

Cartographie et mesure de la biodiversité du Mont Ventoux. Approche par Système d'Information Géographique et Télédétection, préconisations méthodologiques et application pour l'aménagement forestier

Ilène Mafhoud

▶ **To cite this version:**

Ilène Mafhoud. Cartographie et mesure de la biodiversité du Mont Ventoux. Approche par Système d'Information Géographique et Télédétection, préconisations méthodologiques et application pour l'aménagement forestier. Sciences du Vivant [q-bio]. Université d'Avignon et des Pays de Vaucluse, 2009. Français. NNT : . tel-02821275

HAL Id: tel-02821275
https://hal.inrae.fr/tel-02821275

Submitted on 6 Jun 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

UNIVERSITÉ D'AVIGNON ET DES PAYS DE VAUCLUSE
MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPÉRIEUR ET DE LA RECHERCHE

ACADÉMIE D'AIX-MARSEILLE
UNIVERSITÉ D'AVIGNON ET DES PAYS DE VAUCLUSE

THÈSE

présentée à l'Université d'Avignon et des Pays de Vaucluse
pour l'obtention du diplôme de DOCTORAT

Spécialité : **Géographie**

École Doctorale 379 « Espaces, Temps et Pouvoirs, Pratiques Culturelles »

Cartographie et mesure de la biodiversité du Mont Ventoux Approche par Système d'Information Géographique et Télédétection, préconisations méthodologiques et application pour l'aménagement forestier

par

Ilène MAFHOUD

et soutenue publiquement le *16 juillet 2009* devant un jury composé de :

Bruno FADY	Directeur de recherche, *INRA Avignon, France*	*Directeur*
Martine GUERIF	Directrice de recherche, *INRA Avignon, France*	*Examinateur*
Didier JOSSELIN	Chargé de recherche, UMR 6012 ESPACE, *CNRS, Avignon, France*	*Co-directeur*
Jean LADIER	Ingénieur, *Office National des Forêts, Manosque, France*	*Examinateur*
Danielle MARCEAU	Professeur, *Université de Calgary, Canada*	*Rapporteur*
Pierre PECH	Professeur, *Université Paris I, France*	*Rapporteur*
Christine VOIRON	Professeur, UMR 6012 ESPACE, *Université de Nice Sophia-Antipolis, France*	*Examinateur*

cnrs ESPACE INRA UNIVERSITE DE TICHRINE

Cartographie et mesure de la biodiversité du Mont Ventoux
Approche par Système d'Information Géographique et Télédétection, préconisations méthodologiques et application pour l'aménagement forestier



DEDICACE

- À la mémoire de mon père, l'exemple par excellence, source de mon courage et mon défi devant tous les obstacles que j'ai rencontrés. Mon père, tu as beaucoup rêvé de me voir présenter mon travail le jour de ma soutenance. Je suis certaine que tu seras parmi nous.

- À ma mère, l'amour qui a décoré ma vie de belles roses, qui a rempli mon cœur de joie et de tendresse. Ma mère, tu es toujours un exemple de patience, de courage et de sacrifice. Tu es vraiment la plus altruiste femme que je connais.

- À mes sœurs et beaux-frères, Sawsan et Mazin, Mawi et Abd al Motaleb, Rim et Jamil, pour leur soutien, et leurs encouragements.

- À mon frère et ma belle-sœur, Rami et Rasha, pour leur ambiance et leurs aides.

- À mon frère Safwan, que je considère comme le trésor le plus cher de notre grande famille.

- Aux petits, Haîdar et Betool, les mignons bourgeons de ma grande famille.

- À Ali-Elhady, la plus belle rose de notre jardin, la source permanente et durable de mon espoir.

- À mon pays, qui m'a aidé à réaliser cette thèse.

À ce qui est la source de mon bonheur, ma force, mon équilibre,
qui est sortie de mes rêves, et devenu la plus belle réalité de ma vie.

C'est à toi Ahmed

Remerciements

La première page lue est la dernière écrite, l'occasion de se retourner vers le travail accompli et les personnes qui l'ont rendu possible. Tout d'abord, j'exprime ma vive reconnaissance à mes deux directeurs de thèse, Didier Josselin et Bruno Fady, pour m'avoir aidée et soutenue tout au long de ce travail et pour m'avoir transmis, du moins je l'espère, une partie de leurs compétences.

Un très grand merci aux professeurs Danielle Marceau (université de Calgary, Canada), Christine Voiron (université de Nice), Pierre Pech (université Paris 1), Martine Guérif (Directrice de recherche, INRA Avignon) et Jean Ladier (Ingénieur, ONF), d'avoir accepté de faire partie de jury.

Je tiens à adresser mes plus sincères remerciements à Safouk Al-Khalifeh (maître de conférence, université d'Alep, Syrie), qui depuis le début a cru en ce travail et m'a encouragée dans les moments de doute. Merci également pour ses conseils tant au point de vue scientifique que diplomatique !

Cette thèse a également été marquée par des rencontres et discussions fructueuses. Je pense en particulier à Joël Charre (précédent directeur du laboratoire UMR ESPACE, Avignon), Loïc Grasland (directeur actuel), Joël Chadoeuf, Jean Noël Candau, Etienne Klein, Christian Pichot (chercheurs à l'INRA Avignon) ; Cyrille Conord (post doc, INRA Avignon) ; Didier Betored (Assistant Ingénieur, INRA Avignon), Denis Vauthier (technicien de recherche, INRA Avignon) ; Ken Reyna (Syndicat mixte d'Aménagement du Ventoux, Coordinateur Réserve de Biosphère Mont Ventoux).

Ce travail a nécessité de nombreuses journées de terrain et je tiens à remercier ici toutes les personnes qui sont venues m'aider : Norbert Turion, Olivier Gilg, Nicolas Mariotte (techniciens de recherche, INRA Avignon).

Je souhaiterais aussi remercier tous les membres du Laboratoire pour leur présence et leur soutien : Cyrille Genre-Grandpierre, Philippe Ellerkamp, Philippe Martin, Mounir Redjimi, Cécile Helle, Lahouari Kaddouri, Janine Lemaire.

Je pense aussi à mes collègues, docteurs et doctorants, qui m'ont aidée et soutenue : Elodie Castex, Hiba Al Awad, Adrien Mangiavillano, Ousmane Thiam, Rémy Chevrier, Pierre Chabaud, Laure Casanova, Maxime Forriez.

Merci en particulier à Danielle Riva, Michel Guerin, Nathalie Brachet, pour la bonne ambiance du travail, pour leur humour et leur patience.

Je remercie tout particulièrement Mme Hélène Maisonneuve (CROUS d'Avignon), dont la philosophie de vie est un véritable hymne à la persévérance.

Enfin, parmi les personnes que je souhaite ardemment remercier, se trouvent tous mes amis qui, par leur présence et leur soutien, m'ont encouragée durant mes années de thèse ; je citerai : Safaa Najla, Djemaa Belkhiri, Mouthanna et Bouchra Kubiliy, Angam et Saker Ajouze, Nada Ismaeil, Ramzi Mourshid, Fouzia Esafi, Mohamed et La houaria El-Azouzi.

Table des matières

Résumé 1
Abstract 2
ملخص 3
INTRODUCTION 5
Partie I : Contexte et données géographiques 8
1. Contexte de la zone d'étude 8
1.1. Présentation du Mont Ventoux 8
1.1.1. Situation géographique 9
1.1.2. Géologie et Sol 10
1.1.3. Climat 11
1.1.4 Histoire 11
1.2. La végétation du Mont de Ventoux 12
1.2.1. Les grandes formations végétales naturelles du Ventoux 12
1.2.2. Les reboisements du Mont Ventoux 15
1.2.3. Les impacts des activités humaines sur le massif du Ventoux et le rôle de la gestion forestière 16
1.3. Conclusion partielle 17
2. Cartographie des espèces de la forêt du versant Sud du Mont Ventoux par classification des images satellitaires Spot 5 18
2.1. La télédétection au service de la cartographie des espèces forestières 18
2.2. Classification non supervisée (CNS) 24
2.2.1. Méthode 24
2.2.2. Données traitées 27
2.2.3. Résultats 30
2.2.4. Discussion 32
2.3. Classification supervisée par maximum de vraisemblance (CSMV) 33
2.3.1. Méthodes 33
2.3.2. Données 37
2.3.3. Résultats 41
2.3.4. Qualité de la classification 45
2.3.5. Validation et amélioration de la carte produite par la classification supervisée 51
2.3.6. Correction classification supervisée 52
2.3.7. Effet de la résolution sur la classification 60
2.3.8. Discussion autour des critères de qualité d'une classification supervisée 61
2.4. Analyse de la signature spectrale des espèces en fonction de la bande spectrale et la résolution de l'image SPOT 5 67
2.4.1. Analyse de propriétés spectrales des espèces 71
2.4.2. Quelle est la bande spectrale optimale pour la différenciation des espèces en question ? 75
2.4.3. Quelle est la résolution spatiale optimale pour la différenciation des espèces en question ? 82
2.5. Conclusion partielle 84
3. Conclusion 85
Partie II - Support spatial et mesure de la biodiversité 88
1. Contexte et problématique 89
1.1. La biodiversité : diverses acceptions et dimensions 89
1.2. Biodiversité, écologie et aménagement forestier 92
1.2.1. Quelle place de la biodiversité dans l'écosystème forestier ? 92
1.2.2. Aménagement forestier, une définition modifiée entre le passé et le présent 93
1.2.3. Les effets de l'aménagement forestier sur la biodiversité 94

1.3. Biodiversité, recherche et gestion durable 95
1.4. Conclusion partielle..... 99
2. Mesurer la biodiversité..... 100
2.1. Évaluation de la biodiversité : quelles sources d'information utiles ?..... 100
2.2. Indices statistiques de biodiversité..... 105
2.2.1. L'indice de Shannon 108
2.2.2. L'indice de Simpson 109
2.2.3. La Richesse 110
2.2.4. La Dominance 111
2.3. Structure et échelles spatiales de la biodiversité 112
2.3.1. Définition de la structure spatiale d'une forêt 112
2.3.2. Analyse de la structure spatiale d'un peuplement forestier 115
2.3.3. La notion d'échelle spatiale 117
2.3.4. Le Modifiable Areal Unit Problem et la biodiversité 118
2.4. Conclusion partielle..... 120
3. Mesure de biodiversité du versant Sud du Mont Ventoux : une mesure systématique à travers les échelles..... 121
3.1. Informations indicatrices de la biodiversité : la biomasse et les espèces forestières du versant sud du Mont Ventoux..... 121
3.2. Méthode de mesure de la biodiversité intra-agrégat à travers les échelles . 124
3.2.1. Grilles d'agrégats de pixels 124
3.2.2. Image observée versus image aléatoire 125
3.2.3. Méthode d'agrégation des pixels 126
3.2.4. Extraction de la diversité portée par la structure spatiale 128
3.3. Mesure de la biodiversité inter agrégats..... 130
3.4. Résultats 131
3.4.1. Effet d'agrégation sur l'indice de Shannon 131
3.4.2. Effet d'agrégation sur l'indice de Simpson 135
3.4.3. Effet de l'agrégation sur l'indice de Richesse 137
3.4.4. Effet de l'agrégation sur l'indice de Dominance 139
3.4.5 Vers la détermination d'une échelle pertinente 141
3.5. Conclusion partielle..... 143
4. Effet du support spatial sur la (fiabilité de la) mesure de la biodiversité..... 144
4.1. Données mises en jeu 144
4.2. Résultats de l'effet du support spatial 146
4.2.1. Effet de la zone géographique 146
4.2.2. Effet de la résolution spatiale initiale 149
4.2.3. Effet de taille de l'image 152
4.2.4. Effet de la forme de l'image 155
4.2.5. Effet du changement du support spatial sur l'échelle « pertinente » 157
5. Conclusion..... 159
CONCLUSION GENERALE..... 161
Bibliographie..... 164
Annexe A. Cartes de végétation obtenues par classification automatique..... 179
Annexe B. Données utilisées pour la validation de la carte de végétation..... 184
Annexe C. Histogramme des signatures spectrales utilisées dans la classification 192
Annexe D. Analyse des propriétés spectrales des espèces forestières. 197
Annexe E. Indices de biodiversité et niveaux d'agrégation. 203

Résumé

Les données issues de la télédétection couplées à des approches de type système d'information géographique sont d'un grand intérêt potentiel pour l'aménagement forestier. Le but de cette recherche est dans un premier temps de fournir une cartographie utilisable des espèces forestières dominantes à l'échelle du pixel, en utilisant des méthodes éprouvées de la télédétection. Le site d'étude choisi est le versant sud du Mont Ventoux, une montagne méditerranéenne présentant une forte biodiversité forestière.

Les travaux relatés dans la première partie ont permis de réaliser des cartographies discriminantes des espèces forestières à partir des données satellitaires (Spot 5) par classification supervisée et non supervisée, en lien avec des relevés terrains. La pertinence de ces méthodes pour la cartographie de la couverture forestière est évaluée et discutée, l'objectif étant d'identifier les conditions optimales en fonction de la résolution spatiale et de la bande spectrale pour la discrimination des espèces forestières majeures du Mont Ventoux.

Ce travail nous a ensuite amenés à proposer une méthode originale de mesure de la variabilité de la biodiversité à l'aide de 4 indices classiques : indices de Shannon, de Simpson, de Richesse et de Dominance. L'approche a été appliquée en utilisant deux descripteurs de la biodiversité : l'indice de végétation normalisé (NDVI) et la diversité en espèces forestières. Cette méthode inédite permet, grâce au recours à différentes images de résolutions spatiales imbriquées et à un processus systématique d'agrégation, d'extraire la part de biodiversité (*alpha* et *bêta*) due à la structure spatiale, en éliminant l'effet du support spatial, composante déterminante du Modifiable Areal Unit Problem (MAUP).

Nous discutons également dans cette recherche de la capacité de notre méthode à extraire, une « échelle pertinente » de mesure de la diversité.

Mots clés : biodiversité, aménagement forestier, télédétection, SIG, cartographie, classification supervisée, bande spectrale, résolution spatiale, indice de végétation (NDVI), indice de Shannon, indice de Simpson, échelle, agrégation, support spatial, Modifiable Areal Unit Problem.

Abstract

Data resulting from the remote sensing coupled to geographical information systems (GIS) are of great potential for forest management. The aim of this research is to design a cartography of the forest species which can be usable for assessing biodiversity at a fine and accurate resolution. The studied site is the southern slope of the “Mont Ventoux”, a Mediterranean mountain presenting a large forest biodiversity. We discriminated forest species using SPOT 5 data, using supervised and non supervised classification techniques. The relevance of these methods for the cartography of the forest cover is evaluated and discussed, the objective being to identify the optimal conditions according to the spatial resolution and the spectral band for the discrimination of the major forest species of the Mont Ventoux.

In a second general section, we propose an original method for measuring biodiversity. We estimated spatial biodiversity aspects using 4 indices (Shannon, Simpson, Richness, and Dominance) and two descriptors: the normalized index of vegetation (NDVI) and the forest species diversity. Using various images at different spatial resolutions, a systematic process of aggregation and an original resampling of pixels, we were able to identify the amount of 'real' biodiversity (alpha and beta) variability due to the spatial structure. This new method is probably the first step for eliminating the well-known MAUP (Modifiable Areal Unit Problem), due to the spatial support. Moreover, we discuss our capacity to point out a “pertinent scale” for diversity measurement, concept which is discussed and highlighted according to a few different spatial support shapes and the biodiversity indices we processed.

Key words : biodiversity, forest management, remote sensing, GIS, mapping, supervised classification, spectral band, spatial resolution, index of biomass (NDVI), Shannon index, Simpson index, scale, aggregation, spatial support, Modifiable Areal Unit Problem (MAUP).

ملـخص

إن المعطيات الصادرة عن الاستشعار عن بعد، مقرونة بتطبيقات نظم المعلومات الجغرافية ذات فائدة كامنة وكبيرة لإدارة وتنظيم الغابات.

يهدف هذا البحث أولا.إلى التزويد بخريطة دقيقة للأنواع الحراجية الرئيسية، عن طريق استخدام طرق مضمونة في الاستشعار عن بعد. تم اختيار السفح الجنوبي من جبل فونتو كموقع للدراسة، هذا الجبل المتوسطي يمثل غابة ذات تنوع حيوي كبير جدا.

سمحت الأعمال المشروحة في الجزء الأول بانجاز خرائط للأنواع الحراجية اعتبارا من معطيات الأقمار الصناعية 0(سبوت 5) عن طريق تطبيق خوارزميتي التصنيف المراقب (Supervised Classification) وغير المراقب (Not Supervised Classification)، بالاستفادة من المعطيات الحقلية.

.قدرة .هذه الطرق في إعداد الخرائط للغطاء الحراجي قيمت و نوقشت، بهدف تحديد الشروط المثالية من حيث دقة صورة القمر الصناعي المستخدمة والقناة الطيفية من أجل تمييز الأنواع الحراجية الرئيسية لجبل فونتو.

قادنا هذا العمل أيضاً إلى اقتراح طريقة جديدة تسمح بتقييم التنوع الحيوي بمساعدة أربعة مؤشرات تقليدية وهي: مؤشر شانون، مؤشر سيمبسون، مؤشر الغنى ومؤشر السيطرة. طبقت هذه الطريقة على نوعين من المعطيات المعبرة عن التنوع الحيوي: مؤشر الاختلاف النباتي المضبوط (NDVI)، و تنوع الأنواع الحراجية اعتباراً من خريطة الأنواع النباتية التي تم إعدادها في الجزء الأول. تسمح هذه الطريقة الجديدة من خلال استخدام صور بدقات قياس مختلفة (ناتجة عن عملية منظمة لدمج المعطيات الطيفية لصورة القمر الصناعي المدروسة ذات المقياس الدقيق، للحصول على صور بدقات مختلفة)، بتحديد جزء التنوع الحيوي0(ألفا و بيتا) العائد إلى البنية المكانية للغطاء الحراجي، محاولين في نفس الوقت استبعاد تأثير المؤثرات ذات الطابع المكاني المسئولة عن مشكلة الوحدة المساحية القابلة للتغيير (Modifiable Areal Unit Problem)

نناقش في هذا البحث أيضا قدرة الطريقة المستخدمة على تحديد مقياس ملائم يعبر عن المساحة الملائمة للعينات التي تسمح للحراجي بتقييم أكثر فعالية لتنوع الغطاء الشجري في الغابة.

كلمات مفتاحية: التنوع الحيوي، إدارة وتنظيم الغابات، استشعار عن بعد، نظم المعلومات الجغرافية، إعداد الخرائط، التصنيف المراقب، القناة الطيفية، دقة الصورة، : مؤشر الاختلاف النباتي المضبوط (NDVI)، مؤشر شانون، مؤشر سيمبسون، المقياس، دمج المعطيات، التأثيرات المكانية، مشكلة الوحدة المساحية القابلة للتغيير.

INTRODUCTION

L'objet général de cette thèse est d'apporter des éléments méthodologiques nouveaux, de nature à améliorer la mesure de la biodiversité forestière à partir de données couvrant de grandes surfaces à des résolutions plus ou moins fines, telles que les images satellitaires. La biodiversité constitue en effet un des piliers du développement durable des espaces naturels, aujourd'hui clairement et internationalement identifié. La convention de 1972 de l'UNESCO établit en effet que les ressources biologiques, comme les plantes, sont considérées comme *héritage commun de l'humanité*. De nouveaux accords globaux (Convention on Biological Diversity), donnent maintenant des droits souverains sur les ressources biologiques (des droits, et non la propriété). Ces nouveaux accords enjoignent les pays à conserver la biodiversité, développer l'entretien des ressources et partager les bénéfices résultant de leur utilisation.

Or, les méthodes actuelles qui visent à évaluer la biodiversité sont peut-être sujettes à caution, dans la mesure où elles sont sensibles au support spatial considéré, à travers le problème généralisé des entités spatiale modifiables (MAUP : Modifiable Areal Unit Problem). Comment cibler l'identification de la biodiversité dans ses différentes formes ? Comment être certain que l'on mesure la « vraie » diversité, celle qui est liée aux espèces observée et non imputable au niveau d'observation auquel nous les étudions ? Quelle approche serait de nature à extraire cette diversité ? Sur quel type de données décrivant la biodiversité peut-on l'appliquer ? Toutes ces questions sont abordées dans cette thèse, où l'accent sera mis sur la relation qu'entretiennent la mesure (de la biodiversité) et le support spatial considéré. Le travail réalisé couvre ainsi la chaîne complète d'analyse, allant de la création d'une information validée identifiant les espèces forestières dominantes à l'échelle du pixel, jusqu'à la mesure effective de différentes formes de diversité avec plusieurs indices complémentaires, en passant par différentes discussions critiques sur les méthodes utilisées et les concepts proposés (« échelle pertinente ») et l'élaboration de méthodes originales pour l'extraction de la diversité réelle observée via l'élimination du MAUP.

Le choix d'avoir réalisé cette recherche avec une double approche disciplinaire en géographie et en écologie est dû au fait que les deux disciplines partagent l'idée de l'importance de l'échelle spatiale pour une meilleure gestion de biodiversité. Ce travail s'adresse donc à ces

deux communautés scientifiques pour trois raisons. La première : la forêt est un espace géographique et la conservation de la biodiversité est une préoccupation de la géographie physique autant que de l'écologie. La seconde : l'agrégation des données spatiales et son effet sur la mesure de la biodiversité représentent une problématique géographique basée sur un phénomène géo-écologique. La troisième raison, plus technique, est que nous ne pouvions répondre aux objectifs de cette thèse sans le recours à des méthodes éprouvées de traitement d'image et de d'utilisation de Systèmes d'Information Géographiques, outils communs aux deux disciplines.

Ce travail a ainsi été réalisé à la faveur d'un partenariat entre l'UMR 6012 ESPACE du CNRS (Études des Structures, des Processus d'Adaptation et de Changement de l'Espace, équipe d'Avignon) et l'URFM (Unité de recherches « écologie des forêts méditerranéennes de l'INRA d'Avignon). La recherche pratiquée par l'équipe de géomatique est non seulement thématique (cartographie interactive, géostatistiques et statistiques spatiales, écologie de paysages), mais aussi méthodologique (méthodes d'estimation et d'optimisation robustes, analyse spatiale). Les recherches menées par l'URFM concernent des enjeux de gestion durable, de dynamique naturelle des écosystèmes forestiers méditerranéens, la préservation de la biodiversité, dans un environnement changeant.

La thèse, et, d'une manière plus générale, l'ensemble de la formation à partir du master ont été financés par le gouvernement Syrien, dans le cadre d'un accord bilatéral (franco-syrien). En effet, les enjeux de gestion durable et raisonnée des forêts méditerranéennes syriennes, en termes de protection comme d'exploitation, sont importants. Le besoin de rationaliser les traitements et d'économiser les coûts est, de plus, crucial. La possibilité par ailleurs de disposer d'informations couvrant de grandes surfaces à traiter a induit le recours au traitement d'images avec les méthodes les mieux connues et les mieux maîtrisées. Il s'agit pour nous de ramener cette compétence pragmatique en Syrie afin de continuer les recherches et de favoriser un enseignement de qualité dans ce domaine.

Cette thèse se divise en deux grandes parties. La première partie présente le cheminement méthodologique pour l'obtention d'une cartographie des espèces forestières dominantes sur le Mont Ventoux, site choisi pour l'étude, en raison de son grand intérêt en termes de biodiversité écologique (et forestière). Diverses méthodes éprouvées de traitement d'image

sont utilisées et comparées, en lien avec des données de référence issues de travaux de terrain antérieurs et de validations plus actuelles. Des analyses de qualité sont effectuées sur les images résultant des traitements (matrice de confusion, indices de qualité, analyse des signatures spectrales). *In fin*e, on obtient une image de qualité cartographiant, au niveau du pixel, et avec une excellente qualité thématique, les espèces végétales forestières dominantes du versant Sud du Mont Ventoux. Les analyses approfondies et le regard critique sur les méthodes utilisées (effet notamment de la résolution spatiale), nous permettent de bien maîtriser les informations acquises et de souligner les risques de mélange d'espèces pour l'analyse de la biodiversité réalisée par la suite.

En seconde partie, nous abordons le coeur de notre recherche, le domaine de la biodiversité et de sa mesure. Nous produisons un état de l'art sur la biodiversité (définitions et acceptions, approches en relation avec l'aménagement et la recherche). Nous justifions de l'usage des deux types d'informations représentant la biodiversité dans notre recherche : les cartes d'indice de végétation et des espèces dominantes. Nous présentons pas à pas la méthode appliquée pour mesurer la biodiversité. Cette méthode permet d'analyser, pour différents indices relatant divers aspects de la diversité, l'effet d'agrégation des données sur la mesure à travers les échelles, grâce à une approche systématique d'agrégation. Nous proposons une approche originale permettant d'extraire la diversité réelle portée par la structure spatiale en éliminant le MAUP et dégageons un indice clé, baptisé l' « écart relatif de diversité ». Des réflexions plus théoriques nous amènent enfin à discuter de la notion d'échelle « pertinente » de mesure de la biodiversité, échelle qui semble apparaître en dépit des changements de types de support spatial et d'indices de diversité

Partie I : Contexte et données géographiques

Dans cette première partie, nous présentons le contexte géographique et écologique de l'étude : le site du Mont Ventoux, puis nous décrivons les différentes méthodes utilisées pour l'obtention d'une carte des espèces forestières sur le versant Sud de ce massif. Des considérations méthodologiques sont également développées sous forme de discussion critique.

1. Contexte de la zone d'étude

Dans ce premier chapitre, nous expliquons pourquoi le site du Mont Ventoux revêt un intérêt particulier et est un site justifié pour l'étude de la biodiversité végétale.

1.1. Présentation du Mont Ventoux

Le Mont Ventoux est le plus haut sommet vauclusien, surnommé le Géant de Provence. Son nom remonte à une source latine du IIe siècle, Vintur, divinité des sommets signifiant « qui se voit de loin ». Son ancien nom Ventour, que l'on retrouve au XIe siècle, est basé sur la racine oronymique préceltique « went mont ». Il a été réinterprété plus tard par « venteux ». Cette montagne représente un symbole important de la Provence, en raison de ses particularités géographiques, topologiques, géologiques et climatiques. Le site à fort attrait touristique se situe en quatrième position des destinations touristiques à l'échelle du département de Vaucluse, après Avignon, le Haut de Vaucluse et le Luberon, avec 642 000 touristes (Reyna, 2007). Le sommet du mont Ventoux accueille chaque année plus de 550 000 visiteurs recensés, dont 68,5% sont français (étude de fréquentation réalisée par le Syndicat Mixte d'Aménagement et d'Équipement du Mont Ventoux de mai à septembre en 2000). En 1990, le mont Ventoux a été labellisé Réserve de Biosphère par L'UNESCO, dans le cadre du programme MAB (Man and Biosphère). Aujourd'hui, la mission principale de la Réserve est de concilier la protection des ressources naturelles et le développement économique de la zone Ventoux.

L'intérêt scientifique de ce site remonte à 1950, date à laquelle l'INRA (Institut national de la recherche agronomique) a engagé des travaux sur la chenille processionnaire du pin, qui se sont poursuivis par un grand nombre d'études écologiques, sur la faune et la flore, qui ont contribué à faire du Mont du Ventoux l'un des massifs forestiers français les mieux connus.

Figure 1. Mont Ventoux (versant sud).



1.1.1. Situation géographique

Le Ventoux se situe dans le nord du département du Vaucluse. Il culmine à 1912 mètres. Au carrefour du monde médio-européen et du monde méditerranéen, il a généré une mosaïque de microclimats (Barbero *et al.*, 1978), et donné lieu à une cohabitation remarquable de flores et faunes d'influences méditerranéenne et alpine (Gourc, 2001). Son relief est contrasté, sur une surface d'environ 25 kilomètres de long, sur un axe est-ouest, de 15 kilomètres de large sur un axe nord-sud. Le Ventoux se trouve administrativement partagé entre quinze communes qui relèvent toutes du département du Vaucluse sauf Reilhanette qui appartient à la Drôme (du Merle & Guende, 1978). Il est limité par la chaîne de Lure à l'Est, la région Diois-Baronnies vers le nord, par les Dentelles de Montmirail à l'ouest, et Monts de Vaucluse au sud (carte 1).

