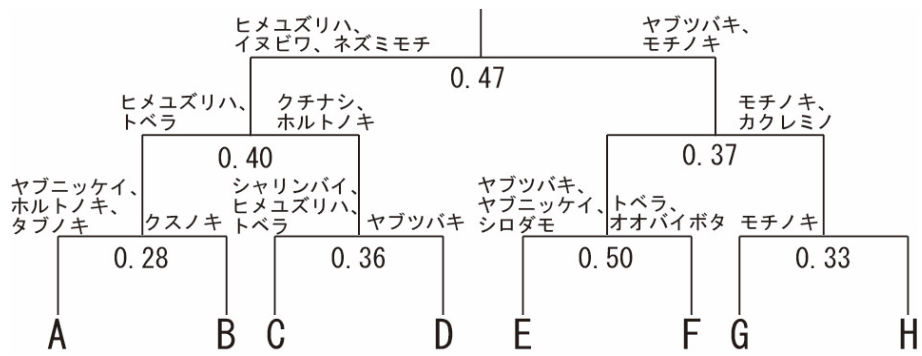


図 3-2 TWINSpan による群落型の区分
(中島ら 2018)を一部改変

表 3-1 各群落型の構成種(中島ら 2018)

樹種区分	和名	群落型								
		A	B	C	D	E	F	G	H	
タブ型高木種	タブノキ	39.5	2.4	2.7	5.8	10.1	8.1	5.0	15.4	
	ヤブニッケイ	26.7	7.5	15.6	8.5	42.2	0.7	14.2	0.0	
	ヒメユズリハ	2.6	1.4	53.3	9.1	0.0	0.0	0.0	0.0	
	クスノキ	7.2	73.3	2.9	5.7	0.0	0.0	0.0	0.0	
	モチノキ	0.3	0.0	0.3	5.8	6.4	12.2	58.1	11.0	
	ホルトノキ	4.7	6.8	2.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
	シロダモ	0.4	0.4	0.0	0.0	0.6	0.0	0.7	0.0	
	カゴノキ	5.1	1.2	1.1	6.8	0.0	0.0	0.0	0.0	
	クロガネモチ	0.3	0.2	0.2	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	
	イヌマキ	0.4	0.2	0.2	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	
	モッコク	0.0	0.0	0.0	5.6	0.0	0.0	0.0	0.0	
	バクチノキ	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
海岸低木種	マサキ	0.2	0.2	2.0	1.9	1.3	13.5	0.2	0.6	
	トベラ	0.0	0.0	1.3	0.0	1.2	31.1	2.6	1.5	
	ネズミモチ	0.3	0.0	2.2	0.7	0.0	0.0	0.3	1.3	
	シャリンバイ	0.0	0.1	2.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
	アキグミ	0.0	0.0	0.4	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	
	オオバイボタ	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	16.4	0.6	0.0	
	ハマヒサカキ	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	1.4	20.3	
	ナワシログミ	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
	マルバグミ	0.0	0.0	0.0	0.0	0.5	0.4	0.1	0.0	
	その他高木種	4.5	0.9	4.2	31.0	0.0	0.0	0.3	0.0	
その他高木種	ハゼノキ	0.3	0.5	0.0	5.3	34.9	17.6	12.4	0.4	
	バリバリノキ	1.7	2.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
	エノキ	0.2	0.6	3.2	2.6	0.0	0.0	0.0	0.0	
	カクレミノ	0.4	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	2.2	5.4	
	クマノミズキ	0.4	0.0	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
	アラカシ	0.0	0.3	0.0	8.2	0.0	0.0	0.0	0.0	
	ビワ	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
	ミミズバイ	0.0	0.0	0.0	1.1	0.0	0.0	0.0	0.0	
	サンゴジュ	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
	その他低木種	イヌビワ	3.3	1.0	2.2	0.0	2.7	0.0	1.1	0.0
		クスドイゲ	0.3	0.2	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
		クチナシ	0.3	0.3	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
タチバナ		0.5	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
ヒサカキ		0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8	43.6	
タイミンタチバナ		0.0	0.0	0.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
クロキ		0.0	0.0	0.0	1.6	0.0	0.0	0.0	0.0	
トウネズミモチ		0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
ヤツデ		0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.1	0.4	
カマツカ		0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
ハマクサギ		0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
オオムラサキシキブ		0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
ホソバイヌビワ		0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
マンリョウ		0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
タブ型高木種		87.2	93.4	79.0	47.4	59.3	21.0	78.1	26.4	
海岸低木種	0.5	0.3	8.8	2.8	3.1	61.4	5.1	23.7		
その他高木種	7.6	4.7	8.3	48.2	34.9	17.6	14.8	5.9		
その他低木種	4.6	1.5	3.9	1.6	2.7	0.0	2.1	44.0		
	4.5	4.7	3.3	3.9	4.6	2.6	4.6	3.3		
	7.7	7.3	5.1	7.6	6.6	3.9	8.3	4.0		
	3.0	3.5	1.9	1.6	3.1	1.8	2.5	2.2		
	1.0	1.1	0.8	1.6	1.0	0.7	1.3	0.8		
方形区数	34	11	49	11	11	5	20	3		

表中の数値は胸高断面積による相対優占度(%)を示す。

0.0は0.0以下の値を示す。

高知県土佐清水市大岐においては，林帯汀線側の植栽範囲は毎木調査の対象から除外した。

3.1.4.2 各調査地の気象・環境要因

各調査地の環境要因を表 3-2 に示した。

温量指数は，対象地は 132.2～152.6℃・月の範囲であり，いずれも照葉樹林の生育する暖温帯（相場 2011）に含まれた。

年間平均風速は 2.2～5.2m/s の範囲で，年間平均風速が高いほど 10m/s 以上の風速の予測回数も高かった。

汀線から林縁までの距離は都農町の調査測線が 12.7m と最も短く，その他の調査測線は 52.0～76.4m の範囲であった。各調査測線の汀線から内陸側にかけての林帯幅は 25～193m であった。各調査測線の最低点からの比高は 0～3.4m の範囲で，いずれも大きな起伏はみられなかった。

年降水量は 1,706.8～2,648.2mm の範囲で，白浜，堀切と大岐，都農町，串間市の間で大きく降水量が異なった。

土性は白浜，大岐，串間市は S（砂土），LS（壤質砂土），堀切は LS（壤質砂土），SL（砂質壤土），CL（埴質壤土），都農町の調査地は LS（壤質砂土），SL（砂質壤土），SiL（微砂質壤土）により構成されていた。いずれの調査地も方形区における大きな違いはみられなかった。解析には S（砂土），LS（壤質砂土）からなる土性を砂土タイプ，CL（埴質壤土），SiL（微砂質壤土）が含まれる土性を壤土タイプとして区分して用いた。

表 3-2 環境要因(中島ら 2018)

調査対象地	測線数	方形区数	温量指数	海側からの年間平均風速(m/S)	海側からの10m/s以上の風速の予測回数	砂浜幅(m)	汀線側林縁から各方形区の距離(m)
千葉県南房総市白浜	1	15	132.8	5.2	466	56.6	5~75
愛知県田原市堀切	5	36	132.2	4.3	104	52.0	0~25
高知県土佐清水市大岐	3	53	148.6	4.0	91	70.5~76.4	30~185
宮崎県児湯郡都農町	1	16	142.7	2.2	4	12.7	0~110
宮崎県串間市	1	24	152.6	4.0	102	66.4	0~165

調査対象地	測線数	方形区数	比高(m)	林帯幅(m)	年降水量(mm)	土性区分
千葉県南房総市白浜	1	15	0~2.6	80	1,813	砂土
愛知県田原市堀切	5	36	0~2.8	25~50	1,707	壤土
高知県土佐清水市大岐	3	53	0~3.4	177~193	2,666	砂土
宮崎県児湯郡都農町	1	16	0~2.1	115	2,548	壤土
宮崎県串間市	1	24	0~2.3	174	2,536	砂土

3.1.4.3 分類樹木による解析結果

分類樹木による解析の結果を図 3-3 に示した。

全群落型の誤分類率は 20.8%であったが，群落型別の誤分類率としてみると，群落型 A で 20.6%，B で 54.5%，C で 0.0%，D で 18.2%，E で 72.7%，F で 20.0%，G で 15.0%，H で 100.0%であり，群落型により差がみられた。

分類樹木はサンプルを 2 つのグループに分割する手順を反復することで行われ，分割の際，生成される 2 つのグループのそれぞれにおいて，応答変数のばらつきが出来るだけ小さくなるように，説明変数が選択され，分割基準が決定される（加藤 2003）。設定した説明変数のうち，土性区分，年降水量，比高，汀線側林縁から各方形区の距離が各群落型の分布規定要因として選択され，海側からの年間平均風速，海側からの 10m/s 以上の風速の予測回数，砂浜幅，林帯幅については選択されなかった。

各群落型はまず分岐 1 において，土性区分が採用され，主に砂土タイプに群落型 A，B，C，壤土タイプに群落型 D，E，F，G が分類された。

砂土タイプでは，分岐 2 で方形区の汀線側林縁からの距離が採用され，70.5m より内陸側に群落型 A，B，汀線側に群落型 C が分類された。なお，群落型 C に区分された 49 個の方形区のうち，45 個の方形区は分岐 2 で予測された。残りの 4 個の方形区は串間市で 70m～95m の範囲で確認されており，後述の分岐 3 で予測された。分岐 3 では年降水量が採用され，年降水量が 2,600.7mm 以上は群落型 A，B，以下は群落型 C に分類された。更に，分岐 4 では方形区の内陸側からの距離が採用され，164m より汀線側に群落型 A，内陸側に群落型 B が分類された。つまり，群落型 A，B，C の分類結果より，砂土タイプの環境においては，汀線側または比較的降水量の少ない環境に群落型 C が出現する傾向にあった。また，内陸側で降水量の多い環境に群落型 A，B が出現し，更に群落型 A は汀線側、B は内陸側に出現する傾向にあった。

壤土タイプでは，分岐 5 で年降水量が採用され，年降水量 2,127.5mm 以上は群落型 D，以下は群落型 E，F，G に分類された。分岐 6 では比高が採用され，比高 0.765m 以上は群落型 E，F，以下は群落型 G に分類された。分岐 7 では方形区の汀線側林縁からの距離が採用され，2.5m より内陸側は群落型 E，汀線側は群落型 F に分類された。つまり，群落型 D，E，F，G の分類結果より，壤土タイプの環境においては，年降水量の多い環境で群落型 D，低い環境で群落型 E，F，G が出現し，更に群落型 E,F，G は群落型 E の誤分類率が高いものの，比高と汀線からの距離によって群落型が変化する傾向を示した。

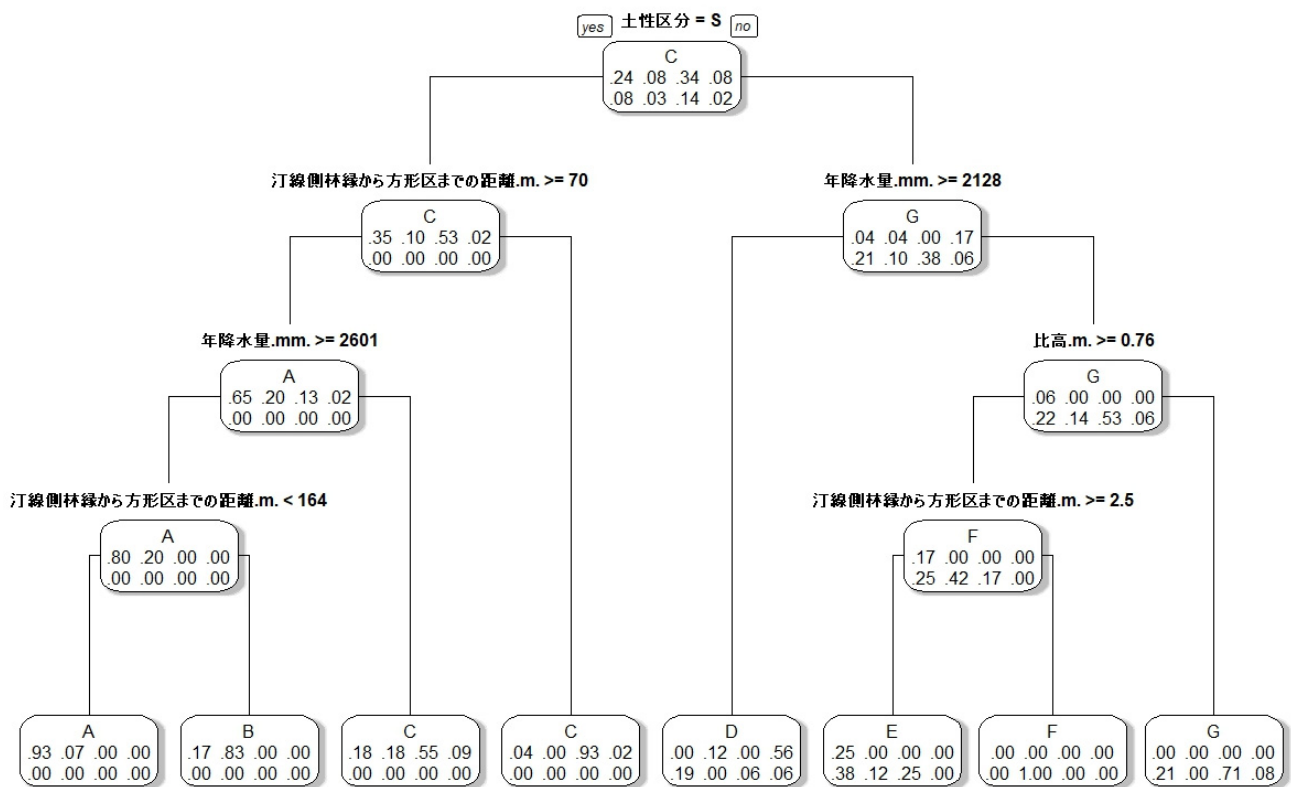


図 3-3 分類樹木の結果(中島ら 2018)

