

森林総合研究所
交付金プロジェクト研究 成果集 20

東南アジア地域の森林推移に関する
空間プロセスの解明

独立行政法人 森林総合研究所
2009. 1

序 文

2007 年に発表された IPCC の第四次報告書では、森林は地球温暖化の影響を被るばかりでなく、森林減少等による炭素排出源として地球温暖化を助長していることが示された。その一方、森林は低コストで CO₂ の排出削減および吸収大の両方に貢献することが指摘された。また、このような活動が適切に行われれば、気候政策のみならず、生物多様性、土壌、水資源の保全にとって大きな利益があり、社会的、経済的に持続可能な方法で実施することが可能であるとされた。さらに、森林による緩和活動のために近い将来実用化されるべき重要な技術として、炭素吸収や土地利用変化を監視するリモートセンシング技術などが挙げられている。

2007 年 12 月にインドネシア・バリで開かれた気候変動枠組条約締約国会議 (UNFCCC COP13) でも森林は重要なテーマの一つであり、COP13 で採択された「バリ行動計画」では、7つの重要な気候変動緩和策の一つとして、発展途上国における森林政策の重要性が挙げられた。中でも「森林減少と森林劣化に由来する排出削減 (REDD)」は京都議定書後の有力な緩和策候補の一つであり、2009 年までに規則を決めることが「バリ・ロードマップ」にとくに言及された。REDD とは、森林減少・劣化を防ぐ努力の結果大気中に放出されることを免れた炭素量に対して経済的インセンティブを与えることにより、発展途上国の著しい森林減少速度を減速させようというものである。

以上のことから、森林資源およびその推移を客観的に明らかにする手法の開発と共有が世界的課題となっている。交付金プロジェクト「東南アジア地域の森林推移に関する空間プロセスの解明」による、持続的森林管理のために不可欠な広域モニタリング手法の開発と、森林資源とその推移を客観的に明らかにする研究は、発展途上国における持続的森林管理と、それに直結する地球温暖化緩和策に貢献するために、まことに時宜を得たものである。本プロジェクトにより提示された、使用目的に応じた衛星データと地域景観に関する住民や管理者の経験知を統合する方法論の開発と適用は、REDD に必要不可欠なベースラインの設定とモニタリングへの貢献につながるものと期待できる。

本プロジェクト「東南アジア地域の森林推移に関する空間プロセスの解明」は、日本政府と国際林業研究センター (CIFOR) が連携・協力して実施している CIFOR/Japan プロジェクトを側面から支える役割も果たし、CIFOR/Japan プロジェクト「多様な森林生態系ベネフィットの持続的利用に関する研究」の速やかな立ち上げと円滑な実施が可能となった。

REDD が、地球温暖化対策の一環として世界的に注目を集めつつあることから、森林資源およびその推移を客観的に明らかにする手法の開発と共有が世界的課題となっている。ここに本書を刊行し、広く関係者の参考に供する次第である。

平成 21 年 1 月

独立行政法人 森林総合研究所
理事長 鈴木 和夫

研究課題：東南アジア地域の森林推移に関する空間プロセスの解明

目 次

研究の要約	1
-------	---

第1章 東南アジア地域における森林推移のマッピング技術の開発

1. 衛星リモートセンシングによる東南アジア地域の森林解析	7
2. 衛星画像データと地域景観に関する経験知の統合	17

第2章 東南アジア地域における森林推移の空間プロセスの解明

1. 針広混交林のランドスケープ構造地形要因の特徴	23
2. マレーシア・セランゴール州のランドスケープ構造の特徴	37
3. マレーシア・セランゴール州都市近郊トランセクトの傾度分析	44
4. タイ全土の森林分布推移に関する空間プロセス	49

研 究 の 要 約

I 研究年次及び予算区分

平成17～19年（3か年）

運営費交付金（交付金プロジェクト）

II 主任研究者

主査 コーディネーター（国際研究担当） 沢田 治雄

副主査 国際研究推進室長 藤間 剛

取りまとめ責任者 国際研究推進室長 藤間 剛

III 研究場所

森林総合研究所・本所

CIFOR（国際林業研究センター）

マレーシア・プトラ大学林学部

タイ・チュラロンコーン大学理学部

IV 研究目的

熱帯の開発途上地域では、森林の減少や劣化が地域住民の森林や環境と共生した伝統的生活様式を崩壊させ、多くの問題を引き起こしている。2002年に出された「国連ミレニアム宣言の実施に関する事務総長報告」によると、1999年時点で、1日の所得が1ドルに満たない貧困は世界の開発途上国人口の23%にあるとされ、このような状況にある住民にとって森林を維持し持続的に利用することは安定的生活に重要であることは理解できても実践していくことは困難となっている。森林の収奪的利用を食い止め将来にわたって過剰な負荷を与えることなく森林からの恵みを受けるためには、地域において森林を造成・保全することが必要であるとともに、世界全体で「持続的な森林経営」を推進することが重要である。この重要性は、2002年に開催されたWSSDにおいても確認され、森林分野の成果としてAFPが発足し、違法伐採、森林認証、森林火災、荒廃地の復旧・植林の促進など共通の認識として確認されたことから理解される。

このような世界的状況の中、東南アジア地域においても人口の急速な増加などのため、森林の他用途への転用、木材利用を目的とした森林伐採等の開発が行われ、森林が分断化、収縮化、断片化されるとともに、その境界領域では、境界線の形状が単純化し、境界上において発生していた相互作用と移動が新たなフローへと変化してきている。この結果、開発が行われている地域では、生物多様性の減少、木材の持続的供給、洪水や渇水の発生等、さまざまな森林機能へ大きな影響をもたらし、生態系サービス減少の一因ともなっている。

これまで、森林減少・劣化状況についてはFAOによる統計や特定地域のための衛星画像解析は実施されてきたが、東南アジア全域を対象とした解析や図化は未だ行われておらず、生態系サービスの具体的な検討に欠かせない東南アジア熱帯林の現状の把握が遅れている。また、今後の森林の取り扱いに必要な森林の推移に関する情報、すなわち、さまざまな要因により過去から現在まで

行われてきた森林破壊の全体像の把握が十分ではない。

本研究では第1に、大スケール（約8,000km²）で、現在から過去20年間程度さかのぼった森林の推移状況を的確にマッピングする技術を開発し、CIFOR（国際林業研究センター）プログラム「環境サービスと持続的森林利用」に貢献すること、第2に森林の推移状況を表現する空間プロセスを解明すること、を目的とする。

本研究のような広域を対象とした森林の減少・劣化等のマッピング技術の開発、空間プロセスを解明した例は少ない。また、CIFORは、①上述プログラムの第3のテーマ「森林生態系サービスの統合化された経営」達成に必要なサブテーマ「荒廃森林ランドスケープの修復」に関する研究、②リモセン・GISを利用した熱帯林修復研究、への技術支援を森林総合研究所へ求めており、森林総合研究所が担うべき重要な課題として位置づける必要がある。

V 研究方法

東南アジア地域全体という広域の森林減少・劣化を統一手法により扱うためには、画像分解能の高い衛星データよりもランドサットのような約20年間に渡る蓄積がある衛星データのほうが優れている。このデータの分解能はセンサの種類により0.09～0.64haの範囲で、TMセンサでは約0.1haサイズでの土地被覆状況の解析が可能である。いっぽう、東南アジア諸国での衛星データやGISの利用も進みつつあるが、利用状況やデータ自体の所在などのまとまった情報が無い。このため、初年度に文献および解析データのレビューを行い、利用および整備状況の情報を収集する。このレビューおよびCIFORにおける日本の課題（CIFOR/Japanプログラム）に対応したモニタリングサイト（想定面積：約8,000km²）を選定する。

土地利用状況やその履歴が明瞭なモニタリングサイト（約2,000km²）を選定し、衛星データの補正、解析の補助的情報の取得や解析結果の検証に必要なグラントゥルースを収集に着手する。また、必要に応じ、現地調査によりバイオマス等を推定する。最新の衛星データから、さまざまな分類手法により森林、裸地、草地、農地、オイルパーム林、ゴム林、水域、市街地などに区分した現在の土地被覆分類図を作成する。この分類図をもとに、遡及的モニタリング手法により現在から過去にさかのぼった森林推移をマッピングする。

さらに、過去から現在までの森林推移のマッピング結果をGISデータ化し、ランドスケープを定量化するパターン分析手法を用い各時期のマップの面積、密度、エッジ、形状、コアエリア等に関する指標化を行う。これら指標値を時系列に配置し、過去から現在までそれらの指標値がどのように変化してきたか、すなわち、どのような傾向で森林が推移してきたかを定量的に解析し類型化を行う。また、行政単位ごとの諸統計資料の収集を行い、社会経済的要素と空間プロセス推移の関係を解明する。

VI 研究結果

研究計画表

課 題 名	担 当	期 間
・ 東南アジア地域における森林推移の マッピング技術の開発	国際研究推進室、資源解析研究室	17-19
・ 東南アジア地域における森林推移の 空間プロセスの解明	国際森林情報推進室、資源解析研究 室	17-19

1. リモートセンシング技術を利用して熱帯の常緑樹林を対象に森林解析を行う場合、解析目的に応じてセンサを適切に使い分ける必要がある。まず熱帯林を対象とした120のリモートセンシング研究論文から、その具体的な活用法と成果、問題点を分析した。森林火災、伐採、転用等の攪乱による森林推移の抽出には、早期性、広域性の観点から低空間分解能・高頻度観測の衛星センサの利用が適当である。推移抽出の手法に関しては、NDVI等の植生指数を利用した二時期の差分抽出法が比較的簡便で精度が良いため、妥当と思われる。林分構造を推定する場合の手法としては、ピクセルの反射係数やDN値やNDVI値等でバイオマス等を推定するという一般的な手法より、単木スケールのテクスチャ解析を利用することで、比較的高い精度で林分構造を推定できた研究事例があることがわかった。これらにより、熱帯の常緑樹林を対象にしたマッピング技術が整理され、目的に応じたマッピングが可能となった。

2. 個々の研究事例では成功してきた衛星画像利用だが、森林管理計画策定に十分活用されてきたとはいえない。その原因として、技術的な専門性、コスト、リモートセンシングで直接観測できないパラメータは他の地域へ外挿するのが困難であること、実用性よりも科学的厳密性に重点をおいた研究開発が繰り返されてきたことなどがあげられる。特に衛星画像はその地上分解能、スペクトル分解能、観測角度、観測季節、観測頻度、さらには様々な指標表現などでの研究成果が提示されているのが現状であることを明らかにした。さらに、近年衛星画像を用いたリモートセンシングの手法が、通常の森林管理者や住民には手におえないものであることも大きな一因であることを明らかにした。これらの問題を解決するには、使用目的に応じた衛星データと地域景観に関する住民や管理者の経験知を統合する方法論の開発が必要であることを明らかにし、その実現にむけた提言を行った。これらにより、実践的なマッピング技術の方向性が打ち出され、次期CIFOR/Japanプロジェクト「多様な森林生態系ベネフィットの持続的利用に関する研究」へと引き継ぎが可能となった。

3. 空間プロセス手法開発のために地上情報が明確な場所を選定し、札幌市南端に位置する奥定山溪国有林、面積約1万haをテストエリアとした。1985年撮影の空中写真を利用し土地被覆区分図を作成した。

天然林の区分は16の類型で、天然林以外の区分は、人工林、育成天然林、ササ地、無・未立木地、高山帯、その他で、天然林の区分を含めた総区分数は22となっている。土地被覆区分図をGISソフトウェアArc/Infoへ入力し、FRAGSTATSによりランドスケープ指数を計算した。

面積に関する指数より対象地域の土地被覆は、L4（広葉樹蓄積>75%）林分が優先し、次にササ

地、育成天然林となっていた。天然林の区分では、L4林分を除き多くが5%以下の被覆率で、蓄積の高い林分の被覆率が少ない傾向がある。最大パッチ指数では、高山植生が一番大きく、次にその他、ササ地、NL4（50%＜針葉樹蓄積＜75%）、L4林分となっている。高山植生は比較的まとまって分布していると考えられる。パッチ密度は、L4林分、育成天然林が高く、他の被覆は1.0以下となっている。平均パッチサイズは、その他、高山植生で大きく他の植生の多くは5～10haの範囲にあり、未・無立木地、人工林が小さい。エッジ密度は、その他、L4林分が高く、次に育成天然林、LN2林分（50%＜広葉樹蓄積＜75%）、ササ植生で高く、その他は10m以下となっている。形状指数は、その他を除き各区分とも1.4～1.9の範囲にあり、平均パッチフラクタル次元でも同様の傾向を示している。その他以外は形状の複雑さの程度は変わらないといえる。これらのことから、ランドスケープ指数はさまざまな森林情報を表現することが可能で、森林推移の把握に役立つことが分かった。

4. JUPEM（マレーシア測量地図局）により作成された電子地図（縮尺2万5千分の1）を利用し熱帯林での手法適用を行った。3プロット（A：人為改変小、B：人為改変中、C：人為改変大）の電子地図をGISデータに変換し、ランドスケープ構造を定量化する空間パターン分析プログラムFRAGSTATS2.0によりランドスケープ指標を計算した。

与えられたエリア全体を示すランドスケープレベルの指標から、プロットAは最大パッチ指数が最大、パッチ数が最小、平均パッチサイズ、形状指数が最大で、プロットCはこれと反対の値を示し、プロットBはプロットCと近い値であることから、プロットAは大きなパッチが優占する比較的単純なランドスケープ構造で、プロットB、Cは優占する1パッチの大きさが異なるが他のエリアは類似し、比較的複雑なランドスケープ構造であると考えられた。土地被覆区分ごとの特徴を示すクラスレベルの指標から、プロットAは湿地林が優占し、プロットBは森林が優占するがゴムのプランテーションという農業的土地利用が進んでいること、プロットCはゴムと森林が優占するが、ゴム、住宅地等のその他、スズ鉱山など人為による影響が強いプロットであると考えられた。これらのことから、人為改変の程度の異なる地域間の差異をランドスケープ指数により把握可能で、森林推移の把握にも有用であると考えられた。

5. 森林分布の段階的な変化を定量的に把握するため、クアラルンプール近郊に南北方向のトランセクトを設け、ランドスケープ指数と傾度分析により解析した。使用した資料は、JUPEM（マレーシア測量地図局）が作成した2003年版の電子地図（縮尺1：25,000）である。電子地図から10mグリッドの土地被覆区分図を作成し、FRAGSTATS3.3によりランドスケープ指数を計算した。クラスレベルのランドスケープ指数から、1）中心部で森林、オイルパームの被覆率、パッチ面積が低いこと、2）中心から北あるいは南へと離れると森林、オイルパームの被覆率、パッチ面積が増加し、その変化傾度は南側で大きいこと、3）北側ではゴムの被覆率、パッチ面積が大きく、被覆率の変化傾度が大きいこと、が分かった。これらのことから、隣接した地域間の土地被覆の差異を変化傾度の違いとしてランドスケープ指数により把握可能で、ランドスケープ指数を使った空間プロセスの解明が可能であると考えられた。

6. タイ全土を対象として、1974、1978、1991、1993年撮影のデータを使用し森林、非森林の区分図を作成した。区分図を1kmラスターデータへ変換し、ランドスケープ構造を定量化する空間パターン分析プログラムFragstats 3.3により解析した。ランドスケープ指数の変化より、a) 森林面積が減少している、b) 森林パッチはサイズが減少し断片化しているc) これらの森林の推移

は人為による影響である、と考えられた。また、タイの統計資料からa)1970～1980年代は木材収穫量が多いが近年木材収穫が一定で低レベルにあるb)90年代は林業関連の価格指数、政府歳入などが一定であることが分かり、木材収穫とその後の土地転換により森林推移が引き起こされ、近年は木材収穫が減少し森林推移が止まっていることが把握され、ランドスケープ指数の変化との対応が確認された。さらに、伐採主体、伐採後の取り扱いの解明が必要であると考えられた。これらのことから、ランドスケープ指数により森林推移を定量的に把握し、断片化という空間プロセスが進行していることを明らかにし、それは社会経済的要因ともリンクするものと考えられた。

以上の研究から第1の研究目的である森林推移のマッピング技術が開発され、第2の研究目的である森林推移の空間プロセスを解明する手法が確立された。これらの研究を組み合わせることにより、発展途上国において現在進行中の森林減少の状況を定量的に空間プロセスとして解明可能となり、REDDなどへも研究面から支援可能となった。さらに、本プロジェクトは、CIFOR（国際林業研究センター）の「環境サービスと持続的森林利用」プログラムの第3のテーマ「森林生態系サービスの統合化された経営」達成に必要なサブテーマ「荒廃森林ランドスケープの修復」に関する研究への技術支援を行うと共に、新たなCIFOR/Japanプロジェクト「多様な森林生態系ベネフィットの持続的利用に関する研究」の速やかな立ち上げと円滑な実施を可能とした。

VII 今後の問題点

1. REDDなど温暖化の中で森林が吸収源・排出源として注目され、それにつれてリモートセンシングによる森林推移の把握が世界または国レベルで重要性を増し、地方レベルでの取り組みとその上のレベルとの整合性を図る必要が生じてきた。今後は、REDDなどで想定される国レベルのモニタリング（国レベルでの統計的サンプルによる地図作りで、森林管理単位レベルにとっては精度が粗い）を事前確率として、地域での情報（主観的あるいは統計的）により修正する手法が必要になると考えられる。つまり国レベルでの情報がスムーズに地域レベルに渡されてすぐに使用され、また地域での解析結果がバイアスの少ない形で国レベルに還元されるような枠組みを構築する必要がある。これにより、国レベルと地域レベルでのモニタリングの二重投資を防ぎ、それぞれの目的に合ったものを出力することが可能となる。

2. 社会経済的要因分析に関しては、本プロジェクト期間において十分な分析がなされたとはいえない。今後、森林総研およびCIFOR等の社会経済的要因分析の専門家とこの成果を活用し、ランドスケープパラメータの変動と社会要因との関連解析を行う必要がある。

VIII 研究発表

沢田治雄、澤田義人（2006）NOAA衛星による水分環境の長期変動観測、日本写測学会年次発表論文集、29-30

佐野真琴、宮本麻子、古家直行、松本陽介、Ismail Adnan Abdul Malek（2007）マレーシア・セランゴール州の森林分布、日本森林学会関東支部大会論文集、58、61-64

鷹尾元（2007）衛星画像は本当に熱帯林管理に使えるのか？CIFOR/Japanプロジェクト「多様な森林生態系ベネフィットの持続的利用に関する研究」の紹介、熱帯林業、69、9-18

藤間剛・石田厚・Warsudi（2007）撓乱履歴の異なる低地フタバガキ林における際火災被害と回復

過程、第17回日本熱帯生態学会年次大会講演要旨集、47

Gen TAKAO(2007)Operational role of remote sensing to the forest and landscape management, Forest Day parallel side events presentation.

Sano, M., Miyamoto, A., Furuya, N., Kogi, K. (In press) Using landscape metrics and topographic analysis to examine forest management in a mixed forest, Hokkaido, Japan: guidelines for management interventions and evaluation of cover changes. Forest Ecology and Management.

IX 研究担当者

沢田治雄、松本陽介、田淵隆一、鷹尾 元、藤間 剛、高橋與明、田中憲蔵、
米田令仁、佐野真琴、宮本麻子

第1章 東南アジア地域における森林推移のマッピング技術の開発

1. 衛星リモートセンシングによる東南アジア地域の森林解析

ア 研究目的

熱帯地域に限らず森林は林齢の変化と共に林冠構造が変化し多様化するため、得られるリモートセンシングデータの反射率やテクスチャも当然変化する。これまでの多くの既存研究は、林冠構造の多様性を意識的に解析を行うことがほとんどなく、むしろ無意識的にその多様性を利用して森林属性の抽出・推定を行ってきた。このことを最も良く表しているのが、林齢あるいは遷移ステージのレンジを広く取ることで、扱うデータの中に林冠構造の多様性が自然と生まれ、結果として属性情報を統計学的手法により推定しやすくなることである。対象の林冠構造の多様性を的確に区別することや検出することが困難な空間分解能の低いデータ（例えばNOAA-AVHRR, SPOT-VEGETATION, Terra-MODISなど）では、林冠構造の多様性を直接的に数値化して表現することがほとんど不可能であるため、Landsat-TMレベルの空間分解能以下のデータを扱った多くの既存研究は林冠構造の多様性を意識せず属性を直接推定あるいは間接推定する場合が多い。この傾向は、土地被覆分類を行う研究でも多く見られるが、特にバイオマス推定を行う研究で顕著に見られる。一方、数メートルオーダーの高空間分解能のデータを扱う研究では、林冠構造の多様性を直接的に数値化して表現することが可能であることから、ほとんどの既存研究では林冠構造の多様性を意識して属性を直接推定あるいは間接推定している。衛星リモートセンシングによる森林観測に関する個別の研究結果を直接的に対比することは困難で、技術開発上でも意味がないとされることもあった。本研究は、「衛星データを用いた的確な森林推移マップの作成」の基礎として、森林情報抽出におけるリモートセンシング技術の利点と欠点を明確化するため、既存研究を俯瞰して共通の問題点を把握、整理するとともに、問題に対する解決策として妥当な手法やアプローチを提示することを目的とする。

イ 研究方法

本研究では、時系列データ蓄積が豊富で多くの既存研究で使用されてきているLandsat-TMデータを用いた森林解析事例を中心に、主として中・高空間分解能データによる東南アジア地域の森林解析研究の手法を対象に、「画像判読」、「土地被覆分類」、および「バイオマス推定」の三項目に関する研究事例に焦点を絞り、現行技術で可能なこと今後の課題となる問題点を整理する。その際、本報告では先に述べた林冠構造の多様性を意識した解析か否かを一つの判断基準として研究事例を整理し、再現性があり汎用性が比較的高いと考えられる手法を提示する。

ウエ 結果と考察

1. 中、高空間分解能画像の判読

Landsat TMを主とする中空間分解能データの判読の対象項目は、主として、森林内の遷移ステージの区別（KamaruzamanとSenthavy, 2003; MiettinenとLiew, 2005; Curranら, 2004）や、森林火災に

よる焼失地の検出 (Shenら, 2001; Sriboonpongら, 2001) などである。判読に用いる最適なバンドの組み合わせは、研究ごとに異なるものが提案されており基準化はできない。例えば、RGBカラー合成に TMのCh. 5, 4, 3を割り当てたもの (Agmaら, 2002) や、タッスルドキャップ変換によるBrightness, Greenness, Wetness指標をカラー合成したもの (Takahashiら, 2001) などがある。しかしこれらの研究では、判読基準の詳細は説明されていない。判読基準を詳細に説明した研究として、King (2002) がある。King (2002) はTMとSPOT画像に対する一次林、択伐林、複数樹種のプランテーション、劣化した森林、など、多様な項目に関する詳細な判読基準をテーブルに示している。判読基準として、多くの項目に対してカラー合成色のグラデーションを使用し、林冠構造の多様性を表現するようなテクスチャ情報も同時に利用している。同研究 (中空間分解能データの判読) のようなルックアップテーブルの利用が有効であると考えられる。

一方、高分解能画像の判読に関しては、空中写真的な利用ではその手法を開発する研究はほとんどなく、中空間分解能データによる土地被覆分類や林分因子推定のためのトゥルースデータとして利用されている。高い空間分解能のため、単木レベルの林冠構造の多様性を視認により判断可能であり、経験さえつめば誤判読はかなり低い。熱帯常緑樹一次林におけるIKONOSデータを使った研究例にAsnerら (2002) がある。Asnerら (2002) は、単木樹冠に対する衛星写真判読の精度を現地観測データとの対比により調べた。その結果、判読から得られる樹冠直径、樹冠面積は、それぞれ実測値の78%、65%の過大推定となり、熱帯常緑樹林における衛星写真判読による樹冠量計測の誤差の大きさを示した。しかし、上層木 (平均 DBH > 27cm) の実測値の平均値や中央値に関しては、判読値と有意差がなかったと報告している。すなわち、上層木の解析に限定すれば、IKONOS画像は判読上有用であることを示唆している。それゆえ、上層の林冠構造の多様性が明確に判断できるIKONOSデータは、空中写真の同等の手法が適用可能と考えられ、その利用可能性は非常に広いと考えられる。