Carte 1. Localisation du Mont Ventoux



1.1.2. Géologie et Sol

Le Mont Ventoux est une conséquence de la tectogenèse pyrénéo-provençale d'une orientation est-ouest, suivie par la tectogenèse alpine à l'origine de l'axe secondaire nord-sud. La quasi-totalité du massif est formée de terrains du Crétacé : la base du massif est entièrement constituée de calcaires urgoniens, très clairs, de même que son sommet où la végétation est quasiment absente, d'où l'impression d'un sommet éternellement enneigé (Du Merle & Guende 1978). Les pentes du versant sud sont modérées, alors que celles du versant nord sont fortes. Les pentes supérieures à 50° y sont fréquentes et la plus grande partie des sols du versant nord est issue de colluvions plus ou moins stabilisés selon la pente et la densité de couverture végétale. Les stations, ayant un passé forestier, possèdent des sols bruns forestiers. Les humus sont généralement biologiquement actifs, de type mull ou amphimull. La réserve hydrique de ces sols est très variable et dépend de la pente, certains sols de plus d'un mètre d'épaisseur peuvent posséder une réserve en eau considérable (Sagnard, 2001).

1.1.3. Climat

La position et les différences d'altitude du Ventoux sont à l'origine d'une situation climatique très particulière allant du climat méditerranéen au climat montagnard. La station météorologique du Mont Serein se situe dans le climat de l'étage montagnard médio-européen du Mont de Ventoux (Sagnard, 2001). La station météorologique révèle une importante variation de températures selon la saison : canicule en été, alors qu'en hiver la température peut descendre à -30°C (conditions climatiques similaires au désert). La neige se maintient au sommet en moyenne 140 jours par an. Le brouillard est présent plus de 200 jours par an. Le vent est supérieur à 90 km/h les deux tiers de l'année ; à deux reprises le vent a été enregistré à 320km/h (voir site web 3 dans les références internet). Le régime pluviométrique est soumis à un rythme à quatre temps : deux périodes sèches (une brève en hiver, une longue et accentuée en été), deux saisons pluvieuses en automne (précipitations abondantes et brutales entre septembre et janvier) et au printemps (Site web 3). L'influence méditerranéenne est peu visible sur les moyennes des paramètres climatiques (Sagnard, 2001).

1.1.4 Histoire

Les données scientifiques concernant l'histoire de la végétation du mont Ventoux sont peu nombreuses. En fait, elles ne représentent que des informations connexes à des programmes de recherche. Les documents forestiers sont très récents, les textes plus anciens sont souvent incertains (Thinon, 2007). Les analyses indiquent qu'au cours de l'Holocène, la calotte sommitale du mont Ventoux a été occupée par un peuplement forestier composé essentiellement par un peuplement mixte de sapin, d'érable à feuille d'obier, de pin sylvestre et de pin à crochet, la chênaie caducifoliée lui succédant graduellement à plus basse altitude, en fonction des situations topographiques et écologiques. Les activités pastorales et agricoles dans le passé proche ont progressivement changé la structure du couvert forestier du Ventoux. Des essences ont commencé à se manifester, comme le hêtre, d'autres espèces devenant plus importantes comme le chêne vert (Thinon, 2007). Des activités intenses de reboisement ont conduit à la reforestation du massif à la fin du XIXe siècle (Toth, 1970 ; Thinon, 1978). Ces opérations de reboisement dues à la politique nationale de Restauration des Terrains de Montagne (RTM) ont été réalisées sur une période de 1860 à 1945 (Gourc, 2007).

Depuis 1970, de nouveaux reboisements ont été réalisés en Pin noir (environ les 2/3 des surfaces reboisées) ou en cèdre (environ le tiers des surfaces reboisées). Le sapin de Nordmann a été planté sur de petites surfaces (Guende, 1978).

1.2. La végétation du Mont de Ventoux

Le mont Ventoux présente, grâce à sa configuration, à ses versants très différents et à son histoire humaine, deux flores distinctes, différentes par leur composition et leur écologie :

- Une flore méditerranéenne ; représentée par le chêne pubescent, le chêne vert, le pin sylvestre, la série subméditerranéenne du Hêtre et du Sapin et la série du Pin à crochet.
- Une flore médio-européenne : représentée par des espèces alpines, des forêts de Mélèzes, de Sapins ou de Cèdres, se trouvant en versant nord du massif (Barbero *et al.,* 1978). Au sommet, on rencontre des espèces arctiques (pavot du Groenland, saxifrage à feuilles opposées) (Site web 3; Site web 4), car cette zone d'éboulis est soumise à un climat extrême. Ceci témoigne du rôle de refuge glaciaire que le Ventoux a pu jouer au cours des grands cycles climatiques quaternaires.

1.2.1. Les grandes formations végétales naturelles du Ventoux

La couverture végétale est en général le résultat d'une longue évolution, sous l'influence des facteurs du milieu, dans l'espace et dans le temps (Aubert, 2007). La forêt naturelle actuelle du Ventoux est constituée de grandes formations forestières dominées par quelques espèces forestières (figure 2 et tableau 2) :

- le chêne vert (*Quercus ilex*), cette essence climacique la plus répondue dans l'étage euméditerranéen se trouve en flanc sud du secteur occidental, dans la région de Bédoin. La partie orientale de la montagne est soumise à un climat plus frais et plus pluvieux qui exclut le chêne vert des peuplements et favorise le chêne pubescent. Le chêne vert peut se trouver à des altitudes importantes (800 à 900 m, parfois plus).
- le chêne pubescent (*Quercus pubescens*), très abondant depuis la base du massif jusqu'à l'étage euméditerranéen, là où le chêne pubescent s'associe au chêne vert sur les sols profonds (Guende, 1978).
- le pin d'Alep (*Pinus halepensis*), présent seulement au pied du versant sud du massif, où il constitue un stade de pré équilibre du chêne vert qu'il remplace, là où le milieu a subi des agressions modérées. Il se trouve dans les stations chaudes, ne dépasse pas 500 m d'altitude.

- le pin sylvestre (*Pinus sylvestris*), essence climacique de l'étage montagnard, ne représente des peuplements purs que dans l'étage montagnard méditerranéen à l'extrême ouest du versant sud, à l'adret du Mont Serein sur le versant nord ; partout ailleurs, il est mélangé avec le pin noir d'Autriche.
- le hêtre *(Fagus sylvatica)*, est une essence climacique de l'étage montagnard. Il est donc présent partout dans l'étage montagnard (sauf dans les stations xérophiles du pin sylvestre), où il peut descendre à de très basses altitudes (jusqu'à 800 m d'altitude).
- le sapin *(abies alba)* se rencontre exclusivement dans le secteur occidental du versant nord du massif, généralement mélangé au Hêtre.

Figure 2. Localisation de végétation sur les deux flancs du Mont Ventoux (Du Merle & Luquet, 1978), légende : cf. tableau 2.

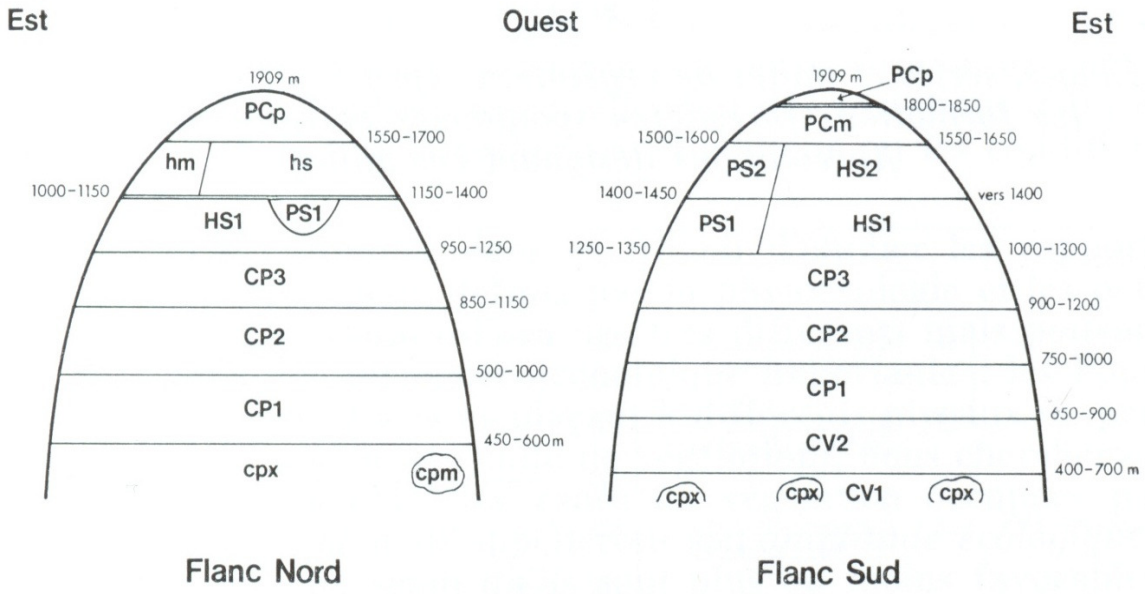


Tableau 1. La végétation présente au Ventoux selon l'étage biogéographique (du Merle et Luquet, 1978).

ETAGE		SERIES		UNITES		FORMATIONS FORESTIERES SPENTANEES	
EM	Eu-Méditerranéen	cp	méditerranéenne du Chêne pubescent	cpm	variante mésophile	bois mixtes de feuillus	
				cpx	variante xérophile	chênaie pubescente	
		CV	Du Chêne vert et du Genévrier de Phénicie	CV 1	sous-série normale	chênaie verte à pin d'Alep ou faciès à pin d'Alep dominant	
				CV 2	sous-série supérieure	chênaie verte à Buis	
SM	Supra-Méditerranéen	CP	supraméditerranéenne du Chêne pubescent	CP 1	sous-série inférieure	chênaie pubescente à Buis infiltrée de chêne vert	ou faciès à Pin sylvestre
				CP 2	s.série normale, niveau inférieur	chênaie pubescente à Buis	
				CP 3	s.série normale, niveau supérieur	chênaie pubescente à Buis et Érables	
MMT	Montagnard Méditerranéen	PS	supérieure du Pin sylvestre	PS 1	niveau inférieur	Pineraie de Pins sylvestres	
				PS 2	niveau supérieur	Pineraie mixte de Pins sylvestres et de Pins à crochets	
		HS	subméditerranéenne du Hêtre et du Sapin	HS 1	niveau inférieur	hêtraie ou faciès à Pin sylvestre en flanc sud ; hêtraie à Sapin et/ou à Pin sylvestre, sapinière ou faciès à Pin sylvestre en flanc nord.	
				HS 2	niveau supérieur	hêtraie	
MME	Montagnard Medio-européen	hs	hêtraie-sapinière	hs		hêtraie-sapinière ou faciès à Pins à crochets.	
		hm	mésophile du Hêtre	hm		hêtraie	
OM	Oro-Méditerranéen	PCm	méditerranéenne du Pin à crochets	PCm		Pineraie de Pins à crochets	
SA	Sub-Alpin	PCp	préalpine du Pin à crochets	PCp		Pineraie de Pins à crochets	

1.2.2. Les reboisements du Mont Ventoux

La forêt du Mont Ventoux avait pratiquement disparu au XIXe siècle. Des opérations de reboisement de grande ampleur ayant été lancées suite à la décision ministérielle du 22 mars 1861, le Mont Ventoux a ainsi été l'objet de plantations de diverses essences forestières, soit d'origine locale (chêne vert, chêne pubescent, hêtre, tremble, pin sylvestre, pin à crochet), soit d'origine étrangère, dont les espèces suivantes (Aubert, 2007) :

- le pin noir d'Autriche *(Pinus nigra austriaca)* est l'essence qui a été la plus largement utilisée au Ventoux, notamment en versant nord. Sa grande plasticité vis-à-vis du substrat, lui permet de coloniser des stations allant du xérophytique au mésophytique.
- le cèdre de l'Atlas *(Cedrus atlantica)* a été introduit au lieu-dit « Mauvalla » (Commune de Bedoin) en 1861. Dans les années 1970, le cèdre s'était étendu sur une superficie de près de 800 hectares autour du peuplement initial (Aubert, 2007). Le grand avantage de sa présence est de reconstituer et d'améliorer assez rapidement le sol. Cette espèce est en voie de constituer un écosystème quasiment naturel que l'on peut qualifier de pseudo climax (Guende, 1978).
- le Mélèze *(Larix europea),* issu des Alpes, a été planté en versant nord. Deux îlots ont aussi été introduits en versant sud (en amont de la combe de la Clare vers 1200 m d'altitudes), l'un dans la deuxième moitié du XIXe siècle, l'autre dans le cadre d'un programme FEOGA (Fonds Européen d'Orientation et de Garantie Agricoles)
- le pin maritime *(Pinus pinaster)* a été introduit sur des sols profonds qui lui assurent une bonne alimentation en eau, il s'y régénère dans de bonnes conditions.
- le pin laricio *(Pinus nigra laricio)* a été utilisé localement, dans la forêt domaniale d'Aurel (40 hectares).
- le pin cembro *(Pinus cembro)* a été introduit en petit nombre en versant sud (Chalet Reynard au Mont Serein).
- l'épicéa *(Picea abies)* a été introduit en petite quantité sur le versant nord.
- le cèdre du Liban *(Cedrus libani),* dont quelques individus ont été introduits en 1992.
- le sapin méditerranéen *(Abies pinsapo)* a été planté après la Deuxième Guerre mondiale.

On estime, grâce à ces plantations, que 45 à 50% de l'ensemble des milieux non cultivés du Ventoux sont aujourd'hui occupés par une couverture végétale issue d'un boisement artificiel. La plupart des reboisements ont été réalisés avant la Première Guerre mondiale (8090 ha de

terrains domaniaux ou communaux). Les reboisements de 1970 ont été réalisés sur 1570 ha, dont les deux tiers sont en Pin noir, et le reste est reboisé en cèdre (Guende, 1978).

1.2.3. Les impacts des activités humaines sur le massif du Ventoux et le rôle de la gestion forestière

L'action de l'homme existe depuis des millénaires sur le Mont Ventoux, et se manifeste de façons très diverses dans les différents écosystèmes du massif. Pour estimer cette action, une carte de sensibilité du milieu a été réalisée par Guende en 1978, qui a distingué deux types de milieux végétaux : un milieu à impact humain discontinu, soumis à la dynamique forestière, et un milieu subissant une pression humaine permanente, définitivement transformé en terre agricole. Par conséquent, l'homme a conduit à la dégradation du couvert végétal, il a transformé les forêts équilibrées en formations déséquilibrées. Les reboisements de Restauration des terrains en montagne (RTM), qui ont été réalisés face à cette situation détériorée, ont permis de développer des peuplements forestiers. Une dynamique naturelle a repris son cours posant maintenant des nouvelles questions aux gestionnaires (Sagnard, 2001).

La gestion du XXe siècle a permis de conduire les peuplements issus des reboisements de RTM vers des peuplements de production. Selon Gourc (2007), ces reboisements ont fait l'objet de trois générations d'aménagements. La première, succédant aux reboisements initiaux, a couvert la période 1947-1976. Elle a concerné les séries RTM domaniales de Saint-Léger, de Brantes, d'Aurel, de Sault, et la forêt communale de Bédoin. Ces aménagements ont découpé chaque série RTM en deux types, une série à aménager (série de production) représentée par une série de résineux en futaie régulière, et une série sans gestion sylvicole (absence de peuplement ou peuplement jugés inaccessibles). La seconde génération d'aménagements a couvert la période 1968-1991, elle a concerné les forêts domaniales de Saint-Léger, de Brantes, de Savoillan, d'Aurel, de Sault, de Malaucène et de Beaumont-du-Ventoux. Les aménagements ont découpé chaque série RTM domaniale en deux types, une série à aménager (série de production résineuse en futaie régulière, série de transformation en futaie régulière), et une série hors cadre de gestion (les portions de forêts non susceptibles de production forestière exploitable, les végétations qui sont en libre évolution). Il s'agissait alors, non d'un choix à intérêt biologique, mais plutôt d'une incapacité ou d'une inutilité à intervenir dans une perspective de production de bois. Avec cette génération, on a augmenté

les zones considérées comme productives par rapport aux aménagements de la première génération. La troisième génération d'aménagements a couvert une période relativement récente, de 1984 jusqu'en 2004. Cette génération a concerné toutes les forêts publiques du Ventoux (à l'exception de la forêt communale de Saint-Léger-du-Ventoux restée sans aménagement jusqu'en 2002), trois types de séries ont été définis, dont deux séries de production représentées par des séries en futaies régulières résineuses, et des séries en feuillus et des séries en futaies irrégulières ou jardinées ; et une série de protection, qui représente un agrandissement des anciennes séries hors cadre pour prendre en compte les difficultés d'accès, et pour réaliser en même temps des travaux à intérêt écologique. Cette génération s'ouvre aux nouvelles fonctions de la forêt.

Quant à la gestion de la forêt privée, qui concerne un territoire de 34% de la totalité de la surface du Mont Ventoux (selon la fiche d'observation de forêt méditerranéenne de 2003), il y existe des conditions assez propices à une gestion individuelle (petits propriétaires individuels, qui ne promeuvent pas la production du bois). Les interventions relèvent davantage de la politique des collectivités en matière d'aménagement de l'espace et de prévention des risques (Rolland, 2007).

1.3. Conclusion partielle

De par ses spécificités écologiques, la richesse de ses espèces, voire même la rareté de certaines d'entre elles, ainsi que l'intérêt de ce massif auprès des forestiers et des scientifiques, le Mont Ventoux, réserve de biosphère, constitue un terrain d'analyse privilégié pour la biodiversité.

Nous avons donc choisi d'appliquer les méthodes de classification et de télédétection à ce massif, et notamment dans la partie supérieure de son versant sud. L'objectif est ici, par une approche raisonnée et critique, d'obtenir une cartographie des espèces forestières, utilisable pour la mesure de la biodiversité.

2. Cartographie des espèces de la forêt du versant Sud du Mont Ventoux par classification des images satellitaires Spot 5

Dans ce chapitre, nous réalisons une cartographie des espèces de la forêt du versant Sud du Mont Ventoux à l'aide d'une classification des images satellitaires Spot 5. Il ne s'agit pas ici d'explorer de nouvelles ou récentes méthodes de télédétection (par exemple l'approche orientée objet), mais d'obtenir une cartographie des espèces forestières dominantes la plus fiable possible, avec des méthodes éprouvées.

Le plan de ce chapitre suivra donc une logique traditionnelle de traitement d'image, en considérant tout d'abord les sources de données, puis en appliquant successivement une classification non supervisée, puis supervisée avec une validation terrain, avec leurs cortèges d'indices de qualité, pour finir sur une analyse spectrale fine et discutée à la lumière des problèmes de granularité spatiale.

2.1. La télédétection au service de la cartographie des espèces forestières

Ce chapitre est consacré aux méthodes de traitement d'images satellitaires et à la production d'une image finale de référence des espèces forestières. Ces données sont géoréférencées et intégrées avec d'autres couches d'informations vectorielles, comme des cartes terrain, ou raster (photographies aériennes, fonds de plan), au sein d'un système d'information Géographique (ArcGIS). La combinaison de ces informations numériques ou issues de l'expertise permet, comme nous le verrons, d'obtenir la carte des espèces. Cette carte, sous forme d'image, définira la répartition spatiale des espèces dominantes dans la couverture végétale du versant Sud du Mont Ventoux.

Les cartes sont des outils indispensables pour le gestionnaire forestier. Elles offrent non seulement les délimitations précises des peuplements forestiers, mais aussi les éléments topographiques relatifs à son environnement (routes, rivières, village, forages), ou les informations administratives et juridiques dont il a besoin. Un plan d'aménagement comporte trois parties différentes : l'inventaire, l'analyse de l'exploitation et la planification.

L'inventaire recense les cartes servant de base à tout aménagement forestier (Blais *et al.*, 2006 ; Schram, 1988).

On distingue deux types de cartes : la carte « potentielle » qui tente de discriminer les types de végétation en l'absence d'activité humaine (Kuchler & Zonneveld, 1988 ; Woodcock *et al.,* 2002) et la carte « réelle » qui vise à caractériser la végétation présente dans la zone. Les différentes cartes de végétation soulignent différentes caractéristiques ou différents attributs, certains étant floristiques, d'autres plus structuraux, comme par exemple la densité et l'hétérogénéité de la couverture végétale. Les caractéristiques sont présentées à certaines échelles dans les cartes de végétation et dépendent en général des besoins et des intérêts des utilisateurs de ces cartes (Woodcock *et al.,* 2002).

Les données satellitaires sont utilisées pour construire des cartes pour la gestion forestière. Ces cartes diffèrent des cartes traditionnelles par leur capacité à mesurer un ensemble de caractéristiques, telles que la surface totale et la surface terrière des forêts, la hauteur dominante du peuplement, le volume de bois, la croissance du peuplement, la productivité, l'âge du peuplement, la fermeture de couronne boisée, la densité de végétation, l'indice de surface foliaire (LAI). De nombreuses publications existent à ce sujet (exemple : Gaveau *et al*, 2003; Mäkelä & Pekkarinen, 2004; Hyyppä, 2000; Tetuko *et al.*, 2001). Ces mesures permettent de compléter, et parfois de remplacer, l'information observée sur le terrain comme la composition en espèces et la structure des peuplements (Jha *et al.*, 1997; Cohen & Spies 1992 ; Franklin, 1986).

La télédétection s'associe à différentes méthodes de reconnaissance et de classification qui permettent de cartographier la couverture forestière. Citons par exemple les réseaux de neurones (Kavzoglu & Curran, 2003 ; Carpenter *et al.*, 1999), l'Analyse de Mixture Spectrale (AMS) et Analyse de Mixture Spectrale Linéaire (AMSL) (Bahri *et al.*, 2007 ; Gilabert *et al.*, 2000), la classification contextuelle (Magnussen *et al.*, 2004 ; Tso & Olsen, 2005), l'algorithme de *k*-nn (k nearest neighbours) (Finely & McRoberts, 2008 ; Thessler *et al.*, 2008 ; McRoberts, 2008), l'algorithme isodata (Debinski *et al.,* 1999). La méthode la plus utilisée est la classification supervisée par maximum de vraisemblance (Hagner & Reese, 2007 ; Nangendo *et al.*, 2007).

Le premier essai cartographique significatif de la végétation de Mont Ventoux, a été réalisé à l'échelle du 1/50000e, par Gobert et Pautou en 1969 (Barbero *et al.,* 1978). La carte de Guende, qui a été dessinée en 1978 à l'échelle du 1/25000ème dans le cadre de l'action « Équilibres biologiques au Mont Ventoux », représente une base cartographique essentielle dans les études de dynamique forestière et la répartition spatiale des peuplements forestiers du Mont Ventoux. Celle-ci est réalisée à partir d'un échantillonnage, et basée sur les séries de végétation définie par Gaussen (1948), qui délimite les différents milieux et stades forestiers de futaie, de fruticée et de pelouse de chaque série de végétation, mais également les reboisements différenciés selon la nature de l'essence exploitée.

Depuis 1986, l'IFN (inventaire forestier national) a commencé à réaliser des cartes forestières départementales de précision décamétrique, stockées dans un SIG, par interprétation de photographies aériennes infrarouges ou panchromatiques à une échelle variant du 1/170000ème au 1/25000ème. Aujourd'hui, elles sont élaborées à partir de Base de Données « Ortho » (Base de Données d'images Raster ortho-rectifiées) de l'IGN en couleurs naturelles ou Orthophotoplan de l'IFN réalisé à partir des photographies infrarouges, en utilisant des limites de régions forestières des délimitations de propriété forestière déjà établies, et par identification des types de formation végétale sur fond de référence IGN au 1/250000ème. Des missions de vérification sur le terrain sont faites à intervalle de temps régulier. Des informations statistiques sont associées aux cartes. Ces cartes sont mises à jour périodiquement pour chaque département tous les 10 à 12 ans. L'unité spatiale minimale est une surface de 2,25 ha, de plus de 75 mètres de large. Le niveau de précision moyen est de 25 mètres, 50 mètres en zone de relief accidenté (Fiche IFN, 2004).

Une carte des peuplements forestiers a été réalisée par J. Ladier (ONF/CRAT Manosque) à l'échelle de 1/10000^{e} dans le cadre du projet Ecofor Ventoux et achevée en septembre 2001. Cette carte résulte d'une compilation des cartes de peuplements réalisés dans le cadre des aménagements forestiers sur le massif de Ventoux : forêts communales de Bédoin, de Beaumont-du-Ventoux, et domaniales du Mont Ventoux, du Toulourenc, de la Tune (Drôme), et du Ventouret.

L'image, ou la photographie aérienne, est une représentation spatiale des informations reçues, à un instant donné, avec une résolution définie. Elle exerce un rôle majeur dans les

développements de la cartographie. Elle fournit un instrument essentiel à la gestion du territoire (Caloz & Collet, 2001). L'image, ou la photographie, est en fait le résultat d'une série de mesures à une résolution donnée. La carte est le résultat d'une classification dont l'objectif est de présenter les objets en exprimant leur distribution spatiale (Girard & Girard, 1999).

On peut distinguer deux grands types de traitement d'images : l'interprétation visuelle et la classification automatique. Les premières cartes de végétation, faites avec l'aide de la télédétection, ont été basées sur l'interprétation visuelle des photographies aériennes. Le scénario de cartographie implique la délimitation des secteurs homogènes ou des peuplements de végétation. Cette méthode conduit à avoir des groupes de peuplements homogènes de végétation, pour lesquels des « labels » caractérisent les propriétés de la végétation dans chaque groupe. Les propriétés typiques de végétation considérées sont les espèces dominantes, la taille et la densité de la végétation, la présence et la nature de la végétation de sous-étage. Certaines de ces propriétés sont mesurées par des méthodes photogrammétriques (Lillesand & Kiefer, 2000). D'autres propriétés de la végétation sont estimées par la couleur, la forme, la texture observées dans la photographie aérienne (Estes *et al*. 1983) et basées sur les connaissances de l'interprète, augmentées avec des visites de terrain.

Le deuxième type de cartes de végétation est réalisé à partir des images satellitaires par traitement numérique. Les fonctions de traitement des images peuvent se regrouper en quatre catégories (Girard & Girard, 1999)

1- Prétraitement : cette fonction permet de préparer les images pour l'analyse principale et l'extraction de l'information. Les opérations de prétraitement se divisent en une **correction radiométrique** qui permet de réduire les bruits dus au capteur ou à l'atmosphère, et en une **correction géométrique** qui permet la correction des distorsions géométriques dues aux variations de la géométrie Terre-capteur, et la transformation des données en vraies coordonnées géographiques.

2- Rehaussement de l'image : cette fonction a pour but d'améliorer l'apparence de l'image pour aider à l'interprétation et l'analyse visuelles. Il permet l'étirement des contrastes pour

augmenter la distinction entre les différents éléments d'une scène, et le filtrage spatial pour conserver les valeurs radiométriques de l'image.

3- Transformation d'images : cette opération permet de combiner et transformer les différentes bandes spectrales en nouvelles bandes qui montrent plus clairement certains éléments de la scène. Différentes méthodes sont appliquées tels que le rapport spectral et l'analyse en composantes principales qui sont utilisées pour mieux représenter l'information en imagerie multispectrale.

4- Classification et analyse d'image : cette opération est utilisée pour identifier et classifier numériquement les pixels d'une image. Cette méthode est basée sur les caractéristiques statistiques de la valeur de l'intensité du pixel. Il existe une grande variété d'approches pour réaliser une classification automatique, comme par exemple la classification supervisée et la classification non supervisée.

Les images multispectrales sont fournies pour un certain nombre de différentes bandes spectrales. Chacune de ces images se compose de pixels à deux dimensions. La valeur de chaque pixel correspond à la moyenne de réflectance de surface (surface de l'objet) où l'axe horizontal représente l'image spatiale pour chaque bande, et l'axe vertical représente la signature spectrale pour chaque objet. La signature spectrale est l'outil de diagnostic le plus utilisé pour identifier la composition d'une unité surfacique (Elachi & Van Zyl, 2006).