枠内のアルファベットは予測された群落型，数値はクラス内の各群落型の割合を示す。

3.1.5 考察

TWINSPAN による群落区分により，タブ型高木種が優占する群落型として A，B，E，G の 4 群落，タブ型高木種及び海岸低木種が混在する群落型として C，F，H の 3 群落，タブ型高木種とその他高木種が混在する D 群落が得られた。

いずれも主にタブ型高木種，海岸低木種より構成されていることから，クロマツ海岸林からの二次遷移により成立した広葉樹海岸林も沿岸域の孤立林や海岸風衝地と同様の樹種構成になると考えられた。

また，調査地別にタブ型高木種，海岸低木種の出現状況をみるために，調査地別の各群落型の方形区数による構成割合を図 3-4 に示した。なお，調査測線による大きな違いは認められなかったことから，同一の調査地に含まれる調査測線の値は統合した。調査地別の出現状況は，いずれの調査地域もタブ型高木種の優占する群落型とタブ型高木種及び海岸低木種により構成されていた。暖温帯の海岸風衝地では，マサキトベラ群集等の風衝地低木林が成立し，これらの群集はイノデータブノキ群集等に接する海岸風衝地のマント群落としての機能を持っている（宮脇 1990）とされる。本調査地はいずれも汀線側に障害物はなく，林帯は日常的に潮風に暴露されていると考えられる。そのため，マント群落としての機能を持つ風衝地低木林と，タブ型高木種からなる群落型が，環境条件に応じて優占樹種が変わりながらも，それぞれ確認されたと考えられる。

分類樹木による各群落型と環境条件の解析では，分岐 1 で土性区分により群落型 A～C と群落型 D～F が分割された。TWINSPAN の群落区分では A～D，E～H に群落型が第一に区分され，ほぼ重複していることから，土性が広葉樹海岸林の群落型に大きく影響しているものと考えられた。

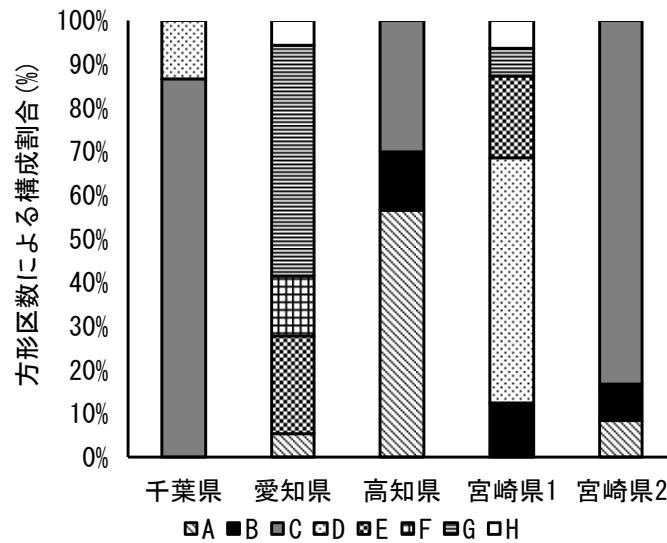


図 3-4 調査地別の群落型内訳(中島ら 2018)

一般に土性は土壤の透水性，通気性，保水性に影響し，壤土タイプの方形区は，砂土タイプと比較して養水分の保持量が多いと考えられる。(藤田 2001)は，土壤中の養分の蓄積が進んだ海岸クロマツ林内で常緑広葉樹の稚幼樹が多く出現することを確認している。また，潮風環境下において，土壤条件を変えた広葉樹苗木の生育比較試験が多く行われているが，砂土と比べ客土や施肥を行った広葉樹苗木の成長量の改善や塩害被害等の軽減が確認されている(本間 1969, 八神 2009)。

砂土タイプに分類された群落型 A～C と壤土タイプの群落型 D～F を比較すると，群落型 D～F で限定してモチノキ，ヤブツバキが出現した。鳥取県のクロマツ海岸林では，黒ボク土と砂土の環境別に種組成を比較した際，モチノキは黒ボク土で出現率が高く，ヤブツバキは黒ボク土のみに出現することが確認されている(山中ら 2005)。また，茨城県の埴質土壤と砂地の海岸林では，埴質土壤の海岸林にモチノキ，ヤブツバキが出現することが確認されている(宮内 1985)。

各群落型優占種の水分・養分の要求度については不明点が多

く定量的な評価は難しいが、本研究対象地においては、壤土タイプの環境条件が客土や施肥と同様に塩害被害等の緩和をもたらし、モチノキ、ヤブツバキの優占を可能にした可能性も考えられる。

分岐 2 では、群落型 A～C のうち、群落型 C は汀線側の方形区に成立すると予想された。本群落はヒメユズリハが優占するとともに、海岸低木林の構成種を多く含む。このうち、マサキ、トベラは葉の内部に Cl- が侵入しても抵抗性が高いとされている(倉内 1956)。林帯は通過する塩分量の約 80% を補足し、さらに林内の風速の低下による減少が加わって風下林縁直後の塩分減少率は 90% 以上に達する(河合 2016)とされ、飛来塩分量が多いと考えられる汀線側でも群落型 C は生育できるものと考えられる。また、沿岸域でヒメユズリハ優占林はタブノキ優占林より海岸側に生育する(服部 1993)ことが確認されている。本研究の分類樹木による解析でも群落型 C はタブノキの優占する群落型 A より汀線側に分布すると予測され、同様の結果となった。

分岐 3 では、群落型 A と B は群落型 C と比較して降水量が多い環境に成立するとされた。降水量の多い我が国では降水条件によって分布の制限を受ける種は少ないが、タブノキの場合は、年降水量 1,600mm の分布等値線がタブノキの分布限界線とほぼ一致し、降水条件により分布が制限されることが知られている(服部 2011)。本調査地は最も降水量の少ない堀切においても、年降水量は 1,700mm 程度でタブノキの分布域に含まれるが(服部 2011)、服部ら(1985)はタブノキの分布域内において、年降水量が減少するとタブノキの出現頻度も減少することを確認している。そのため、降水量の差がタブノキの優占する群落型 A の分布に影響している可能性もあると考えられた。また、群落型 C は分岐 2 と分岐 3 で予測されている。群落型 C に分類された方形区は全部で 49 個存在するが、分岐 2 は汀線側にヒメユズリハ優占林としてまとまって生育していた合計 45 個の方形区が含まれていた。一方、分岐 3 で予測されたのは、全て串間市の内陸側で断続的に確認された 4 地点であった。群落型 C は種

組成としては同じであるが、前述のようにタブノキ優占林より汀線側にヒメユズリハ優占林として生育する場合と、タブノキ優占林と同様に背後の高木林の一部として生育する場合と2通りの出現パターンが存在する可能性も考えられた。

更に分岐4では、群落型Bは群落型Aよりも内陸側に成立すると予想された。ただし、群落型Bの誤判定率は54.5%と高かった。分類樹木では165mより内陸側と予想されたが、これは林帯幅の広い大岐海岸の内陸側林縁に限定された環境が対象となっており、他の調査測線では林内でも群落型Bが確認されている。群落型Bはクスノキが優占するが、クスノキは初期の成長率が高く(田端ら2004)、本研究において設定した説明変数以外の「侵入時の光環境」が群落の成立に影響する可能性が示唆される。

また、壤土に成立すると予想された群落のうち、分岐5では、群落型Dは年降水量が2,127.5mm以上で分離された。群落型Dはハゼノキがやや優占する他は、多様な樹種が大きく偏ることなく確認され、他群落ではみられないカシ類も含まれていた。降雨が少なく葉に付着した塩分が洗い流されない場合、葉の生理作用が阻害される(三田ら2009)とされており、降水量が多いことにより塩害が緩和され、多様な種の生育が可能となったことが考えられる。一方で、群落型Dは主に都農町の海岸林で確認され(図3-4)、ハゼノキが優占する傾向にある。福岡県におけるマツ枯れ後の植生変化からの二次遷移系列の予測では、沿岸性の極相林であるタブノキ優占林への遷移過程で、ハゼノキ等先駆種的落葉広葉樹林が形成される(井上1995)とされる。また、群集は遷移の途中段階で最も多様性が高くなる(露崎2008)といわれている。都農町の海岸林の遷移段階に関する資料は乏しく遷移段階を把握するのは困難であるが、他の調査地では先駆的落葉樹はほとんど優占していないことから、他と比較すると遷移の初期段階であり、多様な種から構成された群落型が確認された可能性も考えられる。

また、分岐6で群落型E~Gは比高が0.765m以下の環境で群

群落型 G, 比高が 0.765m 以上で汀線側に群落型 F, 分岐 7 で内陸側に群落型 E が成立するとされた。ただし, 群落型 E は誤判定率が 72.7% と高かった。群落型 E はヤブツバキとヤブニッケイが優占するが, ヤブニッケイは他の群落型にも比較的一定の割合で出現している。既往研究ではヤブニッケイは広い温度域に出現(服部 1993)することが明らかになっており, 本種の環境の嗜好性の低さが要因の一つとして考えられる。

群落型 F は海岸低木種からなる群落型であり, 群落型 C と同様に汀線側からの風に暴露される最も汀線側に優占したものと考えられる。群落型 G はモチノキが優占するが, 汀線側最前線は本種の生育は困難であり, 群落型 F 等の背後もしくは比高が低く環境の安定した環境に出現した可能性が考えられる。

群落型 H は本研究の分類樹木による解析では予測されなかった。本群落型は方形区数が 3 地点と少なく, 偶発的に確認された群落型で, 予測困難であったと考えられる。

2節 広葉樹海岸林における主要広葉樹各種の空間分布

3.2.1 はじめに

本章 1 節より，汀線からの距離によって群落型が変化することが示された。ただし，1 節では地域及び林帯幅の異なる複数の調査対象地を同時に解析したため，1 つの連続した海岸林において広葉樹各種の種類・組成や林分構造がどのように変化しているかは捉えられていない。

沿岸地では，汀線側から内陸にかけて植生の相観が変化することが知られている。沼田（1981）は，千葉県南部の海岸林で汀線側から内陸にかけて，マルバグミ・ハマゴウなどの小低木群落→クロマツ・トベラ・マサキなどの低木林小低木群落→ヤブニッケイ・タブノキ・トベラ・アカメガシワ・カラスザンショウ・エノキなどの混交林→タブノキ・ヤブニッケイを主とする林と移行することを確認している。その他にも，汀線からの距離と各種の出現についてはいくつか報告（沼田 1981, 島田ら 2010, 野堀ら 2000, 和田ら 1998 等）がある。

ただし，既往の研究は相観の変化を捉えたものが多く，海岸林を構成する各木本個体に対して，汀線からの距離に応じた各種の空間分布やサイズ構造について詳細に調査した例は少ない。

そこで，本節では自然侵入した広葉樹により主に構成された海岸林において，主要構成種の空間配置とサイズ分布について把握することを目的に調査解析を行った。

3.2.2 調査対象地

調査対象地は愛知県渥美半島堀切海岸の主に広葉樹により構成される海岸林とした（図 3-5）。

気象庁（2018）によると，年平均気温は 16.0 ℃，年降水量は 1,602.6 mm，暖かさの指数 131.8 ℃・月である。また年平均風速は 3.8 m/s である。本地域は夏季を除いて北西風が卓越するが，調査対象の海岸林は南岸に位置しており，比較的その影響は受けていないと考えられる。汀線側である南成分の風は 6～8 月にかけて吹き，その間の平均風速は 3.2 m/s である。