2. 土地被覆分類

熱帯地域における土地被覆分類に関する既存研究は非常に多い。既存研究で扱っている分類項目は研究目的に応じて異なるため、一次林と二次林の区別 (Erasmira, 2004; Dontree, 2003; Trisuratら, 2000; SerwanとBaban, 2001; KamaruzamanとSetiawan, 2003; Tottrup, 2004; Giriら, 2000)、一次林と択伐林の区別 (HussinとAtmopawiro, 2004; Yijunと Hussin, 2003; BhandariとHussin, 2003)、遷移ステージの区別 (KamaruzamanとZulhazman, 1999)、などを扱う場合と扱わない場合とがある。既存研究の多くは、林冠構造の多様性を意識せず、複数のバンドの輝度値や様々な植生指数を組み合わせて教師付き分類 (最尤推定法) で分類を行う研究が圧倒的に多い。この方法で得られる分類精度は、どの研究事例でも全体の分類精度 (Overall Classification Accuracy) が最低で約70%、最大で約80%である。ほとんどの場合、教師には、現地観測によるプロットデータや空中写真判読が利用される。すなわち、分類項目が何であれ項目別に教師データが完備されていれば、最尤法による教師付き分類手法を用いることで、林冠構造を特別に意識しなくとも70%の全体の分類精度が保障されるものと考えられる。ただし、細かく見れば、森林域内での誤分類の傾向やその大きさは分類項目に応じて大きく変化することに留意する必要がある。

林冠構造の多様性を意識した研究事例では、全体の分類精度が80~90%程度と高い事例が複数あり、その精度の高さは森林域内での誤分類の低下に由来しているようである。林冠構造の多様性を

意識した土地被覆分類の既存研究では、1画素内の反射率をミクセル分解によって植生・土壌・影（もしくは水）などのエンドメンバーの寄与率（フラクション）に分解し、各フラクションを利用して教師付き分類を行うものが多い（Casals-Carrascoら、2000；Sangawongseら、2004；Curranら、2004；Tachizukaら、2002）。これは、林冠にできる影の量が遷移のステージに応じて変化することから純粋な植生スペクトル情報と影の情報とを区別して扱う、林冠構造の多様性を意識した手法の一つである。この手法とは別に、林冠構造の多様性をより強く意識した研究事例が存在する。Royら（1997）は、Landsat TMのCh. 1～5から植生指数、土壌指数、影指数、温度指数の4つの指数を算出し、これらの指標から林冠密度を5つのクラス（>80%、60-80%、40-60%、20-40%、10-20%）に定義して土地被覆分類を行っている。当該研究の分類精度は、5クラスの全ての森林において80%以上、最大で約91%であったと報告している。また、Kandelら（2004）は、同様の指数を適用して、林冠密度を10クラスに分けて森林の分類を行っている。Royら（1997）やKandelら（2004）は、ともにRikimaruとMiyatake（1997）で提案された林冠密度指標を利用している。この林冠密度指標とは特に遷移のステージに応じて林冠の影の量と、その影に応じて林冠の温度（蒸散量の変化も温度変化に起因していることも考慮に入れている）が、変化する点に着目して考案されたものである。この手法による林冠密度区分は一般性の高い手法であり、これを利用した土地被覆分類は、様々な遷移ステージに柔軟に対応しうる一般性の高い分類手法の一つと考えられる。さらにこの手法は、教師データが不必要であるという特徴も持っている。この手法は土地被覆分類のみならず、バイオマス推定にも有効である可能性が考えられる。

以上のことから、汎用性、一般性、および分類精度が最も高い分類手法とは、RikimaruとMiyatake（1997）が提案した林冠密度指標を利用した分類手法であるといえる。

3. 地上部バイオマス（AGB）推定

3-1. 中空間分解能（Landsat TM）データの利用

Foodyら（2003）は、Landsat TMのCh. 6を除いたデータを利用して、ブラジル、タイ、マレーシアの三地域の湿潤熱帯常緑林（主に再生二次林）において、林齢構成や林冠構造が不明な森林の地上部バイオマスの直接推定を試みた。その際、（1）200種類以上の植生指数と地上部バイオマスとの単相関分析、（2）6つのバンドデータを利用した重回帰分析、および（3）6つのバンドデータを利用したニューラルネットワーク解析、の三手法により、各地域で直接推定モデルを作成し、モデルの有用性を決定係数（もしくは相関係数）で評価した。手法（1）では、バイオマスと統計的に有意な相関を示す植生指数はほとんど存在せず、相関係数は $-0.5 < r < 0.5$ の範囲にあった。特にNDVIはバイオマス推定に全く有効ではないことが示された。手法（2）では、全6バンドを独立変数とする冗長なモデルでさえも、決定係数は最大で約0.3であった。手法（3）では、モデルの相関係数が $0.7 < r < 0.8$ で、手法（1）、（2）に比べ高い相関係数を有していた。しかしながら、ある地域で作成したモデルを、他の二地域に当てはめてバイオマス予測を行った場合に、有意な相関を示すモデルは一つもなかった。

これまでに、Foodyら（2003）の他にも、単バンドデータや植生指数や主成分を独立変数としバイオマスの直接推定を試みた研究例がある。（例えばSaderら、1989；Steininger、2000；Foodyら、2001；Luら、2005；Rahmanら、2005）。これらの研究例はバイオマスが約 $15\text{kg}/\text{m}^2$ 以下の（上述の研究では約

15年生以下)再生中の二次林(regenerating secondary forest)に限定するならば、上述の手法(2)のような回帰分析でも比較的精度良くバイオマスを推定できることを共通して示している。例えばSteininger(2000)は、TMのCh.5(短波長赤外)とバイオマス乾重量との間に $-0.8 < r < -0.7$ の相関関係を見出した。また、Luら(2005)も、Ch.4およびCh.5とバイオマス生重量との間に $-0.8 < r < -0.7$ の相関関係を見出した。しかしながら、現存量の大きな一次林や15年生以上の再生二次林におけるバイオマスは手法(2)では推定困難である。(Saderら, 1989; Luら, 2005)。

TMデータを利用して林冠構造の多様性を意識したバイオマス推定の研究事例として、Luら(2005)がある。Luら(2005)は、 $2 \sim 15 \text{ kg/m}^2$ のバイオマスをもつ二次林のバイオマス推定の際に、植生・土壌・影をエンドメンバーとする線形ミクセル分解を利用し、植生のフラクシオンを独立変数とするバイオマス推定式の決定係数が約0.8であることを示した。Luら(2005)のは、植生フラクシオンでバイオマスを直接推定していることになり、生育ステージの異なる林分において、土壌や林冠にできる影の影響を取り除き、純粋に植物の林冠スペクトル情報だけを扱うという点で、林冠構造の多様性を意識したものである。当該研究は、全ての既存研究の中でモデルの決定係数が最も高い研究の一つである。

バイオマスが約 15 kg/m^2 を超えた再生二次林や一次林のバイオマスを精度良く推定できた既存研究は、Foodyら(2001)のみである。彼らは上述の手法(3)を用いてボルネオの再生二次林($65 \text{ t/ha} \sim 647 \text{ t/ha}$ バイオマス)で検証用データを決定係数0.65で予測することに成功している。

以上の既存研究から、上述の複数の代表的な手法からバイオマスを直接推定する場合、少なくとも同一地域内の再生二次林において、再生初期から林冠閉鎖後初期まで(バイオマスが約 15 kg/m^2 程度)のステージの現地調査データが完備されていれば、特に林冠構造の多様性を意識しなくとも、TMのCh.5を用いた単回帰分析で簡便かつ比較的精度良くバイオマス推定が行えると考えられる。また、モデルの決定係数の高さだけで判断するならば、線形ミクセル分解から得られる植生フラクシオンを独立変数とした回帰推定も有用な手法である。さらに、バイオマスが約 15 kg/m^2 を超える再生二次林や一次林のバイオマスを精度良く推定するには、ニューラルネットワーク解析手法の適用が有効であろう。ただし、この手法の頑健性・強靱性に関しては問題があることを周知しておくことが必要である。

また、間接推定によるバイオマス推定手法に関して、PhuaとSaito(2003)は、マレーシアの熱帯湿润気候下の亜高山帯林においてLandsat TMのCh.1データとサンプルプロット内の平均樹冠直径との間に相関関係を見出して単回帰モデルを作成し($R^2=0.57$)、樹冠直径とバイオマスとのアロメトリー式を介してバイオマス推定を行った。PhuaとSaito(2003)は精度検証を行っていないため、モデルの普遍性は不明確ではあるが、衛星リモートセンシングで直接観測が可能な林冠に関わる変数(ここでは樹冠直径)のみを直接推定し、バイオマス推定は現地観測情報に委ねるという間接的な推定方法は、地域差を越えた汎用性をもつと考えられる。しかしながら、Landsatを用いた熱帯湿润常緑林におけるバイオマス推定で間接推定を行っているのは、当該研究のみであるため他の間接推定手法と優劣を比較することはできない。

3-2. 高空間分解能(IKONOS, 空中写真)データの利用

高空間分解能衛星データを利用した熱帯地域の常緑樹林におけるバイオマス推定の研究事例として、Clarkら(2004)がある。Clarkら(2004)は、18年生、21年生、40年生の二次林、択抜林、一次林等

を対象に、IKONOSデータから得られる様々なテクスチャに関する統計量を算出し、プロット内の胸高断面積合計およびバイオマスを複数のテクスチャ統計量から回帰した。その結果、サンプルデータに対して上述の全ての林分ステージを決定係数0.63で説明しうる回帰モデルを得た。この手法は直接推定であるため、得られたモデルの一般性に疑問が残る。ただし、独立変数として扱っているのが反射率そのものではなく、林冠構造の多様性を表現しうるテクスチャ情報（ $n \times n$ ウィンドウ内の標準偏差、最大値、最小値、レンジ）を主成分分析し算出されたものであるため、少なくとも同一地域内の森林に対しては、この独立変数は有効であると考えられる。

空中写真を利用した熱帯林の林分構造を推定した研究として、興味深いものに、Couteronら（2005）がある。Couteronらは、フランス領ギアナの熱帯常緑樹林における白黒空中写真画像を利用し、フーリエ変換から得られる様々なテクスチャ情報を主成分分析によって集約し、第一主成分を独立変数として、12プロット内の平均樹高、平均直径、本数密度、胸高断面積合計、林冠粗度などを推定するモデルを作成した。その結果、胸高断面積合計の推定モデルの他は、決定係数が0.55から0.80のモデルが得られた。このモデルの特徴的な点は、目的変数のレンジが非常に狭いにもかかわらず（例えば平均樹高は約21mから約30m、平均直径は約21cmから約34cm）モデルの決定係数が比較的高いことである。当該研究も手法としては直接推定であるため、モデルの一般性に疑問が残る。ただし微妙な林冠構造の多様性をテクスチャ解析により、的確に捉えられる可能性が高いことを示唆している。同手法の有効性についてはベルギーのドイツトウヒ林のIKONOSデータから、テクスチャ解析手法を利用して複数の林分構造パラメータを推定したKaytakireら（2006）によっても示されている。

空中写真判読により熱帯常緑樹林のバイオマスを推定するためOkudaら（2003）は、一次林および択伐林における20m×20mグリッドに仕切った調査区内の地上部バイオマスと、空中写真三角測量から得られたグリッド内平均林冠高との間に決定係数が0.33と0.44の線形関係を見出した。Okudaら（2003）は、それぞれの線形モデルに有意な差が無いことも同時に示した。すなわち、空中写真三角測量により林冠の三次元構造を直接計測する手法の有用性は非常に高い。当該研究の特徴的な点は、少なくとも20m方形グリッドごとにそのグリッド内のバイオマスを平均林冠高で決定できる可能性を示唆していることである。このことは、ラスタ形式のデータである光学センサデータにおいて、少なくとも20mメッシュの画素ごとでバイオマスを推定しうる可能性を示唆している。

以上のことから、高空間分解能データを利用した林分構造パラメータ推定では、林冠構造の多様性を的確に捉えることができ、二次元情報のみを扱う場合にはテクスチャ情報を利用すること、三次元情報を扱える場合には高さ情報を利用することが、最も精度の高い手法であると考えられる。

3-3. 合成開口レーダ（SAR）データの利用

衛星リモートセンシング観測では、季節変化や地形効果、大気効果、ミクセル、レジストレーションなどの影響が不可避な問題として挙げられる。そして、ほとんどの光学センサ観測における最大の欠点は、観測時の天候（雲の有無）や光条件（夜間は基本的に観測不可能）によりデータ取得が制限されることである。この問題を克服するものが能動型合成開口レーダ（SAR）である。能動型SARは東の雲が頻繁に出現する熱帯常緑林地域でも「林冠情報」を確実に取得できるセンサとして、森林劣化の把握に活躍することが期待されている。能動型SARによる森林解析の既存研究では、バイオマス推定に関する事例が最も多い（Hussinら, 1991; RansonとSun, 1994; Dobsonら, 1995; Rignotら, 1995; Fo

odyら, 1997; Harrellら, 1997; Ransonら, 1997; Luckmanら, 1997, 1998; Kuplichら, 2000, 2005; Santosら, 2003)。個々の衛星に搭載されている能動型SARセンサは、固有の波長 (Ka, K, Ku, X, C, S, L, Pバンド) のマイクロ波を有し、さらに固有の偏波 (HH, VV, HV, VH) を取得する。熱帯常緑樹林に限らず、能動型SARデータによる森林のバイオマス推定の事例では地上部バイオマスと波長が比較的長いLバンド (約23.5cm) の後方散乱係数は比較的良い相関をもつが (Sader, 1987; Luckmanら, 1997; Kurvonenら, 1999; Sunら2002)、波長の短いCバンド (約5.6cm) の後方散乱係数はほとんど相関がない (Le Toanら, 1992)。また、HH偏波は樹幹と樹冠の両方のバイオマスと相関があり、VV偏波とHV偏波は樹冠のバイオマスと相関がある (Beaudoinら, 1994)。Harrellら (1997) は、マツ林のバイオマス推定にLバンドHH偏波とCバンドHV (もしくはHH) 偏波を独立変数とする重回帰モデルが高い説明力を有することを示し、LバンドHH偏波が特にバイオマスに関係していることを報告した。Kuplichら (2005) は、JERS-1のLバンドHH偏波の後方散乱係数に、そのテクスチャ情報 (GLCM-contrast) を加えること (重回帰) で、90t/ha以下の再生二次林のバイオマス説明力が $R^2=0.74$ から 0.82 に上昇することを示している。Sunら (2002) も、Lバンド多偏波がバイオマス推定に有用であることを示している。

光学センサと同様にサチュレーション (飽和) の問題が能動型SARでも起こることが知られている。サチュレーションのレベルはレーダの波長の長さ、偏波の違い、林分構造の違い、等に依存する。例えば、Luckmanら (1997) はLバンドデータであっても40 ton/ha (=4 kg/ha) 以上のバイオマスを有する森林のバイオマスを有意に説明することができなかったと報告している。同様に、Foodyら (1997) はSIR-C SARのCバンドとLバンドの両データの偏波データを用いても63.8~141.1 ton/ha (= 6.38~14.1 kg/m²) 以上のバイオマスを推定ができなかったと報告している。Ransonら (1997) は、信頼できる推定が可能なのはバイオマスが15kg/m²以下の森林であると報告している。

能動型SARによるバイオマス推定手法は、ほとんどが後方散乱係数からバイオマスを回帰分析で直接推定する手法を利用しているため、異なる森林タイプにそのまま適用することはできない。その一方、LバンドHH偏波データは、森林タイプに関わらず地上部バイオマスの把握に最も有用であることがわかってきた。(これはALOS-PALSARで取得可能なデータである)。ただし、一次林のように高いバイオマスをもつ森林での直接推定ではサチュレーションが起きるため、通常的回帰分析による直接推定の場合にはバイオマス15kg/m²程度以下の森林 (再生二次林) での利用に限定すべきである。

オ 今後の問題点

本研究では、主に東南アジア地域の熱帯常緑樹林を対象としたリモートセンシングによる森林解析研究事例について、「画像判読」、「土地被覆分類」、および「バイオマス推定」の三項目に焦点を絞り、林冠構造を意識した手法か否か (≡間接推定か直接推定か) を判断基準として技術的側面からレビューを行った。なお本研究では、本プロジェクトの目的 (過去のデータ蓄積が豊富にある衛星データを利用した森林推移・森林減少・劣化等の的確なマッピング技術を開発すること) から、低空間分解能 (≡高頻度観測) センサでの研究事例は取り上げなかった。空間分解能が500mから1km程度に低下すると、詳細な森林パッチ構造は把握できず、さらにはミクセル効果によってデータの解釈 (意味づけ) が困難になる。逆に、空間分解能が高くなればなるほど雲の少ない (クラウドフリー) データの取得率が減少するという深刻な問題がある。低空間分解能ながらも高頻度観測衛星センサは短期間に膨大な量のデータ取得が可能であり、光学センサでありながらも雲を除去したクラウドフリー合成画像を10数日おきにアウトプットできるという大きなメリットを持つ。このメリットは、迅速かつ

広域の森林情報取得の必要性の観点からは、大規模に起こる森林火災、伐採、転用、等の攪乱による森林推移の把握などに極めて有用である。

リモートセンシング技術を利用して森林情報解析を行う場合、知りたいもの（目的）が何であるのか、どのような時空間スケールで情報を得たいのか、その情報の精度はどこまでが許容範囲なのか、を明確にすることで、本報告で提示した“現状で最も良いとみなされる解析手法とその精度”を参考にデータの選択と解析を行うことが可能となる。近年、森林管理に求められる観測項目は急速に増加している。また同時に、衛星観測技術およびデータ処理能力も向上している。最新の観測技術を現場に適用し、その結果を観測技術の改良や新技術の開発に活かすため、衛星観測技術と森林管理現場から得られる知見を統合化する手法の開発が課題である。

カ 要約

リモートセンシング技術を利用して熱帯の常緑樹林を対象に森林解析を行う場合、解析目的に応じてセンサを適切に使い分ける必要がある。まず熱帯林を対象とした120のリモートセンシング研究論文から、その具体的な活用法と成果、問題点を分析した。森林火災、伐採、転用等の攪乱による森林推移の抽出には、早期性、広域性の観点から低空間分解能・高頻度観測の衛星センサの利用が適当である。推移抽出の手法に関しては、NDVI等の植生指数を利用した二時期の差分抽出法が比較的簡便で精度が良いため、妥当と思われる。林分構造を推定する場合の手法としては、ピクセルの反射係数やDN値やNDVI値等でバイオマス等を推定するという一般的な手法より、単木スケールのテクスチャ解析を利用することで、比較的高い精度で林分構造を推定できた研究事例があることがわかった。

キ 引用文献

- Aguma, R., Hussin, Y.A., deGier, A. (2002) The applications of remote sensing and GIS in the assessment of some ecological criteria and indicators for sustainable management of tropical forest in the EAST Kalimantan, Indonesia Proc. ACRS 2002- 23th Asian Conference on Remote Sensing, Kathmandu, Nepal.
- Asner, G.P., Palace, M., Keller, M., Jr. Pereira, R., Silva, J.N.M., Zweede, J.C. (2002) Estimating canopy structure in an Amazon forest from laser range finder and IKONS satellite observation. *Biotro*. 34(4): 483-492
- Baban, S.M.J., Yusof, K.W. (2001) Mapping land use/cover distribution on a mountainous tropical island using remote sensing and GIS. *Int. J. Rem. Sens.* 22(10): 1909-1918
- Beaudoin, A., Le Toan, T., Gozen, S., Nezry, E., Lopes, A., Mougin, E., Hsu, C.C., Han, H.C., Kong, J.A., Shin, R.T. (1994) Retrieval of forest biomass from SAR data. *Int. J. Rem. Sens.* 15: 2777-2796
- Bhandari, S.P., Hussin, Y.A. (2003) A comparison of Sub-Pixel and maximum likelihood classification of Landsat ETM+ images to detect illegal logging in the tropical rain forest of Berau, east Kalimantan, Indonesia Map Asia 2003 Kuala Lumpur, Malaysia. Natural Resource Management.
- Casals-Carrasco, P., Kubo, S., Madhavan, B.B. (2000) Application of spectral mixture analysis for terrain evaluation studies. *Int. J. Rem. Sens.* 21(16): 3039-3055
- Clark, D.B., Read, J.M., Clark, M.L., Cruz, A.M., Dotti, M.F., Clark, D.A. (2004) Application of 1-m and 4-m

- resolution satellite data to ecological studies of tropical rain forests. *Ecol. Appli.* 14(1): 61-74
- Couteron, P., Pelissier, R., Nicolini, E.A., Paget, D. (2005) Predicting tropical forest stand structure parameters from Fourier transform of very high-resolution remotely sensed canopy images. *J. Appl. Ecol.* 42: 1121-1128
- Curran, L.M., Trigg, S.N., McDonald, A.K., Astiani, D., Hardiono, Y.M., Siregar, P., Caniago, I., Kasischke, E. (2004) Lowland forest loss in protected areas of Indonesian Borneo. *Sci.* 303: 1000-1003
- Dobson, M.C., Ulaby, F.T., Pierce, L.E., Sharik, T.L., Bergen, K.M., Kellndorfer, J., Kendra, J.R., Li, E., Lin, Y.C., Nashashibi, A., Sarabandi, K.L., Siqueira, P., (1995) Estimation of forest biomass characteristics in northern Michigan with SIR-C/XSAR data. *IEEE Trans. Geo. Rem. Sen.* 33: 877-894
- Dontree, S. (2003) Land Use Dynamics from Multi-temporal Remotely Sensed Data -A Case Study Northern Thailand. Map Asia 2003 Kuala Lumpur, Malaysia.
- Erasm, S., Twele, A., Ardiansyah, M., Malik, A., Kappas, M. (2004) Mapping deforestation and land cover conversion at the rainforest margin in central Sulawesi, Indonesia. *European Association of Remote Sensing Laboratories EARSel eProceedings.* 3(3): 388-397
- Foody G.M., Green, R.M., Lucas, R.M., Curran, P.J., Honzak, M., Do Amaral, I., (1997) Observations on the relationship between SIR-C radar backscatter and biomass of regenerating tropical rain forests. *Int. J. Rem. Sens.* 18: 687-694
- Foody, G.M., Cutler, M.E., McMorrow, J., Pelz, D., Tangki, H., Boyd, D.S., Douglas, I., (2001) Mapping the biomass of Bornean tropical rain forest from remotely sensed data. *Glob. Ecol. Bioge.* 10(4): 379-387
- Foody, G.M., Boyd, D.S., Cutler, M.E.J. (2003) Predictive relations of tropical forest biomass from Landsat TM data and their transferability between regions. 85(4): 463-474
- Giri, C., Defourny, P., Shrestha, S., (2000) Forest fire mapping in Huay kha Khaeng wildlife sanctuary , Thailand. *Int. J. Rem. Sens.* 21(10): 2023-2030
- Harrell, P.A., Kasischke, E.S., Bourgeau-Chaves, L.L., Haney, E.M. and Christensen, N.L.Jr, (1997) Evaluation of approaches to estimating aboveground biomass in southern pine forests using SIR-C data. *Rem. Sens. Environ.* 59: 223-233
- Hussin, Y.A., Reich, R.M., Hffer, R.M. (1991) Estimating slash pine biomass using rader backscatter. *IEEE Trans. Geo. Rem. Sen.* 29: 427-431
- Hussin, Y.A., Atmopawiro, V.P. (2004) Sub-pixel and Maximum Likelihood Classification of Landsat Etm+ Images for Detecting Illegal Logging and Mapping Tropical Rain Forest Cover Types In Berau, East Kalimantan, Indonesia. *Geo-Imagery Bridging Continents XXth ISPRS Congress, Istanbul, Turkey.* 35(7): 933
- Kamaruzaman, J., Senthavy, S. (2003) Land use change detection using remote sensing and geographical information system (GIS) in Gua Musang district, Kelantan, Malaysia. *J. Trop. For. Sci.* 15(2): 303-312
- Kamaruzaman, J., Setiawan, I. (2003) Quantifying deforestation in a permanent forest reserve using vegetation Landsat TM. *J. Trop. For. Sci.* 15(4): 570-582
- Kamaruzaman, J., Zulhazman, H. (1999) Identification and mapping of logged-over forest in peninsular Malaysia using landsat TM. *Earth Observation and Remote Sensing.* 15(3): 459-476
- Kandel, D.L., Hussin, Y.A., Gelens, M.F. (2004) Assessing the effects of different forest management regimes