L'identification des espèces est un aspect important de l'inventaire et de la gestion forestière. La télédétection nous offre des moyens pour reconnaître, avec une certaine précision, les différentes espèces, surtout dans les zones où l'intervention de terrain systématique serait difficile et fastidieuse, pour des raisons de relief accidenté et d'isolement. L'identification des espèces à grande échelle peut être faite à partir des données multispectrales, des données hyperspectrales ou des photographies aériennes. Tandis qu'à petites échelles, elle peut être faite à partir des données de radars (Site web 5). Les systèmes satellites comprenant Landsat TM, ETM+ et SPOT à une très haute résolution, sont employés pour analyser la richesse spécifique (Debinski *et al.,* 1999, Oindo *et al.,* 2003, Lucas & Carter, 2008). Pour l'identification de cette richesse, une résolution spectrale fine peut être plus intéressante qu'une petite résolution spatiale (Gao, 1999 ; Thenkabail *et al.,* 2003).

La distinction entre différentes espèces est basée sur les différences d'activité chlorophyllienne, qui définit le comportement spectral. A l'oeil humain, beaucoup de plantes montrent des variations de la couleur verte, ce qui se traduit par des différences spectrales entre les différentes espèces. La mesure de ces différences est devenue possible avec les nouveaux développements des outils de la télédétection, qui a constitué un atout majeur pour quantifier et identifier les différentes espèces (Clark *et al.,* 1995). Les différences entre les espèces sont particulièrement marquées dans les bandes du rouge (autour de 675 nm) et du proche infrarouge (800 à 1000 nm) (Girard & Girard, 1999). Généralement, les changements du signal spectral capturé dépendent de la géométrie des données d'acquisition, de la longueur d'onde et du type de végétation étudié (Kimes *et al.,* 1984). Par exemple, l'indice de surface foliaire (LAI) est particulièrement sensible la réflectivité dans le proche infrarouge (NIR), tandis que la partie visible du spectre est fortement affectée par la chlorophylle (Houborg & Boegh, 2008).

Il existe de nombreuses manières ou procédures pour transformer l'information spectrale en information exploitable thématiquement. La classification automatique est la plus fréquemment utilisée en traitement d'image (Caloz & Pointet, 2003). Cette méthode a été appliquée pour cartographier la végétation de notre site d'étude. La procédure de classification se catégorise en deux groupes : la classification non supervisée et la classification supervisée. Le pixel représente un élément de référence, le regroupement est basé sur le seul critère de ressemblance spectrale. Deux pixels qui ont des signatures spectrales proches, comprises dans un intervalle fixé par l'algorithme proposé, appartiendront à la même classe thématique (Caloz & Collet, 2001).

Comme nous l'avons évoqué, le premier objectif est de cartographier les espèces qui dominent la couverture forestière de la forêt du versant Sud du Mont Ventoux. Nous visons d'une part, à montrer la pertinence des méthodes de télédétection pour la cartographie des formations forestières (classification non supervisée par l'algorithme « isodata », et classification supervisée par maximum de vraisemblance). D'autre part, nous nous intéressons à la possibilité d'identification et de discrimination des espèces forestières, à partir des images multispectrales SPOT 5 à différentes résolutions spatiales. Il s'agit de répondre à la question suivante : quelles sont les conditions spectrales et spatiales optimales pour la meilleure

discrimination des espèces forestières du versant Sud du Mont Ventoux à partir des données satellitaires SPOT 5 ?

Nous allons donc appliquer l'analyse numérique des images sur des données SPOT5 à trois résolutions différentes (2,5, 5 et 10 mètres), en utilisant les outils éprouvées de classification automatique proposée par le logiciel Erdas IMAGINE (8.3.1). Nous obtiendrons une carte numérique qui représente la distribution spatiale des espèces dominantes de la forêt du Sud du Mont Ventoux, carte qui servira de référence, avec une carte issue d'un indice de végétation, pour la mesure de la biodiversité.

2.2. Classification non supervisée (CNS)

2.2.1. Méthode

Pour éviter la confusion entre la classe thématique et la classe spectrale, on peut tout d'abord en donner les définitions selon Caloz & Collet (2001) :
Classe : un ensemble d'objets (ou d'individus) ayant des caractères communs.
Classe thématique : une classe d'occupation du sol définie selon la nature du territoire ou de son utilisation.
Classe spectrale : un groupe de pixels présentant des propriétés spectrales similaires.

La CNS est utilisée dans le cas où on ne dispose d'aucune information sur la zone d'intérêt, ou quand on ne souhaite pas exploiter les données dans la phase initiale d'analyse. Le classement des pixels est effectué uniquement selon le critère de la ressemblance spectrale, l'étiquetage thématique sera effectué après l'identification des classes spectrales (Caloz & Collet, 2001 ; Candillier *et al.,* 2004).

Plusieurs méthodes sont généralement utilisées dans la classification non supervisée : méthodes hiérarchiques, méthodes statistiques, méthodes basées sur les K-MEANS, méthodes basées sur la théorie des graphes, la densité ou les grilles, les réseaux de neurones, l'algorithme GNG (Growing Neural Gas) et l'algorithme ISODATA (Iterative Self-Organizing Data Analysis Technics). Toutes ces méthodes sont fortement dépendantes de la distance utilisée, dans la plupart des cas la distance euclidienne, où l'espace est admis de

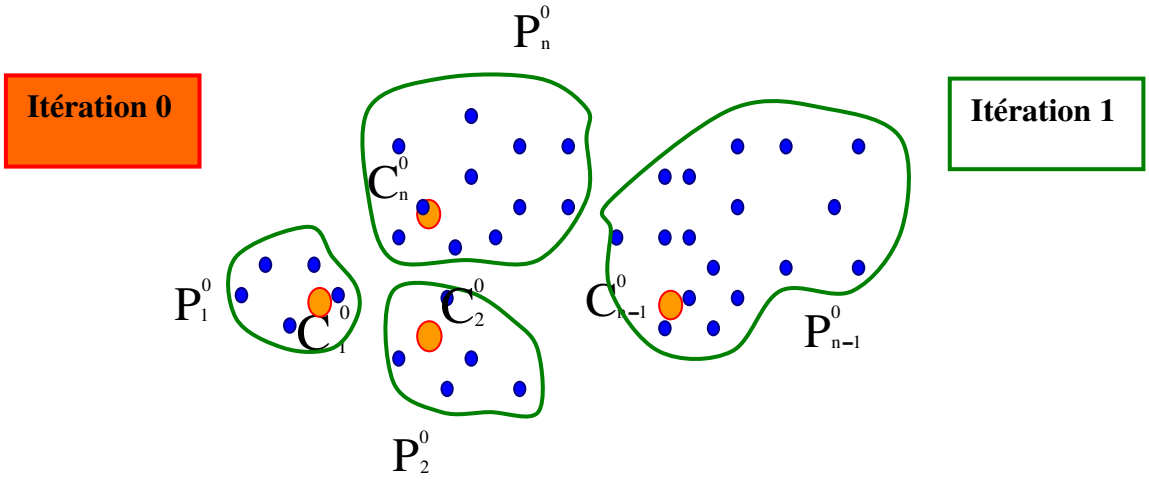
métrique constante (Caloz & Collet, 2001). La distance spectrale entre deux pixels ai et aj s'exprime pour une image de N bandes par l'équation suivante :

$$d(ai, aj) = \sqrt{\sum_{k=1}^{N} (a_{i,k} - a_{j,k})^2}$$

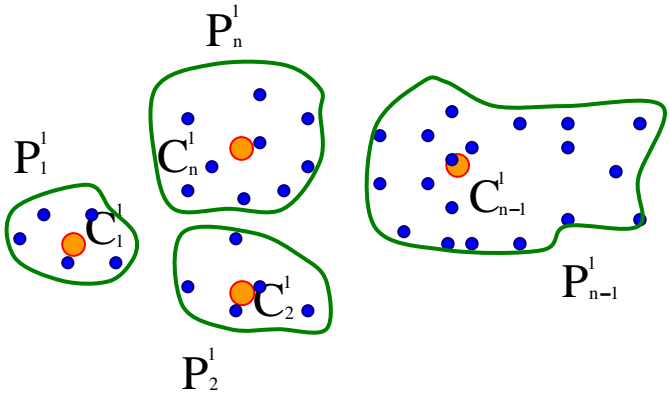
Où ai,k est la réflectance spectrale du pixel ai dans la bande k.

Les deux algorithmes le plus souvent utilisés sont K-MEANS et l'algorithme ISODATA. L'algorithme ISODATA est le classificateur utilisé dans cette étude. Cet algorithme est itératif parce qu'il effectue plusieurs passes à travers l'ensemble des données, jusqu'à ce qu'il converge vers un résultat (Sing-Tze, 1992). Les paramètres à intégrer par l'analyste sont le nombre de classes et le nombre d'itérations. Son principe est basé sur le regroupement de tous les pixels autour des centres des classes dont le nombre est défini au préalable par l'utilisateur. Cet algorithme fonctionne selon le principe suivant (Ref 1) :

1- *Itération 0* : on choisit les centres provisoires de classes C^0, ces centres sont déterminés de manière pseudo aléatoire dans l'espace des données.
2- *Itération 1* : on calcule les distances qui séparent chaque pixel des centres des classes. Chaque pixel de l'image est affecté au centre le plus proche. On obtient ainsi une première partition P^0 de l'ensemble des pixels en *n* classes.

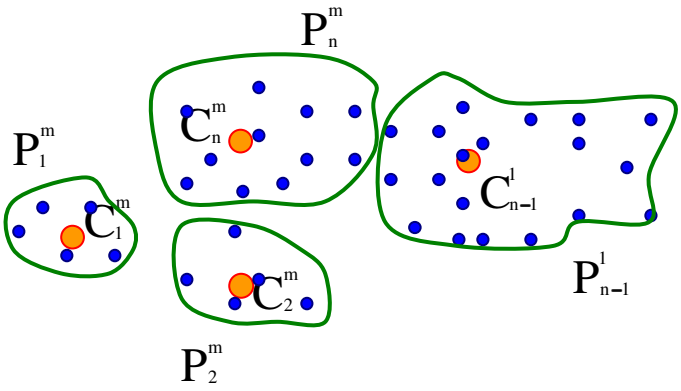


3- *Itération 2* : les centres sont déplacés, on calcule donc pour chaque classe obtenue précédemment les nouveaux centres C^1, puis on réaffecte les pixels aux centres les plus proches. Ce qui permet de définir une nouvelle partition P^1



Itération 2

4- *le processus est réitéré jusqu'à ce que deux itérations successives conduisent à la même partition*, ou lorsque le nombre d'itérations choisi par l'utilisateur au départ est atteint. Il est donc important de s'assurer que le nombre d'itérations choisi au début est supérieur à celui nécessaire pour que les classes constituées se stabilisent. L'utilisateur peut également spécifier un critère statistique, une mesure de la variance intra classe, qui stoppe le processus itératif lorsqu'il est atteint.



Itération m

L'inconvénient de cette méthode réside dans le risque d'obtenir un nombre moindre de classes finales et donc des classes vides. La partition finale dépend de la partition de départ. En fait, on n'obtient pas l'optimum global, mais seulement la meilleure partition possible à partir de celle de départ.
La méthode du K-MEANS procède de façon équivalente, mais le choix du nombre de classes est généralement fait par l'algorithme et le centre est recalculé à chaque affectation d'un pixel à une classe (Ref 1, Site web 6).

Plusieurs problèmes potentiels résultent de l'utilisation de la classification non supervisée dans la cartographie d'une couverture végétale. Le premier est que certaines classes peuvent être sans signification du fait qu'elles représentent un mélange de différentes couvertures extérieures. Par ailleurs, une classe informationnelle simple peut être distribuée en deux classes spectrales.

2.2.2. Données traitées

La classification non supervisée a été appliquée sur des images multispectrales Spot 5, de résolution 2,50, 5 et 10 mètres. Chaque résolution a été obtenue par une fusion de deux images (tableau 2), l'une en mode panchromatique, et l'autre en mode multispectral (Fiche technique Spot, 2005) :

Tableau 2. Caractérisation des images utilisées.

Scène	Date	Synthèse	Prétraitement	ID
R 2,5 m	08/04/2004	Image panchromatique à 2,5 m + image multispectrale de 3 bandes à 10 m	2A*	049_261_040408_5_T
R 5 m	08/04/2004	Image panchromatique à 5 m + image multispectrale de 3 bandes à 10 m	2A*	049_261_040408_5_A
R 10 m	08/04/2004	Image panchromatique à 10 m + image multispectrale de 4 bandes à 20 m	3 ortho**	049_261_040408_5_J

Les images en question ont été découpées pour recouvrir le versant Sud du Mont Ventoux au-dessus de 800 m d'altitude (figure 3). Des parties de l'image ont été éliminées à cause d'un manque d'information spectrale, qui est dû à une couverture nuageuse recouvrant la zone sommitale. Ensuite, nous avons appliqué la classification non supervisée, en ignorant dans un premier temps toutes les informations disponibles (tableau 3).

La classification non supervisée a été effectuée à l'aide du logiciel ERDAS IMAGINE 8.3.1, qui utilise l'algorithme ISODATA. Cet algorithme emploie la distance spectrale minimale entre les pixels de l'image et les centres des agrégats des pixels qui représentent les classes. Avant de lancer la classification, nous avons précisé un nombre de 10 classes, en considérant que ce nombre discrimine correctement les classes de végétation présentes dans le site à classifier. Le nombre maximum d'itérations a été fixé à 30. Ensuite, le seuil de convergence a été fixé par défaut à 0,95. Le seuil de convergence représente le pourcentage de pixels qui ne changent pas les répartitions d'une itération à l'autre.

*: Un niveau de correction qui tient compte des distorsions dues aux conditions de prise de vue, ainsi que des transformations nécessaires pour transposer l'image dans la projection cartographique standard UTM WGS 84, précision de localisation de 30 m.

**: Un niveau de correction qui tient compte des distorsions dues aux conditions de prise de vue, ainsi que des transformations nécessaires pour transposer l'image dans la projection cartographique requise ; se distingue par la correction des erreurs dues au relief en utilisant le modèle numérique d'élévation (MNE) avec une précision de localisation de 10 m (fiches techniques de SPOT).

La classification non supervisée a été exécutée une seconde fois, en précisant cette fois-ci un fichier spectral utilisé pour servir de base au clustering (classification dite « semi-supervisée »). Le fichier spectral a été établi auparavant en tenant compte des différences de couleur et de texture du contenu de l'image à classifier.

Figure 3. Zone de travail, versant Sud de Mont Ventoux, à partir de 800m d'altitude, sans la calotte sommitale.

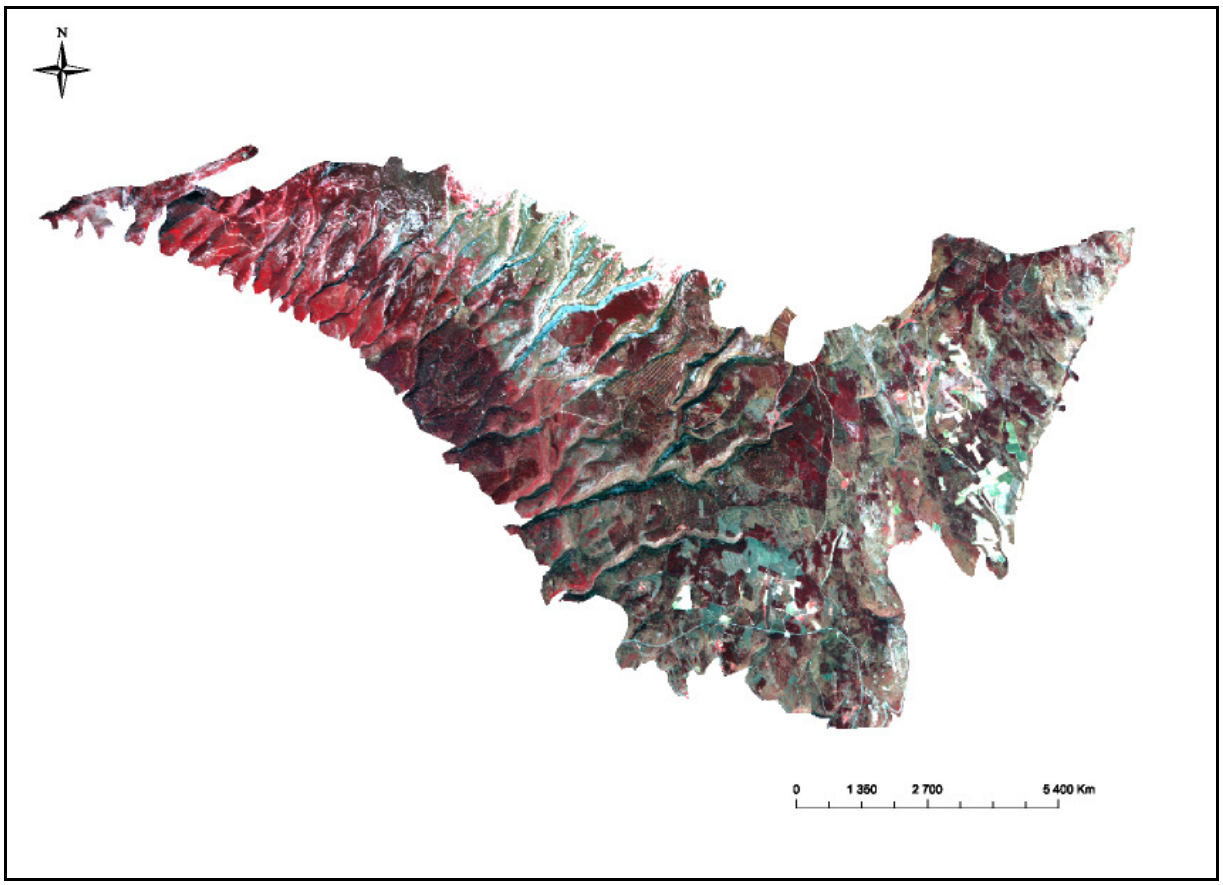


Tableau 3. Les données utilisées dans les différentes étapes de l'étude.

Données numériques	**Données cartographiques**	**Données de terrain**
3 Scènes Spot5 de résolutions 2,5 ; 5 et 10 mètres	Carte de Guende 1978	Sortie de terrain entre 23 et 26 avril 2007
	Carte IFN 2004	
Photo aérienne de résolution 0,5 mètres	Carte J. Ladier (ONF)	Sortie de terrain entre 4 et 7 décembre 2007
	TOP 25	

2.2.3. Résultats

Les classifications non supervisée et semi-supervisée ont abouti à des résultats un peu différents. La figure 4 représente un échantillon du site du travail. Avant d'utiliser éventuellement cette cartographie comme référence pour l'analyse de la biodiversité, il nous semble intéressant d'évaluer la qualité de ce type de classification (non supervisée et semi-supervisée). Pour le savoir, nous avons comparé les deux cartes obtenues avec une référence. La référence la plus convaincante dans notre cas est la carte des unités d'aménagement (UA) faite par J. Ladier, représentée par la carte 0, sur la figure 4. Cette carte représente une zone géographique dominée par le chêne pubescent (CP), le pin noir (PN), le cèdre (CED) et le hêtre (HET), avec la présence de petites tâches de pin sylvestre (PS), de chêne vert (CV) et de sapin méditerranéen (SM), un reboisement de pin noir (R), une petite tâche de différents pins mélangés (PX) et une zone vide de végétation (V). La carte 0 représente 11 classes, alors que les cartes A et B sont limitées à 10 classes. Toutefois, le pin noir et le reboisement de pin noir sont représentés par une seule classe dans la classification.

À noter que, comme la classification non supervisée ne représente pas l'objectif principal de notre étude, la validation et l'analyse quantitative de la précision de la classification (matrice d'erreurs, précision globale et coefficient de Kappa), n'ont pas été réalisées. L'analyse de la précision a donc été faite de façon qualitative en comparant la classification avec la référence (carte ONF).

En effet, en comparant les cartes A (classification non supervisée) et B (classification semi-supervisée) avec la référence (0), on s'aperçoit que la classification a réussi à reconnaître les 4 grandes classes présentées par la référence. Ces grandes classes sont : le chêne pubescent, le hêtre, le pin noir et le cèdre, qui représentent les classes majoritaires de la carte 0. On peut remarquer que le classificateur non supervisé (carte A) a pu identifier une tâche dense de pin noir (classe 3), le massif de cèdre (classe 7) et la tache de chêne pubescent (classe 1). Quant au classificateur semi-supervisé (carte B), il a eu du mal à identifier la tâche dense de pin noir (classe 3), alors qu'il a réussi à reconnaître d'autres sites de pin noir qui ne sont pas apparus sur la carte A. Le massif du cèdre (classe 7) a été mieux détecté avec ce classificateur. L'identification du chêne pubescent (classe 1) a été identique dans les deux cartes (A et B). Pour le hêtre, il nous semble être mieux reconnu avec le classificateur B (classe 4) par des

espèces en présence plus marquée (classes 5 et 6 de la carte B). Le hêtre a été représenté par deux classes (4 et 6) sur la carte A. Aucun des deux classificateurs n'a réussi à montrer les deux petites zones du reboisement récent en cèdre, qui se trouve au milieu du taillis de chêne pubescent. Le tableau 5 décrit la représentation des classes de végétation obtenues.

Figure 4. Classification non supervisée d'une image Spot5, résolution 10 mètres le site figuré représente une partie du massif forestier du Mont Ventoux (versant sud) : carte (A), le classificateur n'a pas utilisé un fichier spectral, carte (B) le classificateur a utilisé un fichier spectral. La référence (0) représente la carte ONF faite par J. LADIER.

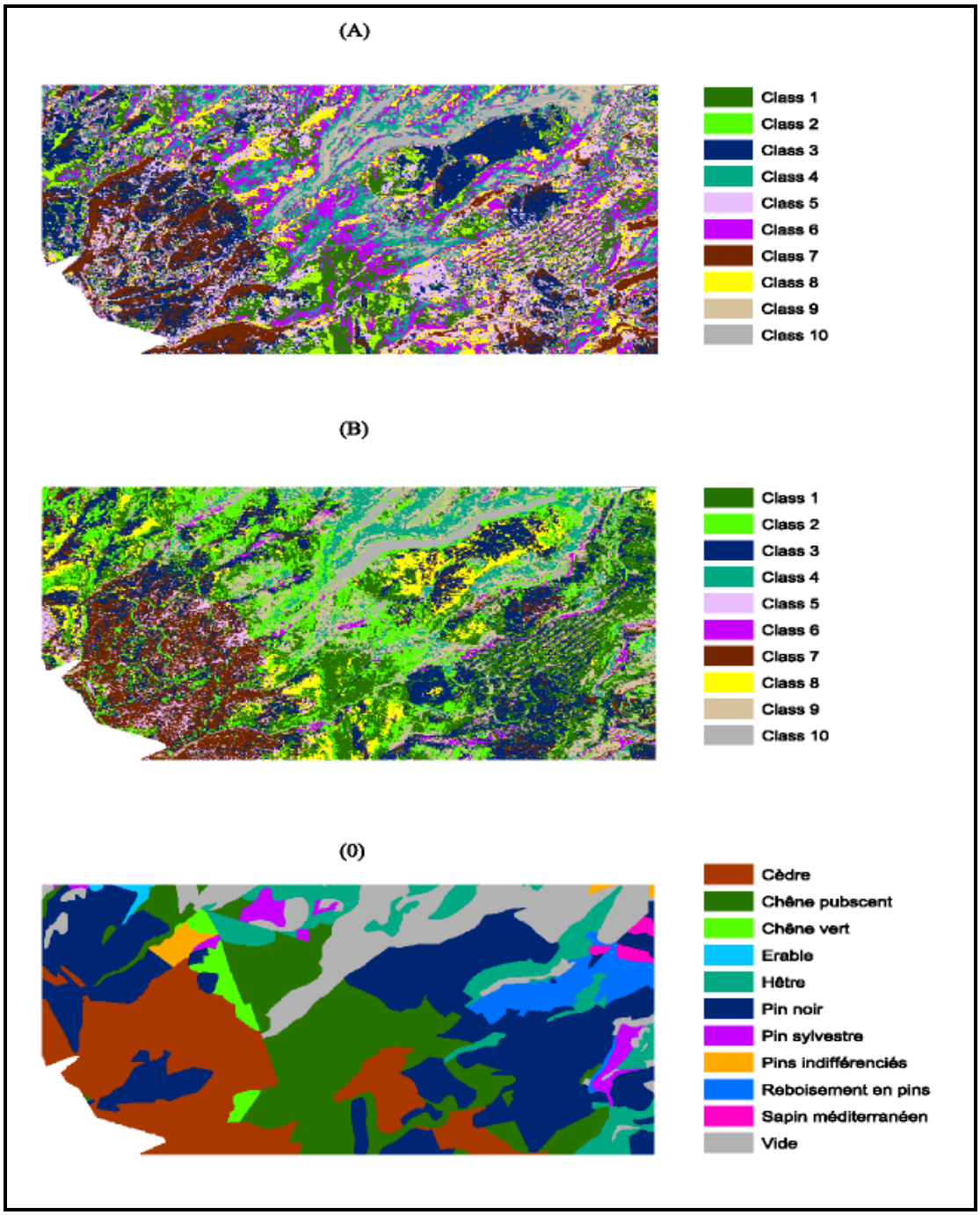


Tableau 4. Comparaison des classes obtenues par classification non supervisée avec la carte (0) (carte ONF réalisée par J. Ladier)

Espèces présentées par la référence	Classe de l'image A	Classe de l'image B
Cèdre	7 + p5 +p3	7 + p5
Chêne pubescent	1 +p6	1 +p2 + p8
Chêne vert	2	p8
Hêtre	4 + p6	4
Pin noir	3 + p5	3 + p8
Pin sylvestre	p8	p6 +p2
PX (mélange de pins)	_	_
Reboisement en pin noir	p3+ p2 + p6 + p5	p3+ p8 + p1 + p2
Sapin méditerranéen	p5	p1 + p2
Vide	9+10	9 + 10

p5 (par exemple) : une partie de la classe 5

2.2.4. Discussion

Après avoir analysé les deux images par rapport à la référence, on constate que la classification non supervisée a reconnu 5 classes de végétation sur 10 classes en supprimant la classe de zone vide. Ces classes sont les plus importantes de la forêt étudiée et elles en occupent une très grande surface. Le fait que cette méthode ait pu identifier 50% des espèces présentes dans le site indique son intérêt de cartographie de la couverture forestière. Pourtant, sa capacité n'est pas suffisante pour établir des cartes forestières à une précision utilisable par les gestionnaires. Le défaut de cette méthode vient de son incapacité de discrimination des peuplements mélangés, ou des jeunes reboisements. De plus, elle est sensible aux différences issues de la répartition spatiale d'espèces : une seule classe de végétation peut être distribuée dans plusieurs classes spectrales. Malgré cela, l'utilisation de la classification non supervisée peut aider à faire un premier tri des données, surtout dans les zones pour lesquelles on ne dispose d'aucune information. Dans la cartographie forestière, débuter par une classification non supervisée peut réduire le temps d'interprétation visuelle des données satellitaires.

La question qu'on peut alors se poser est la suivante : est-ce que l'utilisation d'un fichier spectral a permis d'obtenir une carte plus représentative de la réalité ? Ou encore : quelle est la méthode la plus pertinente, la classification non supervisée ou semi-supervisée, pour la cartographie d'une couverture forestière ?

Avec analyse qualitative, nous n'avons pas de réponse nette à cette question. À partir du tableau 4, on observe toutefois que l'utilisation du fichier spectral n'a pas apporté de différence significative au résultat de la classification. Dans la majorité des cas, les classes d'informations se retrouvent dans plusieurs classes spectrales sur les deux cartes (A et B). Par exemple, le chêne pubescent, sur la carte A, est présenté par les classes 1et 6, et sur la carte B, il est représenté par les classes 1,2 et 8. D'autres classes spectrales mélangent différentes classes d'espèces. À titre d'exemple, la classe 5 sur la carte A décrit un mélange de cèdre, de pin noir et de sapin méditerranéen. Par conséquent, on peut dire que l'utilisation de cette méthode, dans notre cas, reste relativement limitée à cause de la faible précision des cartes fournies. En revanche, elle reste une premier outil d'investigation. Observons maintenant ce que la classification supervisée peut nous permettre d'obtenir.