現地における土壌断面の確認によると，土壌層位の構成は，A 層は砂土もしくは壤土，B 層は壤土，C 層は埴土であり，一般的に C 層を欠き，砂土から主に構成される海岸防災林の土壌層位とは異なっていた。

対象地は昭和 34 年の伊勢湾台風及び昭和 36 年の第二室戸台風により壊滅的な被害を受け，その後昭和 38 年～昭和 41 年にかけてクロマツ林が造成された（愛知県 2009）が，その後マツ枯れと考えられる被害により，クロマツ林はほぼ消失し，調査を実施した 2011 年においては主に侵入したと考えられる広葉樹の純林となっていた。なお，現在は自然環境保全治山事業により，一部に抵抗性クロマツの苗が植栽されている。

また，汀線から林縁までの距離は 40 m～50 m で，砂浜とテトラポットと自転車道が存在する。



図 3-5 調査対象地及び方形区的位置(中島ら 2016)

3.2.3 調査方法

3.2.3.1 植生調査及び毎木調査

汀線側から内陸にかけて林帯を横断するように、5本のトランセクトを設定し、それに沿って一辺が2.1 m～13.0 mの方形区を連続的に計21個設けた。トランセクトを設定した箇所の林帯幅はトランセクト1と2が50.0 m、トランセクト3が29.1 m、トランセクト4が24.2 m、トランセクト5が31.7 mであった。各方形区内に出現した植物に関して、Braun-Blanquet(1964)の全推定法に基づいて被度と群度を測定した。

また、各方形区に出現したつる性を除く樹高1.2m以上の全ての木本種を対象に、汀線側林縁からの距離、樹高、胸高直径を計測した。調査は2011年6月、12月に実施した。

確認された種は、沿岸域の優占樹種であるか判断するために、タブ型高木種、海岸低木種、その他高木種、その他低木種に区分した(表1-1)。

3.2.3.2 地形

汀線からの距離と樹木位置について把握する目的で、汀線から林内にかけて水準測量を実施した。調査は2011年12月に実施した。

3.2.3.3 解析方法

各方形区における被度に基づき、TWINSPANによる群落型の区分を行った。また、出現頻度3%以下の種は解析から除外した。また、各群落型の出現と環境要因との関係を検討するため、DCAの序列化を行い、固有値の高かった1軸と2軸を解析に使用した。

解析にはPC-ORD ver4.25(mjm社)を用いた。

3.2.4 調査結果

3.2.4.1 TWINSpan による群落区分結果

各方形区の高木層の被度より TWINSpan を用いて分類したところ，2 分割で 4 つの群落型を得た。群落分類のデンドログラムを図 3-6 に示す。

また，各群落型の分類結果を表 3-3 に示す。

群落型 A はハマヒサカキ，ヒサカキが特徴的に出現した。また，メダケも優占する傾向にあった。

群落型 B は高木性であるモチノキ，ヤブニッケイが優占して出現する傾向にあった。

群落型 C は高木性の木本に加え，低木性の木本であるマサキやトベラ，オオバイボタ，マルバグミや，メダケ，草本であるツルソ等，多様な種で構成された。

群落型 D はメダケが優占し，他のほとんどの群落型に出現したモチノキ，ヤブニッケイは出現しなかった。

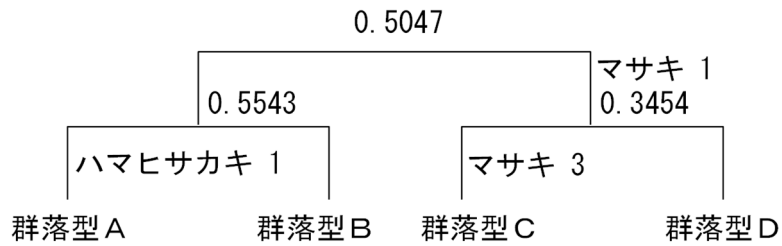


図 3-6 TWINSpan による群落分類のデンドログラム(中島ら 2016)

表 3-3 TWINSpan による分類結果(中島ら 2016)

種名	生活型	群落型				種群
		A	B	C	D	
モチノキ	高木	V ₊₋₁	V ₊₋₃	III ₁₋₂	・	a
ヤブニッケイ	高木	・	IV ₊₋₃	III ₊₋₁	・	
ハマヒサカキ	高木	V ₁	・	・	・	
ヒサカキ	高木	V ₊₋₂	・	・	・	
フウトウカズラ	つる性木本	・	II ₊₋₁	II ₊₋₁	・	b
メダケ	ササ類	V ₁	II ₁	II ₁	V ₃	
ヤブツバキ	亜高木	・	III ₊₋₂	V ₁₋₂	V ₁	c
マサキ	低木	・	・	V ₁	V ₊	
トベラ	低木	・	I ₊	IV ₊₋₂	・	d
タブノキ	高木	・	・	III ₊	・	
マルバグミ	低木	・	・	III ₊₋₁	・	
オオバイボタ	低木	・	・	III ₊₋₁	・	
ツルソバ	多年生草本	・	・	II ₊₋₁	・	
方形区数	-	2	13	5	1	-

注 1:表中の数値は出現頻度 (I : 1 ~ 20%, II : 21 ~ 40%, III : 41 ~ 60%, IV : 61 ~ 80%, V : 81 ~ 100%) を示す。

注 2:常在度横の値は被度の範囲を示す。

3.2.4.2 各群落型の空間分布

各群落の空間分布を図 3-7 に示す。なお，図中の数字はトランセクトの番号を示す。各群落は汀線側から内陸にかけて C(または D)→B(または A)と変化していく傾向がみられた。

また，各方形区の汀線からの比高を図 3-8 に示す。図 3-7 と同様に図中の数字はトランセクトの番号を示す。調査地の汀線からの比高は 2.40 m～6.46 m であった。群落型 A，C，D は比高 4.42 m 以上，群落型 B は比高 2.40 m～6.14 m の範囲に分布していた。また，トランセクト別にみると汀線側から内陸にかけて比高が低くなる傾向にあった。

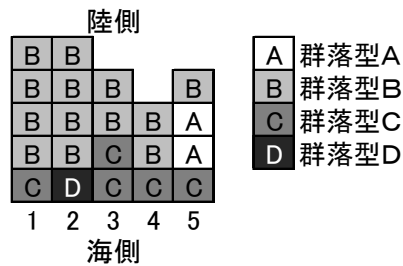


図 3-7 各群落型の空間分布(中島ら 2016)

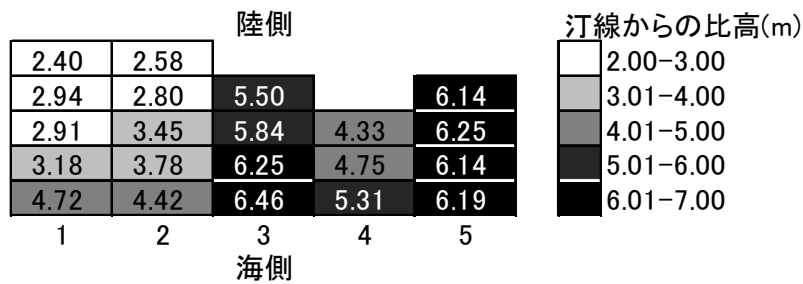


図 3-8 各方形区の比高(中島ら 2016)

3.2.4.3 DCA による序列化

DCA により各群落型の序列化を行い、図 3-9 に示すとおり、第 1 軸と第 2 軸により調査区を配置した。プロットの違いは群落型を表している。なお、DCA の第 1 軸、第 2 軸、第 3 軸までの固有値はそれぞれ 0.57, 0.2, 0.06 であった。

各群落は比較的明瞭に分かれてプロットされ、第 2 軸のスコアが低くなるにつれて D→AC(B)→B と変化した。第 1 軸では、スコアが高くなるにつれて C→BD→A と変化した。

各軸のスコアと汀線からの距離、および汀線からの比高の相関関係を表 3-4 に示す。第 2 軸と汀線からの距離、汀線からの比高の間には有意な正の相関関係が認められた。第 1 軸と各要素の間には有意な相関関係は認められなかった。

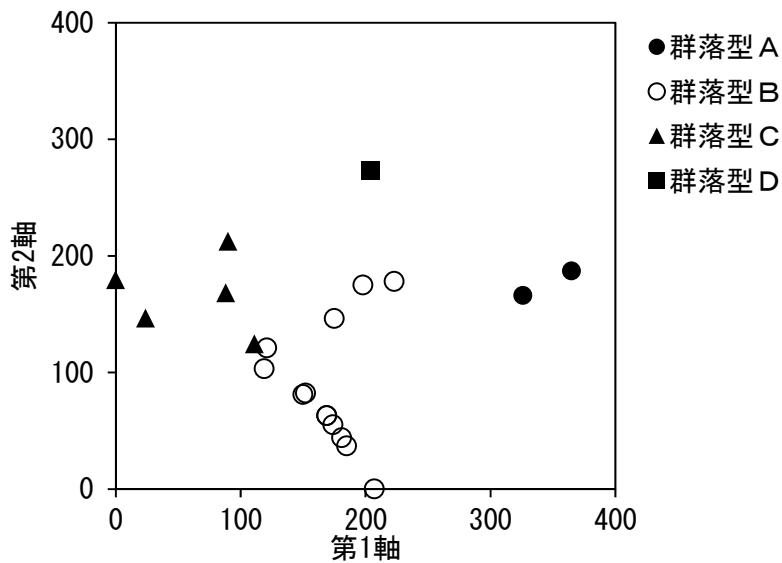


図 3-9 群落型別の DCA の序列化(中島ら 2016)

表 3-4 DCA のスコアと汀線からの距離・比高の相関係数
(中島ら 2016)

項目	1軸	2軸
汀線からの距離	0.03	0.6**
汀線からの比高	0.01	0.3*

(** $p < 0.01$, * $p < 0.05$)

3.2.4.4 毎木調査による確認樹種

毎木調査の対象個体として、合計 653 個体を確認した。種ごとの単位面積当たりの胸高断面積合計、個体数及び出現率を表 3-5 に示す。

調査範囲内において、低木種から高木種を含め、全 20 種が出現した。タブ型高木種としてはモチノキ、ヤブニッケイ、タブノキ等 5 種、その他高木種としてはヤブツバキ、カクレミノ等 3 種、海岸低木種としてはトベラ、オオバイボタ、マサキ等 8 種、その他低木種としてはイヌビワ等 4 種が確認された。

トランセクト別の構成種は、トランセクト 1 から 4 は、基本的に大きな違いは見られなかった。トランセクト 5 はカクレミノ、ヒサカキ、ハマヒサカキが特徴的に出現したほか、トランセクト 1 から 4 で高い胸高断面積で確認されたヤブツバキの出現が少ない傾向にあった。

表 3-5 毎木調査による広葉樹各種の確認状況

調査地点		トランセクト1		トランセクト2		トランセクト3		トランセクト4		トランセクト5		全調査地点	
樹種区分	和名	胸高断面積 合計 (cm ² /ha)	個体数 (/ha)	胸高断面積 合計 (cm ² /ha)	個体数 (/ha)	胸高断面積 合計 (cm ² /ha)	個体数 (/ha)	胸高断面積 合計 (cm ² /ha)	個体数 (/ha)	胸高断面積 合計 (cm ² /ha)	個体数 (/ha)	胸高断面積 合計 (cm ² /ha)	出現率(%)
タブ型高木種	モチノキ	141084.5	500.0	51494.6	60.0	114516.0	229.2	128975.0	619.8	128954.7	712.2	19771.0	10.4%
	ヤブニッケイ	27567.0	400.0	133482.0	340.0	20017.8	104.2	17071.7	206.6	23645.6	267.1	9672.0	7.4%
	タブノキ	9068.2	200.0	23248.6	60.0	1769.3	62.5	16547.6	289.3	19524.0	356.1	2577.8	4.7%
	シロダモ	358.4	33.3	0.0	0.0	4728.8	20.8	0.0	0.0	537.0	29.7	255.8	0.5%
	イヌマキ	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	292.1	41.3	0.0	0.0	7.1	0.2%
その他高木種	ヤブツバキ	53599.5	1433.3	35142.8	1060.0	32339.9	979.2	67397.5	1446.3	6281.6	474.8	6760.1	29.7%
	カクレミノ	3674.6	100.0	35.3	20.0	371.9	83.3	0.0	0.0	21612.9	1721.1	858.2	10.1%
	イスノキ	0.0	0.0	0.0	0.0	3584.0	20.8	0.0	0.0	0.0	0.0	172.0	0.2%
海岸低木種	トベラ	12716.6	700.0	2208.2	300.0	2165.4	41.7	14003.1	702.5	14400.3	830.9	1420.0	12.7%
	オオバイボタ	5345.9	700.0	98.2	20.0	341.0	41.7	2891.0	454.5	4769.3	356.1	412.3	7.2%
	マサキ	3181.6	400.0	2709.9	180.0	482.7	104.2	3051.7	578.5	1345.4	118.7	373.3	6.7%
	ハマヒサカキ	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	25092.5	267.1	845.6	1.4%
	マルバグミ	654.5	33.3	702.8	40.0	167.6	20.8	236.6	41.3	112.8	29.7	72.3	0.9%
	ネズミモチ	0.0	0.0	643.4	20.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2422.1	89.0	113.8	0.6%
	マルバシャリンバイ	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	157.5	29.7	5.3	0.2%
	シャリンバイ	0.0	0.0	30.8	20.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.5	0.2%
	その他低木種	イヌビワ	1419.2	100.0	9762.7	180.0	776.1	83.3	1200.8	82.6	238.9	89.0	605.1
	ヒサカキ	0.0	0.0	0.0	0.0	331.3	20.8	0.0	0.0	35896.4	415.4	1225.6	2.3%
	ヤツデ	683.8	133.3	0.0	0.0	0.0	0.0	441.7	82.6	145.7	29.7	36.1	1.1%
	クコ	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	24.0	82.6	0.0	0.0	0.6	0.3%
	未同定	0.0	0.0	9047.8	20.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	452.4	0.2%