- on forest condition of Chitwan, Nepal, using satellite remotely sensed data and forest canopy density mapper. Proc. ACRS 2004- 25th Asian Conference on Remote Sensing, Chiang Mai, Thailand. 1 and 2. 686-691
- Kayitakire, F., Hamel, C., Defourny, P. (2006) Retrieving forest structure based on image texture analysis and IKONOS-2 imagery. *Rem. Sens. Env.* 102: 390-401
- King, R.B. (2002) Land cover mapping principles: a return to interpretation fundamentals. *Int. J. Rem. Sens.* 23(18): 3525-3545
- Kuplich, T.M., Salvatori, V., Curran, P.J. (2000) JERS-1/SAR backscatter and its relationship with biomass of regenerating forests. *Int. J. Rem. Sens.* 21: 2513-2518
- Kuplich, T.M., Curran, P.J., Atkinson, P.M. (2005) Relating SAR image texture to the biomass of regenerating tropical forests. *Int. J. Rem. Sens.* 26 (21): 4829-4854
- Kurvonen, L., Pulliainen, J., Hallikainen, M. (1999) Retrieval of biomass in boreal forests from multitemporal ERS-1 and JERS-1 SAR data. *IEEE Trans. Geo. Rem. Sen.* 37: 198-205
- Le Toan, T., Beaudoin, A., Guyon, D. (1992) Relating forest biomass to SAR data. *IEEE Trans. Geo. Rem. Sen.* 30: 403-411
- Lu, D., Batistella, M., Moran, E. (2005) Satellite estimation of aboveground biomass and impacts of forest stand structure. *Photogramm. Engi. Rem. Sens.* 71(8): 967-974
- Lu, D. (2006) The potential and challenge of remote sensing-based biomass estimation. *Int. J. Rem. Sens.* 27: 1297-1328
- Luckman, A., Baker, J.R., Kuplich, T.M., Yanasse, C.C.F., Frery, A.C., (1997) A study of the relationship between radar backscatter and regenerating forest biomass for space borne SAR instrument. *Rem. Sens. Environ.* 60: 1-13
- Luckman, A., Baker, J.R., Homzak, M., Lucas, R. (1998) Tropical forest biomass density estimation using JERS-1 SAR: seasonal variation, confidence limits, and application to image mosaics. *Rem. Sens. Environ.* 63: 126-139
- Miettinen, J., Liew, S.C. (2005) Connection between fire and land cover change in Southeast Asia remote sensing case study in Riau, Sumatra. *Int. J. Rem. Sens.* 26(6): 1109-1126
- Okuda, T., Suzuki, M., Numata, S., Yoshida, K., Nishimura, S., Adachi N., Niimura, K., Manokaran, N., Hashim, M. (2004) Estimation of aboveground biomass in logged and primary lowland rainforests using 3-D photographic analysis. *For. Ecol. Man.* 203: 63-75
- Phua, M.H., Saito, H. (2003) Estimation of biomass of a mountainous tropical forest using Landsat TM data. *Can. J. Rem. Sens.* 29(4): 429-440
- Rahman, M.M., Csaplovics, E., Koch, B. (2005) An efficient regression strategy for extracting forest biomass information from satellite sensor data. *Int. J. Rem. Sens.* 26(7): 1511-1519
- Ranson, K. J., Sun, G., (1994) Mapping biomass of a northern forest using multifrequency SAR data. *IEEE Trans. Geo. Rem. Sen.* 32: 388-396
- Ranson, K. J., Sun, G., Weishampel, J.F. and Knox, R.G., (1997) Forest biomass from combined ecosystem and radar backscatter modeling. *Rem. Sens. Environ.* 59: 118-133
- Rignot, E.J., Zimmerman, R., VanZyl, J.J. (1995) Spaceborne applications of P band imaging radars for

- measuring forest biomass. *IEEE Trans. Geo. Rem. Sen.* 33: 1162-1169
- Rikimaru, A., Miyatake, S. (1997) Development of Forest Canopy Density Mapping and Monitoring Model using Indices of Vegetation, Bare soil and Shadow. *Proc. ACRS 1997- 18th Asian Conference on Remote Sensing, Malaysia. Forestry.*
- Roy, P.S., Miyatake, S., Rikimaru, A. (1997) Biophysical Spectral Response Modeling Approach for Forest Density Stratification. *Proc. ACRS 1997- 18th Asian Conference on Remote Sensing, Malaysia. Forestry.*
- Santos, J.R., Pardi Lacruz, M.S., Araujo, L.S., Keil, M. (2002) Savanna and tropical rainforest biomass estimation and spatialization using JERS-1 data. *Int. J. Rem. Sens.* 23: 1217-1229
- Sader, S.A. (1987) Forest biomass, canopy structure, and species composition relationships with multipolarization L-band synthetic aperture radar data. *Photogramm. Eng. Rem. Sens.* 53: 193-202
- Sader, S.A., Waid, R.B., Lawrence, W.T., Joyce, A.T. (1989) Tropical forest biomass and successional age class relationship to a vegetation index derived from Landsat TM data. 28: 143-156
- Sangawongse, S., Urod, S., Pinkantayonk, P. (2004) Assessments of Land Cover/Use and Fractional Cover Analysis in Northern Thailand. *Proc. ACRS 2004- 25th Asian Conference on Remote Sensing, Chiang Mai, Thailand.* 226-231
- Shen, C., Liew, S.C., Kwoh, L.K. (2001) Spatial and temporal pattern of forest/plantation fires in Riau province, Sumatra from 1998 to 2000. *Proc. ACRS 2001 - 22nd Asian Conference on Remote Sensing, Singapore.* 1: 520-525
- Steininger, M.K. (2000) Satellite estimation of tropical secondary forest above-ground biomass data Brazil and Bolivia. *Int. J. Rem. Sens.* 21(6): 1139-1157
- Tachizuka, S., Hung, T., Ochi, S., Yasuoka, Y. (2002) Monitoring of Long-term Urban Expansion by the use of Remote Sensing Images from Different Sensors. *Proc. ACRS 2002- 23th Asian Conference on Remote Sensing, Kathmandu, Nepal. Urban Mapping.*
- Takahashi, D., Kato, T., Watanabe, H. (2001) Time series analysis of forest cover change and fragmentation in tropical lowland forest, Jambi, Sumatra. *Proc. ACRS 2001 - 22nd Asian Conference on Remote Sensing, Singapore.* 1: 550-555
- Tottrup, C. (2004) Improving tropical forest mapping using multi-date Landsat TM data and pre-classification image smoothing 2004. *Int. J. Rem. Sens.* 25(4): 717-730
- Trisurat, Y., Eiumnoh, A., Murai, S., Hussain, M.Z., Shrestha, R.P. (2000) Improvement of tropical vegetation mapping using a remote sensing technique: a case of Khao Yai National Park, Thailand. *Int. J. Rem. Sens.* 21(10): 2031-2042
- Yijun, C., Hussin, Y.A. (2003) Object-oriented classifier for detection tropical deforestation using Landsat ETM+ in Berau, East Kalimantan, Indonesia. *Map Asia 2003 Kuala Lumpur, Malaysia. Natural Resource Management.*
- Yanasse, C.C.F., Sant'Anna, S.J.S., Frery, A.C., Renno, C.D., Soares, J.V., Luckman, A.J. (1997) Exploratory study of the relationship between tropical forest regeneration stages and SIR-C L and C data. *Rem. Sens. Environ.* 59: 180-190

(高橋與明・藤間剛)

2. 衛星画像データと地域景観に関する経験知の統合

ア 研究目的

今日、持続的森林管理はかつてとは比較できないほど多角的で複雑な概念となった (Davis et al., 2001)。それに従い、持続的森林管理の観測すべき項目も多様となった (例えば、基準・指標 (Stork et al., 1997))。ところが、質・量共に増大する概念と観測に関する要求に対して、森林管理者の能力はついていけない (Sheil et al., 2004)。その一方、森林の状況を持続的に把握するためには、高額な資金や技術を必要とする専門家による観測よりも、地元住民や現場責任者による日常の観察のほうが優れているとも考えられている (Danielsen et al., 2005)。専門的知識と技術を必要とする観測の最たるものが、衛星リモートセンシングである。リモートセンシングは広域を同時に観測できるので、国家レベルから施業レベルまで様々な段階で森林のモニタリングへの利用が期待されている。現行のリモートセンシングは典型的な「専門家」によるモニタリング手法である。つまり、専門的な技術や資源が不可欠である。国家レベル、世界レベルでは、専門家を結集し予算と資源を投下して、既に様々なモニタリングが持続的に実施され、土地利用と森林管理の戦略的な意思決定に貢献している。しかし、期待されている情報が必ずしも得られるわけではない (Holmgren and Thuresson, 1998)。しかし、広い森林を一度に見渡すとともに、時間軸にそった情報を整備するには、衛星リモートセンシングに勝る方法はない。持続的森林管理に欠かせない森林景観のモニタリングを効率的に実施するには、衛星画像データと地域景観に関する経験知の統合が必要である。本研究は、持続的森林管理を行う上で観測は不可欠な要素であると位置づけ、中でもリモートセンシングを用いた森林管理単位レベルでの観測を持続的森林管理に活用できるよう、森林管理の現場で自ら行う仕組みを提案することを目的とする。

イ 研究方法

前節で述べた先行研究のレビュー結果に加え、既往知見の更なる解析と実際の「管理現場」の管理者および住民をはじめとする関係者への意見聴取により、実用的な森林景観モニタリング手法の枠組みを構築する。モニタリング対象地に既にある情報 (例えば、過去のモニタリング資料、森林官や住民の知識など) を活用して衛星画像を解析し、最近および過去の景観の変化を推定する手法を考案する。衛星画像解析の専門家と現場の当事者との協同関係を通じて、手法の提案、モニタリングの実施、手法の改良、という衛星画像データと地域景観に関する経験知を統合する手法を提示する。

ウエ 結果と考察

森林管理とは森林とそれを取り巻く景観に対する人間の働きかけであり、いかなる管理とも同様に、現状の評価、計画立案、実行、結果の評価、計画の見直し、実行、評価、…、というサイクルで行われる (平田, 1983)。したがって、管理を成功させるためには正しい計画立案が必要であり、そのためにはその森林景観を正しく評価するシステムが必要である。森林管理計画は多段階の階層構造をとり、大きく分けて戦略レベル、戦術レベル、作業レベルの三つのスケールに分けられる (Davis et al., 2001; Holmgren and Thuresson, 1998; Franklin, 2001)。戦略レベ

ルは地域や国家などの高いレベルでの機能の指標値の数値達成計画であり、統計値の積み上げや大規模な標本調査などにより評価される。戦術レベルは森林管理単位での施業配置の計画であり、すべての小班や林分など景観構成要素の位置とその機能の状態が評価されなければならない。作業レベルは個別の施業実施計画である。したがって、本研究が目的とする持続的森林管理を実施する基本の単位は、戦術レベルの森林管理計画となる。

今日、持続的森林管理とは、森林生態系の多面的な機能とそこから得られる便益(ベネフィット)を維持して森林とそれに依存する人々の生活を共存させる複雑な概念である (Davis et al., 2001)。「持続的森林管理のための基準・指標」は森林の多面的な機能をいくつかの側面に分類し、持続的森林管理のために何を観測すべきかについて概念を整理したものである (Stork et al., 1997)。世界各地の森林タイプと対象とするスケール(国家レベルか、森林管理単位レベルか)に合わせて基準・指標のさまざまなセットが提案されている。しかし、具体的に何を測るのか、何をもちいて持続的森林管理が達成されたとするのか、など、実行上解決すべき課題も多い (Sheil et al., 2004)。また、森林管理単位レベル、つまり戦術レベルでは、複雑かつ多様化した指標を現場の森林管理者が業務能力の範囲内で迅速かつ簡単に観測できなければ使えない (Stork et al., 1997; Sheil et al., 2004)。

衛星画像や空中写真などリモートセンシング技術はこれまでも広域的な森林の観測に広く用いられてきた。リモートセンシング技術を用いれば、地上からでは到達が困難な地点でも同時かつ広域で観測が可能だからである。基準・指標のうち例えば景観レベルでの生物多様性 (Foody, 2003)や、森林の炭素吸収機能 (Lu, 2006)など、広域での森林の分布に関する指標はリモートセンシング技術により観測されることが期待されている。熱帯林地域でも、土地利用とその変化、火災延焼地の発見、違法伐採の発見、バイオマス、生物多様性など、森林と景観にかかる様々な指標を様々な場所と状況において衛星画像を用いて観測する研究事例が重ねられてきた。そして、戦略レベルでは既にFRA (FAO, 2001)や国家森林資源調査(例えばフィンランド (Tomppo and Katila, 1992)などに実用化された。戦術レベルでも、森林火災や皆伐など森林の大きな攪乱の発見に衛星画像は威力を発揮してきた。また、生物多様性やバイオマスを求めた事例もある。

事例研究レベルでは成功してきた衛星画像による観測だが、森林管理計画に十分活用されてきたとはいえない (Holmgren and Thuresson, 1998; Franklin, 2001)。戦略レベルではFRA (FAO, 2001)や国家森林資源調査などで既に実用化の例もある。戦術レベルでも森林火災や皆伐など森林の大きな攪乱の発見では威力を発揮している。しかし、戦術レベルでの森林景観の分布やその機能の推定については、期待されたほどには実用化されていない。その原因として、技術的な専門性、コスト、リモートセンシングでは直接観測できない機能を経験的に推定したためにある地域で得られた結果を他の地域へ外挿するのが困難であること、実用性よりも科学的厳密性に重点をおいた研究開発が繰り返されてきたことなどが考えられる。これらの手法は専門的で通常の森林管理者や住民には手におえないものである (Danielsen et al., 2005)。特に、空と陸から同時に観測してその経験的な関係から地図を作る客観的なスケールアップの手法は「衛星画像を使って現地に行かずに森林の情報を知るためには、まず現地に行って調べなければならない」というジレンマとなり、コスト面でも動機面でも、研究成果を実際の森林管理に適用することの妨げとなってきた。

これらの問題を解決するためには、リモートセンシングを森林管理者や住民に使える情報とすること、リモートセンシングによる観測はリモートセンシングで直接観測可能なパターンに限ることが必要である。前者について、もし森林管理者や地元住民が直接画像を判読して土地被覆の知識を画像に重ね合わせられたら、彼らの知識は衛星画像での土地被覆分類に役立つ (Naidoo and Hill, 2006) ばかりでなく、専門家による解析結果の受け入れではなく自ら判読することで継続的なモニタリングへの動機 (Danielsen et al., 2005) にもなりうる。後者について、光学センサーで実際に観測しているのは地表面あるいは林冠面 (Aguilar-Amuchastegui and Henebry, 2006) の状態だから、衛星画像の解析としてまず土地被覆分類を行い、その他の指標(例えば、生物多様性やバイオマス)はその解釈により試みる。「出かける前に見る地図を衛星画像で作る」ことが必要なのである。つまり、「私はこの森林(土地利用)を既に知っている。だから同じように見えるあの森林もそうに違いない」という姿勢で、現地の森林景観をよく知る人々と共に衛星画像や地図などの情報を解釈し土地被覆区分図を作成する手順を構築しなければならない。そのため、現地の管理者や住民の経験をどのように衛星画像とすり合わせていくか、判読しやすく解析に適した衛星画像の(前)処理とはどのようなものか、既往の事例を参考にして整理し検証する。そして、それにより得られた土地被覆分類図、さらにはそこから経験的に推定されるその他の指標とその変化が、地上測定と、あるいは客観的な衛星画像解析結果とどれだけ異なるかを評価する。

つまり、リモートセンシングを適用するこれまでのアプローチが未知の土地を空と陸から系統的に偵察するものだったのに対し、本プロジェクトのは既知の土地に火の見櫓のような新たな視点を導入して関係者による監視を支援すると共に地域全体の監視に役立てようというものである。

この方法はこれまでのようないわゆる客観的な方法に代わるものではない (Naidoo and Hill, 2006)。しかし、専門家による客観的な方法が困難な場所では、まずは眺めて主観的に判断せざるを得ない。その上で興味を引く地域があれば、そこに改めて資源を集中して客観的な測定をすればよい。

上述の方法論を確立するには、次の3点の作業仮説を検証することが必要となる。

1) 地元関係者らによる高分解能衛星画像の判読が周囲の土地被覆分布を観測する際に地上調査に代わる参照知識となりうると共に、周囲の土地被覆分布に関する彼らの直感的理解を助けうる。

現地の人々の知識だけを用いた衛星画像判読のみで評価された土地被覆や森林のタイプ(遷移段階、樹種、林冠被覆など)はどれだけ実際の状態を反映しているか、それは実際に行ったことのある地点と衛星画像上で見ただけの地点とでは異なるか、あるいは人や画像の状態により異なるのか、被験者による判読結果をもとにした現地調査により明らかにする。また、より判読しやすい方法はあるか、判読により認知する世界は広がるか、被験者への判読の指導と聞き取りのなかで明らかにする。

2) 地域に関わらず標準的な前処理を施した衛星画像と、地元関係者らによる知識を重ね合わせることで、森林景観の土地被覆や森林タイプの分布をある程度正確に推定できる。

判読結果を用いた土地被覆や森林のタイプの区分に適した衛星画像の標準的な前処理と解析手法の方法を検討する。このために、衛星画像取得の日時や条件に影響されずに、判読で得られた

土地被覆や森林のタイプが統計的に分離可能となるような各種の指標化画像やその組み合わせを検討する。

3) 得られた土地被覆・森林タイプ分布と地元の経験(あるいは地上調査)によりいくつかのバイオマスや景観レベルの生物多様性などの指標値を推定できる。さらに、これまでに集積された衛星画像を重ね合わせて解析することにより、森林景観の変化、森林の劣化の発生地および発生の危険地点を推測しうる。

土地被覆・森林タイプから局地的にも推定しうる指標を明らかにする。さらに、過去からこれまでに集積された衛星画像を用いて土地被覆や他の指標の変化を追跡することにより、判読と画像解析の組み合わせだけからでも森林景観の変化(森林減少)や森林劣化の発生危険地点を推測して、管理上の注意を喚起しうることを示す。

本研究の成果は将来的に汎熱帯で広く適用されることを目指している。汎熱帯では気候も社会経済状況も多様であるため、異なる開発段階にある森林景観に設定した複数の研究対象地の比較により、上記3つの作業仮説は検証されなければならない。つまり、既に森林が寸断され土地利用がほぼ固定したパッチ状の森林景観、農地等への土地利用変換が進む開発の前線、いまだに開拓が進まず今後の森林減少が危惧される森林(Chomitz, 2006)を対象とする必要がある。異なる開発段階にありかつ既往の調査研究事例が豊富な地域を対象とすることで、効率的な研究推進と現場への適用という互惠的で実りの多い手法開発が可能となる。

上述の手法開発で、期待される成果は、衛星画像判読支援ツールおよび地元関係者の衛星画像への興味と理解の向上、衛星画像の直感的理解の科学的裏づけ、森林管理現場での衛星画像利用指針の提示である。これらの成果は、森林管理に携わる森林官、地域開発に関わる行政組織や援助機関、NGO、地域住民等に広く利用されることが期待される。また、森林研究者が研究対象地を最初に概観する方法としても利用が期待される。

オ 今後の問題点

本研究で提案した手法は、比較的簡単かつ安定したパラメータを観測し、それを観測とは独立のモデルに外挿し、得たい指標を推定しようというものである。これは、例えばスギ人工林において、標本調査を行わずに、胸高直径(と樹高)の測定と材積表から収穫量を推定するという、古典的な測樹の方法を森林に当てはめようとするものである。これらのモデルは別途準備する必要があるが、パラメータ観測と完全に独立すれば使い続けることができ、客観的調査とは別の簡単な推定体系が構築されることが期待される。

森林管理の現場、特に貧困撲滅の対象となるような地域で衛星画像を活用することは、利用者の教育、データ購入や解析の費用などの面で構造的に困難が多いのは確かである。これらの問題は一度に解決できるものではない。これまでに蓄積された衛星データと現場の経験知を統合して、誰もが自分達の森林の状態とその広がりを衛星画像により把握し、より広域かつ長期間に渡る精度の高い基づいた総合的な森林土地利用計画策定を目指す研究は、今後とも継続する必要がある。

REDDなど温暖化の中で森林が吸収源・排出源として注目され、それにつれてリモートセンシングによる森林推移の把握が世界または国レベルで重要性を増し、地方レベルでの取り組みとその土のレベルとの整合性を図る必要が生じてきた。今後は、REDDなどで想定される国レベルのモニ

タリング(国レベルでの統計的サンプルによる地図作りで、森林管理単位レベルにとっては精度が粗い)を事前確率として、地域での情報(主観的あるいは統計的)により修正する手法が必要になると考えられる。つまり国レベルでの情報がスムーズに地域レベルに渡されてすぐに使用され、また地域での解析結果がバイアスの少ない形で国レベルに還元されるような枠組みを構築する必要がある。これにより、国レベルと地域レベルでのモニタリングの二重投資を防ぎ、それぞれの目的に合ったものを出力することが可能となる。

カ 要約

個々の研究事例では成功してきた衛星画像利用だが、森林管理計画策定に十分活用されてきたとはいえない。その原因として、技術的な専門性、コスト、リモートセンシングで直接観測できないパラメータは他の地域へ外挿するのが困難であること、実用性よりも科学的厳密性に重点をおいた研究開発が繰り返されてきたことなどがあげられる。特に衛星画像はその地上分解能、スペクトル分解能、観測角度、観測季節、観測頻度、さらには様々な指標表現などでの研究成果が提示されているのが現状であることを明らかにした。さらに、近年衛星画像を用いたリモートセンシングの手法が、通常の森林管理者や住民には手におえないものであることも大きな一因であることを明らかにした。これらの問題を解決するには、使用目的に応じた衛星データと地域景観に関する住民や管理者の経験知を統合する方法論の開発が必要であることを明らかにし、その実現にむけた提言を行った。

キ 引用文献

- Aguilar-Amuchastegui, N., Henebry, G.M. (2006) Monitoring sustainability in tropical forests: How changes in canopy, spatial pattern, can indicate forest stands for biodiversity surveys. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters* 3(3): 329-333.
- Chomitz, K.M. (2006). At loggerheads? : agricultural expansion, poverty reduction, and environment in the tropical forests. *World Bank Policy Research Report*. Washington DC, World Bank: 284.
- Danielsen, F., Burgess, N.D., et al. (2005) Monitoring matters: examining the potential of locally-based approaches. *Biodiversity and Conservation* 14(11): 2507-2542.
- Davis, L.S., Johnson, K.N., et al. (2001) *Forest management: to sustain ecological, economic, and social values*. Boston, McGraw-Hill, 804 pp.
- FAO (2001). *Global Forest Resources Assessment 2000*. FAO Forestry Paper 140. Rome, FAO
- Foody, G.M. (2003) Remote sensing of tropical forest environments: towards the monitoring of environmental resources for sustainable development. *International Journal of Remote Sensing* 24(20): 4035-4046.
- Franklin, S.E. (2001) *Remote sensing for sustainable forest management*. Boca Raton, Lewis Publishers, 407 pp.
- 平田種男. (1983) *林業経営原論*. 東京, 地球社, 158 pp.
- Holmgren, P., Thuresson, T. (1998) Satellite remote sensing for forestry planning - a review. *Scandinavian Journal of Forest Research* 13: 90-110.
- Lu, D.S. (2006) The potential and challenge of remote sensing-based biomass estimation. *International Journal of Remote Sensing* 27(7): 1297-1328.
- Naidoo, R., Hill, K. (2006) Emergence of indigenous vegetation classifications through integration of traditional

- ecological knowledge and remote sensing analyses. *Environmental Management* 38(3): 377-387.
- Stork, N.E., Boyle, T.J.B., et al. (1997). Criteria and Indicators for Assessing the Sustainability of Forest Management: Conservation of Biodiversity. WORKING PAPER NO. 17. Bogor, CIFOR.
- Sheil, D., Nasi, R., et al. (2004) Ecological criteria and indicators for tropical forest landscapes: Challenges in the search for progress. *Ecology and Society* 9(1).
- Tomppo, E., Katila, M. (1992) Multi-source national forest inventory of Finland. *International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing* 29: 671-674.