2.3. Classification supervisée par maximum de vraisemblance (CSMV)

2.3.1. Méthodes

La classification supervisée diffère de la classification non supervisée par la séquence de la procédure que l'analyste choisit pour insérer l'information thématique de référence. Lors de la classification non supervisée, les pixels sont regroupés, en référence à leur ressemblance, en classes spectrales. Puis, celles-ci sont interprétées en catégories thématiques. La classification supervisée procède par une démarche inverse, les classes thématiques sont en premier lieu définies par l'extraction de leurs signatures spectrales respectives, ce qui permet de déterminer par la suite les classes spectrales.

Chaque pixel de l'image sera affecté à la classe thématique correspondante selon son comportement spectral. La classification supervisée est donc conseillée dans le cas où on possède une connaissance préalable de la zone à cartographier. Le principe de cette méthode

est basé sur l'identification d'échantillons assez homogènes de l'image qui sont représentatifs de différents types de surface. Ces échantillons peuvent représenter une (ou plusieurs) zone(s) occupée(s) par une catégorie thématique connue, ce qui forme des zones d'entraînement. La procédure de classification supervisée permet une évaluation *a posteriori* par un test de séparabilité (distance statistique entre les signatures) et une matrice de confusion (pourcentage des pixels d'une zone d'entraînement distribuée dans le groupe thématique correspondant) (Site web 7).

Les étapes de la classification supervisée sont les suivantes (voir aussi la figure 5) :

1) Définition de la légende (choix des classes souhaitées selon la problématique de recherche).

2) Sélection d'échantillons représentatifs pour chaque classe thématique. L'opérateur divise par la suite ces échantillons en deux groupes : un groupe pour l'établissement des signatures spectrales (zones d'entraînement), et un autre servant à la vérification (zones de test).

3) Établissement des signatures spectrales en calculant les paramètres statistiques (moyenne, maximum, minimum, variance, etc.) à partir des zones d'entraînement. Diverses méthodes permettent d'évaluer les distances entre les signatures.

4) Choix de l'algorithme de classification et des règles de décision appropriés à l'objectif. Les classifications sont basées sur des critères de distance ou de probabilité (maximum de vraisemblance, distance minimum, etc.). A ce stade, il faut évaluer le contenu et la séparabilité des classes :

- de manière visuelle, sur une représentation graphique des signatures spectrales (courbes de signatures, histogrammes, etc.) ;
- à l'aide d'indices de divergence (distances euclidiennes entre les centres de classes, indice de Jeffries-Matusita, etc.) ;
- à l'aide d'une matrice de confusion.

5) Lancement de la classification pour l'ensemble de l'image.

6) Évaluation de la classification en la comparant à des informations de référence qui peuvent être fournies par :

- des zones tests sélectionnées sur l'image ;
- d'autres cartes ou images ;
- des relevées de terrain.

On peut distinguer deux grandes familles d'algorithmes (tableau 5) :

- Les méthodes non paramétriques : il n'y a pas d'hypothèse sur la distribution statistique des pixels (hyperboîte, distance minimum).

- Les méthodes paramétriques : la distribution statistique des pixels est connue, le plus souvent la distribution est considérée comme normale et permet d'appliquer des distances connues (distance de Mahalanobis, maximum de vraisemblance).

Figure 5. La procédure de la classification supervisée d'après Caloz & Collet (2001).

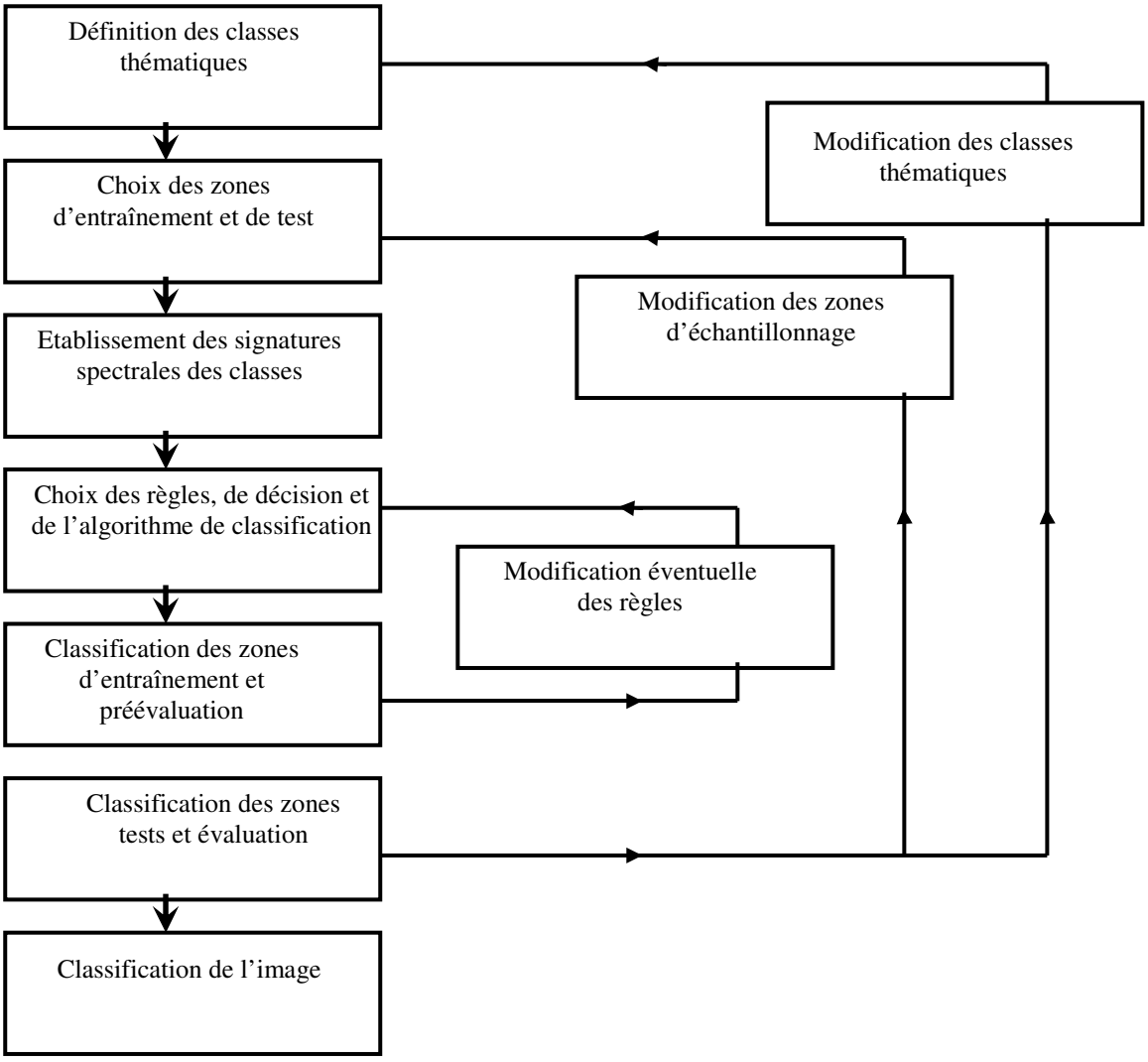


Tableau 5. Quelques algorithmes utilisés dans la classification supervisée (adaptés de Réf. 2).

Algorithme	**Distribution**	**Caractéristiques**	**Surface de décision**	**Rapidité de calcul**
Distance minimum	Aucun modèle particulier	- Seule la distance euclidienne est prise en compte. - L'espace spectral est divisé en polygones de Thiessen. - Existence de pixels non classés si une distance limite est fixée. - Résultats souvent intéressants.	Hypersphère ou hyperllipsoïde (n* écart-type)	++
Hyperboîte	aucun	-Limites de classes empiriques (min/max). - En cas de superposition des boîtes, le pixel est attribué. - Densité des valeurs de la classe non prise en compte. - Existence de pixels non classés. - Efficace si les classes sont bien disjointes.	Hyperboîte (min/max)	+ + +
Distance de Mahalanobis	normalité	- Basée sur les distances normées par l'écart-type de la distribution. - Tient compte de l'orientation de la distribution dans l'espace spectral. - Plus représentative de la distribution des valeurs que les précédentes. - À n'utiliser que si les échantillons sont suffisamment grands.	Hyperellipsoïde (n*écart-type)	+
Maximum de vraisemblance	normalité	- Prise en compte de probabilités a priori et d'un « coût » d'erreur -Tient compte de l'orientation de la distribution dans l'espace spectral. -À n'utiliser que si les échantillons sont suffisamment grands. En principe, méthode la plus efficace. Méthode la plus souvent utilisée.	Hyperllipsoïde (probabilité)	-

Le maximum de vraisemblance (Maximum Likelihood, ML) est la méthode de classification la plus utilisée, car elle s'appuie sur des considérations théoriques éprouvées. Cette méthode

est basée sur la probabilité qu'un pixel appartienne à une classe particulière, quand la distance spectrale entre ce pixel et le centre de la classe est la plus courte. Le critère de décision pour affecter le pixel à une classe ou à d'autres, se basant sur la distance spectrale, s'exprime sous la forme suivante (Caloz & Collet, 2001) :

$$a \varepsilon C_1 \text{ si } d\ (\mathbf{a}\text{-}\mathbf{m_1})^2 < d\ (\mathbf{a}\text{-}\mathbf{m_2})^2$$

Où d est la distance spectrale entre le pixel **a** et les centre des classes $\mathbf{m_1}$ et $\mathbf{m_2}$

Quand il s'agit d'une forêt, lors d'une classification par maximum de vraisemblance, on utilise effectivement des échantillons pour déterminer les classes de végétation, qui deviennent également des centres dans l'espace multispectral. La méthode se base sur une analyse statistique de la distribution des vecteurs spectraux de l'échantillon pour définir des zones de probabilité équivalente autour de ces centres. La probabilité d'appartenance à chacune des classes est calculée pour chaque pixel, qui sera affecté à la classe pour laquelle la probabilité est la plus élevée. Un avantage considérable de cette méthode est qu'elle fournit pour chaque pixel, en plus de la classe à laquelle il a été affecté, un indice de certitude lié à ce choix.

Le résultat de la classification peut ensuite subir des traitements visant à simplifier le résultat acquis, comme par exemple une généralisation spatiale par filtrage de la classification visant à éliminer des pixels isolés, ou une généralisation thématique par fusion de certaines classes en des classes plus générales. Nous avons choisi d'utiliser cette seconde méthode.

2.3.2. Données

La classification supervisée a été appliquée sur les mêmes données que celles de la classification non supervisée (tableau 2, figure 3). Le caractère supervisé de cette méthode nous a donc imposé de définir des zones d'entraînement par une sélection d'échantillons représentatifs de différents types de végétation du massif du Ventoux. Les parcelles d'entraînement ont été assemblées par une superposition des données auxiliaires montrées dans le tableau 3.

Trois échantillons d'entraînement sont définis par classe, pour une surface totale de presque 2,5 ha. Cette opération a été répétée pour toutes les résolutions étudiées. Le fait de garder la même surface totale des échantillons par classe pour toutes les résolutions fait varier le nombre de pixels par échantillon selon la résolution. Un seul échantillon par résolution d'une surface de moins de 2,5 ha, a été retenu pour le pin sylvestre en raison de la difficulté à disposer de cette espèce en tâche pure sur la zone d'étude. Le pin sylvestre est la plupart du temps mélangé avec le pin noir ou le pin à crochet. Un seul échantillon de moins de 2,5 ha est délimité pour le mélèze, car cette espèce se trouve en deux petites tâches dans la zone de travail.

La collection des échantillons à l'appui des cartes disponibles des peuplements de notre zone de travail n'assure pas que ces échantillons soient dominés par des espèces clairement identifiées. Pour les parcelles d'entraînement collectées sur le terrain, un échantillon par classe d'une surface de 0,5 ha a été réalisé dans le but de garantir des échantillons très homogènes de l'espèce concernée. Une analyse complémentaire sur le terrain a permis d'identifier les caractéristiques spectrales propres de chaque espèce en éliminant l'effet du mélange d'espèces qui est fortement probable pour les parcelles étudiées avec d'autres sources d'information.

La légende de la classification et les caractéristiques des parcelles d'entraînement sont décrites dans les tableaux (tableaux 6 et 7).

Tableau 6. Les caractéristiques des parcelles d'entraînement.

Espèces forestières	nombre de polygones	surface totale en ha	N de pixels totaux /Résolution	légende de la classification
Pin noir d'Autriche (*Pinus nigra*)	3	2,51	4014 /2,5	PN
	3	2,5	1000 /5	PN
	3	2,5	250 /10	PN
Pin sylvestre (*Pinus sylvestris*)	1	1 ,00	1603 /2,5	PS
	1	1,03	413 /5	PS
	1	0,69	69 /10	PS
Pin à crochet (*Pinus uncinata*	3	2,51	4014 /2,5	PA
	3	2,5	1000 /5	PA
	3	2,5	250 /10	PA
Pin laricio *(Pinus nigra laricio)*	-	-	-	-
Pin maritime (*Pinus pinaster)*	-	-	-	-
Cèdre de l'atlas (*Cedrus atlantica*)	3	2,51	4014 /2,5	CED
	3	2,5	1000 /5	CED
	3	2,5	250 /10	CED
Érable à feuille d'obier (*Acer opalus*)	-	-	-	-
Chêne pubescent (*Quercus pubescens*)	3	2,51	4014 /2,5	CP
	3	2,55	1019 /5	CP
	3	2,5	250 /10	CP
Chêne vert (*Quercus ilex)*	3	2 ,51	4013 /2,5	CV
	3	2,5	1000 /5	CV
	3	2,5	250 /10	CV
Alisier torminal (*Sorbus torminalis*)	-	-	-	-
Alisier blanc (*Sorbus aria*)	-	-	-	-
Hêtre *(Fagus sylvatica)*	3	2,51	4014 /2,5	HET
	3	2,5	1000 /5	HET
	3	2,5	250 /10	HET
Sapin *(Abies méditerranéens)*	-	-	-	-
Mélèze *(Larix europea)*	1	1,52	2461 /2,5	MEL
	1	1,1	430 /5	MEL
	1	1,21	121 /10	MEL

Huit classes de végétation représentent les espèces dominantes de la couverture forestière de forêt de Ventoux (versant sud). Ces espèces sont : le pin noir (PN), le pin sylvestre (PS), le pin à crochet (PA), le cèdre (CED), le chêne pubescent (CP), le chêne vert (CV), le hêtre (HET), le mélèze (MEL). Le mélèze est présent sur la zone en tâches pures, avec un accès facile, ce qui nous a permis de l'inclure dans la légende de la carte. À l'inverse, l'érable et l'alisier sont présents avec une densité plus importante, mais en mélange avec d'autres essences. Par conséquent, avoir des signatures spectrales propres à ces deux espèces n'étant pas possible, ces deux espèces ont été ignorées dans notre légende. Deux classes supplémentaires qui ne concernent pas la végétation ont été prises en compte lors de la classification : le sol nu et les éboulis.

Une fois le fichier spectral construit pour chaque résolution, la classification peut commencer en appliquant l'algorithme du maximum de vraisemblance.

Tableau 7. Les caractéristiques des parcelles d'entraînement établies à partir des données de terrain.

Espèces forestières	**Nombre de parcelles**	**Surface par parcelle en ha**	**x, *y* (1)**	**x, *y* (2)**	**x, *y* (3)**	**x, *y* (4)**
PN	1	0.5	**837907,00**	**837840,36**	**837801,15**	**837864,86**
			207620,41	*207693,26*	*207657,27*	*207591,64*
PS	1	0.5	**832427,83**	**832521,21**	**832611,24**	**832410,16**
			209961,72	*209934,87*	*209888,84*	*209885,67*
PA	1	0.5	**832011,91**	**832106,68**	**832124,76**	**832089,77**
			211689,77	*211658,22*	*211701,30*	*211733,88*
PL	-	-	-	-	-	-
PM	-	-	-	-	-	-
CED	1	0.5	**834585,77**	**834633,02**	**834606,92**	**834560,85**
			208726,48	*208706,81*	*208613,12*	*208629,45*
Er	-	-	-	-	-	-
CP	1	0.5	**835694,75**	**835813,55**	**835859,44**	**835838,29**
			207460,02	*207557,50*	*207639,27*	*207447,34*
CV	1	0.5	**830164,41**	**830114,23**	**830157,31**	**830206,36**
			210000,33	*209914,31*	*209887,67*	*209967,45*
AL	-	-	-	-	-	-
HET	1	0.5	**835844,09**	**835883,27**	**835939,45**	**835894,62**
			210965,79	*210933,37*	*211014,14*	*211024,89*
SP	-	-	-	-	-	-
MEL	1	0.5	**840710,39**	**840748,84**	**840807,87**	**840765,99**
			207569,90	*207601,62*	*207523,64*	*207491,66*

Deux sorties sur le terrain complémentaires ont été effectuées sur deux périodes différentes : la première entre le 23 et 26 avril en 2007, la seconde entre le 4 et 7 décembre 2007. L'objectif est d'un côté, de repérer des échantillons représentatifs des espèces considérées qui sont nécessaires pour le fichier spectral, d'un autre côté, de valider la carte obtenue par la classification supervisée.

La classification a été réalisée deux fois, en changeant à chaque fois l'origine du fichier spectral (référence ou terrain). Deux cartes sont obtenues. La première est produite à l'aide du fichier spectral construit par la superposition des cartes disponibles (IFN, ONF et Guende) sur les images. Le fichier spectral est par ailleurs utilisé pour produire la deuxième carte basée sur l'assemblage des parcelles de terrain. Les deux cartes sont comparées avec la carte de référence de l'ONF.

2.3.3. Résultats

L'analyse préliminaire des cartes obtenues par le maximum de vraisemblance (figure 6) montre la capacité de la classification supervisée pour la cartographie de la végétation. Les différentes caractéristiques des parcelles d'entraînement ont toutefois conduit à obtenir deux cartes sensiblement différentes. Le fichier spectral construit à partir des cartes de référence (IFN, ONF et Guende), a permis de reconnaître certaines espèces. La signature spectrale issue des données de terrain n'a pas vraiment aidé à identifier les espèces. La figure 6 montre trois cartes (C, D et 0) représentant la même zone géographique. Les cartes C et D sont produites à partir de la classification supervisée. La carte (0) représente la carte de référence, avec laquelle on compare les deux cartes (C et D) obtenues par cette classification. Les signatures spectrales utilisées pour la carte C sont fournies à l'aide d'une carte de référence constituée de trois parcelles par classe de végétation, dans trois zones géographiques différentes par leur densité et leur structure. Pour la carte D, la source de l'information spectrale était une seule parcelle par classe de végétation, d'une surface moins importante.

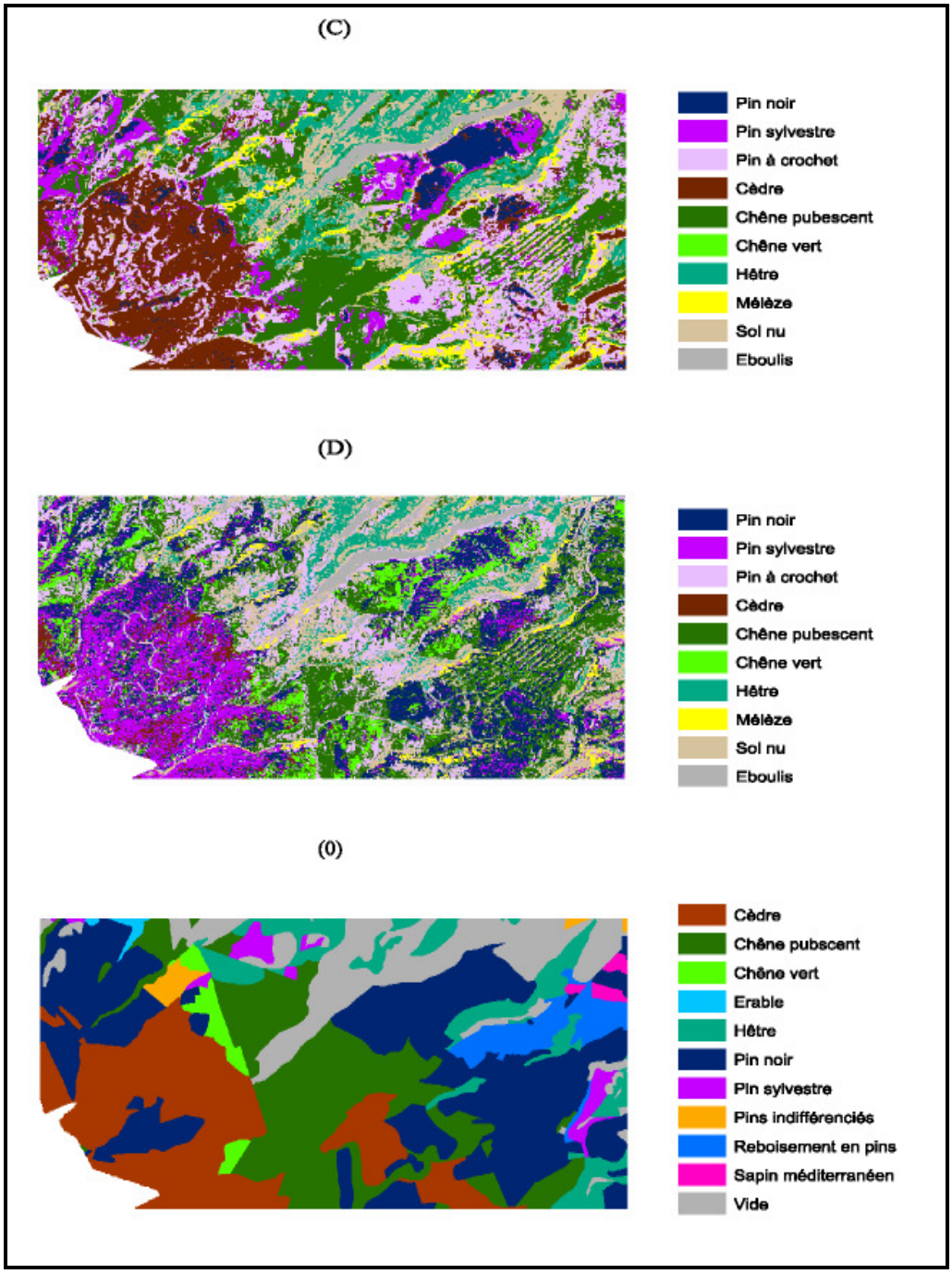
La comparaison visuelle des cartes C, D et (0), indique que le chêne pubescent, le cèdre et le hêtre ont été la plupart du temps bien identifiés sur la carte C. Un problème est survenu pour la discrimination des différentes espèces de pins. Seule une petite tâche dense de pin noir a été identifiée, alors que le reste du reste pin noir a été considéré comme du pin à crochet ou du

pin sylvestre. Autre problème : le mélèze se trouve dans la majorité des peuplements identifiés sur la carte, tandis qu'en réalité on ne le trouve que dans deux petites tâches. Sur la carte D, le massif de cèdre a été classifié comme du pin sylvestre et il y a une confusion entre le chêne pubescent et le pin à crochet, et entre le chêne pubescent et le chêne vert. À noter une présence du mélèze et du chêne vert partout sur la carte, mais de façon moins importante que dans la carte C pour le mélèze. L'avantage de cette carte est la bonne discrimination du pin noir.

La classification a donc été refaite en supprimant le mélèze, qui ne représente pas une espèce dominante dans notre zone d'étude (Annexe A). Cette étape a été suivie par une deuxième élimination, celle du pin sylvestre, en raison des imprécisions dans la détermination de ses parcelles d'entraînement. L'annulation du pin sylvestre a permis une meilleure identification du chêne vert. Les peuplements de pin sylvestre ont été dans ce cas classifiés comme pin à crochet, car les deux espèces ont des propriétés spectrales proches (Annexe A).

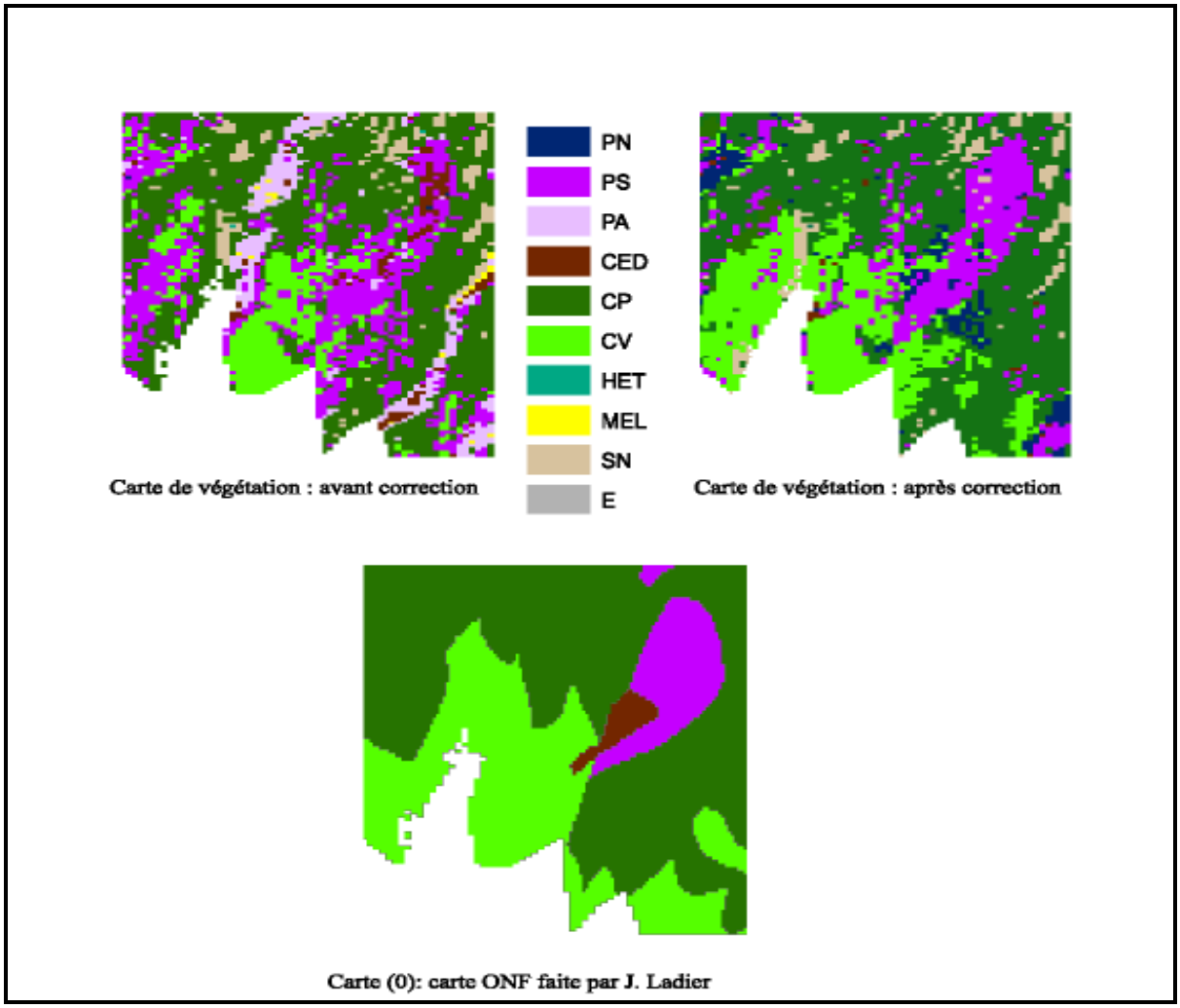
Nous avons constaté que globalement le classificateur a bien reconnu les espèces quand elles se trouvent en peuplements simples surtout lorsque ces peuplements occupent plusieurs hectares. Un peuplement simple se définit comme composé d'une seule espèce. Au contraire des peuplements simples, la séparation des essences devient très délicate en peuplements mélangés, notamment dans des tâches de petites surfaces, et spécialement là où il a y un mélange de plus de 3 espèces. De plus, on a noté que les zones de reboisements récents sont mal identifiées dans la majorité des cas, surtout les reboisements en conifères, et en particulier quand il y a des feuillus entre les rangées.