3.2.4.5 主要樹種のサイズ構造及び空間分布

全確認個体のうち，出現頻度が3%以上の樹種を主要樹種とし，各種のトランセクト別の空間分布及びサイズ分布を図3-10，図3-11に示す。また，各種の樹高の汀線側から内陸にかけての空間分布を図3-12に示す。各種の樹高の空間分布は，トランセクト5に偏って出現したカクレミノ以外は，いずれのトランセクトでも同様の傾向であったため，図3-12は全トランセクトを種別に示した。

高木種のうち，モチノキ，ヤブニッケイは大きく偏ることなく各樹高階で個体が確認される傾向にあった（図3-10）。樹高の空間分布としては，ほぼ全ての個体が林冠層に出現しており，これらの種が汀線側から内陸側にかけて林冠高の高くなる風衝林形を形成していた（図3-12(1)）。林冠層以下に出現する個体は限定的であった。

また，タブノキ，ヤブツバキ，カクレミノは比較的低い樹高階で個体が多く確認される傾向にあった（図3-10）。樹高の空間分布としては，タブノキは汀線側で林冠層に出現する傾向にあったが，その他は林冠層よりも下層に出現する傾向にあった。また，ヤブツバキ，カクレミノはタブノキよりやや内陸側に出現する傾向にあった（図3-12(2)）。

低木種のうち，トベラ，オオバイボタ，マサキはいずれも0～3mの個体が多く確認された（図3-10）。また，樹高の空間分布としては，いずれの種も汀線側の林冠層で高密度に出現した。また，トベラは内陸側の低木層にも出現する傾向にあった（図3-12(3)）。

一方，イヌビワは，樹高階は0～3mの個体が他の低木種同様に多く確認されたが，空間分布としては，内陸側の林冠層より下層で出現していた（図3-12(4)）。

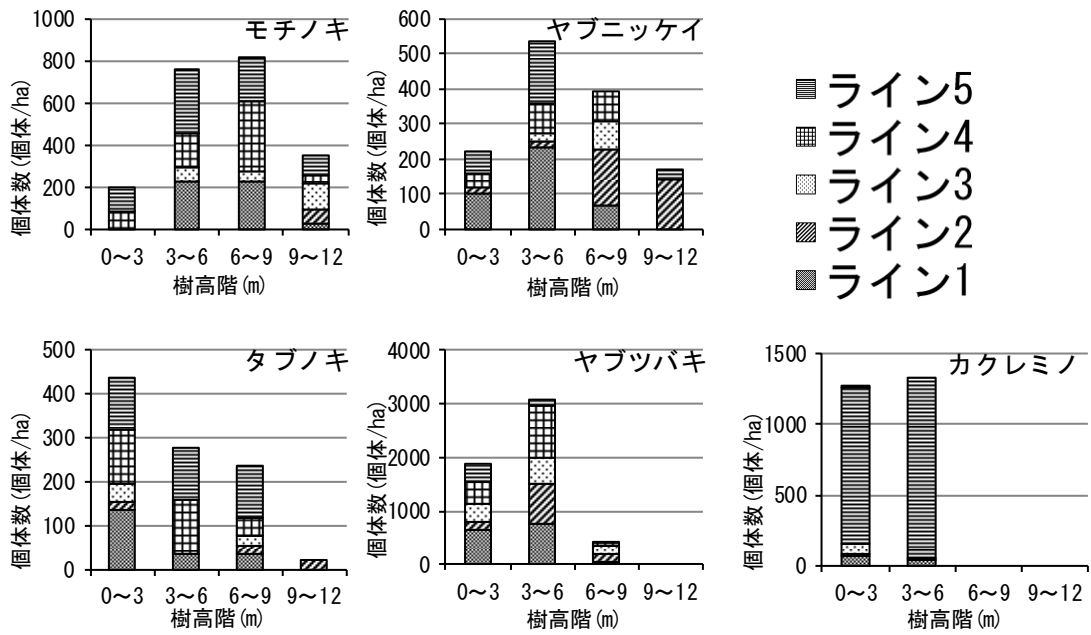


図 3-10 主要樹種のサイズ構造(高木種)
(中島ら 2016 を一部改変)

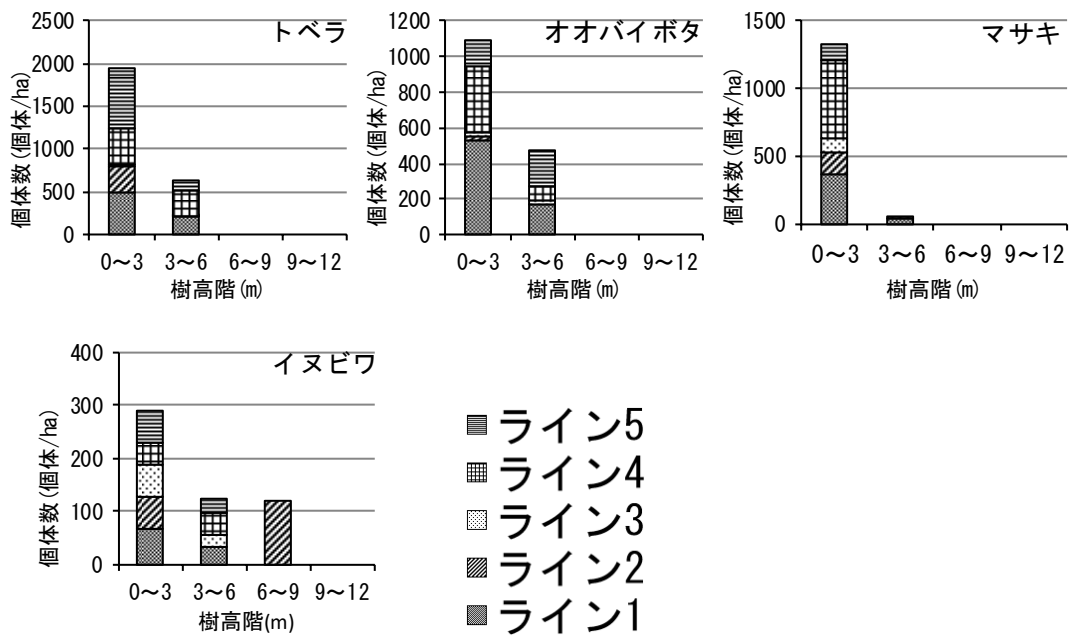


図 3-11 主要樹種のサイズ構造(低木種)
(中島ら 2016 を一部改変)

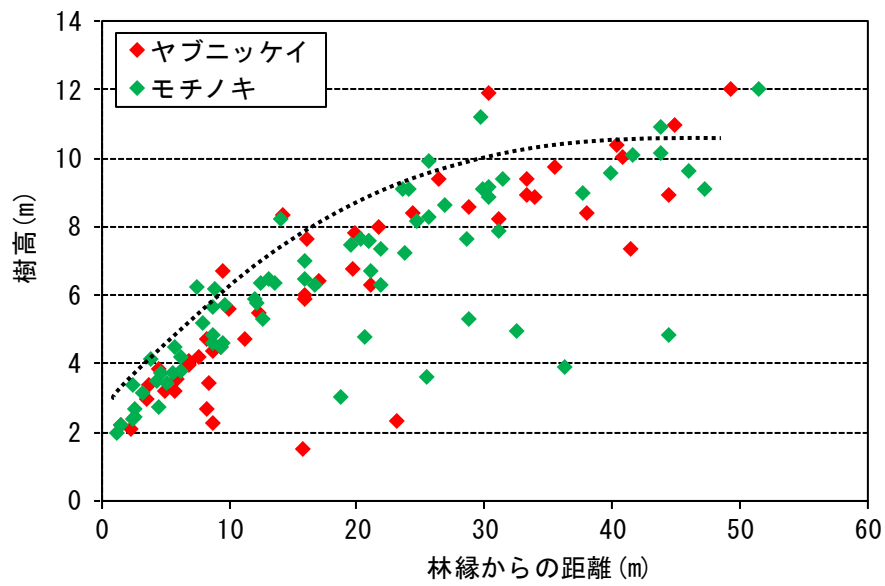


図 3-12(1) 主要樹種の樹高の空間分布(中島ら 2016 を一部改変)

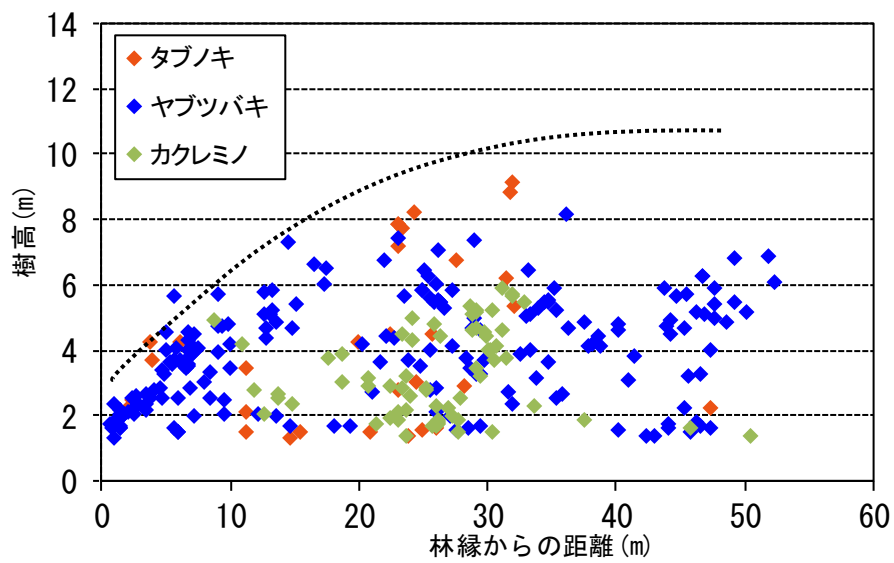


図 3-12(2) 主要樹種の樹高の空間分布(中島ら 2016 を一部改変)

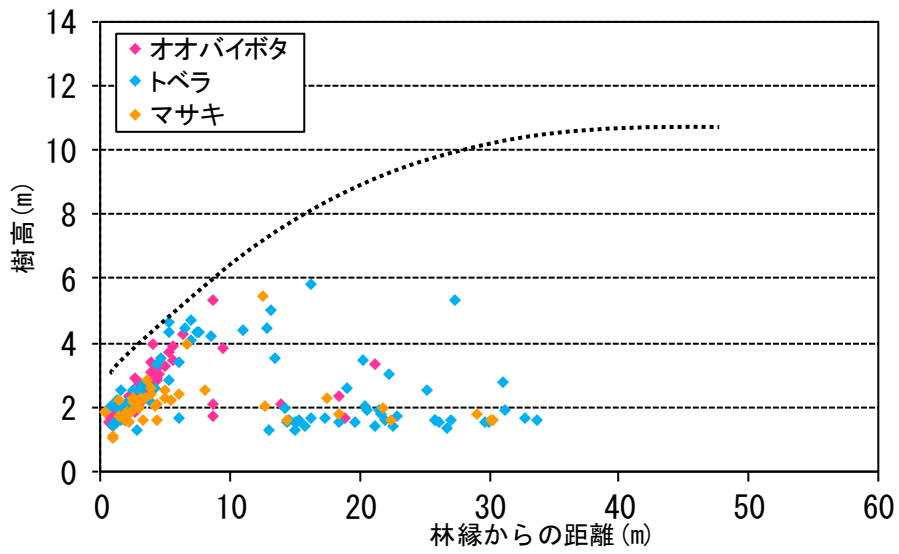


図 3-12(3) 主要樹種の樹高の空間分布(中島ら 2016 を一部改変)