(鷹尾元・藤間剛)

第2章 東南アジア地域における森林推移の空間プロセスの解明

1. 針広混交林のランドスケープ構造地形要因の特徴

ア 研究目的

森林を持続的に管理するためには森林に関するさまざまな情報を収集分析し、適切な管理計画を作成することが必要である。従来、森林管理に利用される情報は、主として樹種、林齢、平均直径、単位面積当たりの蓄積など林分を単位としたものだった。今後は、それらの情報とともに、生態学的に重要なプロセスに影響し、資源管理の面からも重要な空間パターンも考慮することが必要になってきている (Turner 1989; Baskent and Jordan 1995)。空間パターンを考慮した森林経営は、森林を木材資源の生産の場としてだけではなく、多様な生態系サービス供給の場、特に近年重要視されている、生物多様性の保全の場として維持管理することを可能とする。

空間パターンを定量化する手法として多くのランドスケープ指数が開発された (Romme 1982; Forman and Godron 1986; Gardner et al. 1987; O'Neill et al. 1988)。ランドスケープ指数は、異なる地域間の差異に関する研究 (Turner and Ruscher 1988; Luck and Wu 2002)、同一対象地における時系列変化に関する研究 (DeLong and Tanner 1996; Lofman and Kouki 2001; Hi-etel et al. 2004; Li et al. 2004; Ferraz et al. 2005; Fujihara et al. 2005)、特に生物多様性と関連した断片化・孤立化に関する研究 (Wickham et al. 1999; Jaeger 2000; Butler 2004; Garcia 2005) などに利用された。ランドスケープ指数は、モデルや計画の評価に利用され (Botequilha Leitao and Ahern 2002; Perry and Enright 2002; Linderman et al. 2005)、土地利用に有用な情報をもたらす (Crist et al. 2005)。しかし、その利用にはいくつかの注意点があることも指摘されている (Gustafson 1998; Hargis et al. 1998)。同じランドスケープ指数を持つエリアにおいて実際のランドスケープは大きく異なる場合がある (Tischendorf 2001)、あるいは、空間パターンの集中レベルと関連した不安定性などである (Schumaker 1996; He et al. 2000)。また、指数を利用する場合のスケールときめについても注意が必要とされる (Thompson and McGarigal 2002; Baldwin et al. 2004; Corry and Nassauer 2005)。これらの注意点を補い、ランドスケープ指数を有効に使用するには、対象地に関する深い理解と指数に関する深い理解双方が必要とされる。

本報告では、東南アジアでの森林推移解明の基礎的手法確立のため、森林情報の豊富な北海道地域で典型的な森林である針広混交天然林のランドスケープ構造をランドスケープ指数と地形因子の面からとらえる。さらに、森林を改良するシナリオに基づいたランドスケープ構造の評価を試みる。これにより、従来、森林の取り扱いが主に個々の林分単位で決定されていたものから、ランドスケープ構造という新しい視点からとらえた森林の取り扱い指針の作成、さらに、森林管理の定量的評価が可能となる。

イ 研究方法

① 対象地

対象地は、北海道札幌市の南端に位置する奥定山溪国有林である (図2-1-1)。この地域は、石

狩川水系豊平川の上流部で、面積約1万ヘクタール、標高470m～1300m、周囲は高峯に囲まれ、年平均気温7度、年平均降水量1,500mm以上で、冬季は積雪が3m以上となる豪雪地帯である。植生は、主にトドマツ、エゾマツ、アカエゾマツの針葉樹とカンバ類、シナノキ、イタヤカエデ、ミズナラ、ハリギリ等の広葉樹が混交する天然林で、標高が高くなるとトドマツ、エゾマツ、ダケカンバなどが優先し、上部はダケカンバ、ミヤマハンノキ、ハイマツが混成する高山帯である。嶺筋には更新困難地、岩石地が分布している。また、この地域はほぼ全域が支笏洞爺国立公園に含まれ、下流には札幌市民の飲料水の確保と洪水防止のため建設された豊平峡ダムがあり、保健休養機能、水源かんよう機能等が大きく期待されている。



図2-1-1 対象地の位置図

対象地の森林の取り扱いは、1907年頃から択伐が行われ、1926年頃からは年間2～3万m³程度の伐採が行われていた。当時の選木技術は良好で、北海道の国有林の中でも模範的な択伐が行われていたといわれている。戦後は、木材需要の増大に答えるための皆伐施業は一部を除き行われおらず、1960年頃まで択伐が続けられていた。1960年頃以降は、天然林施業への方向転換が行われた結果、森林路網整備計画が作成され、森林の持つ公益的機能を確保しつつ収益性の高い森林経営実現のため、1) 森林景観の維持、2) 水資源のかん養、国土の保全、3) 高収益の林業経営を目標とした択伐を基本とするきめ細かな森林施業を展開する

こととなった。具体的には、国道近辺の伐採は景観に配慮し、高密路網(46.7m/ha)を主軸としたト

ラクタ集材を行う。択伐にあたっては林型を単位に構成樹種の特性にあった選木を行い、択伐率の限度を25%とする(Hokkaido Regional Forest Office 1979)。現在は、原生的な森林生態系等貴重な自然資源の保全、国民と自然のふれあいの場としての利用を図ることを重視する「森林と人との共生林」として管理されている。

② 土地被覆図の作成

土地被覆図は、1985年林野庁が撮影した縮尺約1:8000の白黒の空中写真から作成した。天然林の森林タイプは、空中写真により容易に判読のできる針広混交率、平均樹高、樹冠粗密度の3つの基準(表2-1-1)を用いた。天然林以外の森林タイプは、人工林、育成天然林、ササ地、未・無立木地、高山帯、その他(河川、道路)とした。この際、1) 面積は実際の森林経営を想定し1ha以上とすること、2) 沢、尾根筋など判読が容易な位を境界とすること、3) 天然林で樹冠層が2層の場合それも反映すること、に注意した。

天然林の森林タイプは以下のように示される。

A B. C

A:針広混交率、B:上層木平均樹高、C:樹冠疎密度

たとえば、森林タイプNL-43-3は、AがNL(針葉樹が50～75%を占める針広混交林)で、Bが2層

表2-1-1 天然林の判読基準

要因		区分基準	記号
針広混交率	針葉樹の蓄積割合	75%-	N
		50-74%	NL
樹高階	広葉樹の蓄積割合	75%-	L
		50-74%	LN
		-10.0m	1
		10.1-15.0m	2
樹冠疎密度	樹冠の地表被覆度	15.1-20.0m	3
		20.1m-	4
		0-10%	1
		11-40%	2
		41-70%	3
		71-100%	4

型の43で（1層型の場合は一桁で表示）、上層に4（平均樹高20.1m以上）があり、中層に3（平均樹高15.1～20m）、Cの樹冠疎密度が3（樹冠疎密度41～70%）である。このような方法で区分すると対象地の天然林の森林タイプは133となった。

表2-1-2 土地被覆と森林タイプの関係

土地被覆	説明	森林タイプ
N I	エゾマツ、トドマツの大径木が高密度に分布。	N4. 4, N3. 4, N34. 4, N43. 4, N42. 4
N II	エゾマツ、トドマツの中径木が高密度に分布し、大径木が散在する。	N4. 3, N3. 3, N32. 4, N42. 3, N32. 3, N34. 2, N42. 2, N43. 2
N III	エゾマツ、トドマツの中・大径木が散在する。	N3. 2, N2. 4, N23. 4, N23. 3, N4. 2, N34. 2, N42. 2, N43. 2
N IV	エゾマツ、トドマツの小径木が高密度に分布し、中径木が散在する。	N2. 3, N2. 2, N2. 1, N21. 3, N4. 1, N1. 4, N3. 1, N21. 3, N32. 2
N L I	エゾマツ、トドマツおよびカンパ類の大径木が高密度に分布。	NL4. 4, NL3. 4, NL34. 4, NL43. 4, NL42. 4
N L II	エゾマツ、トドマツおよびカンパ類の中径木が高密度に分布し、大径木が散在する。	NL4. 3, NL3. 3, NL43. 3, NL32. 4, NL42. 3, NL32. 3, NL34. 3, NL41. 3
N L III	エゾマツ、トドマツ、カンパ類の中・大径木が散在する。	NL3. 2, NL31. 4, NL23. 4, NL23. 3, NL4. 2, NL42. 2, NL43. 2, NL34. 2
N L IV	エゾマツ、トドマツおよびカンパ類の小径木が高密度に分布し、中径木が散在する。	NL2. 3, NL2. 2, NL2. 1, NL32. 2, NL21. 3, NL1. 4, NL3. 1, NL21. 2, NL21. 4, NL23. 2, NL42. 1, NL23. 1, NL12. 4, NL1. 3
L I	カンパ類の大径木が高密度に分布。	L4. 4, L3. 4, L34. 4, L43. 4
L II	カンパ類の中径木が高密度に分布し、大径木が散在する。	L4. 3, L3. 3, L43. 3, L32. 4, L42. 3, L32. 3
L III	カンパ類の中・大径木が散在する。	L3. 2, L31. 4, L2. 4, L31. 3, L23. 4, L23. 3, L4. 2
L IV	カンパ類の小径木が高密度に分布し、中径木が散在する。	L2. 3, L2. 2, L2. 1, L32. 2, L21. 3, L31. 2, L4. 1, L1. 4, L3. 1, L21. 2, L21. 4, L13. 3, L12. 3, L1. 3, L1. 2, L1. 1, L23. 2
L N I	カンパ類およびエゾマツ、トドマツの大径木が高密度に分布。	LN4. 4, LN3. 4, LN34. 4, LN43. 4, LN42. 4
L N II	カンパ類の中径木が高密度に分布し、エゾマツ、トドマツの大径木が散在する。	LN4. 3, LN3. 3, LN43. 3, LN32. 4, LN42. 4, LN32. 3
L N III	カンパ類およびエゾマツ、トドマツの中・大径木が散在する。	LN3. 2, LN31. 4, LN2. 4, LN31. 3, LN23. 4, LN23. 3, LN34. 2, LN42. 2, LN4. 2
L N IV	カンパ類、エゾマツ、トドマツの小径木が高密度に分布し、中径木が散在する。	LN2. 3, LN2. 2, LN2. 1, LN32. 2, LN21. 3, LN31. 2, LN4. 1, LN1. 4, LN3. 1, LN21. 4, LN23. 2, LN12. 3, LN12. 2, LN12. 1

この天然林の森林タイプ数は、森林の取り扱いを考えるには多すぎる。このためこれらの区分を、混交率と蓄積クラスから整理した（表2-1-2）。これにより、133の森林区分が16にまとめら

れ、森林の取り扱いを考える上で作業が容易となった。以上より、天然林以外の区分を加え最終的に土地被覆の数は総計22となり、これを縮尺1:20,000の森林管理図に移写した。作成された土地被覆図をデジタイズしGIS (ArcInfo8.0) へ入力した (図2-1-2)。

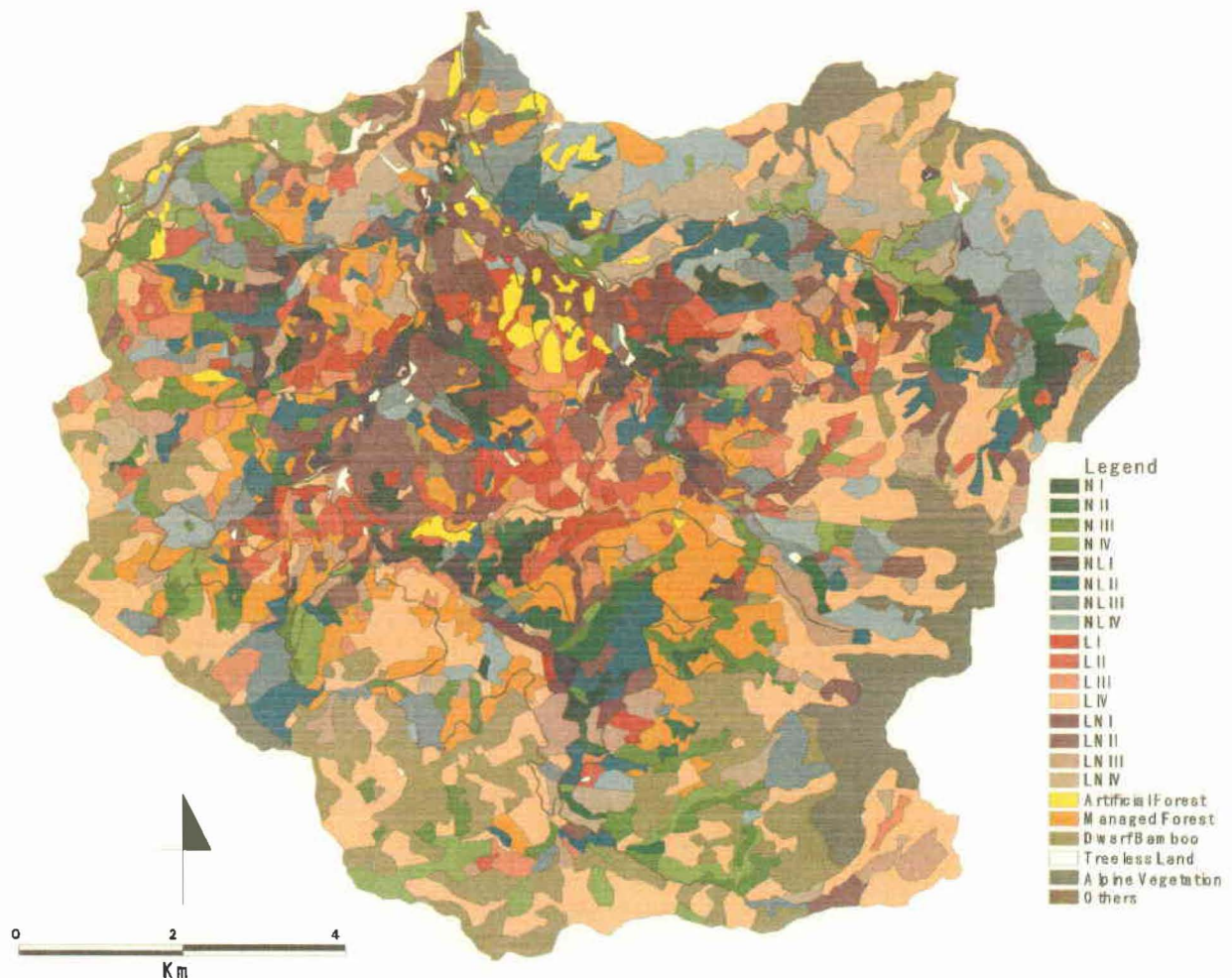


図2-1-2 土地被覆図

さらに、適切な森林経営により森林タイプの蓄積が向上した場合の「改良された」土地被覆図を作成した (図-3)。この考え方は次のようである。(1) 天然林の森林タイプは、維持改良により混交割合は変わらず蓄積のみが向上する。たとえば、NII、NIII、NIVはNIとなる。(2) 人工林、育成天然林は改良によりNIとなる。(3) ササ地は、人工林化し最終的にNIとなる。この結果、改良された土地被覆タイプは、NI、NL I、L I、LN I、無立木地、高山帯、その他となる。0.04haの円形プロットによる予備調査から蓄積クラスI～IVの蓄積の差が最大なのは混交率Nで508.5m³/ha、最小はLで187.0m³/haである。対象地域の生長量2.2m³/haを用い単純計算すると、改良には85年から231年かかることになる。

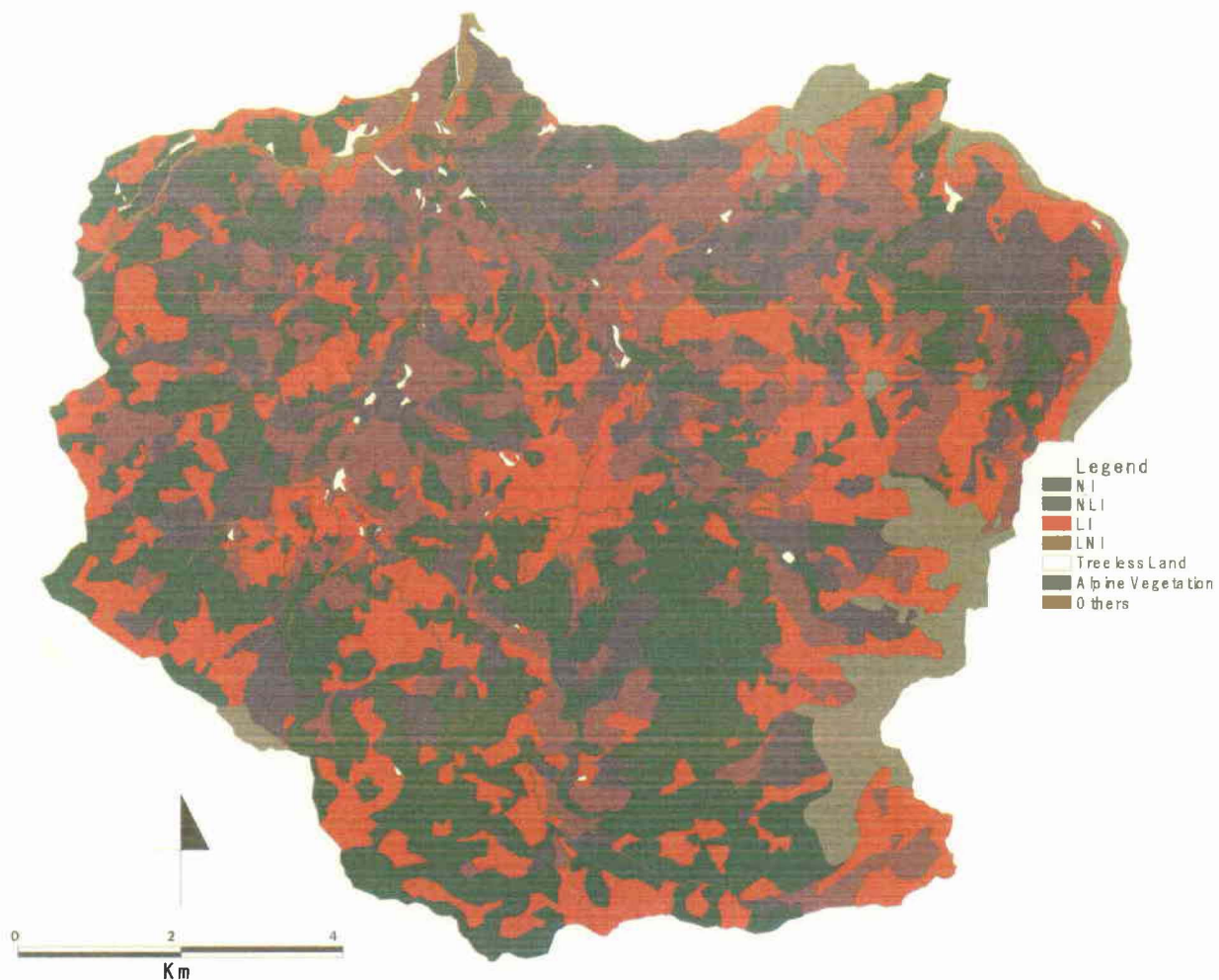


図2-1-3 「改良された」土地被覆図

③ 土地被覆図の定量化

土地被覆図のクラスレベル（土地被覆ごと）と2つの土地被覆図のランドスケープレベル（全体）のランドスケープ指数をFRAGSTATS2.0ベクターバージョンにより計算した(McGarigal et al 1995)。この際、各パッチのコアエリアを決定するため、パッチの境界からコアエリアまでの距離（エッジ深さ）を指定する必要がある。エッジ深さは、森林の状態や影響をうける生態的特性により0～134mの幅にあるという報告（Chen 1992）があるが、ここでは、森林と森林が接するエッジが多くエッジ効果の範囲が狭いと考えられるため、エッジ深さを20mとした。エッジ長を計算する際、接しているパッチの組み合わせによりエッジ効果に違いがあると考えられる。このため、FRAGSTATSではパッチの組み合わせごとにエッジにコントラスト重みをつけ評価することが可能である。ここでは、コントラスト重み付きのエッジ指数を計算するための重みとして次のような2種を設定した。（1）天然林の混交率の違いを考慮する。すなわち、天然林では同じ混交割合間（たとえば、NとN）のエッジコントラストは0（蓄積Ⅰ～Ⅳ間では差がない）とするが、混交割合が異なるとその程度により0.2単位で変化させ、天然林以外では被覆の違いの程度により0.2～1.0とする。（2）天然林の混交率の違いを考慮しない。すなわち、天然林と天然林が接している場合は0、天然林と人工林、育成天然林と接している場合は0.2、その他は0とする。例としてNI

の重みを示す（表2-1-3）。

表2-1-3 NIのコントラスト重み

	NII	NIII	NIV	NLI	NLII	NLIII	NLIV	LI	LII	LIII	LIV	LNi	LNII	LNIII	LNIV
混交率を考慮	0.0	0.0	0.0	0.2	0.2	0.2	0.2	0.6	0.6	0.6	0.6	0.4	0.4	0.4	0.4
混交率を考慮しない	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

	人工林	育成天然林	ササ地	未立木地	高山帯	その他
混交率を考慮	0.2	0.4	1.0	1.0	1.0	1.0
混交率を考慮しない	0.0	0.0	1.0	1.0	1.0	1.0

④ 地形解析

森林管理図（縮尺1:20,000）の20mコンターをデジタイズし、GISへ入力し、TINを作成した。さらにTINを変換し方位区分図、傾斜区分図を作成した。コンターから標高別のポリゴンを作成し標高区分図を作成した。3つの地形区分図と土地被覆図を重ね合わせ、土地被覆毎に方位、標高、傾斜の項目値を集計した。また、流域全体についても方位、標高、傾斜の集計を行った。

ウ 結果

① ランドスケープ構造の特徴

土地被覆ごとの特徴を把握するため、クラスレベルのランドスケープ指数を示した（表2-1-4）。面積に関する指数からみると、%LANDより対象地域の土地被覆は、LIVが優先し、次にササ地、育成天然林となっている。天然林の土地被覆では、LIVを除きおおくが5%以下の被覆率で、蓄積の高い被覆が少ない。LPIでは、高山植生が一番大きく、次にその他、ササ地、NLIV、LIVとなっている。高山植生は比較的まとまって分布していると考えられる。パッチに関する指数から見ると、PDは、L4、育成天然林が高く、他の被覆は1.0以下となっている。MPSは、その他、高山植生で大きく他の植生の多くは5～10haの範囲にあり、未・無立木地、人工林が小さい。PSCVは、NLIV、LIV、LNIV、ササ、高山植生で200%近くあり変動が大きい。高山植生は、平均パッチサイズが大きく、その変動も大きい土地被覆といえる。エッジに関する指数をみると、EDは、その他、LIVで高く、次に育成天然林、LNII、ササで高く、それ以外は10m以下となっている。CWED（混交率を考慮）は、その他が特に大きく、次にLIV林分ササ、育成天然林となり、コントラストで重み付けをしたためEDとは若干異なる結果となっている。MECI（混交率を考慮）は、天然林、人工林、育成天然林で60%以下、それ以外の区分は60%以上でコントラスト値が大きい組み合わせを持つ被覆で高くなっている。CWED_N（混交率を考慮しない）はCWEDと同じ傾向が見られ、MECI_N（混交率を考慮しない）は、天然林、人工林、育成天然林で50%以下、それ以外では70%以上となっている。パッチの形状で、MSIは、その他を除き各区分とも1.4～1.9の範囲にあり、MPFDでも同様の傾向を示している。その他以外は形状の複雑さの程度は変わらないといえる。コアエリア指数についてみると、C%LANDは、LIVが大きく、次にササ、育成天然林であり、それ以外の被覆は5%以下となっている。その他は、河川や道路で細長い形状であることから他と比較してコアエリアが