Figure 6. Classification supervisée d'une image Spot5, résolution 10 m ; le site figuré représente une partie du massif forestier du Mont Ventoux (versant sud) ; la classification a été faite deux fois en changeant le fichier spectral utilisé : carte (C), les parcelles d'entraînement sont collectées à l'aide des données auxiliaires, carte (D), ces parcelles sont collectées sur le terrain. La référence (0) représente la carte ONF réalisée par J. LADIER.



En principe, la distinction entre les feuillus et les conifères est bien établie, sauf dans le cas où le pin sylvestre a été pris en compte. Une confusion est visible entre le chêne vert et le pin sylvestre, surtout dans les maquis et les garrigues de chêne vert (figure 7).

Figure 7. Un exemple de l'effet du cortège végétal sur la cartographie du massif forestière du mont Ventoux par classification de maximum de vraisemblance : une garrigue de chêne vert classifiée comme pin sylvestre sous l'effet de présence de genévrier, cf. paragraphe (2.2.4). La correction a permis une amélioration.



La distinction des feuillus a été plus facile que celle des conifères. Le classificateur a réussi à identifier le hêtre, le chêne pubescent et le chêne vert. Quelques confusions entre le chêne pubescent et le hêtre à l'est et au nord-est de la zone de travail sont notées. La date de capture de l'image a joué négativement sur la capacité de distinction entre le chêne pubescent et le hêtre. Nos images ont en effet été prises au début de la deuxième semaine d'avril. La saison de végétation débute en général entre la première et la troisième semaine d'avril en plaine. En

contexte montagnard, elle débute plus tardivement dans les 15 premiers jours de mai (par exemple : pour le hêtre : vers le 21 avril ; le pin sylvestre : vers le 3 mai ; le mélèze : vers le 9 mai) (ONF, 2006). Elle est plus longue dans le sud et l'ouest que dans l'est et le nord (ONF, 2006). L'état phénologique des espèces peut influer sur la capacité de discrimination des pixels observés sur les images satellitaires. Les différentes espèces à différentes étapes phénologiques peuvent donner des signatures spectrales similaires. D'autres facteurs peuvent jouer aussi dans ce contexte, comme l'âge, ou les zones géographiques. Ainsi, bénéficier de données satellitaires issues d'une seule date freine partiellement la capacité de discrimination des espèces.

La discrimination des conifères est apparue plus ardue, car la quantité d'informations spectrales réfléchies par les conifères n'est pas suffisante. La forme de l'arbre, la distribution aléatoire des aiguilles et la structure des branches, n'autorisent pas une grande réflectance comme chez les feuillus. Les différents types de conifères ont été reconnus correctement seulement dans les zones proches géographiquement des parcelles d'entraînement. Par conséquent, l'impossibilité de séparer les différentes espèces de conifères sur la totalité de la zone d'étude est due à trois causes. La première est de ne pas prendre en compte les différentes caractéristiques spectrales des différentes étapes phénologiques et saisonnières de chaque espèce étudiée. La deuxième concerne l'information spectrale de chaque espèce de conifères : cette information est de faible quantité à cause de la forme de l'arbre conifère et la présence d'aiguilles, et de la similitude de l'information spectrale des différentes espèces à cause de leur ressemblance physique et de compositions chimiques similaires. La troisième cause concerne le nombre insuffisant des échantillons représentatifs par espèce dans les zones géographiques différentes, ce qui a joué sur la pertinence du fichier spectral.

2.3.4. Qualité de la classification

Une carte est souvent jugée non seulement par l'évaluation de sa qualité, mais aussi par la rigueur et de la qualité des décisions prises à toutes les étapes du processus de classification (Thomas, 2002). L'évaluation de la qualité de la classification est une des étapes principales de la cartographie de l'occupation du sol.

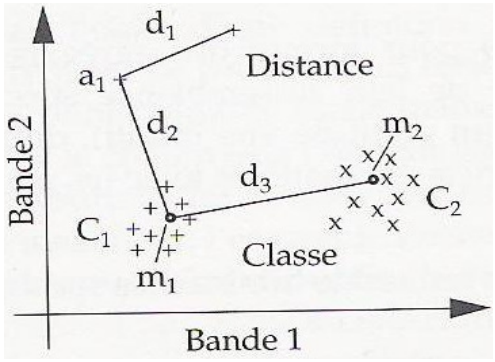
Pour mesurer la qualité de la classification, nous avons établi la *matrice de confusion* et la *distance de séparabilité.* Les deux méthodes sont calculées avec les valeurs des pixels des signatures spectrales des zones d'entraînement.

Dans la matrice de confusion, chaque colonne représente le nombre d'occurrences d'une classe estimée, tandis que chaque ligne représente le nombre d'occurrences d'une classe réelle. La matrice de confusion permet de savoir combien de pixels par signature sont correctement assignés à chaque classe thématique.

La matrice de séparabilité est quant à elle utilisée pour distinguer les signatures. Elle est basée sur le calcul de la distance spectrale et compare, en général, deux pixels ou deux groupes de pixels mesurés en unité de luminance (figure 8). Dans notre cas, la distance euclidienne entre deux moyennes de signatures est calculée (barycentre) dans la matrice de séparabilité.

Une faible valeur de séparabilité indique une grande confusion entre les espèces identifiées dans les parcelles d'entraînement, car les signatures spectrales se ressemblent. À l'inverse, de grandes valeurs de séparabilité indiquent une bonne discrimination.

Figure 8. Distances spectrales entre pixels et groupes de pixels.



d1 : distance entre deux pixels

d2 : distance entre un pixel et un agrégat

m1 : pixel moyen de l'agrégat C1

d3 : distance entre deux agrégats

m2 : pixel moyen de l'agrégat C2

Les tableaux (8 à 13) montrent la matrice de confusion et la distance de séparabilité par résolution. On constate que la précision générale de la classification est très bonne. La meilleure exactitude de classification a été réalisée avec la résolution 10 m (97%), puis avec la résolution 5 m (94,88%), et enfin avec la résolution 2,5 (92%). L'homogénéité des signatures pour la résolution 10 m a aidé à obtenir la meilleure précision. Par conséquent, la qualité de classification a été moins importante dans les résolutions les plus fines. En fait, on peut noter que les signatures employées dans cette classification, comme les signatures du pin sylvestre, du cèdre et du chêne vert, sont mélangées avec d'autres espèces.

Dans la matrice de séparabilité, on peut remarquer que pour chaque résolution, il y a une distance spectrale minimale et une autre moyenne pour la possibilité de séparation. La distance entre deux signatures doit être comparée avec ces deux distances. Quand la distance spectrale approche la distance minimale, la distinction des deux signatures devient plus difficile. À titre l'exemple, la distance spectrale entre le chêne vert et le pin sylvestre est minimale quelque soit la résolution, et pour cette raison la séparation entre ces deux espèces est à peu près impossible. La présence forte de genévrier dans les bois de chêne vert, et à l'inverse, la présence de chêne pubescent et de chêne vert mélangés avec le pin sylvestre, sont à l'origine de la similarité des signatures du chêne vert et du pin sylvestre. La distance spectrale entre le cèdre et le pin noir est proche de la distance minimale. Cette ressemblance des signatures est probablement due à la présence du pin noir dans les parcelles d'entraînement choisies pour présenter la signature du cèdre. Quand la distance spectrale entre deux espèces est proche de la distance moyenne de séparation, la distinction entre ces deux espèces est favorisée, en évitant le problème de confusion. Le hêtre est la seule espèce qui a une distance spectrale plus importante que la distance moyenne avec toutes les espèces, sauf avec le chêne pubescent et le mélèze. La distance spectrale qui sépare le hêtre de ces deux espèces est moindre, mais reste quand même plus importante que la distance minimale.

Tableau 8. Matrice de confusion - R10 m.

Résolution : 10 m													
		Signatures spectrales											
Classes thématiques		**PN**	**PS**	**PA**	**CED**	**CP**	**CV**	**HET**	**MEL**	**SN**	**E**	**Totale/classe réelle**	**précision**
	NP	250	0	0	0	0	0	0	0	0	0	250	100
	PS	0	63	0	0	1	5	0	0	0	0	69	91,30
	PA	0	0	242	7	0	0	0	1	0	0	250	96,8
	CED	1	0	15	234	0	0	0	0	0	0	250	93,60
	CP	0	0	1	0	248	0	0	0	1	0	250	99,2
	CV	0	11	0	0	3	236	0	0	0	0	250	94,40
	HET	0	0	0	0	0	0	249	0	1	0	250	99,6
	MEL	0	0	4	0	0	0	0	117	0	0	121	96,69
	SN	0	0	0	0	0	0	2	0	248	0	250	99,2
	E	0	0	0	0	0	0	0	0	1	248	249	99,60
	Totale /signature	251	74	262	241	252	241	251	118	251	248	2440	97,04

Tableau 9. Matrice de séparabilité basée sur les distances spectrales euclidiennes - R 10 m

moyenne de séparabilité : 51,03			minimum de séparabilité : 5,56			bandes 1 2 3 4 combinées			
Signature	**PN**	**PS**	**PA**	**CED**	**CP**	**CV**	**HET**	**MEL**	**SN**	**E**
PN	0	22,06	22,3	8,12	47,53	23,07	71,14	38,09	121,1	98,8
PS	22,06	0	18,82	21,65	30,53	**5,56**	56,48	31,11	104,58	84,06
PA	22,3	18,82	0	15,69	28,3	22,02	49,84	16,64	99,7	77,22
CED	8,12	21,65	15,69	0	42,84	23,81	65,35	31,32	115,06	92,22
CP	47,56	30,53	28,3	42,84	0	31,74	26,5	20,66	77,02	57,62
CV	23,07	**5,56**	22,02	23,81	31,74	0	57,76	33,25	107	86,96
HET	71,14	56,48	49,84	65,35	26,5	57,76	0	35,44	56,61	40,55
MEL	38,09	31,11	16,64	31,32	20,66	33,25	35,44	0	87,49	65,4
SN	121,1	104,58	99,7	115,1	77,02	107	56,61	87,49	0	27,26
E	98,8	84,06	77,22	92,22	57,62	86,96	40,55	65,4	27,26	0

Tableau 10. Matrice de confusion - R5 m.

Résolution : 5 m													
		Signatures spectrales											
		PN	**PS**	**PA**	**CED**	**CP**	**CV**	**HET**	**MEL**	**SN**	**E**	**Totalee /classe réelle**	**précision**
Classes thématiques	**NP**	975	3	0	19	3	0	0	0	0	0	1000	97,5
	PS	2	323	0	0	14	74	0	0	0	0	413	78,21
	PA	0	0	941	47	10	0	0	2	0	0	1000	94,1
	CED	4	0	64	929	3	0	0	0	0	0	1000	92,9
	CP	0	40	1	4	974	0	0	0	0	0	1019	95,58
	CV	0	67	0	0	2	931	0	0	0	0	1000	93,1
	HET	0	0	0	0	0	0	997	0	0	0	1000	99,7
	MEL	0	0	7	0	0	0	0	423	0	0	430	98,37
	SN	0	0	0	0	0	0	0	0	1000	0	1000	100
	E	0	0	0	0	0	0	0	0	8	1365	1373	99,42
	Totale /signature	981	433	1013	999	1006	1005	997	425	1011	1365	9235	94,88

Tableau 11. Matrice de séparabilité matrice de séparabilité basée sur les distances spectrales Euclidiennes - R5.

moyenne de séparabilité : 35,84				minimum de séparabilité : 4,58		bandes 1 2 3 combinées				
Signature	**PN**	**PS**	**PA**	**CED**	**CP**	**CV**	**HET**	**MEL**	**SN**	**E**
PN	0	17,97	12,5	7,07	26,19	18,15	39,85	20,99	78,02	76,29
PS	17,97	0	19,59	19,54	15,51	**4,58**	32,63	25,48	68,82	68,29
PA	12,5	19,59	0	6,3	18,95	22,44	29,02	8,55	66,85	64,82
CED	7,07	19,54	6,3	0	23,16	21,22	35,04	14,38	72,89	70,63
CP	26,19	15,51	18,95	23,16	0	20,05	17,63	19,04	53,82	53
CV	18,15	**4,58**	22,44	21,22	20,05	0	37,17	29,1	73,15	72,68
HET	39,85	32,63	29,02	35,04	17,63	37,17	0	23,65	38,37	38,55
MEL	20,99	25,48	8,55	14,38	19,04	29,1	23,65	0	60,32	57,91
SN	78,02	68,82	66,85	72,89	53,82	73,15	38,37	60,32	0	12,71
E	76,29	68,29	64,82	70,63	53	72,68	38,55	57,91	12,71	0

Tableau 12. Matrice de confusion -R 2,5 m.

Résolution : 2.5 m		Signatures spectrales											
		PN	**PS**	**PA**	**CED**	**CP**	**CV**	**HET**	**MEL**	**SN**	**E**	**Totale / classe réelle**	**précision**
classes thématiques	**NP**	3832	27	8	112	35	0	0	0	0	0	1014	95,47
	PS	60	1032	0	0	45	466	0	0	0	0	1603	64,38
	PA	0	0	3803	80	59	0	0	52	20	0	4014	94,74
	CED	119	0	109	3742	44	0	0	0	0	0	4014	93,22
	CP	4	37	119	17	3826	11	0	0	0	0	4014	95,32
	CV	7	464	0	0	155	3387	0	0	0	0	4013	84,40
	HET	0	0	0	0	1	0	3976	2	35	0	4014	99,05
	MEL	0	0	86	3	0	0	0	2372	0	0	2461	96,38
	SN	0	0	0	0	0	0	90	0	3924	0	4014	97,76
	E	0	0	0	0	0	0	0	0	29	3978	4007	99,28
	Totale /signature	4022	1560	4125	3954	4165	3864	4066	2426	4008	3978	36168	92

Tableau 13. Matrice de séparabilité matrice de séparabilité basée sur les distances spectrales euclidiennes – R 2,5 m.

moyenne de séparabilité : 39,43						minimum de séparabilité : 2,77			bandes 1 2 3 combinées	
Signature	**PN**	**PS**	**PA**	**CED**	**CP**	**CV**	**HET**	**MEL**	**SN**	**E**
PN	0	16,64	14,24	6,66	25,61	17,43	44,44	21,07	91,88	78,43
PS	16,64	0	18,90	21,13	15,94	**2,77**	37,11	25,36	83	71,32
PA	14,24	18,90	0	11,32	16,81	21,31	31,76	7,31	78,85	64,93
CED	6,66	21,13	11,32	0	26,23	22,48	43,04	16,84	90,15	75,93
CP	25,61	15,94	16,81	26,23	0	18,46	21,50	18,87	67,68	55,57
CV	17,43	**2,77**	21,31	22,48	18,46	0	39,60	27,94	85,16	73,64
HET	44,44	37,11	31,76	43,04	21,50	39,60	0	28,43	47,63	36,56
MEL	21,07	25,36	7,31	16,84	18,87	27,94	28,43	0	74,48	60,08
SN	91,88	83,00	78,85	90,15	67,68	85,16	47,63	74,48	0	19,82
E	78,43	71,32	64,93	75,93	55,57	73,64	36,56	60,08	19,82	0

2.3.5. Validation et amélioration de la carte produite par la classification supervisée

Il est largement reconnu que l'utilisation de cartes obtenues par télédétection exige une évaluation de leurs précisions (Smith *et al.,* 2003 ; Foody, 2002 ; Congalton & Green, 1999 ; Boschetti *et al*., 2007). L'aménagement forestier demande par exemple une validation des cartes sous forme d'indices quantitatifs de précision. Une exactitude de 100 % est rarement atteinte, puisque pour arriver à un tel niveau d'exactitude, il faudrait un programme complet de vérification au sol.

L'approche standard pour évaluer l'exactitude de la classification est de choisir un échantillon et de déterminer son occupation au sol sur la référence, en utilisant des observations de terrain ou des images de résolution fine (Smith *et al.,* 2003). Les données de terrain sont généralement collectées par un système d'échantillonnage. Les caractéristiques de la résolution spatiale fine utilisée pour la classification d'un massif forestier rendent l'échantillonnage aléatoire ou systématique difficile, en raison du risque de sous-estimation ou même du manque de classes (Boschetti *et al*., 2007). Pour éviter ce risque, le système d'échantillonnage suivi pour la validation de notre carte a été établi sur la base des polygones de la carte IFN, nous permettant de prendre en considération toutes les classes de la carte, et, d'un autre côté, de contrôler jusqu'à un certain point le nombre d'échantillons par classe, en respectant la répartition de chaque classe et sa surface dans la zone étudiée.

La méthode appliquée pour la validation est la matrice d'erreurs. Cette méthode s'appuie sur la stratégie aléatoire d'échantillonnage. La matrice d'erreur est formulée pour cataloguer des anomalies entre la carte classifiée et la référence (Story & Congalton, 1986). Elle montre la distribution des pixels en validation dans les différentes classes de la carte classifiée. Diverses mesures peuvent alors être dérivées de cette table pour rapporter l'exactitude de classification tels que la précision générale et le coefficient de Kappa (Congalton & Green, 1999). La précision globale de classification est une mesure éprouvée (Thomas *et al.,* 2002). Elle représente le nombre de pixels en validation qui a été correctement classifié, divisé par le nombre total de pixels en validation. On considère que la précision de la classification doit être entre 80-85% (Fuller *et al.,* 1994). Le coefficient de Kappa a été introduit pour exprimer

la réduction proportionnelle de l'erreur obtenue par une classification, comparée à l'erreur obtenue par une classification complètement au hasard (Richards, 1993).
Les valeurs possibles s'étendent de -1 (concordance nulle) à +1 (concordance est très forte). Quand le coefficient K est égal à 0, cela veut dire que la concordance est peu significative (Site web 8). Monserud & Leemans (1992) ont proposé l'utilisation d'une échelle subjective selon les valeurs du coefficient de Kappa (< 40% la classification est pauvre, 40-55% correct, 55-70% bon, 70-85% très bon et > 85% excellent).

2.3.6. Correction classification supervisée

Pour pouvoir valider la carte produite par la classification supervisée, un échantillonnage a été effectué lors de deux sorties terrain sur deux périodes différentes (printemps, hiver). Le système d'échantillonnage est appliqué sur la base de données de l'IFN, la carte classifiée a été donc intersectée avec les polygones de l'IFN. En fait, 110 peuplements ont été analysés pour y relever les espèces présentes. L'essentiel pour nous était de préciser l'espèce dominante, en prenant en compte toutes les autres espèces qui partagent le même espace (polygones). Les peuplements visités couvrent une surface de 3812 ha, qui représente 0,428 % de la surface totale de la zone d'étude. Pour tester l'effet de la résolution de l'image utilisée dans la classification sur l'exactitude de classification, les trois cartes obtenues à différentes résolutions spatiales (2,5 m, 5 m et 10 m) sont prises en compte dans la validation avec le terrain.

La matrice d'erreurs, la précision générale et la distance Kappa (K) ont également été calculées pour tester la validité de la carte à la résolution de 10 m. Les données de référence sont la carte ONF, la carte IFN et les relevés de terrain (Annexe B). 274 points ont été choisis aléatoirement. Le nombre de points sélectionnés par classe dépend de la surface que cette classe occupe et de sa fragmentation. Deux groupes de classes sont élaborés pour les points sélectionnés : le premier représente les valeurs des points aléatoires dans la carte classifiée qui est présentée (carte 2), et le deuxième saisit les valeurs des points dans les références.

Concernant l'exactitude de classification, en comparant le résultat avec le terrain (tableau 14), on voit que la résolution de 2,5 m a donné la meilleure exactitude, qui atteint 66,36%. La

résolution 10 m vient ensuite en donnant une exactitude légèrement plus élevée que celle qui est fournie par la résolution 5 m, ce qui indique un effet de la résolution spatiale sur la précision de la classification. Cet effet sera analysé et discuté ultérieurement.

Tableau 14. L'exactitude de la classification, par rapport au terrain, selon la résolution spatiale.

Résolution spatiale	**exactitude %**
classification 2,5 m	66,36
classification 5 m	62,73
classification 10 m	63,64

La précision générale (tableau 15) de notre classification est de 45,82%. La matrice d'erreurs (tableau 16) indique une grande imprécision entre les différentes espèces, surtout entre les espèces de conifères, en particulier la confusion entre le pin noir et les autres conifères. On peut noter que seulement 30% des pixels en validation sont correctement classés en pin noir, et que le tiers des points considérés en pin sylvestre est classé en pin à crochet, alors que 36% des pixels en validation sont seulement correctement identifiés. Une confusion moins forte est constatée entre les espèces de conifères et de feuillus. Par exemple, 30% des pixels classés en pin à crochet sont en réalité occupés par du chêne pubescent, et 15% des pixels de cèdre sont classés en hêtre. Le mélange entre les espèces de feuillus est moins important que dans les cas précédents, mais il reste quand même élevé, la confusion entre le chêne pubescent et le hêtre étant de près de 20%. Le chêne vert est l'espèce qui a donné la meilleure validation (84%).

Carte 2. Carte de végétation (Ventoux-versant sud), obtenue par une classification supervisée de maximum de vraisemblance, à partir d'une image SPOT 5, résolution 10 m.

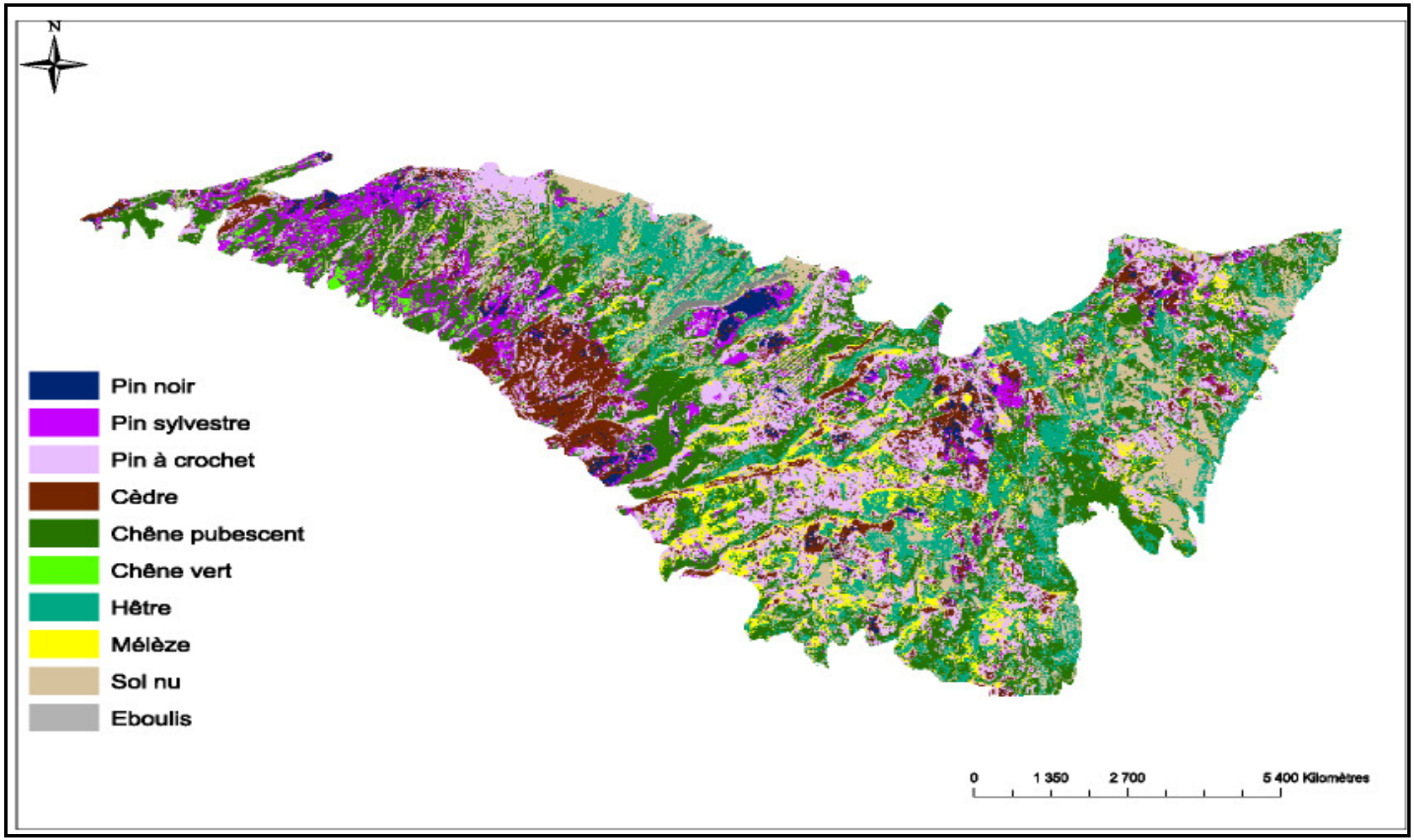


Tableau 15. Matrice d'erreurs de la carte obtenue par classification supervisée à partir d'une image de résolution 10 m.

Références											
		PN	PS	PA	CED	CP	CV	HET	MEL	SN	E
Carte classifiée	PN	16	1	0	2	2	0	2	0	0	2
	PS	5	8	0	4	7	3	0	0	0	0
	PA	10	7	7	1	16	0	1	0	0	0
	CED	10	3	2	15	5	0	0	0	0	1
	CP	4	2	4	2	51	0	5	0	1	3
	CV	0	0	0	0	1	16	0	0	0	0
	HET	1	0	0	4	19	0	13	0	0	3
	MEL	0	1	0	1	6	0	3	0	1	3
	SN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total de colonne		46	22	13	29	107	19	24	0	2	12

Tableau 16. Précision globale (Accuracy Totals) de la carte obtenue par classification supervisée à partir d'une image de résolution 10 m.

Classes	Nombre de pixels par référence	Nombre de pixels par carte classée	Nombre de pixels correctement classés	Exactitude de production	Exactitude d'utilisation
PN	46	25	16	34. 78%	64%
PS	22	28	8	36. 36%	28. 57%
PA	14	42	7	50. 00%	16. 67%
CED	29	36	15	51. 72	41. 67%
CP	107	72	51	47. 66%	70. 83%
CV	19	17	16	84. 21%	94. 12%
HET	24	40	13	54. 17%	32. 50%
MEL	0	15	0	-	-
SN	2	0	0	-	-
E	12	0	0	-	-
Total	275	275	126		
Exactitude de classification= 45,82%					

Tableau 17. Coefficient de Kappa.

Classes	Kappa
PN	0.5677
PS	0.2236
PA	0.1253
CED	0.3479
CP	0.5226
CV	0.9368
HET	0.2605
MEL	0.0000
Kappa = 0.3525	

Une carte présentant une telle précision n'est pas valable pour être utilisée dans l'aménagement forestier. Pourtant, une carte thématique en format raster peut être très utile pour les gestionnaires, car elle permet un ensemble de manipulations qu'on ne peut pas réaliser avec une carte traditionnelle, comme par exemple la mesure de biodiversité. Pour rendre notre carte utilisable dans l'aménagement forestier, la correction des zones mal classifiées par la classification automatique est une étape indispensable. L'amélioration de la carte a été réalisée tout d'abord par une correction semi-automatique : nous avons changé les mauvaises valeurs de classe des polygones mal identifiés en attribuant la nouvelle valeur de la classe d'appartenance de ces polygones. Cette méthode n'a pas été utilisable sur la totalité de la zone, ce qui nous a amenés à continuer la correction par photo-interprétation. Les données utilisées pour la correction sont des données référence (ONF, IFN, Guende et des données terrain). D'autres types de données ont servi dans certains cas, quand la distribution des espèces dépend des facteurs écologiques comme l'altitude, par exemple, pour distinguer le pin à crochet qui se trouve à une altitude élevée (à partir de 1600 m) et le cèdre à moyenne altitude (800 m). La précision de la correction a été appliquée pour une superficie minimale de 0,1 ha (groupe de 10 pixels).