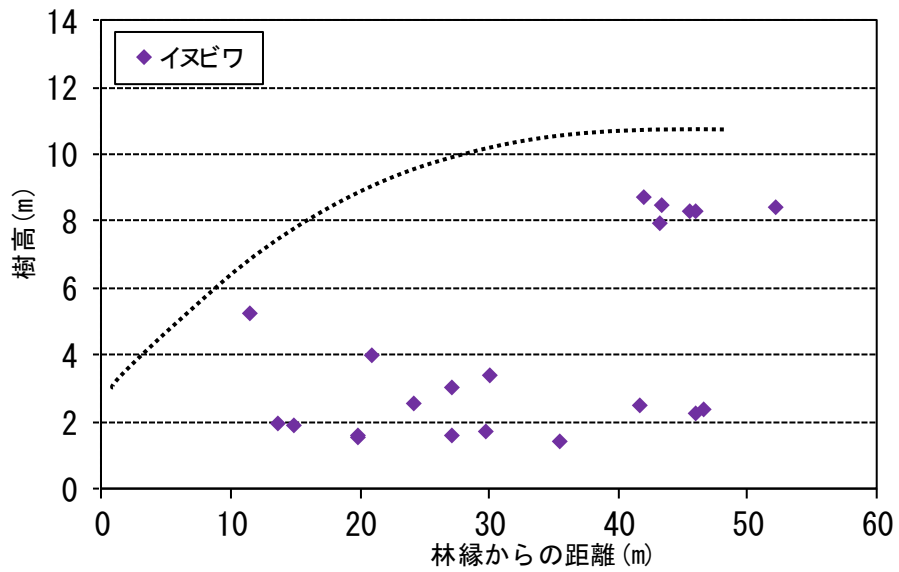


図 3-10(4) 主要樹種の樹高の空間分布(中島ら 2016 を一部改変)

3.2.4.6 地形と樹高分布

図 3-13 にトランセクト別の地形と樹高分布を示す。トランセクト 1 と 2 は，3～5 と比べて汀線から林帯までの地形がなだらかな傾向にあり，前面の地形と汀線側から内陸にかけての樹高の推移は類似する傾向にあった。

また，林帯幅の広いトランセクト 1 と 2 は最大の樹高も他のトランセクトと比較して高くなった。

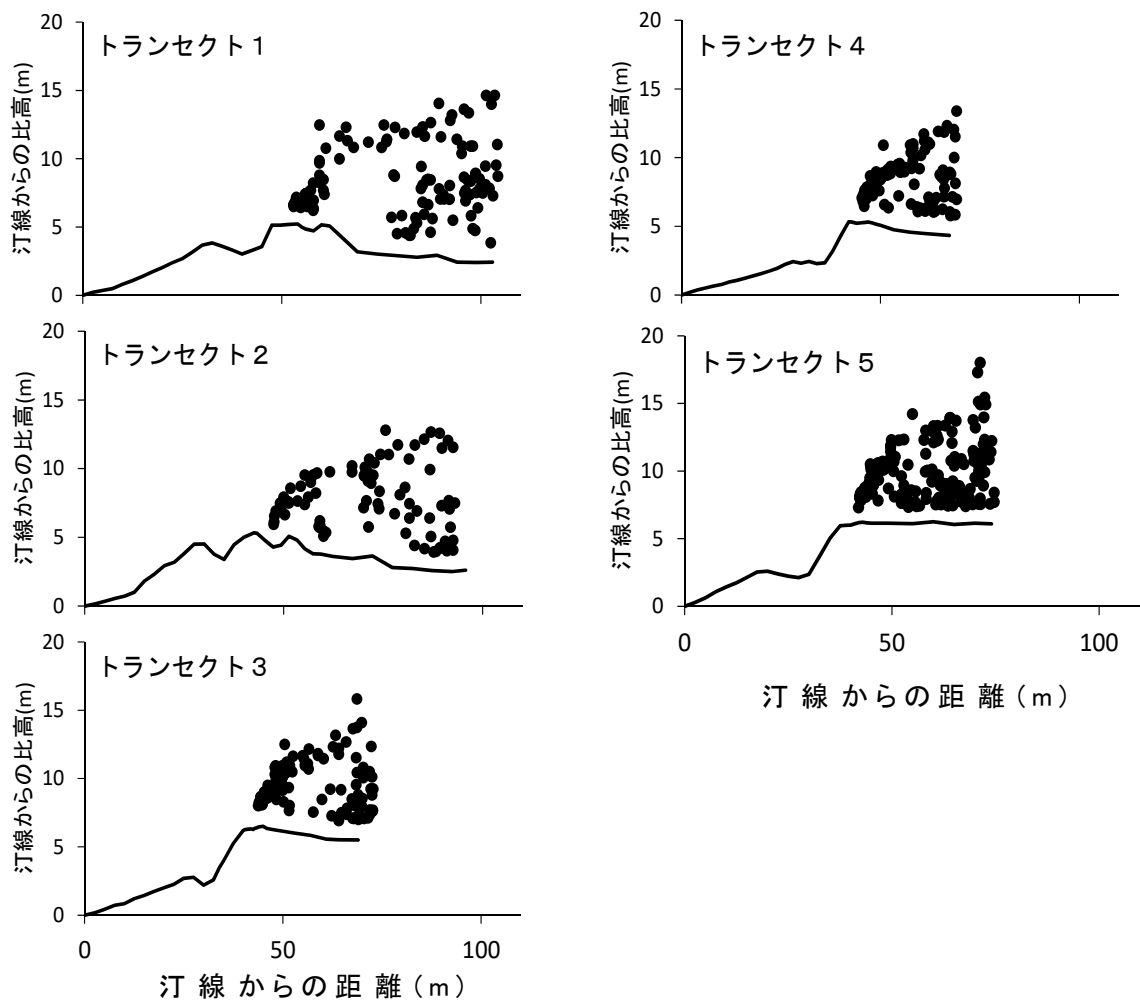


図 3-13 比高と樹高分布

3.2.5 考察

本研究において確認された広葉樹は主に沿岸域に生育するタブ型高木種，海岸低木種であり，TWINSpan で区分された群落型は海側からの距離に応じて有意に変化した。

海側の群落型は複数種から構成されているが，トベラやマサキなど塩分に対する耐性が認められている低木種（垣原 2007，垣原 2008，倉内 1956）が高い被度で確認されており，飛来塩分の多い環境下においては優位に生育するものと考えられた。

更に陸側の群落型については，ヤブニッケイやモチノキを主とした高木，亜高木種が優占する群落へと変化した。ヤブニッケイ，モチノキはいずれも汀線側から内陸にかけて全域に生育するが，個体の樹高は陸側ほど高くなった。これは群落型 D のような，最も海側の潮風に耐性のある種から構成される低木林による風速の減速などによる環境の安定によるものと推察された。これらの種は高木層においては低木種の樹高よりも高い樹高を確保できる地点に到達すると，優占すると考えられるため，風速の減速の程度と，確保可能な樹高が低木種の樹高を超える地点において，亜高木，高木の種からなる群落型へと変化したと考えられた。

一方，イヌビワやカクレミノについては，海側の最前線や高木層に出現することはなく，林内のやや陸側で確認される傾向にあった。また，イヌビワは林帯幅の広いトランセクト 1 の内陸側では，海側より樹高の高い個体が生育しており，これらの種は塩分等に対する耐性が低く，海側最前線の群落を構成する種により安定された環境でのみ生育可能と考えられた。なお，カクレミノはトランセクト 5 に偏って生育していた。トランセクト 5 は他のトランセクトと比較すると地形が平坦であり，構成種も特徴的にハマヒサカキやヒサカキが出現している。本調査においては，トランセクト 5 の環境の違いを捉える事が出来なかったが，地形の違いによる土壤環境の違い等が，構成種に影響を与えた可能性も考えられた。

また，本対象地付近では 1953～1956 年にかけて，倉内（1956）

により飛来塩分量及び植生調査が実施されている。既往調査時の汀線からの距離が60～125 mの範囲の確認種はいずれもマサキ、トベラ、ヤブニッケイ、タブノキ、ツバキ類等とされる。また、飛来塩分であるClの測定では到達量が0.05～1.81 mg/sq.dm/hr(ガーゼ付着量)の範囲に含まれるとされる。本研究の調査範囲は汀線から約60～100 mの範囲に含まれており、既往研究と同じ種が優占していることから、本調査地点の種組成は大きく変化していないものと考えられた。

一方、既往調査時には同範囲内において高い被度で確認されていたが、本研究において確認されなかった種としては、クロマツが挙げられ、マツ枯れにより消失したものと考えられる。また既往調査時はより内陸側の汀線から300～500 mの範囲において、エノキやスダジイが高い被度で確認されていたが、本研究でこれらの種は確認されなかった。エノキ、スダジイについては、葉内に塩分の侵入しやすい侵入型の種とされている(倉内 1956)。本研究における調査対象の林帯幅では、最も陸側でも汀線から120 m程度であり、これらの種にとっては生育が困難である可能性が考えられた。

本調査地において確認された各種の空間分布より広葉樹からなる海岸林の造成を検討すると、最も海側においては、マサキやトベラなど耐塩性の強い樹種を中心とした高密度な群落を形成させ、林内の安定を図るとともに、ヤブニッケイやモチノキなどの比較的海岸環境においても高木となる樹種を全域に配置し、海岸林の高さを確保することが望ましいと考えられた。

一方で、本調査地の土壤環境は壤土、埴土からなり、一般的なクロマツ海岸林のような砂地環境ではないことや、年間を通して、比較的海岸からの風が穏やかであることから、広葉樹にとっては安定した環境であると考えられる。今後、異なる地盤環境や風環境における海岸環境下での広葉樹各種の生育を調査することで、海岸からの環境圧とそれに応じた広葉樹の出現や生育状態について明らかになるとと思われる。

第4章 総合考察

本章ではまず、第2章、第3章で示した研究成果の総括を行う。そのうえで、第1章でとりまとめた広葉樹海岸林の誘導技術確立のために必要な知見と、第2章及び第3章の研究成果を基に、環境条件に応じた海岸林の目標林型の設定手法を検討する。

また、最後に関東以西の太平洋沿岸域におけるマツ枯れ後の海岸林の修復の考え方と将来目標を提案する。

1節 研究成果の総括

研究成果の総括を、第1章で本研究の目的として設定した3項目の課題別に以下に述べる。

課題①広葉樹の定着に影響を与える環境要因（土壌，斜面方位，降水量，風環境，汀線からの距離等）は何か明らかにすること，に対しては，汀線側からの風が広葉樹の定着に負の影響として作用することが明らかになった（第2章1節）。本研究で環境要因として設定した，地表面における5.5m/s以上の風の年間の予測回数と，各調査対象地の胸高断面積合計値及び最大樹高との間には，有意な負の相関関係が認められた。海岸林の汀線側，中央，内陸側別で比較すると，特に汀線側で影響を強く受けていた。また，降水量，土性，地形は，汀線側からの風が広葉樹林へ与える影響の程度を，緩和又は増大させる環境要因となっている可能性があると考えられた。ただし，本研究では地点数が少なく，各環境要因と広葉樹の定着の関係を定量的に解析することは出来なかった。

課題②定着後の広葉樹の生長に微地形がどのように関わっているのか明らかにすること，に対しては，砂丘地に生育する広葉樹は汀線からの距離と砂丘斜面の向きにより，成立する林型に差が生じることが明らかになった（第2章2節）。汀線からの距離が近く，かつ汀線側を向いた砂丘斜面では，樹林化や樹高生長が抑制されていた。一方，汀線からの距離が離れ，内陸側を向いた砂丘斜面になるほど，樹林化や樹高の成長が促進されていた。なお，明瞭な風衝，風背斜面が存在しない平坦地の海岸林造成地は，生長のパターンに違いがみられると考えられるが，本研究では経年比較できる調査対象地が存在せず調査解析出来なかつ

た。

課題③暖温帯域において、侵入した広葉樹の種類・組成と各環境要因がどのように対応しているのか明らかにすること、に対しては、暖温帯太平洋側に成立する各地域の広葉樹海岸林の種類・組成は土性、降水量、汀線からの距離、比高により変化することが明らかとなった(第3章1節)。

また、同一海岸林内における種類・組成の空間分布としては、平坦地では汀線からの距離に応じて群落型が変化することが明らかとなった。(第3章2節)。砂丘地では砂丘の風衝面、風背面で群落型が変化する可能性があると考えられた(第2章2節)。