表2-1-4 クラスレベルのランドスケープ指数

土地被覆	CA	%LAND	LPI	PD	MPS	PSCV	ED	CWED	CWED_N	MECI	MECI_N
NI	220.5	2.0	0.2	0.3	6.9	93.2	3.9	1.7	0.7	45.1	18.8
NII	261.0	2.4	0.2	0.4	6.4	79.3	5.0	2.4	1.1	49.1	22.5
NIII	429.1	4.0	0.2	0.7	5.9	93.8	8.1	4.1	2.3	47.9	24.0
NIV	438.2	4.1	0.5	0.6	7.2	129.3	7.7	4.5	2.8	54.8	29.7
NLI	183.6	1.7	0.2	0.3	5.9	78.1	3.5	1.7	1.1	47.5	29.0
NLII	517.7	4.8	0.3	0.7	6.7	100.1	9.2	4.5	2.9	48.8	31.3
NLIII	505.7	4.7	0.4	0.6	7.8	115.1	8.0	3.9	2.7	46.8	30.9
NLIV	512.5	4.7	1.5	0.4	11.7	220.0	6.6	2.9	1.7	45.1	29.3
LI	239.4	2.2	0.3	0.4	6.3	105.7	4.6	1.9	1.0	42.1	24.7
LII	304.3	2.8	0.3	0.5	5.4	99.0	5.9	2.4	1.3	44.7	26.3
LIII	456.4	4.2	0.3	0.7	5.9	91.5	8.5	3.7	2.1	44.8	26.5
LIV	1842.5	17.0	1.5	1.3	12.9	195.6	23.6	14.5	10.2	58.2	39.3
LNI	353.1	3.3	0.4	0.6	5.9	119.9	6.9	2.9	1.6	42.9	25.9
LNII	676.2	6.3	0.9	0.9	7.0	154.1	12.0	5.7	3.8	49.2	34.2
LNIII	389.4	3.6	0.3	0.6	6.2	103.8	6.9	3.1	2.1	44.1	29.1
BCIV	541.9	5.0	1.0	0.6	8.9	215.5	8.1	3.9	2.7	46.4	32.5
人工林	142.5	1.3	0.1	0.4	3.5	95.4	3.2	1.8	0.7	56.4	24.6
育成天然林	897.3	8.3	0.9	1.2	6.8	172.5	15.8	7.7	4.5	49.3	30.6
ササ地	1003.2	9.3	1.7	0.7	13.6	198.7	11.7	10.6	10.6	83.6	82.4
未立木地	48.7	0.5	0.1	0.4	1.1	109.8	2.3	2.1	1.5	92.8	70.5
高山帯	576.6	5.3	3.4	0.1	48.1	204.2	3.2	2.9	2.8	76.3	75.5
その他	279.3	2.6	2.6	0.0	139.6	99.6	31.7	30.6	30.2	98.2	97.5

土地被覆	MSI	MPFD	C%LAND	CAD	MCA2	MCAI	IJI
NI	1.5	1.3	1.3	0.3	3.9	52.6	88.1
NII	1.5	1.3	1.5	0.4	3.4	53.6	89.0
NIII	1.4	1.3	2.5	0.8	3.3	54.0	83.8
NIV	1.6	1.3	2.6	0.7	3.8	50.2	79.5
NLI	1.5	1.3	1.1	0.3	3.3	53.5	83.7
NLII	1.5	1.3	3.1	0.8	3.9	53.4	86.2
NLIII	1.6	1.3	3.2	0.7	4.8	50.0	84.8
NLIV	1.6	1.3	3.5	0.4	7.9	52.6	85.2
LI	1.5	1.3	1.4	0.4	3.3	51.3	82.4
LII	1.5	1.3	1.7	0.6	3.0	49.5	87.2
LIII	1.5	1.3	2.7	0.8	3.3	50.7	86.9
LIV	1.6	1.3	12.5	1.5	8.5	46.8	86.8
LNI	1.5	1.3	2.0	0.6	3.2	47.4	87.2
LNII	1.6	1.3	4.1	1.0	3.9	49.1	85.5
LNIII	1.5	1.3	2.3	0.7	3.6	52.3	86.7
LNIV	1.6	1.3	3.5	0.7	5.3	48.8	84.3
人工林	1.4	1.3	0.8	0.4	1.9	41.2	88.1
育成天然林	1.6	1.3	5.4	1.4	3.8	44.1	86.9
ササ地	1.6	1.3	6.9	0.8	8.6	50.3	70.5
未立木地	1.6	1.4	0.1	0.3	0.4	15.5	79.3
高山帯	1.8	1.3	4.5	0.2	26.8	61.1	37.9
その他	30.8	1.7	0.3	0.1	2.6	5.6	93.9

CA: 土地被覆面積 (ha)、%LAND: 土地被覆割合 (%)、LPI: 最大パッチ指数 (%)、PD: パッチ密度 (/100ha)、MPS: 平均パッチサイズ (ha)、PSCV: パッチサイズ変動係数、ED: (m/ha)、CWED: コントラスト重み付けエッジ密度 (m/ha) 土地被覆の違いを考慮、CWED_N: コントラスト重み付けエッジ密度 (m/ha) 土地被覆の違いを考慮しない、MECI: コントラスト付き平均エッジ指標 (%) 土地被覆の違いを考慮、MECI_N: コントラスト付き平均エッジ指標 (%) 土地被覆の違いを考慮しない、MSI: 平均形状指標、MPFD: 平均パッチフラクタル次元、C%LAND: ランドスケープのコアエリア割合 (%), CAD: コアエリア密度 (/100ha)、MCA2: 分離コア当たりの平均コアエリア (ha)、MCAI: 平均コアエリア指標 (%), IJI: 散在並置指数

特に小さいと考えられる。CADは、LIV、LNII、育成天然林が1.0以上ありその他の被覆は0.8以下となっている。MCA2は、高山植生が圧倒的に大きく、次にササ、LIV、NLIVで、それ以外の土地

被覆は約3～5haとなっている。MCAIは、多くの林分で約40～60%の範囲にあり、無・未立木地、その他はそれよりとても小さい。散在並置については、IJIより、多くの土地被覆で約80～95の範囲にあるがササ植生が70.5%とそれよりやや小さく、高山植生が約37.9%と大きく小さい。ササ、高山植生の散在度が小さいといえる。

② 土地被覆分布の地形的特徴

対象地域の斜面方位、標高、傾斜について項目別の面積を示した(図2-1-4～5)。対象地域全体では、斜面方位は平坦が約1600ha(14.8%)と最も多く、次にNが約1300ha(12.1%)、最も少な

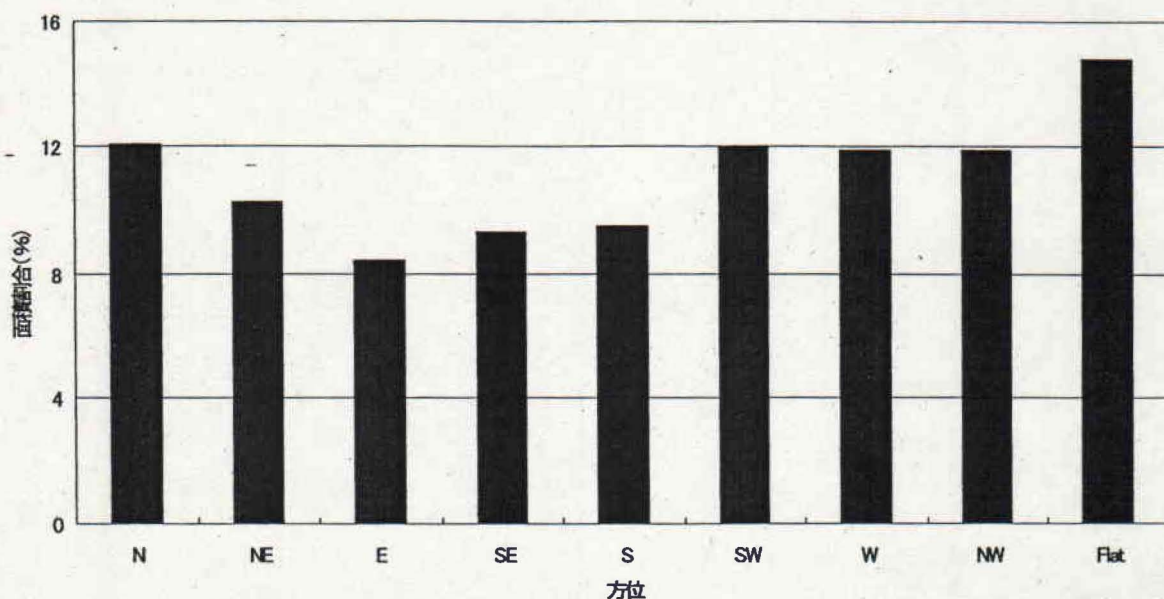


図2-1-4 対象地の斜面方位別面積割合

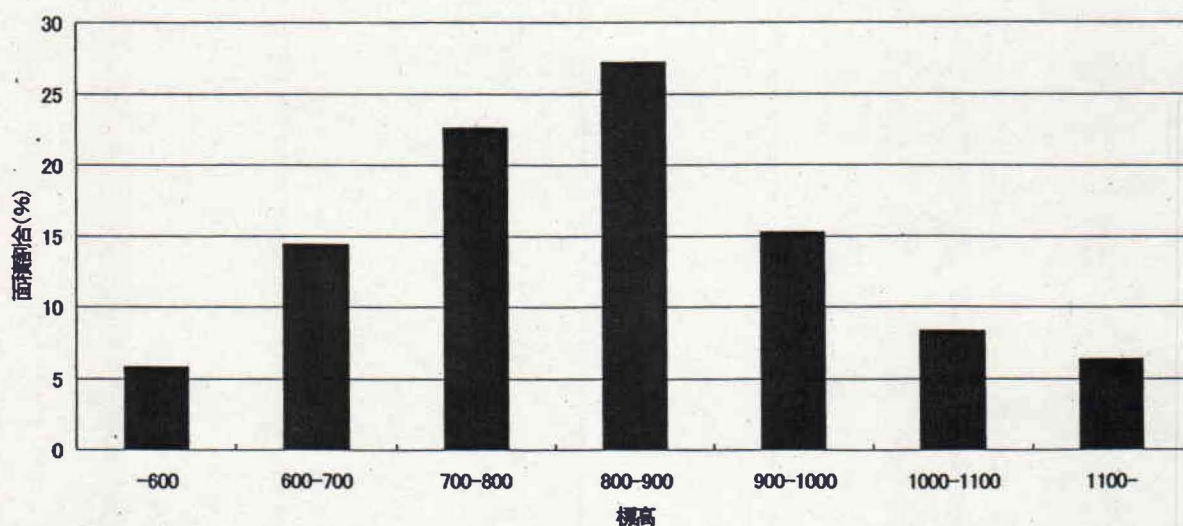


図2-1-5 対象地の標高別面積割合

いのはEで約910ha(8.4%) となっているが、8方位は8.4~11.9%の範囲にあり各方位とも均一であると考えられる。標高は800-900mで約2940ha(27.2%)を占めこれをピークとした凸型分布を示し、面積割合で見ると約半分のエリアが700-900mの範囲に含まれる。傾斜は10-20度で約3960ha(36.6%)を占めこれをピークとした凸型分布を示し、0~20度の斜面が約7割を占める。

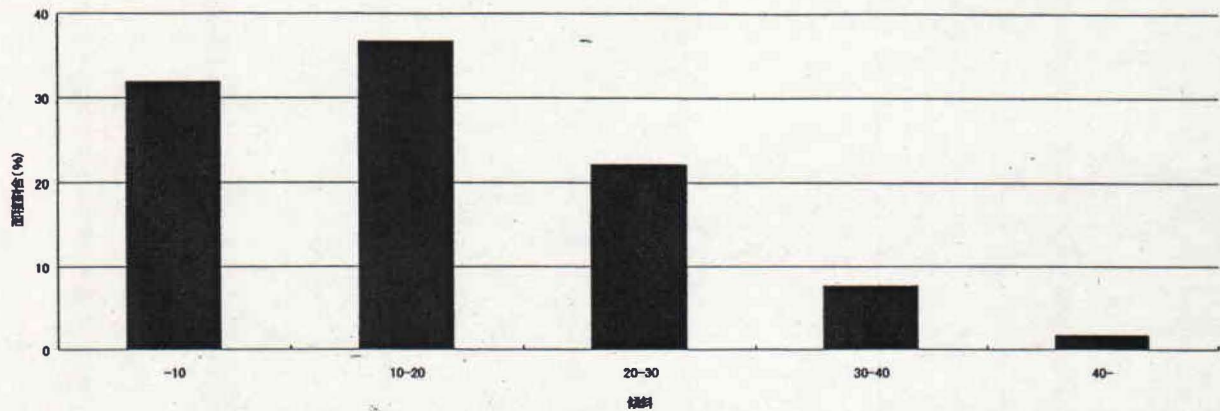


図2-1-6 対象地の傾斜別面積割合

斜面方位、標高、傾斜の項目ごとに土地被覆の面積を示した(表2-1-5~7)。3つの地形要因と、土地被覆との関係について χ^2 自乗検定を行った結果、地形要因と土地被覆との間に関係があることが分かった($p < 0.01$)。さらに、土地被覆ごとに地形要因の項目の分布を調べた。地形要因の分布の変動が大きい土地被覆を見ると次のようになる。(1) 斜面方位の違いで分布の変動が大きい($C.V. > 0.7$)のは蓄積の針葉樹の割合が高いNI、NIIで、それぞれNW、Wにピークがある。それ以外の土地被覆タイプは各方位に均等に分布している。(2) 標高の違いで分布の変動が大きい($C.V. > 1.2$)のはNIII、NIV、人工林、ササ、高山帯で、それぞれ700-800、700-800、600-700、800-900、1200-にピークがある。また、天然林の蓄積の高い区分(NI、NLI、LI、LNI)は-700mにピークを持ち標高が高くなると面積が減少する傾向が見られた。(3) 傾斜の違いで分布の変動の大きい($C.V. > 0.9$)のは、NIII、LI、育成天然林、ササ、高山帯で、それぞれ10-20、-10、-10、-10、10-20にピークがある。それ以外の被覆でも-30度に多く分布している。

表2-1-5 土地被覆の斜面方位別面積

	ha											
	NI	NII	NIII	NIV	NLI	NLII	NLIII	NLIV	LI	LII	LIII	LIV
N	27.7	20.3	44.0	33.3	18.5	98.5	48.7	19.6	29.7	57.0	66.0	250.9
NE	6.9	9.1	31.7	31.9	16.8	43.8	58.7	22.0	26.6	41.8	65.4	221.4
E	3.5	5.3	28.2	32.8	12.4	27.6	44.2	23.6	23.2	29.6	63.8	195.5
SE	2.9	11.1	48.7	55.5	14.2	36.4	33.7	42.4	8.2	18.3	58.7	218.8
S	10.3	20.0	50.9	81.8	11.8	35.2	45.3	71.6	9.0	11.6	33.6	184.9
SW	35.8	38.6	67.8	57.5	25.4	49.9	80.2	132.2	18.5	14.2	30.0	193.8
W	43.3	67.1	41.8	34.0	31.9	56.1	69.1	83.6	32.0	32.7	26.7	168.0
NW	51.7	41.3	37.7	33.3	24.3	84.1	41.2	47.6	45.0	57.8	41.5	192.9
Flat	38.3	48.3	78.2	78.1	28.5	86.1	84.6	69.9	47.3	41.3	70.6	216.2

	LNI	LNI	LNI	LNI	人工林	育成天然林	ササ地	未立木地	高山帯	その他
N	59.1	96.0	70.9	31.6	9.2	106.0	139.9	0.9	57.0	22.9
NE	42.5	86.5	61.4	29.4	21.5	85.2	137.0	6.5	37.4	25.4
E	19.8	43.7	47.1	42.0	23.9	66.6	105.9	8.6	28.3	31.6
SE	16.6	34.9	26.8	81.1	12.1	84.6	109.7	7.5	44.2	36.3
S	10.8	30.7	23.4	111.5	11.8	82.2	88.7	6.4	68.2	26.1
SW	28.9	53.5	31.9	82.9	13.5	111.0	105.8	3.5	99.2	22.8
W	47.7	86.8	31.1	53.1	14.3	122.9	108.5	3.2	110.4	19.3
NW	70.3	116.0	39.3	38.6	13.7	115.0	81.5	3.7	85.5	20.9
Flat	57.5	128.0	57.5	71.6	22.5	123.9	126.3	8.3	46.3	73.4

表2-1-6 土地被覆の標高別面積

ha

	NI	NI	NI	NI	NI	NI	NI	NI	LI	LI	LI	LI
-600	16.1	4.6	13.2	13.3	36.5	34.2	57.2	25.1	18.5	1.5	16.6	20.2
600-700	77.7	74.7	37.7	24.2	68.5	145.0	71.3	45.8	77.5	40.8	44.7	66.0
700-800	68.4	85.5	181.7	181.1	35.0	182.6	126.8	87.3	60.9	108.6	133.5	212.0
800-900	35.6	49.9	162.9	168.6	22.6	70.1	127.2	125.5	72.5	110.1	131.9	569.4
900-1000	22.2	37.7	24.2	33.6	12.1	68.5	89.4	121.6	8.8	17.1	94.1	394.7
1000-1100	0.5	8.6	8.8	12.7	8.8	14.7	30.0	87.5	1.2	24.8	35.2	413.7
1100-	0.0	0.0	0.5	4.8	0.0	2.5	4.0	19.7	0.0	1.2	0.3	166.4

	LNI	LNI	LNI	LNI	人工林	育成天然林	ササ地	未立木地	高山帯	その他
-600	52.1	126.2	22.6	31.4	25.1	39.1	6.3	16.3	0.0	64.5
600-700	139.9	179.9	72.8	97.5	62.4	147.3	13.8	9.0	0.0	52.4
700-800	98.6	126.2	100.0	114.8	42.7	293.4	116.1	4.9	0.3	88.1
800-900	47.2	84.1	92.4	156.4	12.4	310.7	507.8	13.7	7.1	61.2
900-1000	7.6	105.9	78.0	88.6	0.0	106.3	272.0	3.8	44.7	13.1
1000-1100	7.8	48.4	19.4	30.7	0.0	0.4	63.2	0.3	92.7	0.0
1100-	0.0	5.5	4.2	22.6	0.0	0.0	24.0	0.7	431.9	0.0

表2-1-7 土地被覆の傾斜別面積

	NI	NI	NI	NI	NI	NI	NI	NI	LI	LI	LI	LI
-10	42.3	69.5	142.0	133.9	37.3	151.4	124.3	110.9	103.0	115.4	174.1	579.
10-20	67.8	84.1	185.5	151.6	65.3	173.3	189.5	182.3	81.9	117.3	176.2	668.
20-30	77.7	82.8	76.5	116.4	58.5	139.4	131.4	141.2	44.1	53.6	80.2	401.
30-40	27.0	22.5	21.6	31.4	18.5	42.4	53.6	63.5	9.2	15.5	23.0	157.
40-	5.7	2.0	3.5	5.0	4.1	11.1	7.0	14.7	1.1	2.4	3.0	35.

	LNI	LNI	LNI	LNI	人工林	育成天然林	ササ地	未立木地	高山帯	その他
-10	103.2	190.9	102.4	111.9	39.4	386.7	498.5	13.2	121.3	109.7
10-20	149.8	208.3	155.9	137.7	59.0	340.4	381.8	10.3	287.7	86.4
20-30	75.0	198.0	97.4	157.6	35.2	146.2	102.0	18.3	103.9	58.7
30-40	19.2	65.8	28.9	100.7	8.3	21.6	18.9	4.9	47.1	19.6
40-	5.8	13.3	4.8	34.0	0.7	2.5	2.0	2.1	16.6	4.4

③ 現状土地被覆と「改良された」土地被覆の違い

現状の土地被覆と「改良された」土地被覆の違いを調べるため、両被覆のランドスケールレベルの指数を示した（表-5）。理想的な土地被覆は現状の土地被覆と比べると、LPI、MPSは増加し、PD、ED、CWED（混交率を考慮）、CWED_N（混交率を考慮しない）、LSIが減少している。これは、対称地域内の各パッチの大きさが増加し、このためエッジも減少しランドスケープの形状が単純化していることが分かる。また、CADが減少し、MCA2、TCAIが増加していることから、パッチサイズの増加によりコアエリアも増加し、数は減少している。また、SHDI、SIDI、SHEI、SIEI、IJIが減少していることから多様性、同等性が減少し、散在度は増加している。これらのことから、現状の土地被覆が理想的なそれに変わることにより、ランドスケープ構造が単純になると考えられた。

表2-1-8 現状の土地被覆と「改良された」土地被覆のランドスケールレベルの指数

	LPI	PD	MPS	ED	CWED	CWED_N	LSI	CAD
現状の土地被覆	3.4	12.2	8.2	98.1	59.1	47.8	30.1	13.9
「改良された」 土地被覆	5.9	7.4	13.6	83.1	53.5	35.6	25.7	8.7

	MCA2	TCAI	SHDI	SIDI	SHEI	SIEI	IJI
現状の土地被覆	4.8	66.8	2.9	0.9	0.9	1.0	87.6
「改良された」 土地被覆	8.2	71.8	1.6	0.8	0.8	0.9	81.0

LPI:最大パッチ指数(%)、PD:パッチ密度(/100ha)、MPS:平均パッチサイズ(ha)、ED:エッジ密度(m/ha)、CWED:コントラスト重み付けエッジ密度(m/ha)土地被覆の違いを考慮、CWED_N:コントラスト重み付けエッジ密度(m/ha)土地被覆の違いを考慮しない、LSI:ランドスケープ形状指数、CAD:コアエリア密度(/100ha)、MCA2:分離コア当たりの平均コアエリア(ha)、TCAI:総コアエリア指標(%）、SHDI:シャノンの多様性指数、SIDI:シンプソンの多様性指数、SHEI:シャノンの同等性指数、SIEI:シンプソンの同等性指数、IJI:点在並置指数

エ 考察

① 現状の土地被覆林の特徴

- 対象地の土地被覆の特徴をランドスケープ指数と地形要因の面から見ると次のようになる。
- ・NIは大径木が高密度に分布する。被覆面積は220.5haと小さく、平均コアエリアが3.9ha気象条件の比較的穏やかな標高600-800mに66.2%分布する。
- ・NIIは、中径木が密生し大径木が散在する。被覆面積は261.0haと小さく、平均コアエリアが3.4ha、標高は600-800mに61.4%分布する。
- ・NIIIは、中大径木が散在する、被覆面積は429.1haで、コアエリアの大きさが3.3ha、標高が700-900mに80.3%分布する。
- ・NLIは、大径木が高密度に分布する。被覆面積は、183.6haと小さく、平均コアエリアが3.3ha、標高-700mに57.2%分布する。
- ・NLIIは、中径木が密生し大径木が散在する。被覆面積は517.7ha、平均コアエリアは3.9ha、標高600-800mに63.3%分布する。
- ・NLIIIは、中大径木が散在する。被覆面積は505.7haで、平均コアエリアは4.8ha、標高700-900m

に50.2%分布する。

- ・L I は、大径木が高密度に分布する。被覆面積は239.4haと小さく、平均コアエリアは3.3ha、標高は700-900mに49.8%分布する。

- ・L II は、中径木が密生し大径木が散在する。被覆面積が304.3haで、平均コアエリアは3.0ha、標高は700-900mに71.9%分布する。

- ・L III は、中大径木が散在する。被覆面積が456.4haで、平均コアエリアが3.3ha、標高は700-900mに58.15%分布する。

- ・LN I は、大径木が高密度に分布する。被覆面積が353.1ha、平均コアエリアは3.2ha、標高は600-800mに67.5%分布する。

- ・LN II は、中径木が密生し大径木が散在する。被覆面積は676.2ha、平均コアエリアは3.9ha、標高は700mに63.9%分布する。

- ・LN III は、中大径木が散在する。被覆面積が389.4ha、平均コアエリアは3.6ha、標高700-900mに49.4%、標高900-1000mにも20.0%分布する。

- ・N IV、NL IV、L IV、LN IV は、小径木を中心とした林分で被覆面積が大きい。

② 改良された土地被覆の評価

森林経営の効果について伐採パターンと断片化の関係を観察し、伐採パターンが森林ランドスケープ創造のために有効であること (Baskent, E. Z. 1999)、種の多様性は、生態系の個々の保全ではなく空間構造の維持で提供されるもので、森林経営には空間的な伐採パターンの特性を考慮する必要があること (Baskent, E. Z., Jordan, G. A., 1996)、などが指摘されている。対象地を改良された土地被覆へ誘導する森林経営の結果、各パッチサイズが増大し、ランドスケープ構造が単純になることが分かった。ここでは、このような変化と森林性動物の行動への影響について検討する。バウンダリー (エッジ) は、動物のハビタット、移動分散のフィルター、導管、シンク、ソースなどの機能があることが知られている (Forman 1995)。このため、動物への影響の物差しとして、コントラスト重み付きエッジ密度を利用した。コントラスト重みは天然林の混交率の違いを考慮するかしないかで2種類作成したが、これは、混交率の違いをエッジとしてとらえる動物、とらえない動物双方の存在を仮定したためである。現状の土地被覆では、CWEDは59.14m/ha、CWED_N47.84m/haで、改良された森林被覆ではCWEDは53.524m/ha、CWED_N35.64m/haとなり、それぞれエッジ密度が9.5%、25.5%減少している。南ロッキー山脈における事例では道路と伐採の影響によりコントラスト重み付きエッジが2~3倍になったと報告されている (McGarigal et al 2001)。ここでは、伐採や林道の作設などを考慮せず、森林タイプの変化のみから重み付きエッジを計算したため逆に減少したと考えられる。改良された土地被覆への変化により、2つの重み付きエッジの減少割合が異なり、混交率の違いをエッジとしてとらえる動物よりとらえない動物への影響が大きい可能性があることが分かった。ランドスケープ指数から生態学的結論を得る場合、特に注意が必要であり (Corry 2005)、森林生物相の反応はいくつかのランドスケープ指数で評価しなければならないこと (Mcalpine 2002) などが指摘されている。今後の研究の進展によりある事象とランドスケープ指数の関係、たとえば、動物の移動分散とランドスケープ指数、水保全機能とランドスケープ指数、等が明らかになればその評価が容易に行うことが可能であり、ランドスケープ指数の活用がさらに広がるものと考えられる。