Pour valider la nouvelle carte obtenue par la correction (carte 3), nous avons échantillonné 180 points choisis aléatoirement et recalculé les indices de qualité. Le nombre de points sélectionnés par classe dépend à nouveau de la surface et de la distribution de la classe sur la zone d'étude.

Carte 3. Carte de végétation (Ventoux- versant sud), obtenue par le maximum de vraisemblance, à partir d'une image Spot 5, résolution 10 m, (corrigée à l'aide des données de terrain et de référence.

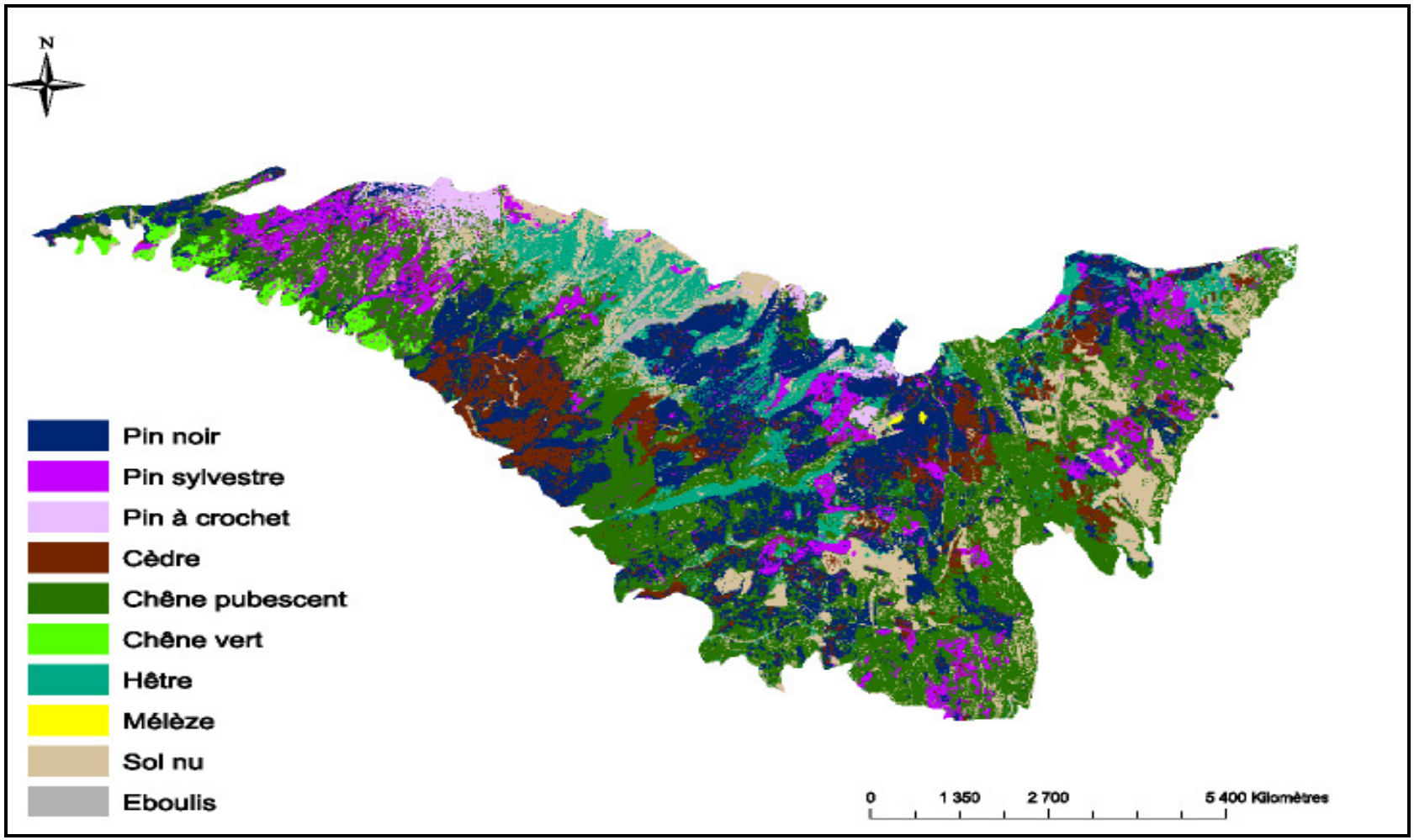


Tableau 18. Matrice d'erreur de la carte améliorée – R10.

Références											
		PN	PS	PA	CED	CP	CV	HET	MEL	SN	E
Carte classifiée améliorée	PN	22	2	1	2	0	0	0	0	0	2
	PS	3	22	1	0	0	0	0	0	0	0
	PA	1	0	18	0	0	0	0	0	0	1
	CED	0	1	0	22	0	0	0	0	0	0
	CP	1	0	0	0	20	0	0	0	0	1
	CV	0	0	0	0	0	30	0	0	0	0
	HET	1	0	0	1	1	0	22	0	0	0
	MEL	0	0	0	0	1	0	0	4	0	0
	SN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total de colonne		28	25	20	25	22	30	22	4	0	4

La précision générale (tableau 19) de la carte a augmenté de 45,82% à 88,33% ce qui est un excellent résultat. La matrice d'erreurs (tableau 18) montre beaucoup moins de confusion entre les classes, surtout entre les classes de feuillus. Par exemple, tous les pixels en validation dans les cas du hêtre, du chêne vert et du mélèze sont correctement distribués dans leurs classes représentatives sur la carte. Cette matrice montre aussi que le pin noir a été l'espèce la plus difficile à reclassifier, 79% des pixels en validation étant correctement identifiés.

Les exactitudes de production et d'utilisation sont élevées pour toutes les classes. La précision la plus faible revient au pin noir, et la plus fort exactitude est relevée pour le chêne vert, qui atteint 100%. On a pu, à l'aide des données de référence, diminuer fortement la confusion entre les différentes espèces de conifères. On peut observer, par exemple, que la précision d'utilisation du pin à crochet est passée de 17% à 90%, et celle du pin sylvestre du 28,57 à 84,62 %. De son côté, la précision d'utilisation du cèdre a été doublée pour passer à plus de 95%.

Tableau 19. Précision globale (Accuracy Totals) de la carte améliorée.

Classes	Nombre de pixels par référence	Nombre de pixels par carte classifiée	Nombre de pixels correctement classifiés	Exactitude de production	Exactitude d'utilisation
PN	28	29	22	78. 57%	75.86%
PS	25	26	22	88. 00%	84. 62%
PA	20	20	18	90. 00%	90. 00%
CED	25	22	21	84. 00%	95. 45%
CP	22	23	20	90. 91%	86. 96%
CV	30	30	30	100. 00%	100. 00%
HET	22	25	22	100. 00%	88. 00%
MEL	4	5	4	100.00%-	80.00%-
SN	0	0	0	-	-
E	4	0	0	-	-
Totaux	180	180	159		
Exactitude de classification améliorée= 88,33%					

Le coefficient de Kappa (tableau 20) a également été augmenté après la correction. Il atteint 86,51%, ce qui garantit une excellente validation selon l'échelle de Monserud & Leemans (1992). Les classes qui présentent une excellente validation sont le chêne vert et le cèdre. Les valeurs minimales de Kappa concernent le pin noir et le mélèze, mais elles restent quand même dans une très bonne gamme de qualité pour les autres espèces. Toutes les méthodes de validation appliquées montrent une bonne validation de la carte améliorée.

Tableau 20. Coefficient de Kappa.

Classes	Kappa
PN	0.7142
PS	0.8213
PA	0.8875
CED	0.9472
CP	0.8514
CV	1.0000
HET	0.8633
MEL	0.7955
Kappa = 0.8651	

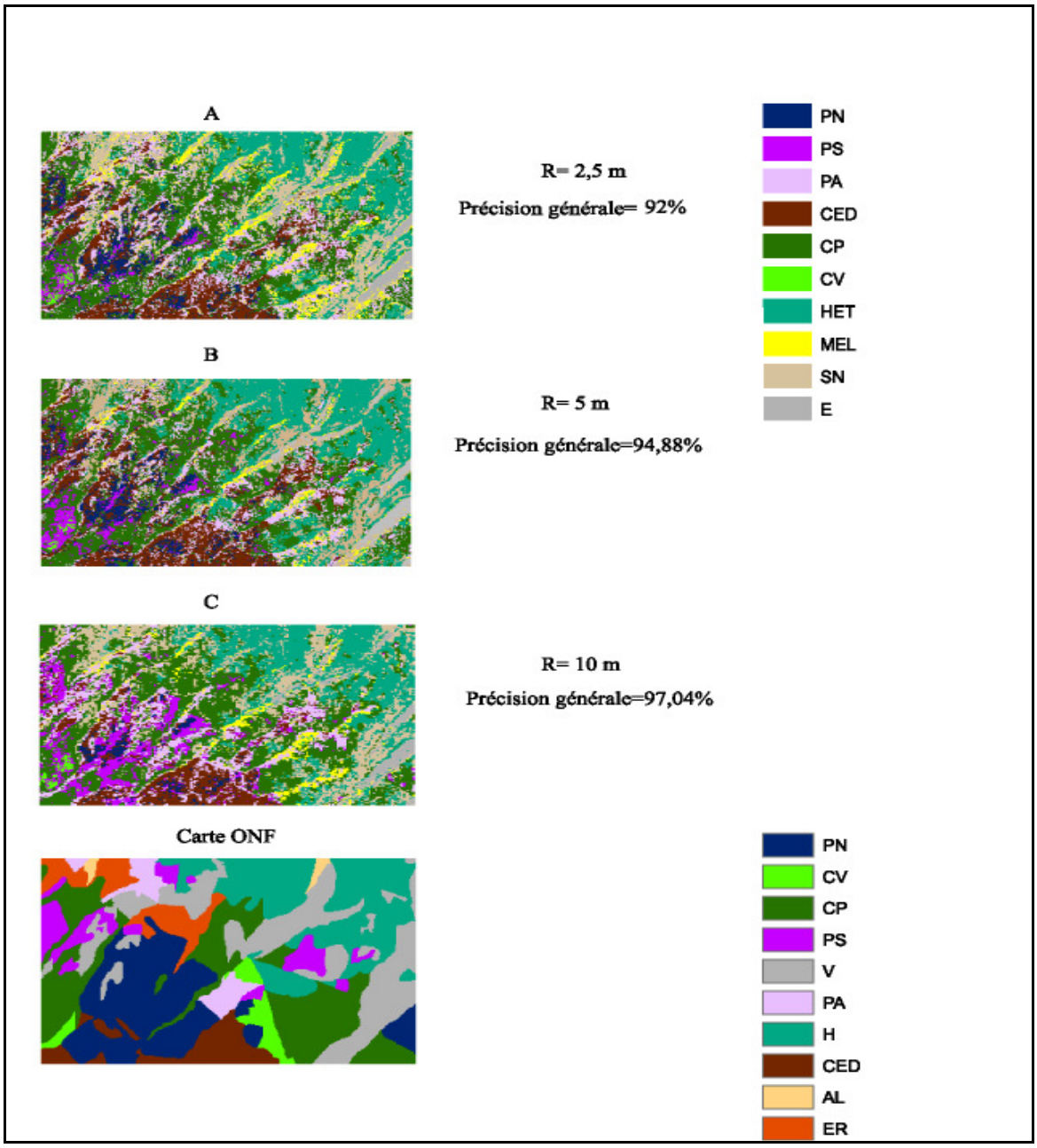
2.3.7. Effet de la résolution sur la classification

On a indiqué auparavant que la résolution spatiale a un effet sur l'exactitude de la classification, et que la valeur de 10 m a donné la meilleure qualité de classification. Nous observons une augmentation de l'exactitude de validation avec la diminution de la résolution (tableau 14). Cela semble se vérifier, sauf pour l'exactitude de classification. Toutefois, ce résultat reste à relativiser, car un écart de 5% reste relativement faible dans l'absolu pour une différence de résolution d'un facteur 4.

Pour l'exactitude de la qualité de classification, l'augmentation de la résolution a fait augmenter à la fois l'homogénéité intra classe, et l'hétérogénéité inter classes. La présence de la bande spectrale moyenne infrarouge (MIR) dans la résolution 10 m a amélioré la capacité à discriminer les différentes espèces. Ainsi, malgré la différence de qualité de classification entre les différentes résolutions, les trois cartes obtenues sont à peu près identiques. Cependant, on peut signaler quelques dissemblances en regardant la figure 9, où on observe que les mêmes classes sont présentes dans toutes les cartes (A, B et C), et que leur répartition est presque la même dans les différentes cartes. La différence entre ces cartes concerne le pin noir, dont on constate la même répartition dans les deux cartes A et B. Dans la carte C, le pin noir est remplacé par le pin sylvestre sauf dans une petite tâche. Si l'on compare la classification avec la carte ONF, on trouve que le pin noir a été mieux identifié dans les résolutions fines. À l'opposé, le pin sylvestre a été mieux classé avec la résolution 10 m.

Il semble que la résolution spatiale n'ait pas vraiment joué sur la présence et la répartition des classes de nos cartes, mais qu'elle a plutôt influé sur l'importance des classes. L'agrégation et la désagrégation des informations spectrales pour passer d'une résolution à une autre jouent un rôle négatif sur la quantité et la qualité des informations thématiques présentées par les valeurs spectrales. Dans notre cas, l'aspect quantitatif de l'information a été plus touché que l'aspect qualitatif par l'effet de désagrégation.

Figure 9. Effet de la résolution sur la classification.



2.3.8. Discussion autour des critères de qualité d'une classification supervisée

Les méthodes de télédétection permettent ainsi d'élaborer des cartes de composition d'espèces sur de vastes zones forestières (Palmer *et al.*, 2002). Elle vise clairement à compléter plutôt que remplacer les méthodologies basées sur les travaux de terrain (Rocchini *et al.,* 2005). L'utilisation de la classification supervisée par maximum de vraisemblance pour la cartographie d'une couverture forestière apporte une grande valeur ajoutée à l'analyse. Mais

plusieurs éléments peuvent perturber sa réussite. Ici, on propose de discuter l'effet de l'algorithme appliqué, du site à cartographier, des caractéristiques des données à classifier et des variables environnementales disponibles dans la réussite de cette classification.

Comme nous l'avons vu, le maximum de vraisemblance (Maximum likelihood) est un classificateur standard dans l'analyse de données de télédétection. Cet algorithme représente un critère robuste, surtout dans les cas où les données répondent à l'exigence des lois statistiques (Treitz *et al.,* 2000, Tomas *et al.,* 2002). Toutefois, il reste parfois des problèmes d'assignation de pixels aux classes, dans la mesure où les distances spectrales avec les centres des classes peuvent parfois être égales. Ainsi, cela amène les analystes à utiliser cet indicateur avec une certaine précaution (Mitchell *et al.,* 2008). Le pixel peut donc contenir des informations spectrales différentes. Quand ces informations se distribuent d'une façon équivalente, deux assignations ou plus peuvent être également probables. En effet, beaucoup de pixels correspondent à un mélange de végétation. Par exemple, un pixel peut contenir 70% de chêne pubescent, 20% de pin noir et 10% de pin sylvestre. Ce pixel sera marqué comme un chêne pubescent dans la carte thématique en ignorant les autres espèces. La classification contribue donc à une relative perte de l'information (Ju *et al.,* 2003). Ces pixels mélangés représentent les secteurs des sols occupés par plus d'une classe (Foody & Arora, 1996). Ils constituent la principale source d'erreur de classification.

Les caractéristiques du paysage induisent ainsi l'erreur de classification. Dans une forêt, les classes de végétation sont généralement continues et non discrètes. De plus, une forêt méditerranéenne se distingue par sa diversité, et par l'existence fréquente de peuplements mélangés. Dans ce cas, la classification supervisée par maximum de vraisemblance va conduire à la perte de l'information du mélange, par conséquent au manque d'une partie parfois importante d'informations nécessaires pour la sylviculture (Woodcock *et al.,* 1996).

L'hétérogénéité et la taille des tâches d'occupation du sol sont des facteurs déterminants de la précision de la classification. La précision augmente avec l'augmentation de la taille des tâches, et diminue avec l'augmentation de l'hétérogénéité (Smith *et al.,* 2003). De ce fait, on peut comprendre que les peuplements simples, qui sont étalés sur une grande surface, sont facilement identifiables, tandis que le classificateur peine davantage à analyser les peuplements mélangés. Les facteurs structuraux d'un peuplement tels que l'identité des

espèces, la présence de sous-étage, les composants au sol, les lacunes, ainsi que la densité de peuplement, la fermeture de la couverture végétale, le type du sol, contribuent à la variation spectrale. En contrôlant la réflectance spectrale de ce peuplement, ils jouent donc sur la précision de la classification. Ils peuvent même influencer négativement le pouvoir de discrimination. Par exemple, la contribution relative d'un sous-étage à la réponse spectrale d'un site dépasse parfois celle de la forêt (Franklin & Luther, 1995 ; Fuller *et al.,* 1997 ; Jakubauskas & Price, 1997). Cela suggère que plusieurs facteurs contrôlent, en association, la réflectance spectrale. Par exemple, la hauteur et le diamètre des arbres se combinent pour former un index de volume d'arbre, qui à son tour se combine avec la densité pour construire un index de volume de canopée.

Les peuplements mélangés de conifères ont été les plus difficiles à identifier. Le faible pouvoir de discrimination des peuplements de conifères est dû à la nature des arbres. Plus particulièrement, ceux dont l'orientation des aiguilles est fortement aléatoire disperseront la majeure partie du rayonnement reçu dans des directions aléatoires. Pour cette raison, la quantité d'information fournie par les conifères est plus faible que celle fournie par les feuillus, qui reflètent une grande partie du rayonnement non absorbé (Price, 1994). De ce fait, le classificateur rencontre plus de difficultés à identifier les conifères, particulièrement dans les zones de reboisements récents, où s'intercalent des feuillus entre les rangées. Dans ce cas, le reboisement apparaît composé de feuillus, avec quelques pixels dispersés de conifères. Dans les zones ouvertes ou de faible densité, l'effet du cortège de végétation peut jouer sur la précision de la classification. Ainsi, comme nous l'avons constaté, la confusion entre le chêne vert et le pin sylvestre peut être expliquée par l'information spectrale envoyée par le genévrier qui existe en association avec le chêne vert.

Plusieurs variables peuvent augmenter la probabilité de confusion et influencent négativement la classification (Atkinson *et al.,* 1997) :

- Qualité de l'imagerie : les nuages, la brume et la fumée peuvent restreindre la différenciation des divers types de couverture par l'interprète ;
- Date de l'imagerie : les différents types de couverture présentent divers régimes de croissance que l'on peut différencier plus facilement à certains moments de l'année ;
- Uniformité du type de couverture : plus les caractéristiques d'une couverture sont uniformes, plus il est facile de différencier les espèces ;

- Disponibilité d'autres données : les corrections finales sont effectuées à l'aide d'autres jeux de données, afin de réduire la confusion entre les types de couverture. Habituellement, c'est à cette étape que les données de référence de terrain sont les plus utiles.

La quantité d'information qui peut être recherchée dans une image donnée dépend d'une façon critique de la résolution spatiale (Nagendra, 2001). Une résolution spatiale plus fine réduit l'écart de l'échelle entre le champ et les données perçues avec les satellites, et garantit une relation significative entre l'hétérogénéité spectrale et la richesse spécifique (Rocchini, 2007). La résolution spatiale fine se caractérise donc par une meilleure capacité de distinction des espèces. Cette capacité dépend de la variabilité inter classe, aussi bien que de la variabilité intra classe. Si la résolution spatiale est très fine, la variabilité intra classe va augmenter et l'exactitude de classification va diminuer (Meyer *et al.,* 1996). Quand la résolution spatiale diminue au point où un pixel représente un seul arbre, la contribution significative des variations structurelles à l'information spectrale et l'identification d'espèces deviennent également difficiles (Nagendra, 2001). Donc, la résolution spatiale idéale est celle qui réduirait au minimum la variance intra classe, tout en maximisant la variance entre les classes (Meyer *et al.,* 1996).

Le rapport entre la résolution spatiale et la taille de l'objet à classifier (la couronne de l'arbre, des espèces seules ou des groupes d'espèces, les communautés forestières), joue un rôle crucial, en indiquant si la séparation d'espèces pendant la classification est proportionnée ou non (Nagendra, 2001). Il en est de même pour la relation entre la résolution spatiale et la taille des composants individuels de ces objets (feuilles, écorce, lacunes, couronne d'arbre, ouverture de la couverture forestière) (Simmons *et al.,* 1992). Que devrait être cette relation pour avoir le maximum d'exactitude de classification ? La réponse détermine la résolution spatiale désirée. O'Neill *et al.* (1996) ont recommandé que la résolution spatiale soit deux à cinq fois plus petite que les objets visés. Pour identifier un massif de conifères dans la région du nord-ouest Pacifique des États-Unis, Cohen *et al.* (1990) ont recommandé une résolution inférieure à 1 m. Biging *et al.* (1995) ont conclu que la taille de pixel de 0,5 m n'est pas capable d'assigner différentes couronnes de grands arbres aux espèces. Pour cartographier les couronnes d'arbres forestiers qui ont typiquement des diamètres de 1 à 10 m, la résolution spatiale recommandée serait 0,2 m, voire moins (Hyppanen, 1996 ; McGraw *et al.,* 1998).

Dans la pratique, les données rassemblées à une résolution spatiale fine ne permettent pas forcément une identification précise de toutes les espèces. Price (1994) a montré que la télédétection nous permet de différencier des espèces particulières, mais que la distinction de toutes les espèces n'est pas facile. La possibilité d'identifier significativement toutes les classes par une classification automatique d'une grande surface, composées de plusieurs espèces, semble ainsi peu probable, voire même impossible (Nagendra, 2001). En fait, quand le nombre d'espèces augmente, la difficulté d'identification des différentes classes augmente d'autant. Le nombre de classes a donc un effet sérieux sur la véracité de la carte classifiée. Si une grande bibliothèque de signatures spectrales est choisie, des solutions multiples possibles sont dues à la similitude des types de surface (Price, 1994). Dans notre cas, une légende de six types de végétation (PN, PA, CED, CP, CV, HET) a abouti à une classification bien meilleure d'un point de vue numérique qu'une légende de huit classes (les six classes précédentes en ajoutant le mélèze et le pin sylvestre). La qualité de la classification en termes d'utilisation constitue un autre point de vue.

Le recours à des images multispectrales à une seule date permet rarement une bonne discrimination. Brisco et al. (1989) ont utilisé une seule date pour séparer les espèces. La précision générale de la carte obtenue n'a pas dépassé 30%. Alors que la précision a atteint à 77% quand ils ont utilisé des données multidates. Les données multidates sont importantes pour améliorer l'identification des espèces. Ces données doivent donc être appropriées pour représenter toutes les étapes phénologiques des espèces rencontrées. La phénologie étudie les variations des phénomènes périodiques du développement qui correspondent à toute modification qualitative des caractères morphologiques externes. Une espèce, à certaines étapes phénologiques, peut envoyer la même information spectrale qu'une autre espèce dans une période phénologique différente (Nagendra, 2001). L'analyse phénologique de chaque espèce dans les zones à classifier est donc indispensable pour trouver la saison idéale pour la capture des images.

Pour des raisons climatiques, d'aptitude des sols, du relief, il est fréquent d'observer qu'une catégorie thématique donnée possède des propriétés spectrales différentes d'un endroit à un autre sur le site d'étude (Caloz & Pointet, 2003). C'est pourquoi une bonne classification nécessite un nombre d'échantillons d'entraînement par catégorie, qui croît de façon exponentielle avec la dimension et la distribution de cette catégorie. Le choix des échantillons

d'entraînement est plus délicat qu'il n'y paraît (Price, 1998). Ces échantillons doivent être représentatifs des classes thématiques sur la totalité de la zone à classifier. Dans notre cas, le classificateur a pu reconnaître facilement les espèces des zones géographiques proches des parcelles d'entraînement.

Dans une forêt qui n'a pas été sensiblement modifiée par l'homme, les espèces ou les types forestiers sont typiquement caractérisés par des variables environnementales (Skidmore, 1989 ; Nagendra, 2001). La distribution d'espèces est généralement associée à la distribution des variables environnementales telles que la topographie, les précipitations, ou le type de sol (Debinski & Humphrey, 1997). En fait, la topographie a une influence significative sur la réponse spectrale d'un peuplement forestier (Walsh, 1987 ; Cohen & Spiec, 1992 ; Jakubauskas & Price, 1997). La pente et l'orientation (versant) expliquent une grande partie de la variabilité spectrale (Walsh, 1987). Dans des secteurs en haut relief, ces facteurs topographiques importants contribuent beaucoup à la variation spectrale, alors que dans les secteurs de terrain à relief doux, les effets topographiques sont minimaux et les caractéristiques de la canopée restent les déterminants de la réponse spectrale (Cohen & Spiec, 1992). Ainsi, les facteurs du milieu écologiques, comme l'altitude, jouent un rôle déterminant sur la différenciation des espèces. White *et al.,* (1995) ont augmenté la précision de la classification non supervisée sur des images TM Landsat de 58% à 63% en utilisant les informations fournies par un modèle d'altitude et du sol pour discriminer entre le pin et le sapin. Ici, on a employé le modèle d'altitude pour discriminer le pin à crochet et le pin noir, le chêne pubescent et le hêtre, ce qui a augmenté la validation de terrain de 66,36% à 70,90 %. Le défaut de cette méthode est qu'on ne peut pas l'utiliser à grande échelle, du fait du très long temps de calcul exigé (Woodcock *et al.,* 1994).

Comme nous l'avons précisé, notre objectif n'étant pas d'obtenir une cartographie exacte des espèces forestières sur le versant Sud du Mont Ventoux, nous n'avons pas utilisé de données topographiques, la qualité de l'image représentant les espèces nous paraissant suffisante pour l'analyse de la biodiversité.

2.4. Analyse de la signature spectrale des espèces en fonction de la bande spectrale et la résolution de l'image SPOT 5

Dans ce chapitre, nous allons chercher les raisons pour lesquelles une relative confusion a été observée entre certaines espèces. Dans un premier temps, nous allons montrer comment la végétation répond à la lumière en construisant des signatures spectrales différentes selon ses différents types. Ensuite, nous analysons les propriétés spectrales des espèces forestières, concernées par cette étude, en nous basant sur leurs signatures spectrales issues des parcelles d'entraînement. Enfin, nous tentons de dévoiler le rôle joué par la résolution spatiale et la bande spectrale dans la confusion produite entre certaines espèces.

Les différentes espèces de plante répondent différemment à la lumière dans le spectre électromagnétique (Verbyla, 1995). La réponse de chaque espèce détermine sa signature spectrale. La réponse spectrale est liée à la composition biochimique de la plante. En fait, cette composition est en général semblable pour toute végétation puisqu'elle contient les mêmes constituants, la chlorophylle et d'autres colorants, de l'eau, des protéines, de l'amidon, des cires, et des molécules telles que la lignine et la cellulose (Elvidge, 1990). Tous ces composants contribuent à la réflectance spectrale de l'espèce. Ainsi, la plupart des plantes montre des bandes d'absorption presque identiques (Clark *et al.,* 1995). Il n'y a donc pas de limites biophysiques nettes entre les signatures spectrales. Le manque de technologie pour isoler et analyser les propriétés spectrales de chaque type de couvert végétal rend la discrimination des différents types de végétation difficile.

La signature spectrale dépend principalement de l'activité chlorophyllienne des feuilles. La différence de réflectance des feuilles est considérée comme un point de départ pour distinguer les espèces en utilisant la télédétection spectrale. Pour cela, l'acquisition des images satellitaires doit être faite au début de l'été pour profiter du maximum d'activité photosynthétique. Par ailleurs, les signatures spectrales ne sont pas sensibles à une période courte de stress hydrique (Salisbury & Milton, 1987).

La réponse spectrale des végétaux, perçue depuis un satellite, peut être influencée par les paramètres suivants (Bariou *et al,* 1985 ; Daughtry & Walthall, 1998 ; Raymond *et al.,* 2003) :

a) Paramètres végétaux :

1) Au niveau de la feuille :

- État de la surface, de la couleur ou de la pigmentation de la feuille, sa position, son exposition, son inclinaison ;
- Conditions phénologiques et physiologiques (teneur en eau, âge de la feuille, maladie).