ただし、本研究では基本的にクロマツ海岸林が消失した後に成立した広葉樹海岸林に対して調査を行っており、クロマツ海岸林や遷移の初期段階広葉樹の種類・組成については明らかになっていない。

その他、本研究で得られた知見としては、関東以西の暖温帯の太平洋沿岸域に成立する広葉樹海岸林では、いずれも海岸風衝地に生育するマサキやトベラなどの低木種とタブ型林を構成する高木種により構成されること(第3章1節)や、広葉樹海岸林の林分構造は、地域によって種類・組成や個体サイズに違いはあるものの、基本的に風衝林形を形成し、汀線側から内陸側に向かい個体密度が下がり、胸高断面積が大きくなる共通の構造を持つこと(第2章1節)等が挙げられる。

2節 総合的な解釈

暖温帯の各調査対象地における広葉樹海岸林の成林状況（第2章1節，2節）から，クロマツ海岸林消失後の広葉樹海岸林の成林の程度を，相観で段階的に表すと，「裸地・草地」，「低木広葉樹林」，「高木広葉樹林」と表現出来ると考える。

一般的に暖温帯の照葉樹林帯では，何らかの攪乱が生じ裸地・草地となった後は，低木広葉樹林を経て高木広葉樹林へと遷移が進行する。一方，海岸林造成地では，主に海側からの風に起因する環境圧に応じて，裸地・草地～低木広葉樹林～高木広葉樹林と，それぞれの環境条件で成立する林型が異なり，遷移の方向性が変化することが本研究により示された。

遷移の方向性は空間的，時間的に変化すると考えられる。まず，海側からの風に起因する環境圧は，基本的に対象地域の気象条件と汀線側からの距離や地形により変化するため，空間的なものと捉えることが出来る。また，時間的変化は空間的な環境勾配に依存し，環境圧の強い空間では，時間の経過と共に「高木広葉樹林」→「低木広葉樹林」→「裸地・草地」の方向で変化し，環境圧の弱い空間では，「裸地・草地」→「低木広葉樹林」→「高木広葉樹林」へと変化するものと考えられる（図4-1）。なお，ここでいう環境圧は，空間的（外的）なものを指し，林分構造の変化に伴う海岸林造成地内の環境圧の変化は定義に含めていない。

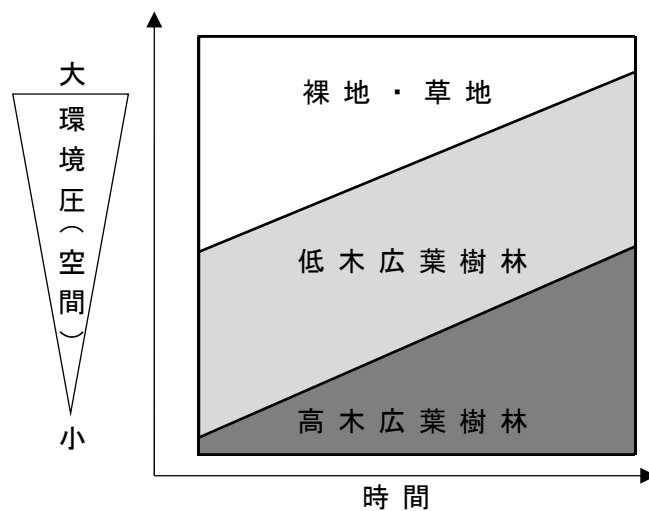


図 4-1 広葉樹海岸林の相観の空間的・時間的変化の概念図

3節 海岸林の目標林型の設定手法の検討

広葉樹海岸林はクロマツ海岸林に対して、成林が可能な範囲が限定されるため、海岸林造成地の環境条件と求める防災機能に応じて、クロマツ海岸林を再生するか、広葉樹に樹種転換するか、判断する必要がある。

環境条件としては、特に汀線側からの風に留意する必要がある。本研究で草地・裸地と区分された調査対象地のような、汀線側からの風速が強い地域のうち、特に風が直接暴露する環境下では広葉樹海岸林による樹林化や高木林の形成は困難、もしくは時間がかかると考えられる。その場合は、造成手法の確立されているクロマツを再生することで防災機能が維持されると考えられる。

海岸林造成地より汀線側に樹林や砂丘が存在し、直接風が暴露しない環境条件では、汀線側からの風速の強い地域であっても、広葉樹海岸林による樹林化は可能と考えられる。

ただし、樹高の生長は汀線側からの風条件により大きく異なるため、汀線側からの風速の強い地域では、低木の海岸林で背後地の防災・減災が確保できる場合のみ、広葉樹海岸林への誘導を検討しても良いと考えられる。汀線側からの風速が弱い地域では、樹高10m以上の広葉樹海岸林が多く確認されており、高木林化も可能と考えられる。

また、現存の広葉樹海岸林では、汀線側から内陸側にかけて、海岸低木種の優占する低木林からタブ型種の優占する高木林へ変化するという共通の構造が確認された。汀線側の低木林が飛来塩分や飛砂等から高木林を守る働きをしていると考えられ、海岸林造成地全域を広葉樹へ樹種転換する際は、汀線側前線に海岸性低木種のマント群落が生育し、その内陸側にタブ型種により林冠が形成される高木林が生育する樹林構造を目指すことが、広葉樹海岸林が安定して機能することに繋がると考える。

植栽樹種については、海岸低木種とタブ型種を基本とし、更に環境条件に応じて将来の主要樹種を予測し、管理する必要があると考えられる。

なお、本研究で対象とした7地点の広葉樹海岸林においては、特に土性がタブ型種の種組成に影響していると考えられ、造成対象地の土

壤が砂土か壤土かで、将来高木層を形成する主要樹種が異なる可能性がある。土性別の主要樹種を整理すると表 4-1 のようになる。

また、同一の海岸林内では汀線側からの距離が近い環境では、より耐塩性の強い樹種による林冠の構成を目指すことで、樹林全体の安定が保たれると考えられる。

表 4-1 土性と主要樹種

立地条件	主要樹種
	高木種
土性 砂土	タブノキ、ヒメユズリハ
壤土	モチノキ、ヤブツバキ
砂土・壤土	ヤブニッケイ

4節 関東以西の太平洋沿岸域におけるマツ枯れ後の海岸林の修復の考え

方と将来目標

4.4.1 マツ枯れ後の海岸林の修復の考え方

関東以西の太平洋沿岸域において、マツ材線虫病や管理不足により劣化したクロマツ海岸林を修復する際、広葉樹を導入することで、マツ材線虫病の防除や単一樹種であることの生態的な不安定さ等のクロマツ海岸林が抱える課題を克服できると考える。

ただし、海側成分の風が卓越する環境条件では広葉樹による樹林化が抑制されること、汀線付近や汀線側向き斜面の海側成分の風が暴露する環境条件では、広葉樹による樹林化や広葉樹の樹高の成長が、クロマツと比較して抑制されることが本研究により示された。

海岸林を修復する際は、まず、海岸林により防災・減災したい範囲及びそれに必要な樹林構造を場所ごとに明確化する必要があると考える。更に、広葉樹の導入を検討する場合には、防災・減災機能を海岸林が発揮するまでに待つことの出来る期間を検討する必要がある。

上記を検討したうえで、同一海岸林内でも汀線からの距離や微地形、土性に応じて広葉樹海岸林への誘導が可能な場所、困難な場所について個々に判断していく必要がある。判断の結果、誘導が可能な場所は広葉樹への置き換え、困難な場所や早急に防災・減災機能を確保したい場合はクロマツの再生を行うことで、クロマツが有していた防災機能を低下させることなく、管理コストのかからない海岸林を造成していくことが可能と考える。

4.4.2 管理面からみた将来目標の考え方

本研究により、侵入個体から形成される広葉樹海岸林は、クロマツ海岸林と比較して、樹林化や樹高の確保が可能な範囲が限定的であることが示された。基本的に広葉樹海岸林はクロマツ海岸林と比較して、管理のコストを抑えられることが利点とされる。しかし、広葉樹海岸林へ人為的に誘導を図る際、環境条件によっては潮風や乾燥土壌等から広葉樹を保護する施設を整備する等、クロマツ海岸林とは異なる管理が必要となる可能性がある。

その際，継続的に管理を行うコストや人手を確保することが可能か，
管理の体制を踏まえ，目標林型を設定していくことが重要と考える。

5節 今後の課題

4.5.1 広葉樹海岸林の成立要因に関する課題

本研究で汀線側からの風が広葉樹海岸林の成林に影響を与えていることが明らかとなった。ただし、本研究では各地域の環境条件として、地表面で 5.5m/s 以上の年間あたりの合計予測回数を用いたため、今後は、恒常的な風と台風等のイベント時の風等を分けて、どのような風の条件が広葉樹海岸林の成林に影響をしているのか解析する必要がある。

また、本研究では遠州灘の海岸林における約 10 年間の林型の変化の傾向を明らかにしたが、これは植生の遷移のスケールでいうと初期段階の変化を捉えたものと考える。汀線側の風衝面で広葉樹海岸林の成林の抑制がみられたのは、遷移の変化の速度が異なることによるものか、それぞれの環境条件での極相に近い状況を捉えたものなのかは継続的に調査を行う事で明らかになると考える。

更に、本研究で実施した各調査対象地においても、毎木調査の継続モニタリングを行うことで、広葉樹海岸林の動態についても明らかになると考える。

また、本研究ではマツ材線虫病発生後の海岸林を対象に調査・解析を行ったが、広葉樹の侵入・生長はクロマツ海岸林の段階より始まっており、マツ材線虫病による林冠部のギャップの発生状況(秋保ら 2013)等が侵入に影響を与えていることが示唆されている。今後、クロマツ海岸林内における広葉樹の分布や生長を把握し、クロマツ消失後の林型の形成にどのように影響を与えているか検討することで、クロマツ海岸林段階での将来の広葉樹林化の可否や目標林型の予測が可能になると考える。

4.5.3 国内他地域への展開

本研究は暖温帯に属する関東以西の太平洋沿岸域の海岸林を対象としたが、第1章で述べたとおり、他地域でも同様の問題を抱えており今後研究を展開していく必要があると考える。

そこで、既に詳細の研究が行われている北海道と、気候条件及び成立植生の大きく異なる琉球列島を除いた地域を対象に、広葉樹海岸林の種類・組成や、成立に影響を与える環境要因を検討した。

まず、本研究で対象外とした冷温帯では、成立する植生の多くは沿岸域を含め落葉広葉樹林となる(宮脇 1977)。なお、一部でタブ型高木種であるタブノキの生育が認められる地域は存在するが、風背地(野堀 2000)等、生育地は限定されている。汀線側から内陸側にかけての植生帯の配分は、海浜植生から低木樹林、高木樹林へとつづき、暖温帯と植物種や群落は異なるものの、よく対応しているとされる(宮脇 1977)。なお、和田ら(1998)は秋田県の沿岸域に現存する天然広葉樹を調査し、海岸最前線にエゾイタヤ、ケヤキ、一部にカシワ林やタブノキ林が成立し、汀線側から離れるに従いミズナラ林、ブナ林へと移行している。冷温帯においても、本研究同様に環境条件に応じて樹林の構造や優占種が変化することが考えられるが、海岸林内での各種の生育状況に関する詳細の調査は行われていなく、今後明らかにしていく必要があると考える。

また、冷温帯の日本海側、太平洋側で環境条件を比較すると、日本海側は、冬季に北西成分の季節風が卓越する強風地帯であり(野堀 2000)、広い範囲で広葉樹海岸林の成林が困難である可能性が考えられる。更に、日本海側の新潟沿岸以北では海岸線の延長に対して砂丘地の占める延長の割合が高く、砂丘地は大面積であり(野堀 2000)、飛砂の影響も大きいものと推測される。

一方、北西季節風は積雪を含む多量の降水ももたらすため(宮脇 1977)、海岸林より内陸側の地形によっては降水量が多くなる。更に、暖流の影響で比較的温暖な気候であり、これらが広葉樹海岸林の成林を制限する要因による影響を緩和させる可能性も考えられる。冷温帯日本海側では、広葉樹海岸林の成林には特に北西季節風による影響を検討出来るような知見も必要と考えられる。

冷温帯太平洋側では、東日本大震災による津波により、クロマツ海岸林が広範囲で消失するとともに、造成地が海水で浸り、大きな攪乱が起きた地域が多数存在する。よって、被災時の造成地の状況を把握し、広葉樹の定着と生長にどの程度攪乱の影響が及んでいるのか検討したうえでの調査解析が必要と考える。また、日本海側は恒常的な強風の影響を受けているのに対し、太平洋側は台風等のイベント時の風が突出して強くなる事が多く、環境条件としてどのような風を抽出するか検討する必要がある。更に、東日本大震災により倒壊した海岸林は海浜植物の重要な生育地になっていることが指摘されており(岡 2017)、希少種の生育地の保全を図りながら、必要な場所には海岸林を修復するという考え方がより重要となると考える。