以上のことから、ランドスケープ指数は、対象地域のランドスケープ構造に関するさまざまな情報を与えてくれる。また、GISの地形解析機能は、対象地域の土地被覆の地形的情報を与えてくれる。本報では、これらの情報から森林を持続的に管理するための森林の取り扱いガイドラインを提案した。ここで得られた情報は、森林計画作成に必要不可欠でさまざまな段階で利用可能である。さらに、本報告で示した理想的な土地被覆への変化はランドスケープ指数の変化として現れ、ランドスケープ指数が計画実行後のランドスケープ構造の評価に有効であることがわかった。今後、ランドスケープ指数とさまざまな生態系サービスの関係が解明されれば、森林管理におけるランドスケープ指数の重要性がますます高まると考えられた。

オ 今後の問題点

ランドスケープ指数により土地被覆の特徴を把握可能で、あるシナリオの応じた森林推移を評価することが確かめられた。この手法を適用するには目的に応じた土地被覆図が必要で、本研究プロジェクトの目的達成には東南アジア地域の土地被覆地図を作成することが求められる。

カ 要約

東南アジア地域の森林推移を把握する手法を検証するため、解析試行ができるデータセットが概ね整備されていた奥定山溪国有林をテストエリアとし、ランドスケープ指数による解析を行った。この結果、面積に関する指数より対象地域の土地被覆は、L4林分が優先し、次にササ地、育成天然林となっていること、天然林の区分では、L4林分を除き多くが5%以下の被覆率で、蓄積の高い林分の被覆率が少ない傾向があること、最大パッチ指数では、高山植生が一番大きく、次にその他、ササ地、NL4、L4林分となっているため、高山植生は比較的まとまって分布していると考えられることなど、が示された。これらのことから、GISを用いるランドスケープ指数はさまざまな情報を持ち、複雑な森林地帯での推移の把握にも役立つことが確認できた。

キ 引用文献

- Baldwin, D.J.B., Weaver, K., Schnekenburger, F., Perera, A.H. 2004. Sensitivity of landscape pattern indices to input data characteristics on real landscapes: implications for their use in natural disturbance emulation. *Landscape Ecology* 19, 255-271.
- Baskent, E.Z. 1999. Controlling spatial structure of forested landscape: a case study towards landscape management. *Landscape Ecology* 14, 83-97.
- Baskent, E.Z., Jordan, G.A. 1995. Characterizing spatial structure of forest landscapes. *Canadian Journal of Forest Research* 25, 1830-1849.
- Baskent, E.Z., Jordan, G.A. 1996. Designing forest management to control spatial structure of landscape. *Landscape and Urban Planning* 34, 55-74.
- Botequilha Leitao, A., Ahern, J. 2002. Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. *Landscape and Urban Planning* 59, 65-93.
- Butler, B.J., Swenson, J.J., Alig, R.J. 2004. Forest fragmentation in the Pacific Northwest: quantification and correlations. *Forest Ecology and Management* 189, 363-373.
- Chen, J., Franklin, J.F., Spies, T.A. 1992. Vegetation responses to edge environments in old-growth

Douglas-fir forests. *Ecological Applications* 2, 387-396.

Corry, R.C., Nassauer, J.I. 2005. Limitations of using landscape pattern indices to evaluate the ecological consequences of alternative plans and designs. *Landscape and Urban Planning* 72, 265-280.

Crist, M.R., Wilmer, B., Aplet, G.H. 2005. Assessing the value of roadless areas in a conservation reserve strategy: biodiversity and landscape connectivity in the northern Rockies. *Journal of Applied Ecology* 42, 181-191.

Delong, S.C., Tanner, D. 1996. Managing the pattern of forest harvest: lessons from wildlife. *Biodiversity Conservation* 5, 1191-1205.

Ferraz, S.F.B., Vettorazzi, C.A., Theobald, D.M., Ballester, M.V.R. 2005. Landscape dynamics of Amazonian deforestation between 1984 and 2002 in central Rondônia, Brazil: assessment and future scenarios. *Forest Ecology and Management* 204, 67-83.

Forman, R.T.T. 1995. *Land Mosaics: the Ecology of Landscapes and Region*. Cambridge University Press, Cambridge.

Forman, R.T.T., Godron, M. 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley and Sons, New York.

Fujihara, M., Hara, K., Short, K.M. 2005. Changes in landscape structure of "yatsu" valleys: a typical Japanese urban fringe landscape. *Landscape and Urban Planning* 70, 261-270.

García, D., Quevedo, M., Obeso, J.R., Abajo, A. 2005. Fragmentation patterns and protection of montane forest in the Cantabrian Range (NW Spain). *Forest Ecology and Management* 208, 29-43.

Gardner, R.H., Milne, B.T., Turner, M.G., O'Neill, R.V. 1987. Neutral models for the analysis of broad-scale landscape pattern. *Landscape Ecology* 1, 19-28.

Gustafson, E.J. 1998. Quantifying landscape spatial pattern: what is the state of the art? *Ecosystems* 1, 143-156.

Hargis, C.D., Bissonette, J.A., David, J.L. 1998. The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. *Landscape Ecology* 13, 167-186.

He, H.S., DeZonia, B.E., Mladenoff, D.J. 2000. An aggregation index (AI) to quantify spatial patterns of landscape. *Landscape Ecology* 15, 591-601.

Hietel, E., Waldhardt, R., Otte, A. 2004. Analysing land-cover changes in relation to environmental variables in Hesse, Germany. *Landscape Ecology* 19, 473-489.

Hokkaido Regional Forest Office and Jozankei District Forest Office. 1979. *Natural Forest Management Based on High Density Road Network*. Hokkaido Regional Forest Office, Sapporo, Japan. (In Japanese).

Jaeger, J.A.G. 2000. Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology* 15, 115-130.

Li, Z., Li, X., Wang, Y., Ma, A., Wang, J. 2004. Land-use change analysis in Yulin prefecture, northwestern China using remote sensing and GIS. *International Journal of Remote Sensing* 25, 5691-5703.

Linderman, M.A., An, L., Bearer, S., He, G., Ouyang, Z., Liu, J. 2005. Modeling the spatio-temporal dynamics and interactions of households, landscapes, and giant panda habitat. *Ecological Modelling* 183, 47-65.

Lofman, S., Kouki, J., 2001. Fifty years of landscape transformation in managed forests of Southern Finland. *Scandinavian Journal of Forest Research* 16, 44-53.

Luck, M., Wu, J. 2002. A gradient analysis of urban landscape pattern: a case study from the Phoenix metropolitan region, Arizona, USA. *Landscape Ecology* 17, 327-339.

McAlpine, C.A., Eyre T.J. 2002. Testing landscape metrics as indicators of habitat loss and fragmentation in continuous eucalypt forests (Queensland, Australia). *Landscape Ecology* 17, 711-728.

McGarigal, K., Marks, B.J. 1995. FRAGSTATS: a spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. General Technical Report PNW-GTR-351. USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, Oregon.

McGarigal, K., Romme, W.H., Crist, M., Roworth, E. 2001. Cumulative effects of roads and logging on landscape structure in the San Juan Mountains, Colorado (USA). *Landscape Ecology* 16, 327-349.

O'Neill, R.V., Krummel, J.R., Gardner, R.H., Sugihara, G., Jackson, B., DeAngelis, D.L., Milne, B.T., Turner, M.G., Zygmunt, B., Christensen, S.W., Dale, V.H., Graham, R.L. 1988. Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology* 1, 153-162.

Perry, G.L.W., Enright, N.J. 2002. Spatial modeling of landscape composition and pattern in a maquis-forest complex, Mont Do, New Caledonia. *Ecological Modelling* 152, 279-302.

Romme, W.H. 1982. Fire and landscape diversity in subalpine forests of Yellowstone National Park. *Ecological Monographs* 52, 199-221.

Schumaker, N.H. 1996. Using landscape indices to predict habitat connectivity. *Ecology* 77, 1210-1225.

Thompson, C.M., McGarigal, K. 2002. The influence of research scale on bald eagle habitat selection along the lower Hudson River, New York (USA). *Landscape Ecology* 17, 569-586.

Tischendorf, L. 2001. Can landscape indices predict ecological processes consistently? *Landscape Ecology* 16, 235-254.

Turner, M.G. 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology and Systematics* 20, 171-197.

Turner, M.G., Ruscher, C.L. 1988. Changes in landscape pattern in Georgia, USA. *Landscape Ecology* 1, 241-251.

Wickham, J.D., Jones, K.B., Riitters, K.H., Wade, T.G., O'Neill, R.V. 1999. Transitions in forest fragmentation: implications for restoration opportunities at regional scales. *Landscape Ecology* 14, 137-145.

(佐野真琴)

2. マレーシア・セランゴール州のランドスケープ構造の特徴

ア 研究目的

マレーシアは、フタバガキ科の樹木が優占する熱帯降雨林が広く分布している。しかし、今日まで多くの森林が伐採され、また、土地利用の面では森林から農地への転換が盛んで、ゴム、アブラヤシ等への大規模な農業開発が広く行われてきた。このため、マレーシアでは森林面積の減少が著しく、半島マレーシアでみると1947年に1000万haであったものが2002年には589万haへと推移している。また、2002年の半島マレーシアの森林面積を森林タイプ別にみると、天然林では乾燥内陸林542万ha、湿地林30万ha、マングローブ林11万ha、人工林は7万haとなっており、土地面積に対する林地面積の割合は44.8%である（篠原 2005）。本報告では、このような状況にある半

島マレーシアの森林分布の現況を把握するため、セランゴール州の土地被覆が異なる地域において、前節で利用したランドスケープ指標によりランドスケープ構造を把握し、その違いを定量的に明らかにするとともに、人為による土地改変の進行状況についても検討した。

イ 研究方法

解析には、JUPEM（マレーシア測量地図局）により作成された2003年版の電子地図（縮尺2万5千分の1）を利用することにした。電子地図は、CADの2次元や3次元のベクトルデータを格納する事実上の業界標準であるDXF形式のファイルで作成され、1ファイルには15km四方の大きさのエリア（22,500ha）が記録されている。解析対象は、1ファイルに含まれるエリア全域を1プロットとし、現地踏査の結果、湿地林を主体とし土地改変がほとんど行われていないプロットA、乾燥内陸林を主体とし、やや市街地から離れ人為改変が中庸なプロットB、市街地に近く

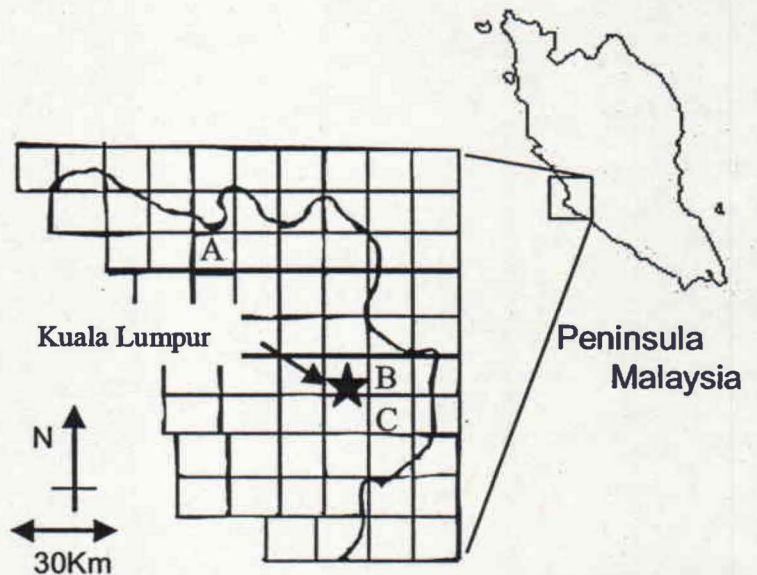


図2-2-1 プロット位置図

最も人為改変が進んだプロットC、の合計3プロットとした（図2-2-1）。

各プロットのDXFファイルは、Annotation、MultiPatch、Point、Polygon、Polylineというデータセットで構成されているが、これらは直接土地被覆区分図として利用できるものではなかった。このため、土地被覆区分図作成に必要な土地被覆情報が最多のPolylineデータをGIS（Arc/Info）へ入力し、等高線等のラインデータ・基準点等の記号データなど不必要なデータの削除、道路を示すラインデータから片側5mのバッファポリゴンを発生させ10m幅の道路ポリゴンを作成、土地被覆の区切り線であるラインデータを利用し各土地被覆のポリゴンを発生、各ポリゴンへの土地被覆コードの付与という手順により土地被覆区分図を作成した（図2-2-2～4）。使用した土地被覆区分は、森林、湿地林、ゴム、アブラヤシ、マツ林、灌木、草地、開放地、スズ鉱山（露天掘り）、その他（住宅地等）、水系（河川、沼、湖）、道路、の12区分である。作成した各プロットの土地被覆区分図から、ランドスケープ構造を定量化する空間パターン分析プログラムFRAGSTATS2.0（McGarigal and Marks 1995）によりランドスケープ指標を計算した。

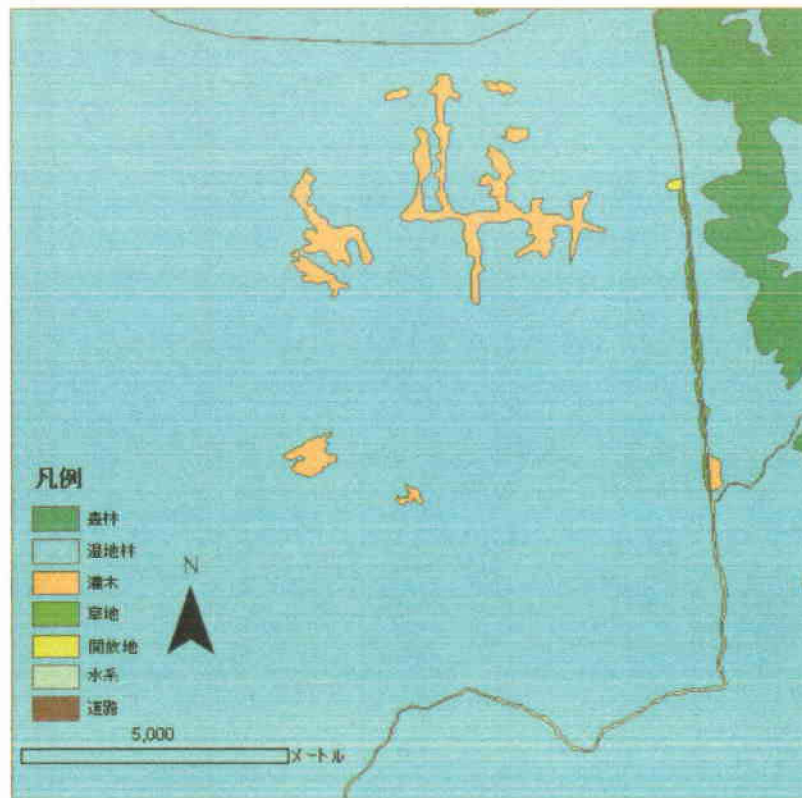


図2-2-2 プロットA

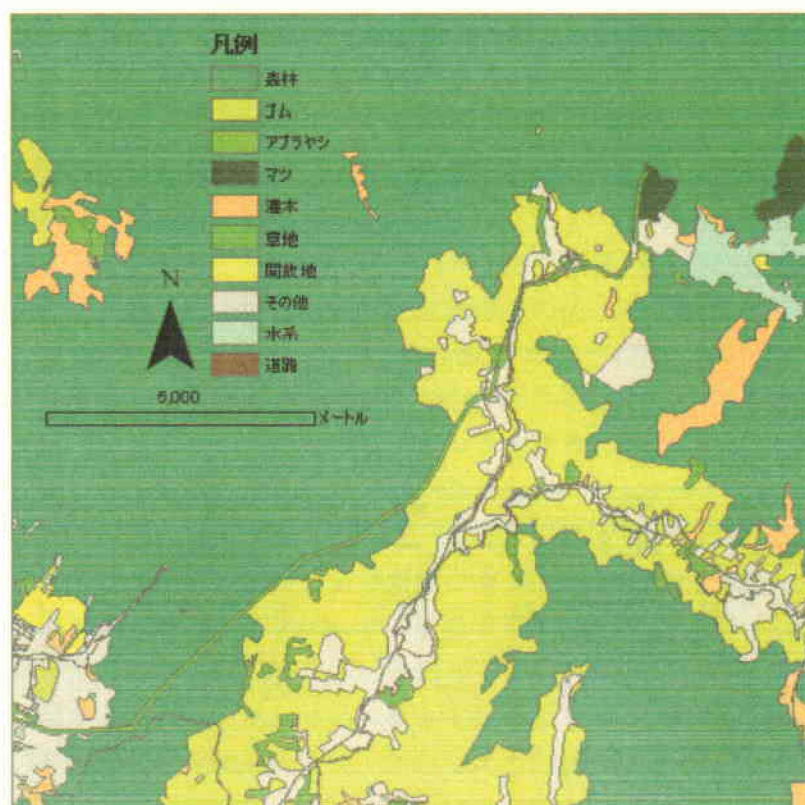


図2-2-3 プロットB

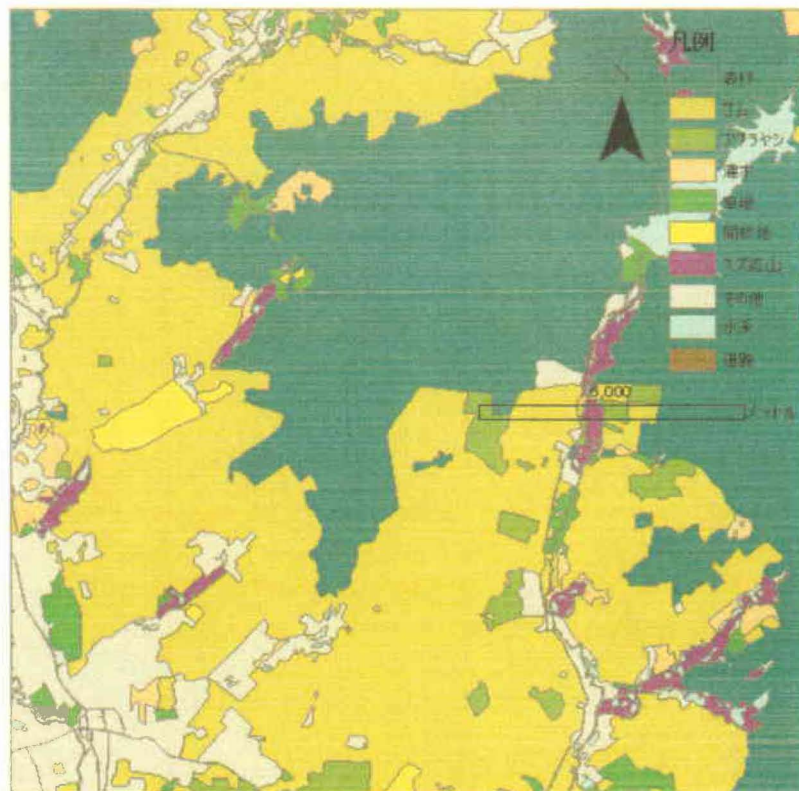


図2-2-4 プロットC

ウ 結果

FRAGSTATSは3つのレベルでランドスケープ指標を算出する。すなわち、与えられたエリア全体についてのランドスケープレベル、土地被覆区分ごとのクラスレベル、一つ一つのパッチに関するパッチレベルである。ここでは、ランドスケープレベルとクラスレベルの指標を用い各プロットの特徴を分析する。

① ランドスケープレベル

各プロットのランドスケープレベルの指標を示した（表2-2-1）。

表2-2-1 ランドスケープレベルの指標

Plot	LPI	NP	MPS	ED	MSI	TCA	MCA2	SHDI	PR	IJI
A	76.8	33	681.8	6.7	4.0	61	357.8	0.3	7	54.7
B	48.6	325	69.2	22.0	10.4	343	60.4	1.1	10	73.0
C	25.6	446	50.5	26.2	12.2	514	39.9	1.4	10	78.7

LPI: 最大パッチ指数(%), NP: パッチ数, MPS: 平均パッチサイズ(ha), ED: エッジ密度(m/ha), MSI: 平均形状指数, TCA: 総コアエリア(ha), MCA2: 平均コアエリア(ha), SHDI: シャノンの多様性指数, PR: パッチの豊かさ, IJI: 散在並置指数

プロットAは最大パッチ指数が76.8%と一つの大きなパッチが優占し、パッチ数が他のプロットより極端に少ない。このため、平均パッチサイズは他のプロットと比較して大きく、エッジ密

度が低く、シャノンの多様性指数が小さく、平均形状指数が小さく形状は単純である。形状の単純さからコアエリアに関する指数も、パッチ数、平均パッチサイズと同様の傾向を示している。また、散在並置指数は3プロット中で最も小さく、やや偏った配置であることを示している。プロットCは、最大パッチ指数が25.6%とプロットの4分の1を占めるパッチが存在するが、パッチ数は446とプロットAの約13.5倍である。このため、平均パッチサイズは小さく、エッジ密度は高い。形状もプロット中一番複雑で、シャノンの多様性指数も大きい。コアエリアに関する指数はプロットAと同様の傾向で、パッチ数、平均パッチサイズに従属しているようである。また、散在並置指数はプロット中一番大きく、偏りの少ない配置であるといえる。プロットBは、最大パッチ指数が48.6%で3プロットの中で中庸を示すが、パッチ数は325とプロットCに近い。このため、他の指数も相対的にプロットCと同様な傾向を示している。

これらのことから、プロットAは大きなパッチが優占する比較的単純なランドスケープ構造であり、プロットB、Cは優占する1パッチの大きさが異なるが他のエリアは類似し、比較的複雑なランドスケープ構造であると考えられる。

② クラスレベル

各プロットのクラスレベルの指標を示した(表2-2-2)。

プロットAは、湿地林の土地被覆割合が92.8%と大部分を占め、次に森林4.4%、灌木2.2%となっている。湿地林は土地被覆割合からみるとパッチ数が少なく、このため平均パッチサイズ、平均コアエリアが大きく、また、エッジ密度が高く、散在並置指数が大きいことからプロット全体に分布していると考えられる。水系、道路は、面積重み付け形状指数が大きく複雑な形状をしていることを示し、水系は河川が中心のため細長い形状であり、道路も細長い形状であるためと考えられた。これらのことから、プロットAは、湿地林が優占しパッチサイズも大きく、プロット全体を覆っているという特徴を持つと考えられた。

プロットBは、森林の土地被覆割合が66.6%と多くの部分を占め、次にゴムが19.8%となっている。森林は土地被覆割合からみるとパッチ数が少なく、このため平均パッチサイズ、平均コアエリアが大きく、また、散在並置指数も大きい。ゴムは、森林と同傾向で平均パッチサイズ、平均コアエリアが大きく、エッジ密度は高い。住宅地等その他はパッチ数が多くエッジ密度も高い。道路は、面積重み付け形状指数が大きい。これらのことから、プロットBは、ゴムのプランテーションという農業的土地利用が進んでいるがその割合はまだ低く、森林が優占し、かつ、断片化の程度が低くコアエリアが広く保たれているプロットであると考えられた。