2) Au niveau de la plante :

- Multiplicité du nombre de couches de feuilles, hauteur de la plante ;
- La taille et la forme de la couronne.

3) Au niveau du couvert végétal :

- Densité du peuplement et interférence sol/ végétation ;
- Associations et distributions relatives des espèces dans le couvert, phénologie non uniforme des composantes du couvert ;
- Orientation (aléatoire ou non).

b) Géométrie de la visée :

1) Conditions d'illumination :

- Angle zénithal ou d'élévation solaire ;
- Météorologie (vent, température de l'air, nébulosité de l'atmosphère…).

2) Conditions de visée :

- Angle zénithal de prise de vue, angle azimutal relatif ;
- Altitude des prises de vue (avion, satellite).

3) Paramètre du capteur :

- Sensibilité spectrale du capteur.

c) Conditions de l'environnement

- Effet de site (topographie, pédologie, géologie, humidité relative…) ;
- Voisinage.

On peut distinguer trois types de comportement spectral de la végétation, correspondant aux grands domaines spectraux (figure 10) :

- Le domaine du visible : l'existence de pigments chlorophylliens et d'autres colorants (chlorophylle a ; b, bêta carotène, xanthophylle, etc.) rend la réflectance spectrale des feuilles faible (au maximum 15%). Les pigments des feuilles absorbent la plus grande partie de la lumière visible qu'elles reçoivent pour la fonction chlorophyllienne.
- Le domaine du proche infrarouge (PIR) : ici les pigments n'interviennent plus, donc l'absorption est faible et la réflectance est forte. Mais la réflectance dans le proche infrarouge

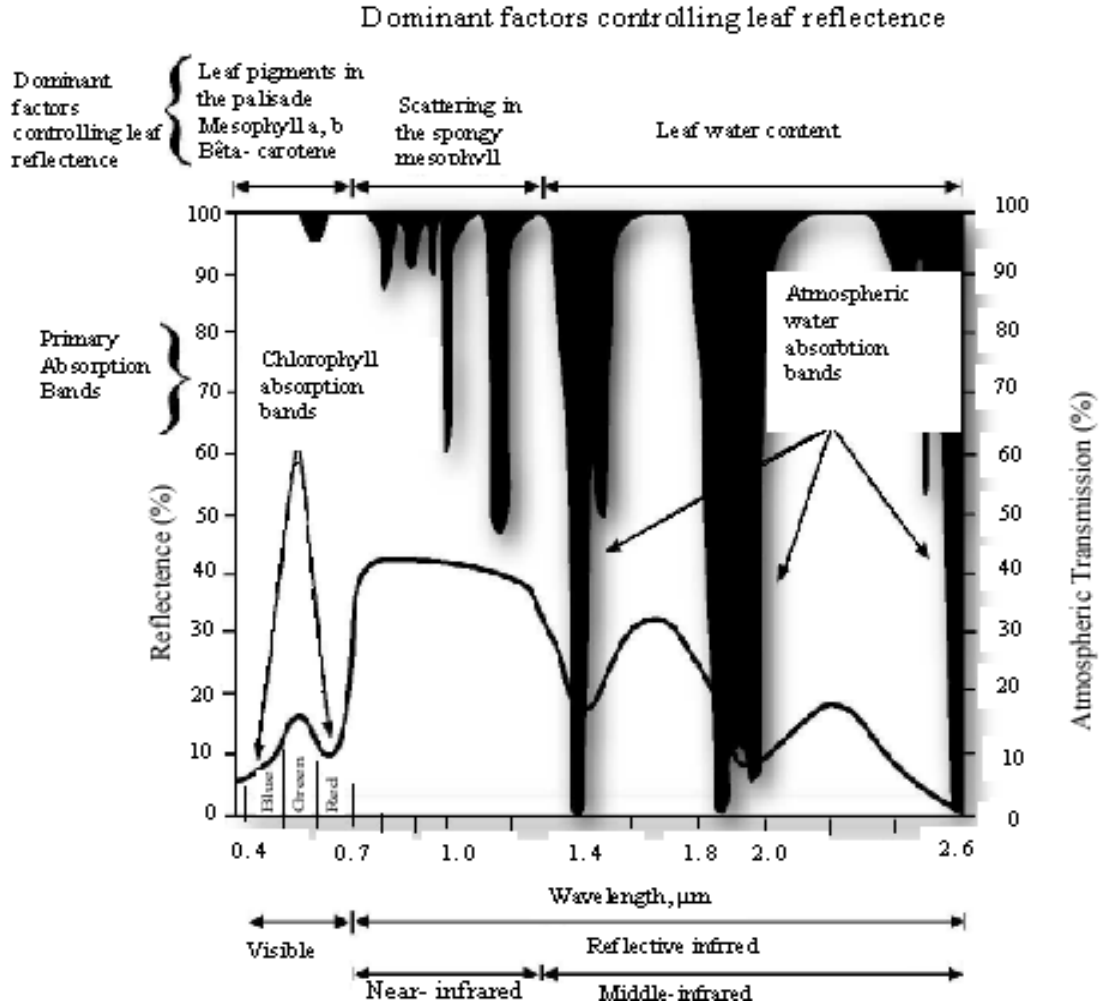
est sensible à la structure des tissus. Les feuilles de végétaux peuvent être classées en deux groupes : l'un possède un parenchyme palissadique très développé et un parenchyme lacuneux peu développé. L'autre a au contraire un parenchyme palissadique peu développé et un parenchyme lacuneux très développé. On constate que le premier groupe a une réflectance plus faible que le deuxième groupe dans le domaine proche infrarouge. Cette bande peut donc distinguer le contenu du feuillage, de ce fait elle est utile pour la discrimination des espèces (Taylor, 1993).

- Le domaine de l'infrarouge moyen (MIR) : le comportement spectral est principalement affecté par la teneur en eau, ce qui est par exemple utile pour la distinction des plantes succulentes des autres (Everitt *et al.,* 1986). Si la teneur en eau diminue, soit par effet de dessèchement, soit à la suite des maladies, les valeurs de réflectance vont augmenter.

L'influence de la teneur en eau sur la réflectance spectrale est traduite par la relation directe entre la teneur en eau des feuilles et leur contenu en chlorophylle. Cette assertion pourrait être correcte pour quelques espèces, mais ne peut pas être généralisée à tous les écosystèmes. La variation du contenu de la chlorophylle peut être provoquée par la pression hydrique dans la plante, mais également par son statut phénologique, la pollution atmosphérique, les maladies (Larcher, 1995). Dans une forêt tempérée, Gond *et al.* (1999) ont prouvé qu'il n'y avait aucune corrélation entre la chlorophylle et la teneur en eau pour cinq espèces forestières différentes dont le pin sylvestre.

La végétation présente ses minimums de réflectance dans le rouge, et ses maximums de réflectance dans l'infra rouge. Par conséquent, la majorité des indices de végétation est fondée sur l'utilisation de ces deux dominances de réflectance (figure 10) (Site web 9; Site web 10).

Figure 10. Les facteurs contrôlant la réflectance chez les végétaux (Site web 2.8).



L'identification des bandes spectrales appropriées pour la discrimination des espèces reste donc une tâche délicate. Plusieurs études ont été réalisées pour identifier la bande spectrale optimale pour la différenciation des espèces : proche infrarouge (Verbyla, 1995), moyen infrarouge (Everitt *et al.,* 1986), et thermique, cette dernière permettant une séparation des espèces qui ne sont pas distinguées à partir des bandes proche et moyenne infrarouge (Salisbury & Milton, 1987).

Hyppanen (1996) a démontré que la bande spectrale utilisée détermine la résolution optimale d'une classification. En fait, la classification supervisée exige une taille adaptée des échantillons proportionnés et proportionnels par un procédé automatisé. Cela oblige à réduire le nombre de dispositifs utilisés dans la classification, en choisissant seulement les bandes spectrales les plus significatives (Boschetti *et al.,* 2007). Pour une forêt boréale par exemple,

le maximum de variance spectrale dans les bandes infrarouges et vertes a été trouvé à 3 m, et dans la bande rouge, à 2 m. Les caractéristiques des images pour lesquelles l'analyse spectrale est appliquée sont décrites dans le tableau 21:

Tableau 21. Les caractéristiques spectrales des scènes Spot 5 utilisées dans cette étude.

Scène de Spot	Mode spectral	Bandes spectrales	Taille des pixels	Résolutions spectrales
2,5 m couleurs	THR(1)+ HX(2)	B1(5), B1(6), B3(7)	2,5 m	B1= 0,50 – 0,59 µm B2= 0,61 – 0,68 µm B3= 0,78 – 0,89 µm B4= 1,58 – 1,75 µm
5 m couleurs	HM(3)+HX	B1, B2, B3	5 m	
10 m couleurs	HI(4)	B1, B2, B3, B4(8)	10 m	

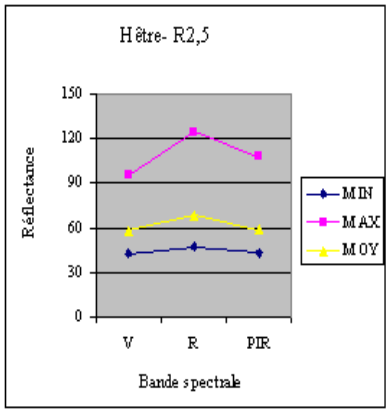
(1) : mode panchromatique Supermode ® à résolution 2,5 m, (2) : mode multispectral 3 bandes à résolution 10 m,
(3) : mode panchromatique à résolution 5 m, (4) : mode multispectral 4 bandes à résolution 10 m.
(5) : bande verte (V), (6) : bande Rouge (R), (7) : bande proche infrarouge (PIR), (8) : bande moyen infrarouge (MIR).

Après avoir décrit les paramètres influant sur les caractéristiques spectrales, nous allons maintenant analyser les signatures spectrales des espèces en question en fonction des différentes bandes spectrales et à différentes résolutions. Notre objectif est de tenter d'extraire les caractéristiques radiométriques pour chaque espèce étudiée, en essayant par la suite d'identifier la bande spectrale optimale et la meilleure résolution pour une forte discrimination de ces espèces.

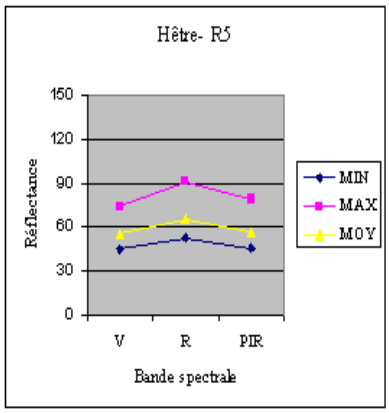
2.4.1. Analyse de propriétés spectrales des espèces

Les caractéristiques spectrales de chaque espèce sont analysées en fonction de la résolution spatiale et de la bande spectrale. Cette analyse confirme que la variabilité spectrale intra spécifique est plus importante à la résolution 2,5 m. Cette variabilité diminue quand l'échelle devient moins fine. Le cas du hêtre montre bien l'effet de la résolution spatiale sur la variabilité intra spécifique de la détection de cette espèce. La figure 11 montre que la différence entre la réflectance minimum et maximum décroît avec l'augmentation de l'échelle. Les valeurs de l'écart-type qui reflètent la dispersion des valeurs de réflectance spectrale autour de la valeur moyenne confirment cet effet. Les valeurs fortes de l'écart type de la résolution 2,5 m montrent une hétérogénéité plus marquée que dans les résolutions 5 et 10 mètres. La réponse spectrale du hêtre se manifeste plus fortement dans la bande rouge (R) pour les résolutions 2,5 m et 5 m, et dans la bande MIR pour la résolution 10 m.

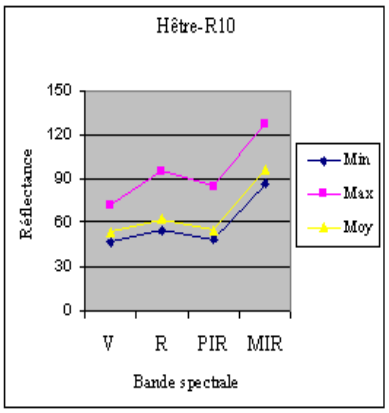
Figure 11. Propriétés radiométriques du hêtre.



HET	MIN	MAX	MOY	Ecart-type
V	42	95	58	6,32
R	47	124	68,64	8,66
PIR	43	108	58,63	7,56



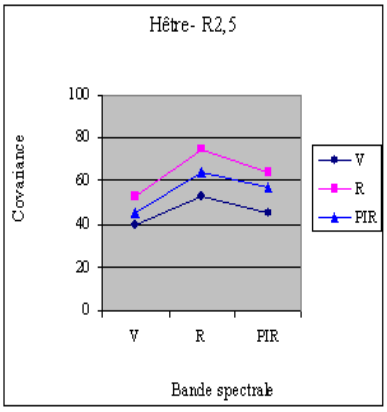
HET	MIN	MAX	MOY	Ecart-type
V	45	74	55,32	5,11
R	53	91	65,37	6,8
PIR	46	79	56,17	5,3



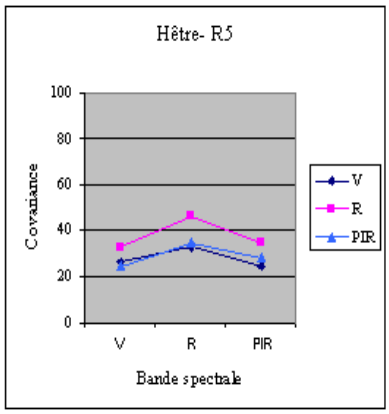
HET	MIN	MAX	MOY	Ecart-type
V	47	72	53,43	5,084
R	55	95	62,71	6,071
PIR	49	85	54,72	4,966
MIR	87	128	96,32	8,171

Une analyse de covariance a été pratiquée pour tester les relations entre les bandes des signatures. Elle mesure les variations des valeurs des pixels dans les différentes bandes par rapport à la moyenne de chaque bande. La matrice de variance / covariance (figure 12) contient toutes les variances et les covariances des bandes d'une signature. L'analyse de la covariance montre l'effet de la résolution spatiale sur les liens entre les bandes de signature spectrale. Les valeurs de covariance diminuent en effet avec l'augmentation de l'échelle. Les liens entre les bandes spectrales sont plus forts pour la résolution 2,5 m, et deviennent moins importants dans la résolution de 10 m. Apparemment, il y a une relation fortement positive entre la bande R et la bande PIR pour la résolution 2,5 m. Pour la résolution 5 m, le lien entre la bande R et les bandes V et PIR reste presque identique. Enfin pour la résolution 10 m, la relation entre R et MIR est la plus forte. Ce phénomène est visible par la majorité des espèces étudiées.

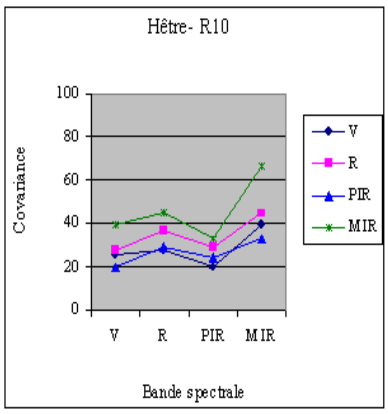
Figure 12. La covariance de bandes spectrales de signature du hêtre.



Covariance			
HET	V	R	PIR
V	39,9	52,84	45,21
R	52,8	74,94	64,03
PIR	45,2	64,03	57,21



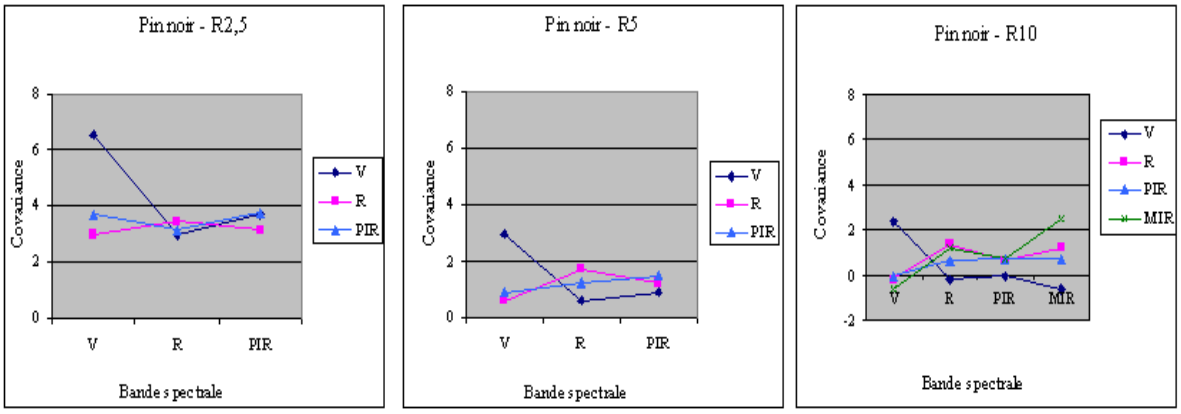
Covariance			
HET	V	R	PIR
V	26,1	32,83	24,38
R	32,8	46,24	34,65
PIR	24,4	34,65	28,05



Covariance				
HET	V	R	PIR	MIR
V	25,8	27,93	20,01	39,176
R	27,9	36,86	28,67	44,608
PIR	20	28,67	24,66	32,674
MIR	39,2	44,61	32,67	66,773

Des cas exceptionnels sont relevés dans l'analyse de covariance, tels ceux du pin noir et du chêne vert (figures 13 et 14). Pour ces deux espèces, les valeurs de covariance sont basses, voire dans certains cas négatives, ce qui indique un lien positif faible (à négatif) entre les bandes spectrales. Pour le pin noir, la relation entre la bande V et les autres bandes (R, PIR et MIR) est inverse dans la résolution 10 m. Cela veut dire que l'augmentation de réflectance dans la bande V est associée à une diminution des réflectances dans les autres bandes. Toutefois, les valeurs de covariance de signature spectrale du pin noir sont plus importantes dans les résolutions 2,5 m puis 5 m. Mais ces valeurs sont plus faibles par rapport aux autres signatures analysées. Il faut rappeler que le pin noir n'était bien discriminé dans aucune des trois résolutions, et en particulier dans la résolution de 10 m. Pour le chêne vert (figure 14), des relations négatives apparaissent au niveau des bandes V et R pour la résolution 2,5 m, et pour les bandes V-R et V-PIR à la résolution de 10 m.

Figure 13. *La covariance de bandes spectrales de signature du pin noir.*

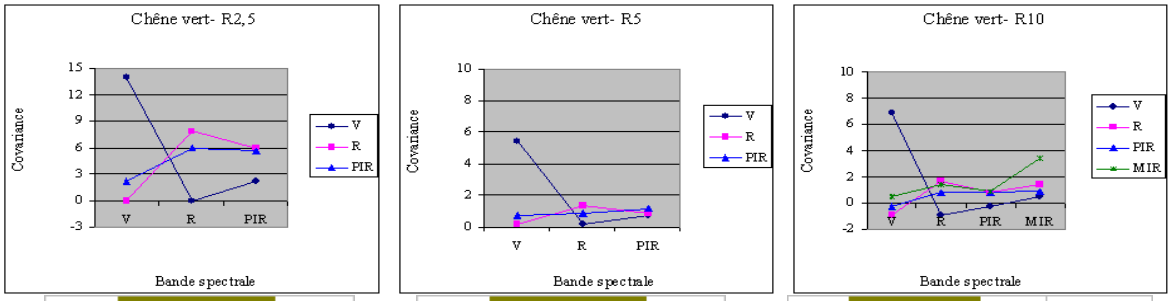


Covariance			
PN	V	R	PIR
V	6,53	2,96	3,71
R	2,96	3,46	3,15
PIR	3,71	3,15	3,72

Covariance			
PN	V	R	PIR
V	2,98	0,58	0,89
R	0,58	1,74	1,24
PIR	0,89	1,24	1,463

Covariance				
PN	V	R	PIR	MIR
V	2,3	-0,2	-0,1	-0,6
R	-0,2	1,34	0,598	1,171
PIR	-0,1	0,598	0,671	0,658
MIR	-0,6	1,171	0,658	2,452

Figure 14. *La covariance de bandes spectrales de signature du chêne vert.*



Covariance			
CV	V	R	PIR
V	13,9	-0,1	2,2
R	-0,1	7,78	6
PIR	2,2	6	5,64

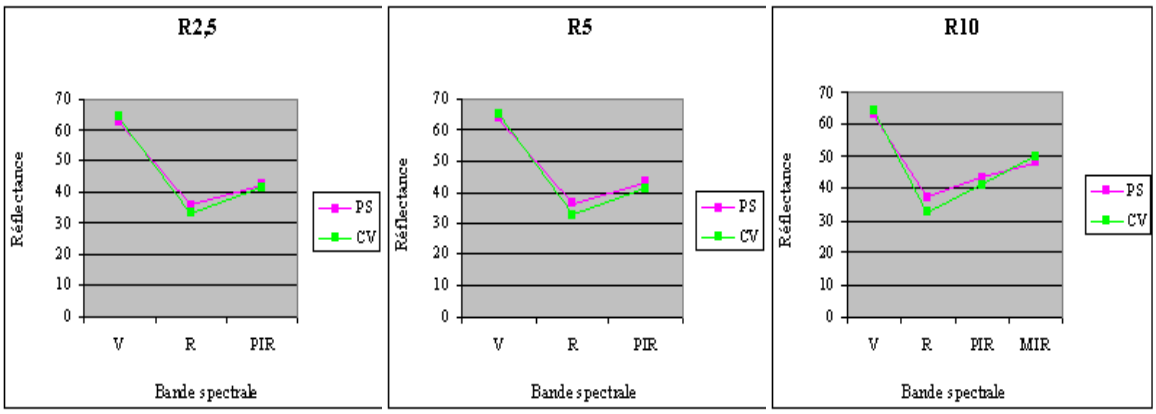
Covariance			
CV	V	R	PIR
V	5,44	0,18	0,74
R	0,18	1,35	0,826
PIR	0,74	0,826	1,146

Covariance				
CV	V	R	PIR	MIR
V	6,88	-1	-0,3	0,43
R	-1	1,669	0,758	1,45
PIR	-0,3	0,758	0,745	0,863
MIR	0,43	1,45	0,863	3,427

Le cas le plus intéressant dans notre étude est la conformité entre la signature du chêne vert et celle du pin sylvestre. Les graphiques de la figure 15 confirment cette similitude dans les trois résolutions. À partir de cette figure, on peut observer une très faible différence entre ces deux signatures dans les bandes R et PIR. Cette différence grandit avec l'augmentation de la résolution, sous l'effet de l'homogénéité intra spécifique dans les résolutions les moins fines.

Lors de l'assemblage des signatures spectrales des espèces, la seule parcelle d'entraînement qui représente le pin sylvestre a été faite à une haute altitude, où la possibilité d'avoir le chêne vert est presque nulle. La vérification sur le terrain a confirmé l'absence de pin sylvestre dans les parcelles de chêne vert. Par contre, une présence de grande densité de genévrier dans les échantillons du chêne vert pourrait être la cause de cette confusion. Malgré cette grande homogénéité entre les deux signatures, on peut quand même retenir une très légère séparation dans la bande rouge.

Figure 15. La ressemblance des signatures spectrales du pin sylvestre et du chêne vert en fonction de la résolution spatiale.



2.4.2. Quelle est la bande spectrale optimale pour la différenciation des espèces en question ?

La question essentielle à laquelle on cherche à donner une réponse concerne le choix de la bande spectrale idéale permettant une forte discrimination des espèces. Pour répondre à cette question, on a vérifié la répartition de toutes les signatures dans chaque bande spectrale et ceci pour toutes les résolutions étudiées. L'analyse des signatures est présentée dans les figures 16 et 17, et pour simplifier, chaque résolution va être analysée à part.

1- Résolution 2,5 m :

La discrimination des espèces peut être analysée pour chaque bande spectrale appartenant à cette résolution (figure 16) :

- Bande verte (V) : une séparation est possible entre les conifères et les feuillus, alors que la séparation des espèces de conifères ou des espèces de feuillus est irréalisable. On a observé aussi que la signature du pin sylvestre se retrouve dans le domaine de réflectance des feuillus.
- Bande rouge (R) : le domaine de réflectance est bien occupé par les feuillus et les conifères, et la séparation entre ces deux groupes de végétation est impossible. Pourtant, on peut facilement différencier les trois classes des feuillus, tandis que la différenciation des espèces de conifères reste limitée, malgré la légère amélioration obtenue dans cette bande. La discrimination de toutes les espèces à la fois reste une tâche délicate, mais possible. En fait, on peut remarquer une confusion forte entre le mélèze et le chêne pubescent et une confusion moindre entre le mélèze et le pin à crochet. Cela est d'autant plus marqué qu'on a un mélange important entre le chêne vert, le pin sylvestre et le pin noir. On constate aussi l'absence du cèdre, et l'identification originale du hêtre.
- Bande proche infra rouge (PIR) : les espèces de feuillus sont visiblement différenciées, alors que les espèces de conifères sont difficilement séparées. Cette bande est marquée par l'absence du pin sylvestre et la confusion partielle entre pin noir et cèdre.

2) Résolution 5 m :

Quelques observations sont à retenir selon la bande spectrale (figure 16) :
- Bande verte (V) : la séparation entre les conifères et les feuillus est manifestement réelle. Cette bande a permis d'identifier trois espèces de conifères : le mélèze, le cèdre et le pin noir. Le pin sylvestre se trouve par contre dans le domaine de réflectance des feuillus. Le pin à crochet n'apparaît pas, probablement sous l'effet de la présence des autres conifères.
- Bande rouge (R) : cette bande est marquée par l'identification bien distincte du hêtre. La séparation des espèces de feuillus et de conifères est bien possible. Noter la grande confusion entre le pin à crochet et le pin sylvestre.
- Bande proche infra rouge (PIR) : le domaine de réflectance dans cette bande est partagé entre les conifères et les feuillus, rendant la séparation difficile entre ces deux groupes. En revanche, la différenciation des espèces de feuillus est toujours possible, ce qui n'est pas le cas pour les conifères (trop grandes similarités).

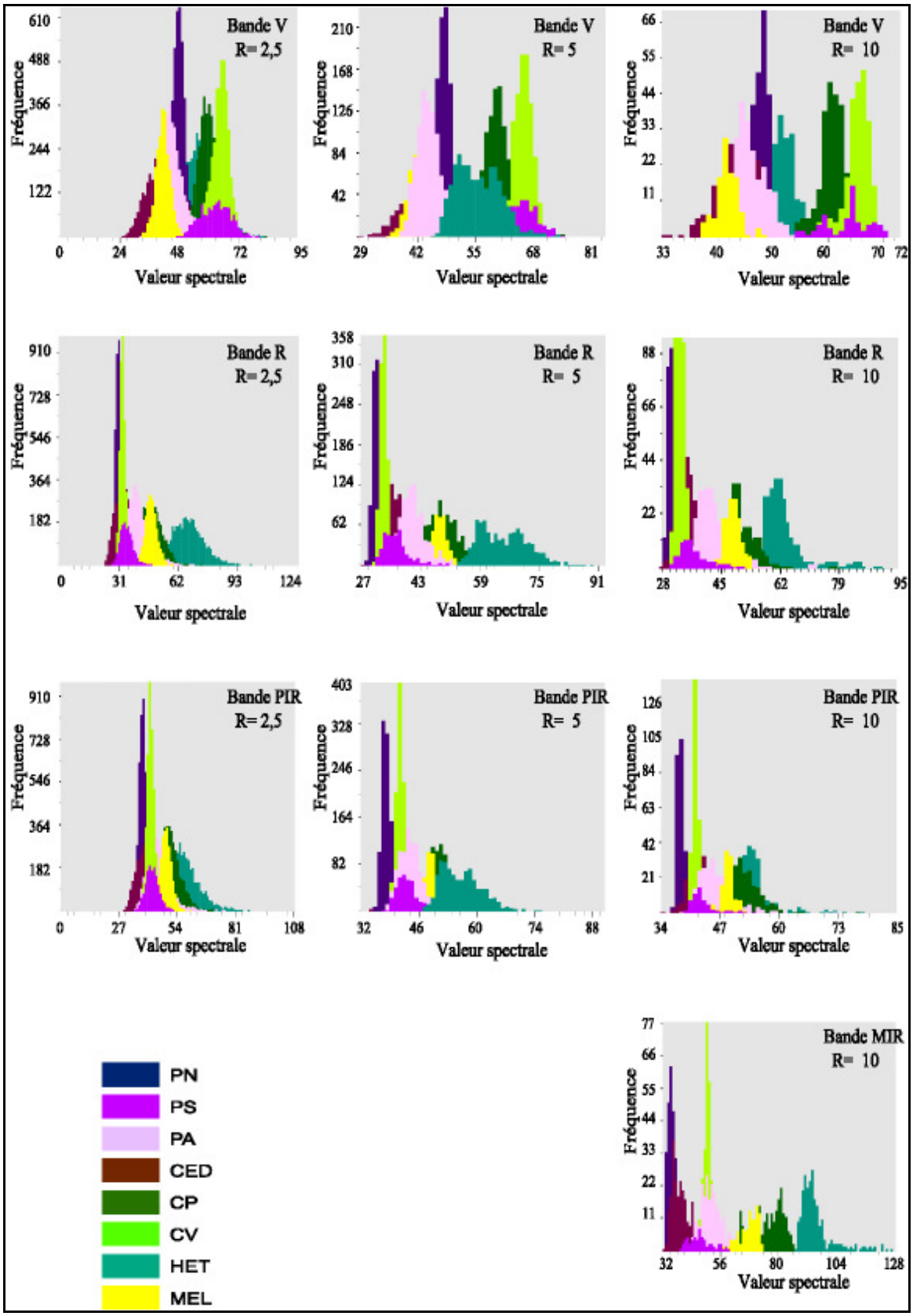
Pour la majorité des bandes étudiées, on remarque à chaque fois l'absence d'une ou deux espèces (par exemple : disparition du pin sylvestre dans cette bande).