暖温帯の他地域については、成立する広葉樹海岸林の種類・組成は本研究で確認された同様となると考えられる。ただし、日本海側では、低温帯と同様に冬季に北西成分の季節風が卓越し、降水量が多い地域が存在する。また、瀬戸内海沿岸では、年間を通して降水量が少ない。このような風条件や降水量の違いが優占種の空間分布や、林分構造に影響を与えている可能性があり、暖温帯太平洋側との比較を行うことで暖温帯全体の広葉樹海岸林の成立要因についての知見が深まると考える。

その他、海岸林造成地の地質の違いも成立する広葉樹海岸林の種類・組成に影響を与えている可能性もあると考える。巨視的に地質が与える影響を捉えることも、今後必要になってくると考える。

謝辞

筆者が学部生で研究室に配属されてから、今日に至るまで、指導教員である東京都市大学環境情報学研究科の吉崎真司教授には、長きに渡りご指導と暖かい励ましの言葉を頂きました。また、広島工業大学環境学部地球環境学科の岡浩平准教授にも、長きに渡り示唆に富んだご助言、励ましの言葉を頂きました。私が今日まで海岸林の研究を続けることが出来たのは、このお二方のご指導、励ましがあつたからこそであり、ここに厚く御礼申し上げます。

また、国立研究開発法人 森林研究・整備機構 森林総合研究所の鈴木寛氏、東京都市大学環境情報学研究科の宿谷昌則教授、飯島健太郎教授、東京都市大学知識工学部の福田達哉教授には、本研究をまとめる各段階で多くのご助言と、いつも直前の対応で大変ご迷惑をお掛けしたのにも関わらず、暖かいお言葉を頂きました。

兵庫県立人と自然の博物館の上田萌子氏には、本研究の着手時にご相談に乗って頂くと共に、貴重なご助言を頂きました。

環境省中国四国地方環境事務所土佐清水自然保護官事務所の山下淳一氏、高知県林業振興・環境部森づくり推進課、土佐清水市農林水産課、静岡県経済産業部森林・林業局森林保全課、静岡県中遠農林事務所、愛知県東三河農林水産事務所林務課、千葉県南部林業事務所、林野庁近畿中国森林管理局三重森林管理署、宮崎県南部森林管理署、宮崎県環境森林部自然環境課、林野庁九州森林管理局、林野庁九州森林管理局宮崎南部森林管理署、林野庁九州森林管理局西都児湯森林管理署の方々には本調査を進めるにあたり、各種の便宜を図って頂くと共に、貴重な資料をご提供頂きました。千葉県農林総合研究センター森林研究所の小森谷あかね氏（現千葉県北部林業事務所森林管理課）には、千葉県の調査地選定にあたり、現場をご案内して頂くと共に貴重なご助言を頂きました。

耕種宮崎の財津吉壽氏、東京都市大学卒業生の稲川崇史氏（現応用地質株式会社）、椰野遼介氏（現西武造園株式会社）、惣万智帆氏（現東京多摩青果株式会社）、広島工業大学卒業生の戎谷遵氏（現国土防災株式会社）、大上戸淳子氏（現八千代エンジニアリン

グ株式会社), 二神良太氏(現復建調査設計株式会社)には現地調査で多大なご協力を頂きました。特に稲川崇史には貴重な休暇を割いて、長期に渡り過酷な条件下でも調査に同行し、データの入力等にも協力して貰いました。彼の協力なしに本研究は成立していません。

国際航業株式会社の井上拓也氏にはメソ数値予報モデル GPV の変換にあたって多大なご協力を頂きました。東京都市大学卒業生の伊藤一誠氏(現神奈川県庁)には、貴重なデータを提供頂きました。

東京都市大学吉崎研究室の木村祐貴氏とは研究テーマも近く、互いの現地調査への同行や、海岸林について日頃から議論することが出来、時間に追われる中でも研究の面白さを忘れずにいることが出来ました。

東京都市大学吉崎研究室の鳥嶋清美氏, 伊東日向氏には社会人をしてしながら研究活動を行うにあたって、手間を割いて各種の便宜を図って頂きました。

国際航業株式会社の千金良達哉氏, 鶴間亮一氏には, 社会人博士課程として大学へ進学するにあたり, 各種の便宜を図って頂きました。国際航業株式会社の米澤泰雄氏, 外山治美氏, 星上幸良氏, 荒川仁氏には専門的見地から貴重なご助言を頂くと共に, 常に暖かい励ましのお言葉を頂きました。また, 国際航業株式会社環境保全部環境グループの社員の方々にも, 業務と研究の両立にあたり, 大変ご迷惑をお掛けしたのにも関わらず, 温かいお言葉を頂きました。業務と研究の両立は容易でなく, これらの方々のご協力, 励ましのお言葉がなければ, 決して本研究をまとめることは出来ませんでした。

また, 本研究の一部は, クリタ水・環境科学振興財団(KWEF)からの助成を受けて行われました。

最後に, 両親の理解, 応援という大きな支えがあり, 本論文を完成することが出来ました。

沢山の方々に支えられ, 本研究を遂行することが出来ました。改めて心より深く御礼申し上げます。

引用文献

- [1] A.C. Brown, A. McLachlan (2002) 砂浜海岸の生態学, 東海大学出版会, pp.270-275.
- [2] ASANO, Toshiyuki, Chikako MATSUMOTO, and Ayaka NAGANO. (2009) Functional Assessment on Coastal Forests in Japan as Tsunami Barrier Facilities. *Journal of Japan Society of Civil Engineers, Ser. B2 (Coastal Engineering)* 65(1):1311-15.
- [3] BOYCE, S.G. (1954) The salt spray community, *Ecol. Monogr.*, 24:29-67.
- [4] BRAUN-BLANQUET and J. (1964) *Pflanzensoziologie*. 3 Aufl. Springer-Verlag, Wien.
- [5] Griffiths, Megan E. (2006) Salt Spray and Edaphic Factors Maintain Dwarf Stature and Community Composition in Coastal Sandplain Heathlands. *Plant Ecology*, 186(1): 69-86.
- [6] Google, DigitalGlobe (地図データ) (引用日: 2015年6月30日.)
- [7] HAYASHI, Ichiroku, and Makoto NUMATA (1968) Theoretical Consideration on Plant Succession, *Journal of Weed Science and Technology*, 1968(7): 1-11.
- [8] IIMURA, Kosuke, Norio TANAKA, Kenji HARADA, and Katsutoshi TANIMOTO (2010) Tsunami Mitigation Effects by the Combination of Vegetation with Different Tree Density. *Journal of Japan Society of Civil Engineers, Ser. B2 (Coastal Engineering)* 66(1):281-85.
- [9] Lemauviel, Servane, and Françoise Roze. (2000) Ecological Study of Pine Forest Clearings along the French Atlantic Sand Dunes. *Perspectives of Restoration. Acta Oecologica* 21 (3): 179-92.
- [10] Masami Miyaki・Kihachiro Kikuzawa (1988) Dispersal of *Quercus mongolica* acorns in a broadleaved deciduous forest 2. Scatterhoarding by mice, *Forest Ecology and Management*

25(1):9-16.

- [11] Taoda, Hiroshi(1988)Succession of Pinus Thunbergii Forest on Coastal Dunes, Hitotsuba Coast, Kyushu, Japan.Hikobika: 119-28.
- [12] 相内泰三(1983)風衝地に生育する樹木の樹幹形態・構造の変化,北海道大学農学部演習林研究報告,40(4):741-751.
- [13] 愛知県(2009)平成 21 年度渥美半島の海岸林造成と防災の歴史. 愛知県,102pp.
- [14] 相場慎一郎(2011)森林の分布と環境,正木隆・相場慎一郎編,森林生態学,共立出版株式会社,pp.1-20.
- [15] 秋保開社・紙谷智彦(2013)マツ枯れ進行中の海岸クロマツ林における高木性常緑広葉樹の分布,日本森林学会大会発表データベース,124:440.
- [16] 浅井達弘・新村義昭・薄井五郎(1986)北海道北部の天然生カシワ・ミズナラ海岸林の冬芽枯死の原因,日本林學會誌,68(9):368-374.
- [17] 石井英美・崎尾均・吉山寛ほか編(2000)樹に咲く花 離弁花 1,山と溪谷社
- [18] 伊藤一誠(2007)遠州灘海岸林における松枯れと植生回復過程に関する研究,武蔵工業大学大学院環境情報学研究科,2006 年度修士論文
- [19] 井上 晋(1995)九州大学早良実習場におけるマツ枯れ林分の植生変化,九州大学農学部演習林報告,72:21-32.
- [20] 井上悠香・大藪崇司・藤原道郎・山本聡(2007)土壌交換性ナトリウム濃度を環境指標とした海岸埋立地に植栽された 2 樹種の成育評価,環境情報科学論文集 ceis21(0),81-86.
- [21] 上田萌子・服部保・澤田佳宏・上甫木昭春(2015)暖温帯の自然海浜におけるウバメガシ群落の分布と種組成に関する研究,ランドスケープ研究,78(5):659-662.
- [22] 薄井五郎・清水一・新村義昭・浅井達弘(1988)北海道の海浜における風衝林形の形成モデル,日本林學會誌,70(7):309-314.
- [23] 猿田けい・山田晋也・近藤晃(2018)遠州灘海岸防潮堤植栽木

- の適応状況と活着阻害要因について,日本森林学会大会発表データベース,129:116.
- [24]太田猛彦(2015)海岸林の現状と将来像,日本緑化工学会誌,41(2),332-333.
- [25]太田猛彦(2012)海岸林形成の歴史,水利科学,56(3):2-13.
- [26]太田和夫・高橋秀男・勝山輝男ほか編(2000)樹に咲く花 離弁花2,山と溪谷社
- [27]大手信人・鈴木雅一・窪田順平(1989)森林土壌の土壌水分特性(I):飽和-不飽和透水特性の鉛直分布の測定法と2、3の測定結果,日本林學會誌,71(4):137-147.
- [28]大庭健・作田耕太郎(2005)海岸マツ林の林床に生育する常緑広葉樹稚樹の枝光合成,日本森林学会大会発表データベース,116:593-593.
- [29]岡浩平・平吹義彦(2017)日本の仙台湾の名取地区における堤防回避による沿岸砂丘植物の保全の効果,景觀生態学,22(1):1-9.
- [30]冲中 健・菅原 恩(1986)緑化樹の耐塩性に関する研究:葉内浸入塩素量を指標として,千葉大学園芸学部学術報告,38:93-101.
- [31]冲中 健・菅原 恩・福原 秀夫(1984a)臨海埋立地に植栽されたクロマツとヤマモモに対する潮風の影響(昭和59年度日本造園学会研究発表論文集2),造園雑誌,47(5):95-100.
- [32]冲中 健・増田 悟・菅原 恩(1984b)台風8218号による緑化樹の潮風害,千葉大学園芸学部学術報告,34:91-97.
- [33]冲中健・賤機高康・堀口正昭・小林達明(1989)臨海埋立地における緑化樹の潮風害の季節的变化,千葉大学園芸学部学術報告,42:129-37.
- [34]小田隆則(2003)海岸林をつくった人々,株式会社北斗出版,p.254.
- [35]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,Ecology and civil engineering 5(2):189-201.