プロットCは、ゴムの土地被覆割合が39.9%、森林は39.1%と2つの土地被覆が多くの部分を占め、次に住宅地等のその他10.1%となっている。ゴムは森林よりパッチ数が多いため平均パッチサイズ、平均コアエリアが小さいが、エッジ密度が高く、散在並置指数は大きいと偏りの少ない分布をしていると考えられる。森林は、パッチ数が少ないため、平均パッチサイズ、平均コアエリアともに大きい。水系は小さな沼が多いためパッチ数が多い。道路はその形状のため面積重み付け平均形状指数が大きい。また、他のプロットは異なり、スズ鉱山(露天掘り)が存在し、平均パッチサイズが35.8haと比較的大きい。これらのことから、プロットCは、ゴムと森林が優占し、森林の断片化はあまり進んでいなく大きなまとまりとして存在するが、ゴム、住宅地等のその他、スズ鉱山など人為による影響が他のプロットより強いと考えられる。

表2-2-2 クラスレベルの指標

Plot	Land cover	%LAND	LPI	NP	MPS	ED	AWMSI	C%LAND	NCA	MCA2	IJI
A	Fo	4.4	4.3	3	329.0	1.0	2.4	4.1	3	309.4	13.1
	SF	92.8	76.8	8	2609.1	6.2	2.3	91.1	10	2048.9	81.3
	Bu	2.2	1.2	10	48.4	2.3	3.6	1.7	10	38.0	4.2
	Gr	0.2	0.1	7	6.7	0.8	3.1	0.1	10	1.5	40.4
	OL	0.0	0.0	1	5.5	0.0	1.1	0.0	1	3.8	44.8
	Wa	0.4	0.4	3	32.2	2.4	14.3	0.1	27	0.4	36.4
	Ro	0.0	0.0	1	7.6	0.7	15.6	0.0	0	0.0	0.0
B	Fo	66.6	48.6	14	1070.6	7.6	2.5	64.7	16	910.4	80.7
	Ru	19.8	5.1	37	120.3	9.5	3.3	17.9	40	100.6	68.6
	OP	0.0	0.0	2	4.7	0.1	1.3	0.0	2	3.0	37.6
	PT	0.7	0.5	2	74.9	0.3	1.4	0.6	2	66.7	49.0
	Bu	2.6	0.8	26	22.2	3.0	2.2	2.0	34	13.2	66.6
	Gr	1.8	0.4	38	10.6	4.2	3.3	1.0	55	4.2	75.2
	OL	0.5	0.4	4	25.7	0.6	2.7	0.4	5	16.0	67.4
	Ot	6.6	0.6	119	12.4	10.3	2.3	4.6	166	6.3	70.8
	Wa	1.3	0.9	75	3.9	4.3	4.0	0.8	23	7.9	68.6
C	Ro	0.2	0.1	8	5.9	4.2	22.7	0.0	0	0.0	53.4
	Fo	39.1	24.4	12	732.9	6.3	2.8	37.6	14	604.8	77.3
	Ru	39.9	25.6	49	183.0	12.5	4.1	37.3	51	164.4	87.1
	OP	1.9	0.4	19	22.1	1.6	1.5	1.5	21	16.4	41.0
	Bu	1.7	0.2	33	11.2	2.5	1.7	1.2	49	5.3	79.4
	Gr	2.0	0.4	38	11.8	3.0	1.8	1.4	54	5.9	82.6
	OL	0.9	0.6	12	17.6	0.7	1.3	0.8	13	13.8	51.8
	TM	1.9	0.6	12	35.8	3.5	4.2	1.3	42	6.7	68.4
	Ot	10.1	2.2	95	24.0	10.9	2.4	7.4	124	13.4	66.9
	Wa	2.4	1.2	170	3.2	7.2	3.7	1.3	135	2.2	74.3
	Ro	0.2	0.6	6	8.1	4.3	20.4	1.3	11	26.8	0.0

指標:

%LAND: 土地被覆割合(%), AWMSI: 面積重み付け平均形状指標, C%LAND: コアエリア割合(%), NCA: コアエリア数
土地被覆r:

Fo: 森林, SF: 湿地林, Ru: ゴム, OP: アブラヤシ, PT: マツ林, Bu: 灌木, Gr: 草地, OL: 開放地, TM: スズ鉱山(露天掘り), Ot: その他(住宅地等) Wa: 水系(河川、沼、湖), Ro: 道路

エ 考察

ランドスケープ指標を用いた土地利用に関する研究は、異なる地域間の差異に関する研究(Turner and Ruscher 1988; Luck and Wu 2002)、同一対象地における時系列変化に関する研究(Ferraz et al. 2005; el et al. 2004; Li et al. 2004)、など今日まで多数なされてきた。地域間の差異に関する研究のうちジョージア州の海岸から山岳地までの9カ所の地域でランドスケープ指標により分析された結果では、農業的利用の平均パッチサイズは海岸平地で増加し、山岳地、高原で減少、多様性と優占度の指数は地域間では変わらないが、全体としてランドスケープパターンは高原で最も大きな変化を示すと報告されている(Turner and Ruscher 1988)。また、Phoenix近郊地域において都市中心部から東西方向に設けたトランセクトによるランドスケープ指標による分析結果では、ランドスケープレベルの指標は都市化によりパッチ密度、エッジ密度、形状の複雑さが増加し、クラスレベルの指標は各土地利用がより詳細にトランセクトに沿った空間的特徴を示し、都市-郊外-自然の環境傾度に沿ってランドスケープパターンの変化が認められると報告している(Luck and Wu 2002)。

ランドスケープレベル、クラスレベルの結果をまとめ各プロットの特徴をみると、プロットAは湿地林が優占しパッチサイズが大きく単純なランドスケープ構造であり、プロットCはゴムと森林が優占しその他も約10%あり複雑なランドスケープ構造で、プロットBは森林が優占するがプロットAよりはプロットBに近いランドスケープの複雑さを示すと考えられる。このことは、対象とする地域の構成要素は異なるが、人為による土地改変の程度に応じて地域特有の土地被覆の割合が増減し、それにより平均パッチサイズやエッジ長などが変化するという、ジョージア州やPhoenix近郊地域での結果と一致する。

以上のように、3つのプロットの森林分布の違いはランドスケープ指標により把握され、それは人為による土地改変の程度と関連していると考えられた。

オ 今後の問題点

本報では、マレーシア・セランゴール州に3つのプロットを設定し、そのランドスケープ構造の差異についてランドスケープ指標により把握した。今後は、地域による違いとともに時系列の変化についてもランドスケープ指標による検討を行っていききたい。これにより人間活動による森林の面的変化の過程が定量的に明らかになり、今後の森林保全・管理に役立つ資料を作成可能となるものと考えられる。

カ 要約

マレーシアでは、森林の伐採や農業開発により森林が大きく減少している。本報では、このような状況にある半島マレーシアの森林分布を把握するため、セランゴール州の森林タイプが異なる地域について、ランドスケープ指標による解析を行った。解析には、JUPEM（マレーシア測量地図局）により作成された電子地図（縮尺2万5千分の1）を利用した。3プロットの電子地図をGISデータに変換し、ランドスケープ構造を定量化する空間パターン分析プログラムFRAGSTATS2.0によりランドスケープ指標を計算した。与えられたエリア全体を示すランドスケープレベルの指標から、プロットAは大きなパッチが優占する比較的単純なランドスケープ構造で、プロットB、Cは優占する1パッチの大きさが異なるが他のエリアは類似し、比較的複雑なランドスケープ構造であると考えられた。土地被覆区分ごとの特徴を示すクラスレベルの指標から、プロットAは湿地林が優占し、プロットBは森林が優占するがゴムのプランテーションという農業的土地利用が進んでいること、プロットCはゴムと森林が優占するが、ゴム、住宅地等のその他、スズ鉱山など人為による影響が強いプロットであると考えられた。

キ 引用文献

Ferraz, S. F. B., Vettorazzi C. A., Theobald D. M., Ballester M. V. R. 2005. Landscape dynamics of Amazonian deforestation between 1984 and 2002 in central Rondonia, Brazil: assessment and future scenarios. *For. Ecol. Manage.* 204 : 67-83

Hietel, E., Waldhardt, R., Otte, A. 2004. Analysing land-cover changes in relation to environmental variables in Hesse, Germany. *Landscape Ecol.* 19 : 473-489.

Li, Z., Li, X., Wang, Y., Ma, A., Wang, J. 2004. Land-use change analysis in Yulin prefecture, northwestern China using remote sensing and GIS. *Int. J. Remote Sens.* 25 : 5691-5703

McGarigal, K., Marks, B. J. 1995. FRAGSTATS: a spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. 122pp., USDA Forest Service. GTR PNW-351.

篠原武夫 2005. 最近のマレーシアの林業生産と木材輸出. 林経協月報 524 : 2 ~ 40.

Turner, M. G., Ruscher, C. L. 1988. Changes in landscape pattern in Georgia, USA. Landscape Ecol. 1 : 241-251.

Luck, M., Wu J. 2002. A gradient analysis of urban landscape patterns : a case study from the Phoenix metropolitan region, Arizona. USA. Landscape Ecol. 17 : 327-339.

(佐野 真琴)

3. マレーシア・セランゴール州都市近郊トランセクトの傾度分析

ア 研究目的

半島マレーシアの森林面積の推移は、1947年の1000万haから2006年の590万haまで49年で約410万haが減少している (Economic planning unit, Prime minister's department 2008)。この減少の主な要因は、大量の木材生産とゴムやオイルパーム等の大規模な農業開発である。ゴムは、イギリス植民地時代から独立後まで植栽が続いたが、国際価格の低迷と人件費の高まりから、オイルパームへの更新や住宅地への転換により植栽面積は年々減少している。オイルパームは、1960年代後半から植栽が盛んになり、ゴムからの更新の促進もあり栽培面積は増加傾向で、半島マレーシアに61.9%と集中している (篠原 2005)。1980年代には、農業から製造業へと大きな経済の転換が行われた。製造業の発展により住宅整備、高速道路建設、その他のインフラの整備等の開発が推進され、結果として、多くの森林が伐採され都市化した (Abdullah and Nakagoshi 2006)。本報告では、農業開発と都市化により森林が減少した状況を定量的に把握するため、クアラルンプール近郊に南北方向のトランセクトを設け、都市化の中心部から郊外に向けて森林、オイルパーム、ゴムの土地被覆がどのように変化しているかをランドスケープ指数と傾度分析により解析した。これにより、土地利用計画作成のための基礎資料が提供可能となる。

イ 研究方法

使用した資料は、JUPEM (マレーシア測量地図局) が作成した2003年版の電子地図 (縮尺 1 : 25,000) で、CADの事実上の標準であるDXFファイル形式である。1ファイルに15km×15kmの範囲 (22,500ha) の地図情報が記録されている。解析対象としたのは、クアラルンプールの西方で、南北方向に5つのファイルを選択しプロットとした (図2-3-1)。図中のプロットCが都市開発の中心で北側にN1, N2, 南側にS1, S2とそれぞれ都市開発が進んでいないプロットとなっている。

対象プロットのDXFファイルからベクター形式の土地被覆区分図を作成した。手順は、1) 行政区界や等高線等のラインと三角点や寺院などの記号を削除し、土地被覆の境界のみのデータを作成、2) 鉄道や道路はラインとして格納されていたため、規格に応じ片側5mか10mのバッファを発生させ境界データを作成、3) 上述の1) と2) の境界データをポリゴンデータへ変換、4) ポリゴンデータへ土地被覆コードを付与、である。使用した土地被覆区分は、森林、灌木林、

草地、オイルパーム、ゴム、その他の6種類である。

対象地全体の地形的特徴を概観するため、DXFファイルから等高線情報を抽出し、3次元モデルのTIN (Triangulated Irregular Network) を作成した。TINの上に土地被覆区分図を描画した鳥瞰図を示す(図2-3-2)。対象地全体が平坦で、北部の森林部分がやや隆起していることが分かる。

対象地の傾度分析を行うため、各プロットのランドスケープ指数をランドスケープ構造を定量化する空間パターン分析プログラムFRAGSTATS3.3 (McGarigal et al. 200

2) により計算した。この際、FRAGSTATS3.3がラスタデータにしか対応していないため、ベクターデータである土地被覆区分図を10mグリッドのラスタデータへ変換した。FRAGSTATS3.3は、土地被覆の違いを考慮せずプロット全体の指数を計算するランドスケープレベル、土地被覆ごとに指数を計算するクラスレベル、個々のパッチごとに指数を計算するパッチレベルという3つのレベルの定量化を行う。ここでは、ランドスケープレベルと、クラスレベルの指数を計算した。

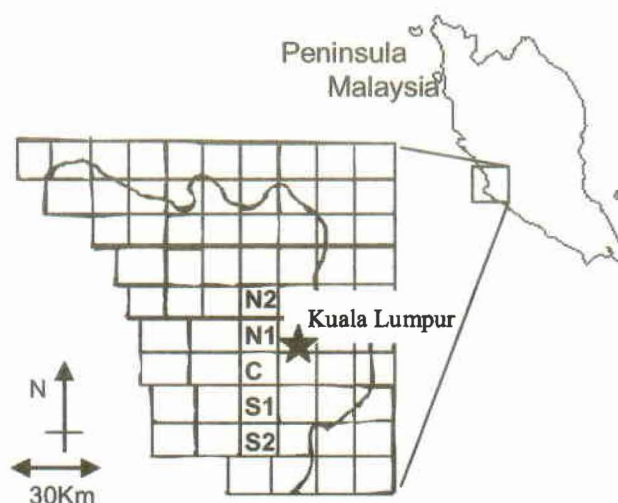


図2-3-1 プロット位置図

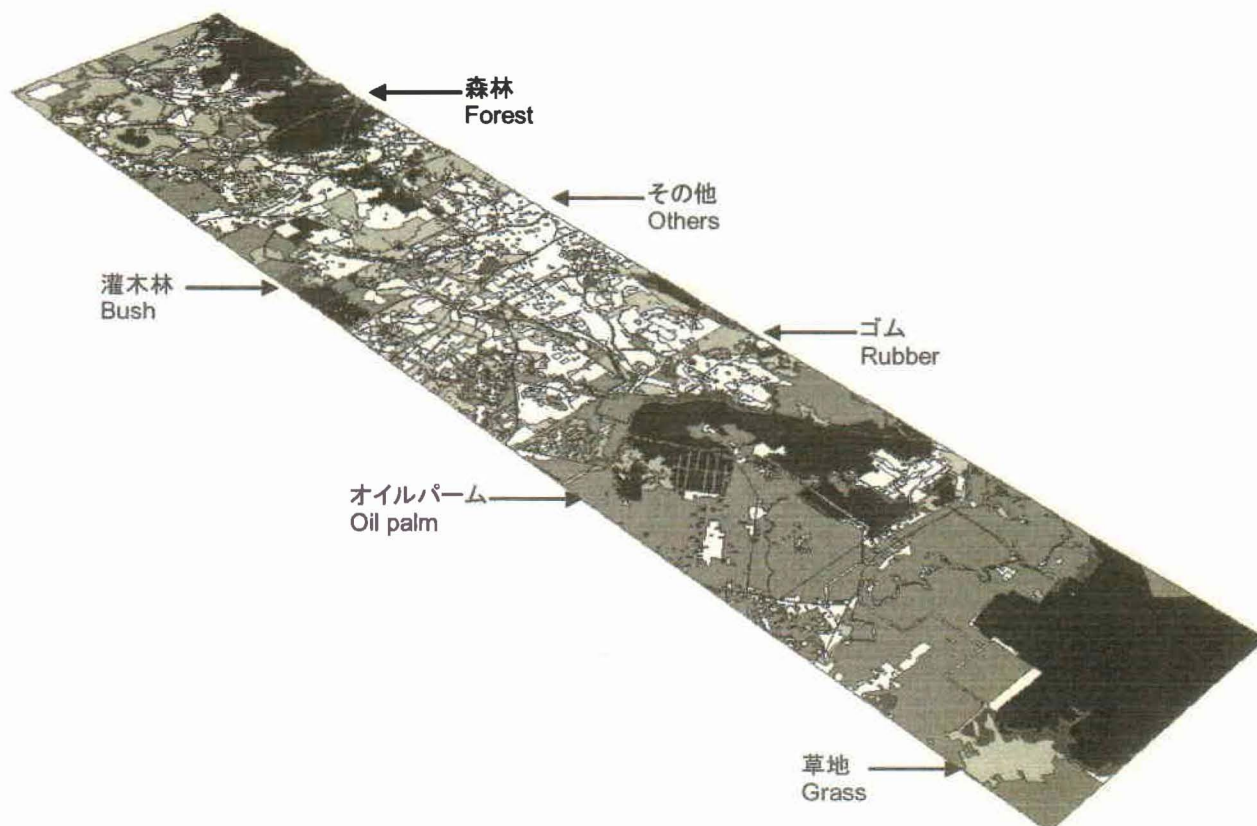


図2-3-2 対象地の土地利用分布の鳥瞰図

ウ 結果

① ランドスケープレベル

パッチ密度、平均パッチ面積、ランドスケープ形状指数の計算結果を示した（図2-3-3～5）。

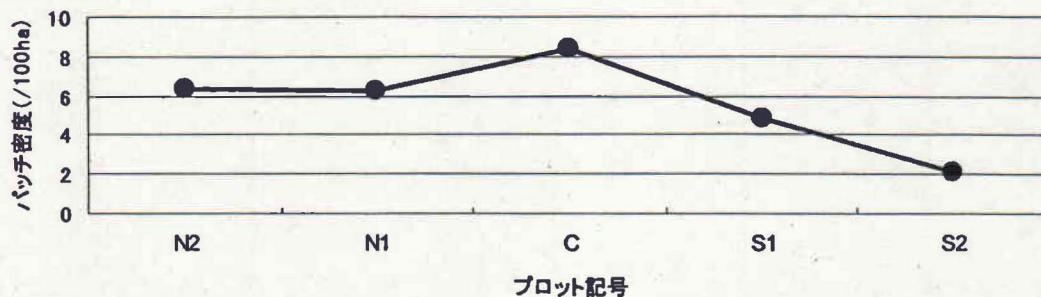


図2-3-3 パッチ密度の変化

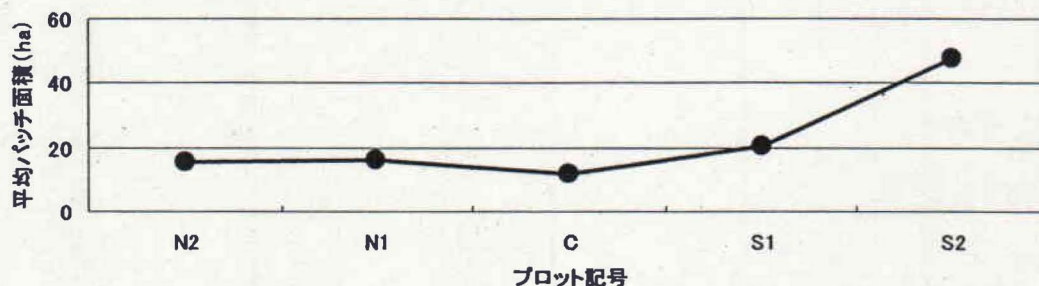


図2-3-4 平均パッチ面積の変化

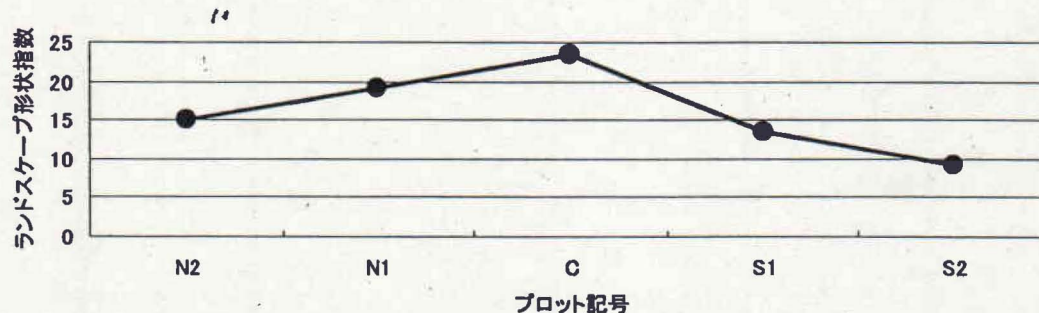


図2-3-5 ランドスケープ形状指数の変化

パッチ密度、ランドスケープ形状指数は、プロットCで最大となり、N1、N2およびS1、S2へと値が減少している。変化の傾度は北側の方が小さい。平均面積はプロットCが最小でN1、N2およびS1、S2へと値が増加している。変化の傾度は北側の方が小さい。これらのことから、対象地のランドスケープ構造は、中心部では面積が小さく多数のパッチから構成され形状も複雑であるが、北側あるいは南側へと離れると小数の大きな、形状の単純なパッチから構成され、変化の傾度は北側の方が小さいことが分かる。

② クラスレベル

森林、オイルパーム、ゴムの土地被覆率、パッチ密度、平均パッチ面積の計算結果を示した(図2-3-6~8)。

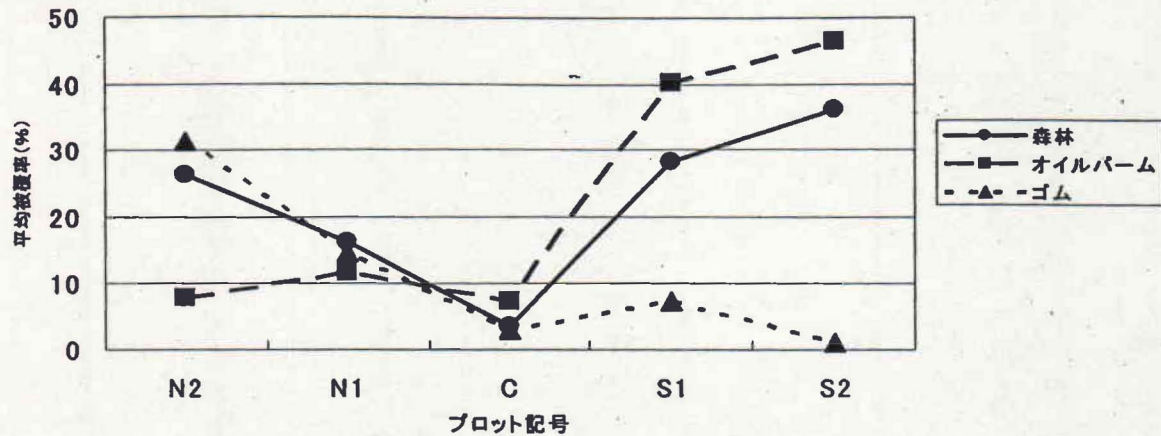


図2-3-6 土地被覆率の変化

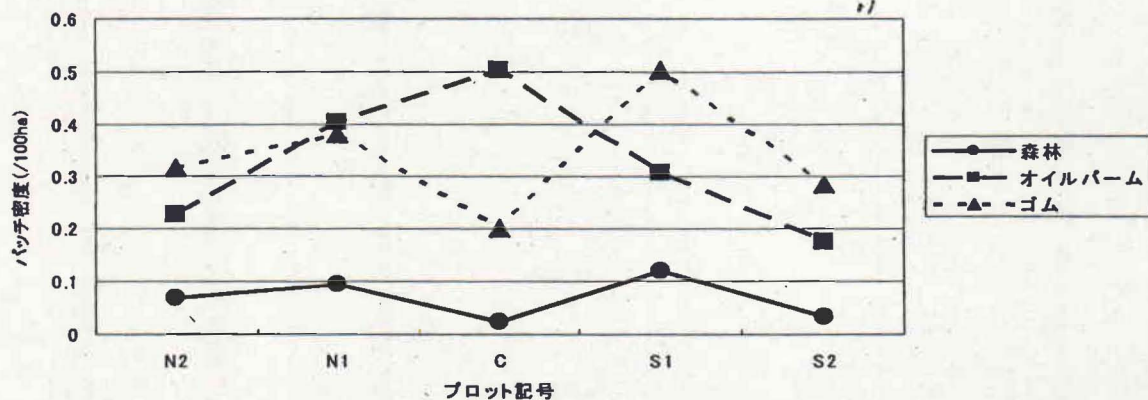


図2-3-7 パッチ密度の変化

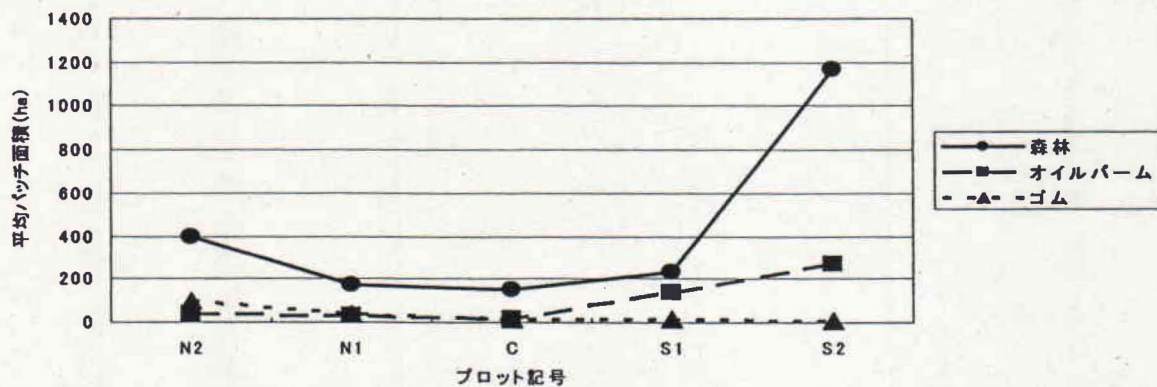


図2-3-8 平均パッチ面積の変化

土地被覆の変化は、森林ではプロットCで最小となりN1, N2およびS1, S2へと値が増加している。南北で傾度は大きく変わらない。オイルパームは、プロットCで最小となり北側ではN2, N1, の順で、南側ではS1, S2の順で値が増加している。中心から北側で約10%を中心とし変化が少なく、南側では急激に増加し、傾度変化が大きい。特に、S2では50%近い値となり優占被覆といえる。ゴムは、N2が最大で、N1, Cと値が減少し、S1でやや増加し、S2で最小となっている。傾度変化は北側で大きく、南側では小さく10%以下の範囲内にある。オイルパームとは反対に北側で優占する土地被覆といえる。したがって、対象地の土地被覆は中心から離れるほど森林率が高くなり、北側でゴム、南側でオイルパームが優先している。