- [36]河崎 弥生・田中 一夫(1984)海岸防災林におけるクロマツの生長と土壌の時系列的推移に関する研究,鳥取大学農学部演習林報告,14:59-125.
- [37]環境省自然環境局(2016)生態系を活用した防災・減災に関する考え方,環境省自然環境局
- [38]環境省自然環境局(2006)人と自然との共生を目指して,環境省自然環境局
- [39]金子 智紀(2012)秋田県の海岸砂丘地における広葉樹・クロマツ混交林の成長,水利科学 56(2):61-71.
- [40]加藤 和弘(2005)都市のみどりと鳥,朝倉書店,p.105.
- [41]河合 英二(2016)海岸林講座第2回:海岸林における津波以外の防災機能,樹木医学研究,20(3):147-53.
- [42]気象庁.“潮汐観測資料”.気象庁ホームページ.<http://www.data.jma.go.jp/kaiyou/db/tide/genbo/index.php>.(参照:2018年1月29日).
- [43]気象庁(2018)“過去の気象データ検索”.気象庁ホームページ.<http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php>(参照:2018年1月10日)
- [44]気象庁(2012)“メッシュ平年値図”.気象庁ホームページ.<http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/view/atlas.html>(参照:2018年1月10日)
- [45]京都大学生存圏研究所.“生存圏データベース”.京都大学生存圏研究所ホームページ.<http://database.rish.kyoto-u.ac.jp>(参照:2017年12月10日)
- [46]垣原 登志子(2007)マサキ(*Euonymus Japonicus* Thunb.)の防潮林としての適応性,海岸林学会誌,6(2):23-28.
- [47]垣原 登志子(2008)マサキ(*Euonymus Japonicus* Thunb.)の防潮林としての適応性(2),海岸林学会誌,7(3):37-42.
- [48]工藤 哲也・鈴木 孝雄・遠藤 泰造(1973)海岸林の林冠上縁が描く曲線の形状について(会員研究発表講演),日本林學會北海道支部講演集,21:21-22.
- [49]倉内 一二(1954)沖積平野におけるタブ林の發達,植物生態学会

- 報,3(3):121-27.
- [50]倉内一二(1956)塩風害と海岸林,日本生態学会誌,5(3):123-27.
- [51]桑野泰光・檜崎康二・佐々木重行(2017)福岡県における海岸クロマツ林に自然侵入した広葉樹の分布,日本森林学会大会発表データベース,128:552-552.
- [52]国土交通省(2006)国土交通省海洋・沿岸域政策大綱,国土交通省,p.8.
- [53]国土交通省.“国土数値情報 森林地域データ”.国土交通省ホームページ.<http://nlftp.mlit.go.jp/ksj/gml/datalist/KsjTmplt-A13.html>.(参照:2018年11月29日)
- [54]国土交通省.“国土数値情報 海岸線データ”.国土交通省ホームページ.<http://nlftp.mlit.go.jp/ksj/gml/datalist/KsjTmplt-C23.html>.(参照:2018年11月29日)
- [55]国土地理院.“基盤地図情報 数値標高モデル”.国土地理院ホームページ.<https://fgd.gsi.go.jp/download/menu.php>.(参照:2018年11月29日)
- [56]斎藤新一郎・成田俊司・柳井清治(1990)厚田村シラツカリの段丘斜面における天然生海岸林の群落学的研究,北海道林業試験場研究報告,28:107-123.
- [57]坂本知己・増田久夫・齋藤武史(1983)イタヤカエデ梢頭の枯死現象:石狩海岸林の事例,緑化工技術,10(3):16-22.
- [58]佐々木寧・田中規夫・坂本知己(2013)津波と海岸林ーバイオシールドの減災効果ー,共立出版株式会社,pp.1-42,p.209.
- [59]佐々木雄大・小山明日香・小柳知代・古川拓哉・内田圭(2015)植物群集の構造と多様性の解析,共立出版株式会社,pp.64-65.
- [60]佐藤敬二・加藤退介・植松勇雄(1952)海岸クロマツ防風林の林内風速分布に関する一例,九州大学農学部演習林報告,20:45-55.
- [61]静岡県中遠農林事務所・治山課(2010)遠州灘沿岸の斜め海岸林(日本海岸林学会大会配布資料),静岡県中遠農林事務所・治山課,22pp

- [62] 島田和則・後藤義明・萩野裕章(2010)松枯れ発生地域におけるクロマツ海岸林の樹種転換のためのゾーニングの試案 クロマツ樹高を指標にした侵入樹種の適切な選択,海岸林学会誌,9(1):25-30.
- [63] 島田博匡・野々田稔郎(2006)ヒノキ人工林の林床における強度間伐後2年間の木本種動態,三重県科学技術振興センター林業研究部研究報告,18:1-12.
- [64] 島田博匡・野々田稔郎(2010)暖温帯域における広葉樹林化の可能性,森林科学,59:13-16
- [65] 島田博匡・野々田稔郎(2012)英虞湾沿岸の暖温帯常緑広葉樹林における樹木の分布と微地形の関係,三重県林業研究所研究報告,4:9-17.
- [66] 島田宏行・佐藤創・明石信廣・眞坂一彦(2002)ヨーロッパトウヒ防風林の林分構造,日本林学会北海道支部論文集,50:73-75.
- [67] 末勝海(1968)海岸砂防工に関する基礎的研究,九州大学農学部演習林報告,43:1-120.
- [68] 杉田久志・猪内次郎・百目木忠之・田口春孝・岩根好伸・大石康彦・昆健児(2003)天然更新によるカラマツ人工林の広葉樹林への誘導-小岩井農場山林における事例-,東北森林科学会誌,8(1):1-9.
- [69] 杉本和永・浅川澄彦(1989)マツクイムシ被害をうけた海岸クロマツ林の植生遷移について 三重県七里御浜国有林の事例,玉川大学農学部研究報告,29:88-101.
- [70] 杉本和永・浅川澄彦(1990)雪害をうけた海岸クロマツ林の植生遷移について 石川県安宅林国有林の事例,玉川大学農学部研究報告,30:87-98.
- [71] 高谷精二・河口智志(1993)一ツ葉有料道路における飛砂による緑化樹木の被害について,日本緑化工学会誌,18(3):176-81.
- [72] 滝川清(1996)内海沿岸域における飛来塩分特性とその対策について,海岸工学論文集,43:1176-1180.
- [73] 田端敬三・橋本啓史・森本幸裕・前中久行(2004)糺の森におけるクスノキおよびニレ科3樹種の成長と動態(平成16年度日本造園学会全国大会研究発表論文集(22))ランドスケープ研究:日本造園

- 学会誌:Journal of the Japanese Institute of Landscape Architecture,67(5):499-502.
- [74]寺崎寛章・仇啓涵・竹崎寛之・福原輝幸(2015)降雨による塩害水田の自然回復,土木学会論文集 B2(海岸工学)71(2):I_1663-I_1668.
- [75]寺本行芳・下川悦郎(2007)吹上砂丘地におけるクロマツ枯損後の飛砂と植生回復過程,海岸林学会誌,7(1):7-12.
- [76]独立行政法人 森林総合研究所 多摩森林科学園(2014)クロマツ海岸林に自然侵入した広葉樹の活用法 -松枯れから防災機能を守るための広葉樹林化-,多摩森林科学園,p.45.
- [77]内閣府 防災情報のページ http://www.bousai.go.jp/jishin/toukankai_nankai/index.html(参照:2019年1月5日)
- [78]中村克典(2016)「役に立つ」海岸林を再生するために,森林環境研究会,pp.61-71.
- [79]中村太士(2018)森林と災害,共立出版.
- [80]中島一成(1979)屏風山砂丘における客土による飛砂防止について-1-屏風山砂丘土壌の物理的特性,青森県農業試験場研究報告,24:19-25
- [81]中島勇喜(1979)飛砂制御に関する基礎的研究,九州大学農学部演習林報告,51:125-183.
- [82]中島勇喜・岡田穰(2011)海岸林との共生 海岸林に親しみ、海岸林に学び、海岸林を守ろう!,山形大学出版会,p.218.
- [83]中島有美子・吉崎真司(2018)西南日本における暖温帯の常緑広葉樹で構成される海岸林の群落型と立地条件について,日本緑化工学会誌,43(4):596-604.
- [84]中島有美子・吉崎真司(2016)愛知県渥美半島堀切海岸における広葉樹海岸林の種組成及び分布パターン,日本緑化工学会誌,42(1):92-97.
- [85]灘岡和夫・内山雄介・東川孝治(1996)大気および土壌中の塩分からみた砂浜海岸植生環境について,海岸工学論文集,43,:1171-1175.
- [86]新山馨・小川みふゆ・九島宏道・高橋和規・佐藤保・酒井武・田

- 内裕之(2010)人工林の広葉樹林化に向けた広葉樹の更新に関する文献の収集と評価,日本森林学会誌,92(6):292-296.
- [87]沼田真(1981)図説日本の植生.朝倉書店,pp.180-183.
- [88]農林水産省・国土交通省(2015)海岸保全区域等に係る海岸の保全に関する基本的な方針,農林水産省・国土交通省,p.1.
- [89]野堀嘉裕・林田光裕・中島勇嘉(2000)日本海沿岸北部における海岸林の特徴と現況,東北森林科学学会誌,5(2):69-78.
- [90]萩野裕章(2012)人工砂丘による防風・防砂効果,水利科学,56(2):41-49.
- [91]服部保(2011)図説生物学 30 講(環境編)1 環境と植生 30 講,株式会社朝倉書店,p.9.
- [92]服部 保(1992)タブノキ型林の群落生態学的研究 : I.タブノキ林の地理的分布と環境,日本生態学会誌:42(3):215-30.
- [93]服部 保(1993)タブノキ型林の群落生態学的研究 : II.タブノキ型林の地理的分布と立地条件,日本生態学会誌:43(2):99-109.
- [94]服部 保(1985)日本本土のシータブ型照葉樹林の群落生態学的研究,神戸群落生態研究会報告,1:1-98.
- [95]花田尚子・渋谷正人・斎藤秀之・高橋邦秀(2006)カラマツ人工林内における広葉樹の更新過程,日本森林学会誌,88(1):1-7.
- [96]福嶋 司(2017)図説 日本の植生[第2版],株式会社朝倉書店,p.148.
- [97]福地稔,長坂有,佐藤弘和,柳井清治(1994)道南地方のクロマツ海岸林の林分構造,42:174-176.
- [98]藤田恵美・中田 誠(2001)海岸砂丘地のクロマツ林における広葉樹の混交による立地環境の変化 : 新潟県下越地方における事例,日本林學會誌,83(2):84-92.
- [99]堀田新太郎(2012)砂質海岸における飛砂現象 : 物理量の数的表示とその適用限界,地形,33(3):259-80.
- [100]本間 啓(1969)臨海埋立砂地における緑化・造園用樹木の生育について(第1報),造園雑誌,33(1):12-18.
- [101]真坂和彦(1997)海岸林におけるカシワの樹形,日本林学会北海道支部論文集,45:1-3.

- [102]三田瞬一・星崎和彦・佐々木佳明・金田吉弘・和田 覚・蒔田明史・小林一三(2009)2004 年台風 15 号による塩風害が秋田県の樹木に与えた影響: 樹種, 地域による変動及び海岸マツ林の防風効果, 樹木医学研究, 13(3):125-38.
- [103]宮内宏(1985)茨城県の海岸林植生と耐潮風性, 治山研究会, pp.238-242.
- [104]宮崎卓(2011)クサギ-アカメガシワ群団の新群集タイキンギク-エノキ群集: 海岸の崖地・露岩地に成立する暖地性夏緑広葉樹林, 植生学会誌, 28(2):95-111.
- [105]宮脇昭(1977)日本の植生, 学研教育出版, pp.6-7
- [106]宮脇昭(1986)日本植生誌 関東, 至文社, p.44.
- [107]宮脇昭(1989)日本植生誌 九州, 至文堂, pp.104-108.
- [108]宮脇昭(1993a)日本植生誌 中部, 至文堂, pp.117-119.
- [109]宮脇昭(1993b)日本植生誌 四国, 至文堂, pp.118-122.
- [110]宮脇昭(1990)日本植物群落図説, 至文堂, pp.286-289.
- [111]村井宏(1992)日本の海岸林, ソフトサイエンス社, p.513.
- [112]森本幸裕・小林達明(2007)最新環境緑化学, 朝倉書店, 234 pp
- [113]八神徳彦(2005)石川県における海岸林植生と樹種転換に適した樹種の選定, 石川県林業試験場研究報告, 37:1-8.
- [114]八神徳彦(2006)人工砂丘後背地および静砂垣内における植栽広葉樹の樹高成長, 石川県林業試験場研究報告, 38:5-9.
- [115]八神徳彦(2009)海岸砂丘地での植栽木への施肥の効果と問題点, 石川県林業試験場研究報告, 41:10-12.
- [116]山口友平・中田 誠(2008)市街地に隣接した海岸クロマツ林における常緑広葉樹の侵入と成長 新潟県新潟市の事例, 海岸林学会誌, 7(2):7-15.
- [117]山中典和・川崎絵里子・玉井重信(2005)鳥取県における海岸クロマツ林の林分構造と広葉樹の侵入状況, 森林応用研究, 14(1):27-33.
- [118]山野井克己・河合英二・溝口康子・工藤哲也・松岡廣雄(2001)海岸林の樹高成長に及ぼす間伐材防風柵の効果, 日本林學會

誌,83(2):143-149.

[119]吉崎真司・村井宏・湖東朗(1994)アラブ首長国連邦内陸砂漠における飛砂の特性と砂丘地形の変化,新砂防 47(3):18-25.

[120]米倉浩司・梶田忠(2003-)BG Plants 和名-学名インデックス(YList), <http://ylist.info>

[121]林野庁(2015)森林・林業白書 平成 27 年版,林野庁

[122]露崎史朗・重定南奈子(2008)攪乱と遷移の自然史,北海道大学出版会, pp.3-15.

[123]和田覚ら(1998)秋田県における海岸広葉樹林の林分構造,東北森林科学会誌,3(2):9-12.