パッチ密度は、各土地被覆とも100ha当たり0.5以下と低い値である。森林、ゴムはプロットN1, S1にピークがあり、Cが最小で、ゴムの方が変化傾度は大きい。オイルパームは、プロットCで最大となり、N1, N2およびS1, S2へと値が減少している。平均パッチ面積は、森林、オイルパームではプロットCで最小となりN1, N2およびS1, S2へと値が増加している。両被覆とも変化傾度は南側で大きい。ゴムは、北から南に向け減少し、変化傾度が小さい。

以上より、南北方向のランドスケープ構造の変化をまとめると、中心部で森林、オイルパームの被覆率、パッチ面積が小さく、中心から北あるいは南へと離れると被覆率、パッチ面積が増加し、その変化傾度は南側で大きい。北側ではゴムの被覆率、パッチ面積が大きく、被覆率の変化傾度が大きい。

エ 考察

トランセクトを設定し、ランドスケープ構造の定量化と傾度分析を組み合わせた報告は、都市化の状況を評価するために利用されている。アリゾナ州のフェニックス都市圏で行われた分析結果では、ランドスケープレベルでパッチ密度、形状指数が農地から住宅地、都市中心へと増加し、クラスレベルではトランセクトに沿って指数が変化し環境傾度に沿った傾向を示した。また、各指数は都市中心を境界として変化していた(Luck and Wu 2002)。中国の済南市で行われた緑地空間パターンに関する報告では、大きく改変された緑地の評価にランドスケープ指数が有効であること、8方向にトランセクトを設定し傾度分析を行った結果、都市化や行政施策により緑地が変化することが明らかとなった(Kong and Nakagoshi 2006)。

本報告の結果においても都市化の中心部がランドスケープ指数変化の境界となっていることが分かった。中心部では森林やオイルパーム、ゴムの農業的土地利用の面積が小さく、中心部から離れるほどそれらの面積は増加する。これは中心部の都市開発により森林や農業的土地利用から、住宅地や商業地に置き換わったためであると考えられる。また、中心部から離れると森林面積が増加するとともに、北側ではゴムが、南側ではオイルパームが増加し森林より優占している。これは、過去に対象地において大きな農業開発が行われ森林から農地への転換が行われたことを示す。

オ 今後の問題点

クアラランプール近郊の土地被覆パターンを森林と農業的土地利用という視点から解析した。南北での優占植栽種の違いは、環境要因によるのか、社会経済的要因によるのかは不明である。今後は、土地利用と社会経済的要因の関係も調べてゆきたい。

カ 要約

半島マレーシアの森林面積は、1947年からの49年間で約410万haが減少している。この主な要因は農業開発と都市化である。本報告では、このような状況にある森林分布を定量的に把握するため、クアラルンプール近郊に南北方向のトランセクトを設け、ランドスケープ指数と傾度分析により解析した。使用した資料は、JUPEM（マレーシア測量地図局）が作成した2003年版の電子地図（縮尺1：25,000）である。電子地図から10mグリッドの土地被覆区分図を作成し、FRAGSTATS3.3によりランドスケープ指数を計算した。クラスレベルのランドスケープ指数から、1）中心部で森林、オイルパームの被覆率、パッチ面積が低いこと、2）中心から北あるいは南へと離れると森林、オイルパームの被覆率、パッチ面積が増加し、その変化傾度は南側で大きいこと、3）北側ではゴムの被覆率、パッチ面積が大きく、被覆率の変化傾度が大きいこと、が分かった。

キ 引用文献

Abdullah, S. A., Nakagoshi, N.,(2006)Changes in landscape spatial pattern in the highly developing state of Selangor, peninsular Malaysia. Landscape and urban planning. 77. 263-275

Economic planning unit, Prime minister's department(2008)Economic statistics,
<http://www.epu.jpm.my/new%20folder/ses/1.html>, 2008.8.28 参照

Kong, F., Nakagoshi, N.(2006)Spatial-temporal gradient analysis of urban green spaces in Jinan, China. Landscape and urban planning. 78. 147-164.

Luck, M., Wu, J.(2002)A gradient analysis of urban landscape pattern: a case study from the Phoenix metropolitan region, Arizona, USA. Landscape ecology. 17. 327-339.

McGarigal, K., Cushman, S. A., Neel, M. C., Ene, E.(2002)FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Available at the following web site:www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html

篠原武夫（2005）最近のマレーシアの林業生産と木材輸出．林経協月報 524：2～40．

（佐野真琴）

4. タイ全土の森林分布推移に関する空間プロセス

ア 研究目的

熱帯の開発途上地域では、森林の減少や劣化が地域住民の森林や環境と共生した伝統的生活様式を崩壊させ、多くの問題を引き起こしている。2002年に出された「国連ミレニアム宣言の実施に関する事務総長報告」によると、1999年時点で、1日の所得が1ドルに満たない貧困は世界の開発途上国人口の23%あるとされ、このような状況にある住民にとって森林を維持し持続的に利用することは安定的生活に重要であることは理解できても実践していくことは困難となっている。森林の収奪的利用を食い止め将来にわたって過剰な負荷を与えることなく森林からの恵みを受けるためには、地域において森林を造成・保全することが必要であるとともに、世界全体で「持続的な森林経営」を推進することが重要である。この重要性は、2002年に開催されたWSSDにおいて

も確認され、森林分野の成果としてAFPが発足し、違法伐採、森林認証、森林火災、荒廃地の復旧・植林の促進など共通の認識として確認されたことから理解される。

このような世界的状況の中、東南アジア地域においても人口の急速な増加などのため、森林の他用途への転用、木材利用を目的とした森林伐採等の開発が行われ、森林が分断化、収縮化、断片化されるとともに、その境界領域では、境界線の形状が単純化し、境界上において発生していた相互作用と移動が新たなフローへと変化してきている。この結果、開発が行われている地域では、生物多様性の減少、木材の持続的供給、洪水や渇水の発生等、さまざまな森林機能へ大きな影響をもたらし、生態系サービス減少の一因ともなっている。

これまで、森林減少・劣化状況についてはFAOによる統計や特定地域の衛星画像解析が実施され、東南アジア全域を対象とした解析や図化も可能となってきた。これらを利用した生態系サービスのアセスメントには、森林の推移に関する情報、すなわち、さまざまな要因により過去から現在まで行われてきた森林推移の全体像の把握が必要となる。

本報告では、面的な森林モザイクを定量化し、現実に行っている森林推移を具体的数値を利用して解釈する方法を紹介する。この情報は、社会経済的要因とリンクさせることにより、シナリオに応じた将来の森林モザイクを予測すると共に、森林生態系サービスの推移を評価することを可能とする。

イ 研究方法

いままで、生態学は標準地に代表される均一な区域を対象に観測を行い、そこから様々な生物と環境の関係を調べようとする学問として発達した。しかし、ここで対象とするような面的な広がりを取り扱う場合、多様な区域がモザイク上に集まった空間、すなわちランドスケープ、を対象とした生態学が必要となった。これが近年発達の著しいランドスケープエコロジーという生態学の一分野である。ランドスケープエコロジーは、様々な構成要素が集まった土地を対象とし、生物と環境の関係、生物間相互作用などについて、個々の現象解明の積み上げではなく、総合的アプローチにより全体像を解明しようとする。このため、ランドスケープエコロジーは、生態系あるいは「要素」間の空間的關係であるランドスケープの構造－生態系のサイズ、形状、種類、配置と関係するエネルギー、物質、種の分布－、空間要素間の相互作用である機能－構成している生態系間のエネルギー、物質、種のフロー－、時系列な生態的モザイクの構造と機能の変化に焦点を当てる。特に、ランドスケープ構造の定量化は、理論の開発とツールとしてのGISの発達により促進され、現在、ランドスケープ指数として多くのものが提案されている。ランドスケープ指数には、パッチレベル（個々のパッチ）、クラスレベル（パッチタイプ）、ランドスケープレベル（ランドスケープ全体）という3つのレベルがある。また、ランドスケープ指数の種類は、面積／密度／エッジ、形状、コアエリア、孤立化／近接性、コントラスト、集中度／点在度、接続性、多様性に関するものがある。これらの指数の組み合わせにより土地利用・被覆がどのように変化するか、具体的には穿孔、分割、断片、収縮、消失、が「空間プロセス」という形でまとめられている。たとえば断片化は、パッチ数、周囲長の増加、平均パッチサイズ、コアエリア、接続性の減少として指数に現れる。このように、森林推移は具体的数値を利用して解釈することが可能となっている。

対象としたのはタイ全土で、使用した資料は1974、1978、1991、1993年に撮影された衛星デー

タから、タイ王室林野局が分類した森林、非森林の土地被覆図である。本データにはドーナツポリゴンという穴の開いたポリゴンデータが含まれていたためこれらを除去し、1 km四方のラスターデータへ変換した（図2-4-1～4）。作成されたデータをランドスケープ構造を定量化する空間パターン分析プログラムFRAGSTATS3.3（McGarigal et al. 2002）により解析した。



図2-4-1 1974年の森林分布



図2-4-2 1978年の森林分布

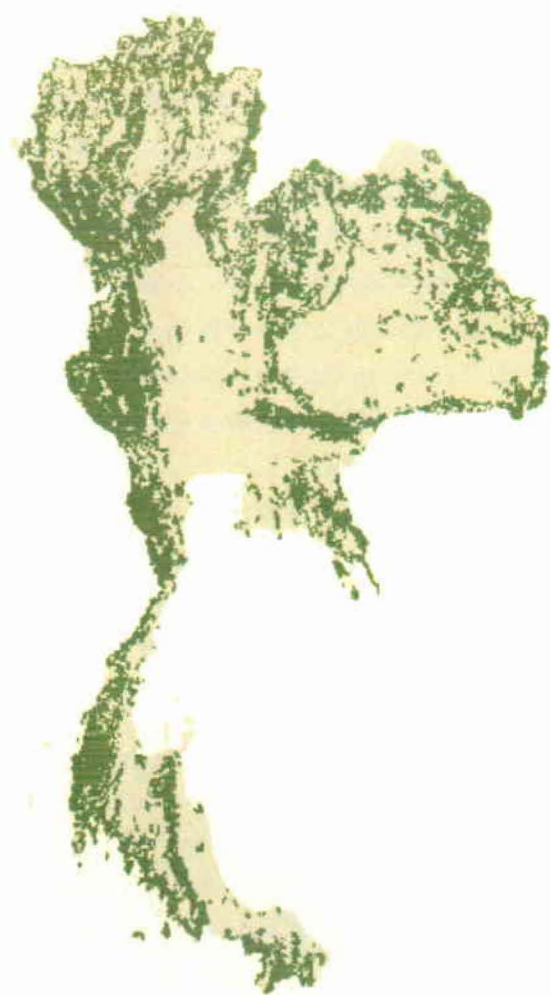


図2-4-3 1991年の森林分布

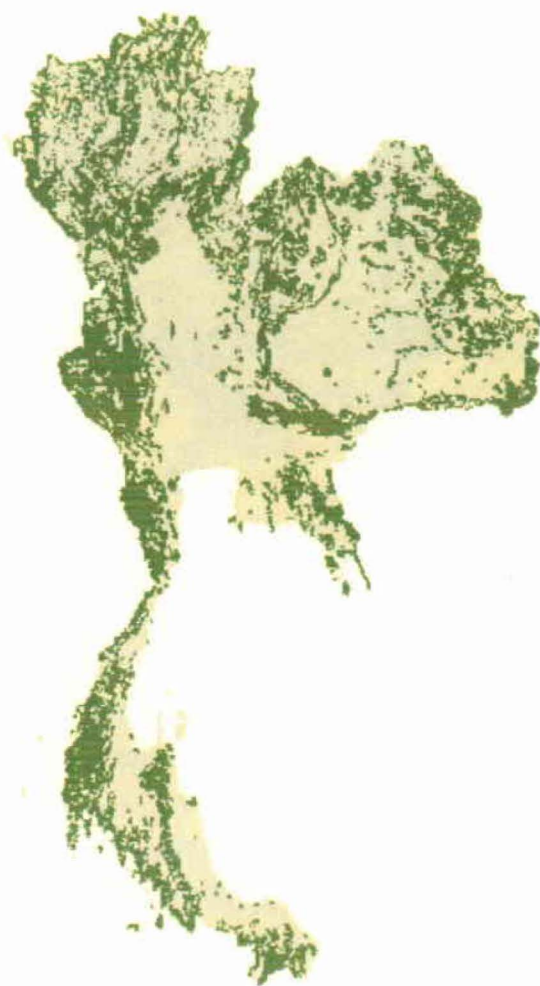


図2-4-4 1993年の森林分布

ウ 結果

FRAGSTATSにより計算された、森林の面積割合、パッチ数、平均パッチ面積、パッチサイズ変動係数、平均形状指数、コアエリアの面積割合を示した（図2-4-5～10）。1974年から1993年にかけて森林面積割合は42%から32%へと10%減少している。パッチ数は778から2398へ増加し、平均パッチ面積は27639haから6781haへ減少している。また、パッチサイズ変動係数が1586%から3137%と増加しパッチ面積の変動が大きくなっており、さらに、平均形状指数が1.5から1.3に減少し形状が単純化している。コアエリアの面積割合は、32%から21%に減少している。

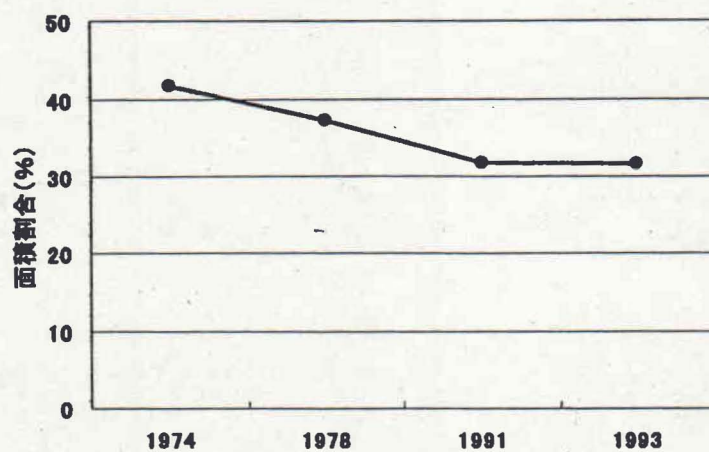


図2-4-5 森林の面積割合の変動

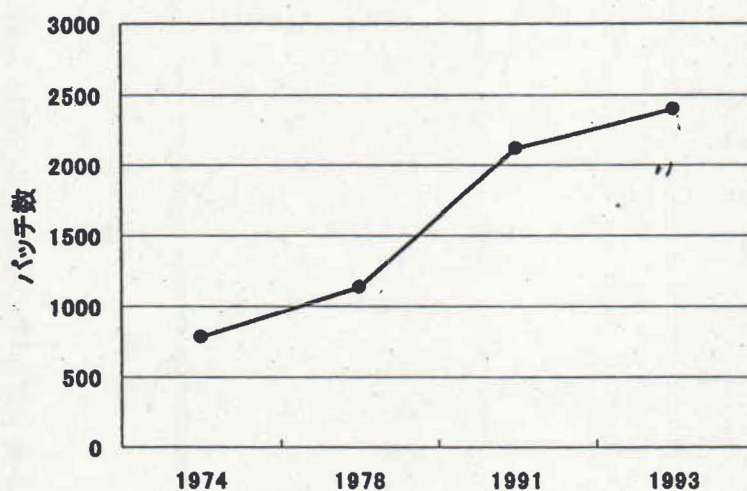


図2-4-6 森林のパッチ数の変動

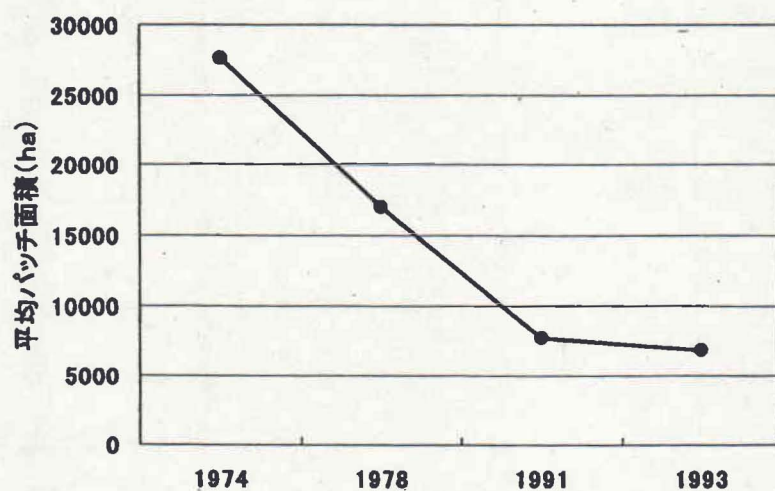


図2-4-7 森林の平均パッチ面積の変動

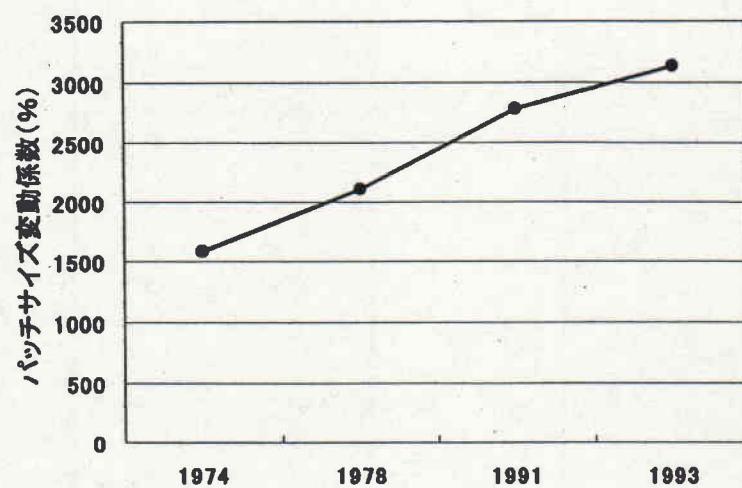


図2-4-8 森林のパッチサイズ変動係数の変動

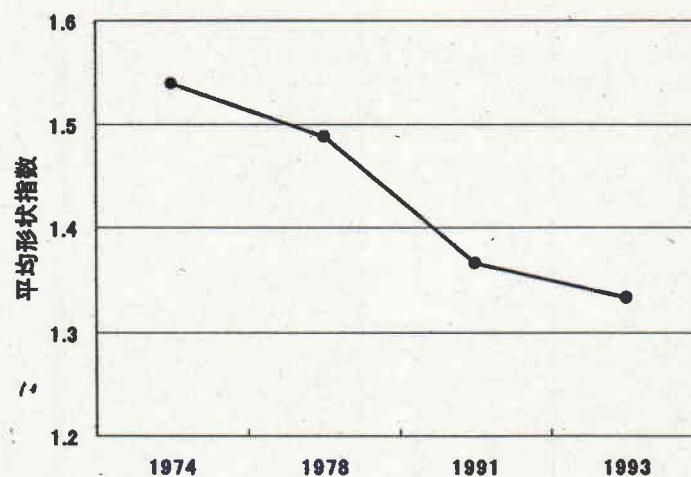


図2-4-9 森林の平均形状指数の変動

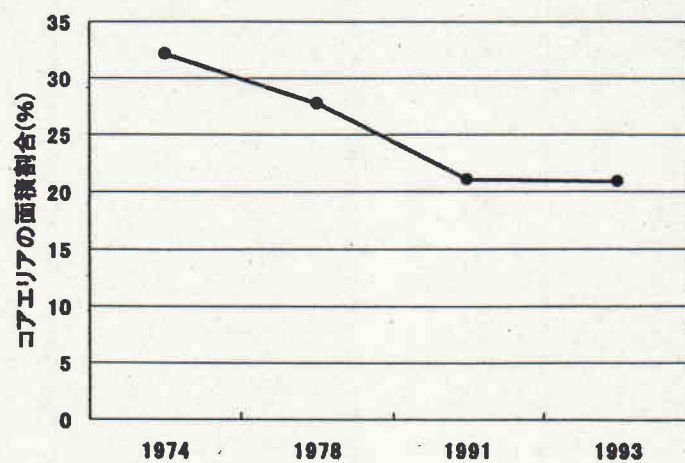


図2-4-10 森林のコアリア面積割合の変動

エ 考察

ランドスケープ指数より、1974年から1993年にかけて森林面積が減少し、それに伴い森林のコアエリアが減少していること、その過程で森林が断片化し平均パッチ面積の変動が大きくなっていることが分かった。また、これらの要因としては、人為改変によることが推察された。

オ 今後の問題点

社会経済的要因分析に関しては、本プロジェクト期間において十分な分析がなされたとはいえない。今後、森林総研およびCIFOR等の社会経済的要因分析の専門家とこの成果を活用し、ランドスケープパラメータの変動と社会要因との関連解析を行う必要がある。

カ 要約

タイの森林推移をランドスケープ指数を用い解析した。使用した資料は1974、1978、1991、1993年に撮影された衛星データから、森林、非森林の区分で分類された土地被覆図である。これを、1 km四方のラスターデータへ変換し、ランドスケープ構造を定量化する空間パターン分析プログラムFRAGSTATS3. 3により解析した。1974年から1993年にかけて森林面積割合は42%から32%へ減少、パッチ数は778から2398へ増加、平均パッチ面積は27639haから6781haへ減少、平均形状指数は1.54から1.33へ減少した。これらの結果から、タイの森林推移は、断片化が進行し、この要因は人為による影響と考えられた。

キ 引用文献

McGarigal, K., Cushman, S. A., Neel, M. C., Ene, E.(2002)FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Available at the following web site:[www.umass.edu/ landeco/ research/fragstats/fragstats.html](http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html)

(佐野真琴)

「交付金プロジェクト」は、平成13年度に森林総合研究所が独立行政法人となるにあたり、これまで推進してきた農林水産技術会議によるプロジェクト研究（特別研究など）の一部、および森林総合研究所の経費による特別研究調査費（特定研究）を統合し、研究所の運営費交付金により運営する新たな行政ニーズへの対応、中期計画の推進、所の研究基盤高揚のためのプロジェクト研究として設立・運営するものである。

この冊子は、交付金プロジェクト研究の終了課題について、研究の成果を研究開発や、行政等の関係者に総合的且つ体系的に報告することにより、今後の研究と行政の連携協力に基づいた効率的施策推進等に資することを目的に、「森林総合研究所交付金プロジェクト研究成果集」として刊行するものである