3) Résolution 10 m

L'analyse des bandes spectrales de cette résolution a abouti aux remarques suivantes :

- Bande verte (V) : dans la résolution 10 m, la bande verte n'est plus capable de donner un domaine de réflectance distinct entre les feuillus et les conifères. La séparation des feuillus reste possible, mais devient impossible pour les conifères. On peut noter aussi que le comportement spectral du pin sylvestre est toujours proche de celui des feuillus.
- Bande rouge (R) : cette bande est meilleure pour la séparation entre les espèces de feuillus et celles de conifères. Toutefois, une confusion importante entre ces deux groupes existe, traduite par un mélange total du mélèze et du chêne pubescent, et également du chêne vert, du pin noir et du cèdre.
- Bande proche infra rouge (PIR) : la séparation est très difficile au niveau des conifères et des feuillus. Le pin sylvestre n'apparaît pas sur le graphique, il est caché par les différents conifères.
- Bande moyenne infra rouge (MIR) : cette bande permet la meilleure différenciation entre espèces. Elle a donc une vraie capacité à distinguer les espèces des conifères entre elles, alors qu'elles sont non distinguables dans la majorité des cas. Néanmoins, les confusions entre chêne vert et pin sylvestre, pin à crochet et pin sylvestre persistent toujours dans cette bande.

Figure 16. Histogramme des signatures en fonction de la bande spectrale et la résolution spatiale.



Après avoir analysé la capacité de discrimination de chaque bande spectrale en fonction de la résolution, on cherche à déterminer la bande spectrale optimale pour une différenciation efficace des espèces étudiées. On remarque que la bande moyenne infrarouge permet une ségrégation absolue pour les feuillus. Les conifères paraissent plus séparables aussi dans cette bande. Malgré cela, on constate que la confusion entre le cèdre et le pin noir se maintient, également pour le pin sylvestre qui est distribué entre le pin à crochet et le pin noir. La discrimination de toutes les espèces de conifères et de feuillus reste une tâche difficile à cause de la confusion constante entre le pin sylvestre et le chêne vert.

Dans le même contexte, on a observé que la bande rouge, dans toutes les résolutions, avait aussi la capacité d'identifier les feuillus. Elle est moins efficace pour la séparation des conifères, mais reste de toute façon la bande spectrale la plus intéressante après la bande MIR. La bande V est utile pour différencier les feuillus des conifères, surtout dans les résolutions fines (ex : 2,5 m). Il faut rappeler quand même que le comportement spectral du pin sylvestre dans cette bande s'éloigne de celui des conifères, et se rapproche de celui de feuillus (tableau 22, figures 17 et 18).

Tableau 22. Effet de la résolution (R) et de la bande spectrale (BS) sur la possibilité de différencier conifères et feuillus (CF), espèces de feuillus entre elles (F) et espèces de conifères entre elles (C).

BS / R	**Bande V**	**Bande R**	**Bande PIR**	**Bande MIR**
2 ,5 m	CF : possible F : impossible C : impossible	CF : impossible F : possible C : impossible (identification originale du hêtre)	CF : impossible F : possible C : impossible	-
5 m	CF : possible F : possible C : possible	CF : impossible F : possible C : possible (identification distincte du hêtre)	CF : impossible F : possible C : impossible	-
10 m	CF : impossible F : possible C : possible	CF : impossible F : possible C : possible (identification distincte du hêtre)	CF : impossible F : impossible C : impossible	CF : difficile F : possible C :impossible

Figure 17. Histogramme des signatures en fonction des bandes spectrales.

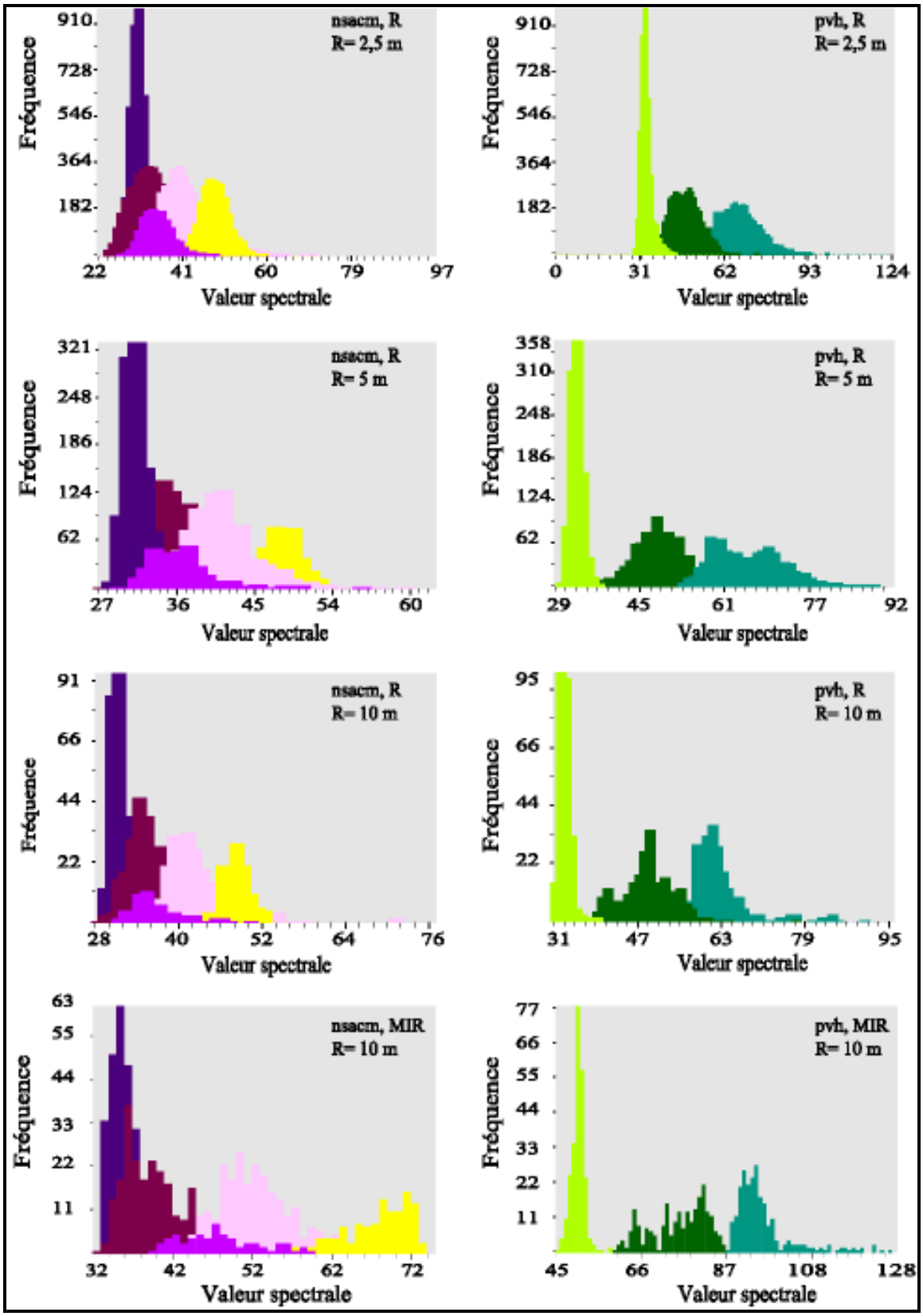
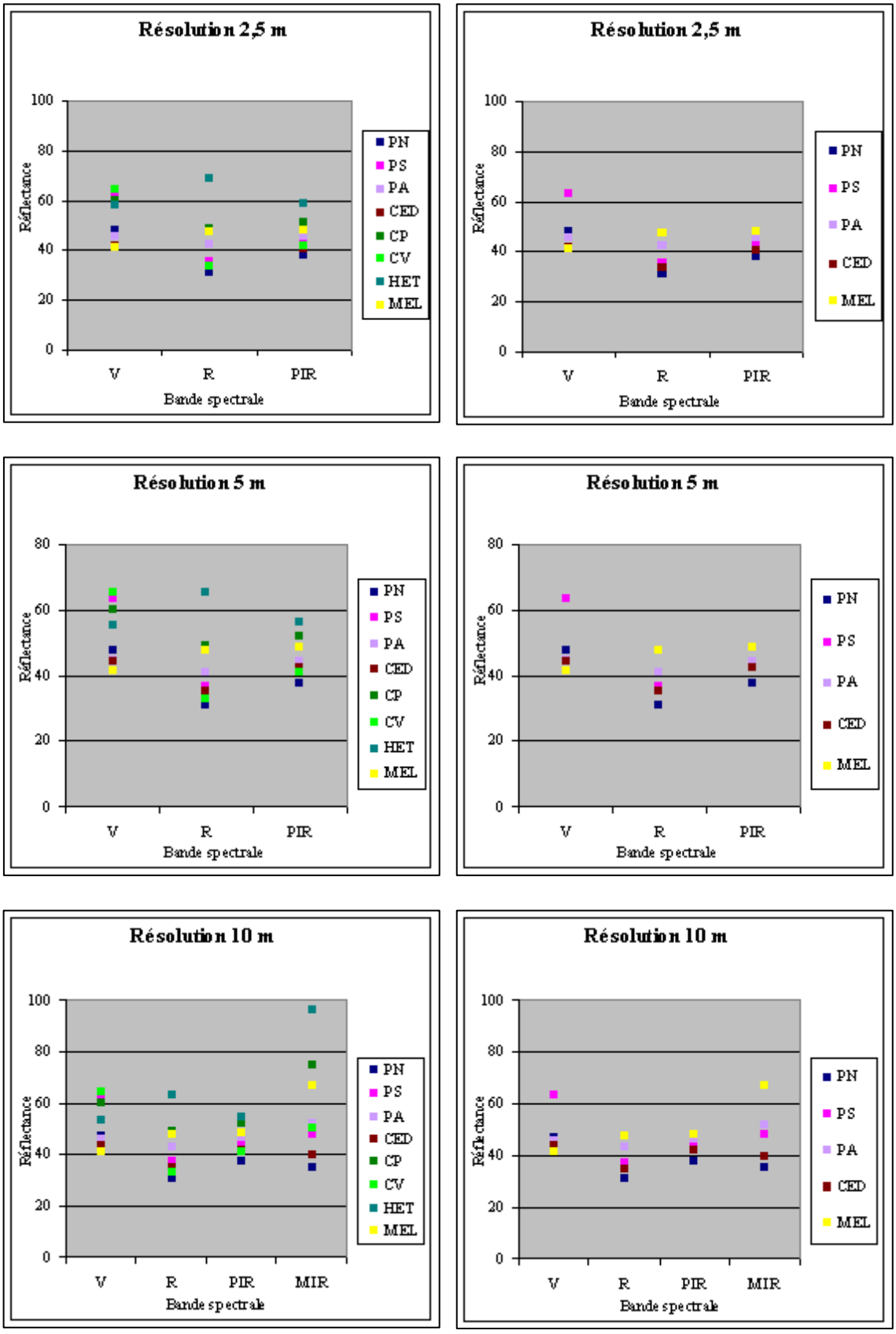


Figure 18. Graphiques montrant la séparation des espèces forestières à chaque bande spectrale en fonction de la résolution spatiale.



2.4.3. Quelle est la résolution spatiale optimale pour la différenciation des espèces en question ?

Pour définir ce que pourrait être la résolution spatiale idéale pour la distinction des espèces, il faut considérer que cette résolution peut changer selon la bande spectrale, ce qui nous fait dire que pour chaque bande spectrale, il y aurait une résolution spatiale optimale. Les figures 19 et 20 montrent la capacité de discrimination de chaque résolution étudiée en fonction de la bande spectrale. On peut remarquer que la séparation optimale de toutes les espèces étudiées a été effectuée à la résolution 2,5 m dans la bande rouge et à la résolution de 10 m dans la bande moyenne infra rouge. La séparation entre les feuillus et les conifères est meilleure à la résolution 2,5 m dans la bande verte. Cette séparation devenant moins pertinente quand la résolution augmente, et impossible quand on change la bande spectrale.

La discrimination des espèces de feuillus est, dans la plupart des cas, possible à toutes les résolutions, mais elle varie selon la bande spectrale. Par exemple, dans la bande rouge, la séparation entre les différentes espèces de feuillus est significative à la résolution 2,5 m, puis cette séparation devient moins efficace avec l'augmentation de la résolution. Ces espèces ont le même comportement dans la bande proche infrarouge, mais, dans ce cas, la séparation devient impossible à la résolution 10 m. À l'inverse, dans la bande verte, les feuillus sont inséparables à la résolution 2,5 m, la capacité de séparation augmentant quand la résolution croît. La séparation de ces espèces a été réussie à la résolution 10 m dans la bande moyenne infra rouge.

La discrimination des espèces de conifères reste une tâche délicate. Elle change selon la bande spectrale, mais se montre moins sensible à la résolution spatiale. Pour une bande spectrale définie, toutes les résolutions ont presque la même capacité de séparation. L'effet de la résolution spatiale sur la séparation des espèces est apparu très légèrement dans la bande rouge, où la résolution 2,5 m a permis une discrimination plus efficace que dans les résolutions 5 et 10 mètres.

Figure 19. L'effet de la résolution spatiale sur la discrimination des espèces forestières dans 3 bandes spectrales.

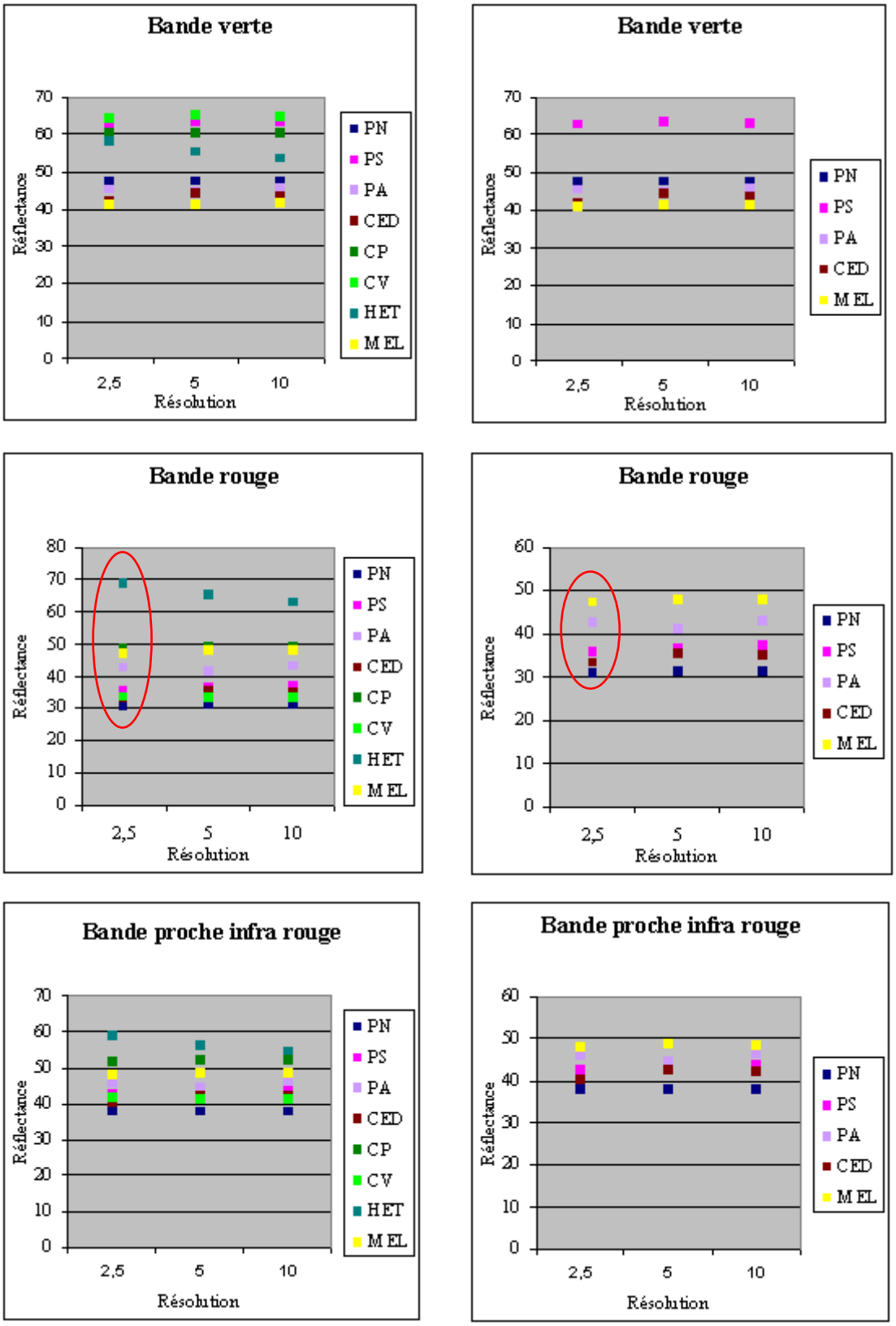
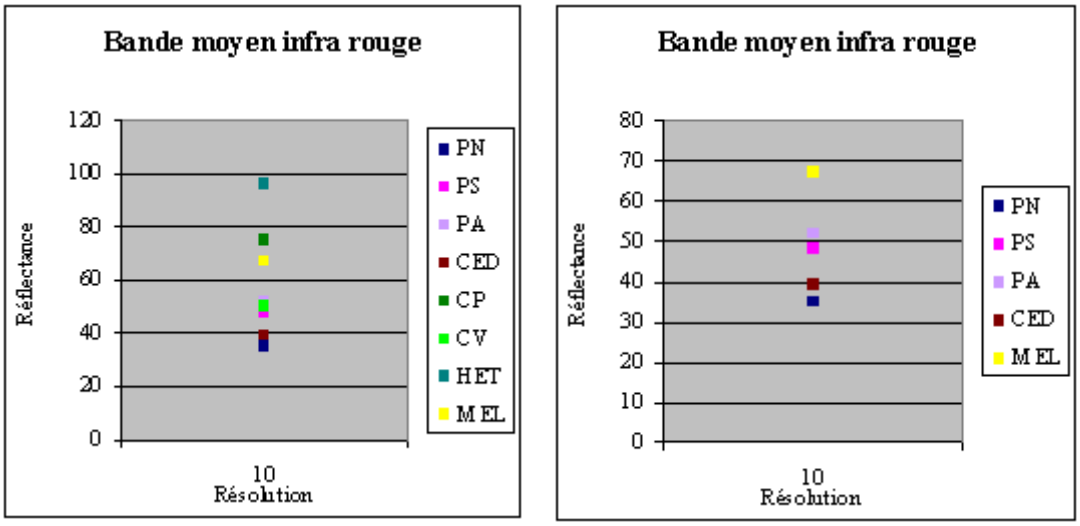


Figure 20. L'effet de la résolution spatiale sur la discrimination des espèces forestières dans la bande PIR.



Pour simplifier la problématique et essayer de répondre à la question posée, nous allons définir la résolution spatiale optimale, comme étant la résolution qui permet d'obtenir une bonne distinction des espèces dans la majorité des bandes spectrales analysées. Avec cette définition, on trouve que la résolution 10 m a réussi à séparer les espèces dans les bandes V, R et MIR, tandis que pour la bande PIR, la résolution 2,5 m était la plus discriminante. La résolution 5 m a donné presque la même séparation que la résolution 10 m dans la bande R. En conclusion, la résolution 10 m paraît être la résolution préférable dans trois bandes spectrales. Pourtant, le pouvoir de discrimination atteint dans cette résolution n'était pas très différent de celui des autres résolutions. Pour cette raison, il n'est pas parfaitement exact de dire que la résolution 10 m est une résolution plus significativement discriminante.

2.5. Conclusion partielle

Nous avons réalisé dans ce chapitre un traitement d'images, en ayant recours aux méthodes éprouvées de classifications (non) supervisées à différentes échelles et sur plusieurs canaux. Nous avons progressivement pu obtenir une cartographie de meilleure qualité, grâce à un travail complémentaire de terrain. Nous avons également discuté de manière approfondie quels étaient les critères clés à prendre en compte, critères issus de la littérature ou observés par nos soins, pour l'obtention d'une bonne classification (bandes spectrales, propriété de réflectance, résolutions spatiale, analyse des mélanges d'espèces, validation terrain, etc.).

3. Conclusion

La classification automatique (non supervisée, semi-supervisée et supervisée) des espèces forestières du versant Sud du Mont Ventoux nous a permis de disposer de cartes d'une qualité relative, nécessaire et suffisante pour passer à la seconde phase de notre travail. Cela est dû, d'une part, à la date de prise des images, qui ne correspond pas parfaitement à la saison de végétation. D'autre part, la discrimination difficile des conifères, qui occupent de grandes surfaces, souvent constituées de mélange de différents pins, a rendu l'identification de ces zones mixtes très délicates. De plus, les zones de reboisement récent en conifères ont également été assez mal reconnues par le classificateur, surtout en présences de feuillus intercalées entre les rangées. La précision de la classification a été sensible à l'effet du cortège de végétation. Ainsi, par exemple, la présence du genévrier dans une garrigue de chêne vert conduit à affecter à cette espèce la classe de végétation la plus proche dans notre carte, en l'occurrence le pin sylvestre.

Toutefois, le classificateur automatique a réussi à identifier les peuplements simples (à une seule espèce) ou les peuplements faiblement mélangés, qui s'étalent sur une grande surface, ou sur petite surface à distance courte des parcelles d'entraînement qui les représentent spectralement. Les feuillus ont toujours été mieux identifiés que les conifères. L'incapacité de séparation des conifères n'est pas nécessairement liée aux caractéristiques des données ou à la méthode appliquée, mais à leurs signatures spectrales semblables. Il s'agit donc d'un problème structurel, lié à la végétation et au matériel de télédétection disponible. Cette analyse montre que, quelle que soit la méthode de traitement d'image utilisée (méthodes classiques ou plus récentes, comme l'approche par objet), la confusion entre les espèces, proches en termes de réflectance comme de localisation géographique, reste la cause principale de la moindre qualité de la classification. D'où la nécessité de compléter par une approche terrain, si l'on souhaite obtenir une cartographie bien exploitable car discriminante.

Dans la pratique, une classification automatique préalable reste conseillée, car en premier lieu, elle permet de garder des informations sur les espèces, au niveau du pixel et sur de grandes zones. Ces informations détaillées sont peu compatibles, sous leur forme (découpage en grille), avec une carte traditionnelle, ou même avec une carte issue de photo-interprétation dans un SIG. La classification automatique permet donc un premier tri de données, amenant

un gain de temps relatif, et réduisant les nécessaires sorties sur le terrain, pour réaliser une carte valable à une résolution fine, potentiellement utilisable pour l'aménagement forestier, sous réserve de validation. De plus, la carte obtenue par classification automatique possède un avantage supplémentaire : elle permet de réaliser des mesures difficilement réalisables avec d'autres cartes (densité, diversité, dynamique forestière, répartition d'une espèce dans l'espace). Elle permet aussi de faire des simulations plus précises en termes de résolution si l'on dispose d'une image à 5 ou 10 mètres au sol (scénarios d'aménagement).

La capacité de discrimination des espèces forestières n'a pas été équivalente dans toutes les bandes spectrales, et aux différentes résolutions spatiales. La bande V a été utile pour la séparation entre les feuillus et les conifères aux résolutions fines 2,5 et 5 m. Pour la résolution de 10 m, c'est la bande PIR qui joue ce rôle. Toutefois, les bandes R et MIR sont les bandes les plus discriminantes, en particulier la bande MIR.

Nous n'avons pas observé d'effet très net de la résolution spatiale sur l'identification et la discrimination des espèces. L'effet de la résolution spatiale se traduit par l'importance et la dominance des classes, qui diffèrent selon la résolution. De plus, la variance intra classe (intra spécifique) a été visiblement influencée par la résolution. Cette variance est plus forte aux résolutions fines. La résolution 10 m a montré une homogénéité intra spécifique assez remarquable. Par conséquent, la résolution a plutôt joué sur la qualité et la validation de la classification. L'homogénéité spectrale, dans la résolution de 10 m, est réalisée pour chaque classe de végétation, et la présence de la bande spectrale la plus discriminante MIR : c'est à cette résolution que la plus grande exactitude de classification a été réalisée. Pourtant, la meilleure validité enregistrée en comparaison avec le terrain a été atteinte avec la résolution 2,5 m.

Pour résumer, et à l'issue de cette analyse méthodologique et thématique autour de la question de la classification des espèces forestières par télédétection :

- nous avons réalisé de manière instruite une séquence classique de traitement d'image, en explorant différentes méthodes complémentaires, auxquelles s'est ajoutée une validation terrain ;
- nous avons discuté en profondeur, et avec le maximum de précautions possible, les différents éléments à prendre en compte pour la réalisation d'une bonne classification,

avec un regard critique permanent que l'écologue peut avoir grâce à l'observation et à la connaissance des espèces dans leur milieu ;

- nous bénéficions maintenant, entre autres données disponibles, d'une carte validée des espèces du couvert forestier, ce qui va nous permettre d'aborder l'analyse de la mesure de la biodiversité, plus méthodologiquement, dans la partie suivante.

Partie II
Support spatial et mesure de la biodiversité

Dans cette partie, nous donnons des éléments de cadrage sur la problématique de la biodiversité, puis nous présentons différentes méthodes d'évaluation de la biodiversité, en soulignant les problèmes posés par le support spatial. Dans un troisième chapitre, nous exposons la méthode que nous avons élaborée pour estimer sans biais la biodiversité.

Si la première partie a constitué un travail de fond en vue de la préparation d'une cartographie validée des espèces végétales forestières à partir d'un traitement d'images lourd et de différentes informations cartographiques, cette seconde partie constitue le coeur de notre recherche, puisque c'est là que nous faisons des préconisations méthodologiques pour une mesure valide de la biodiversité, en élaborant une méthode de résolution du Modifiable Areal Unit Problem (MAUP) permettant d'éliminer l'effet du support dans la mesure, en proposant l' « écart relatif de diversité » et en abordant la notion d' « échelle pertinente ».

1. Contexte et problématique

Nous présentons ici les différentes facettes de la biodiversité, ses rapports avec l'écologie et l'aménagement forestier et sa place remarquable à l'interface entre diverses disciplines, dont la géographie et l'écologie.

1.1. La biodiversité : diverses acceptions et dimensions

Le mot de « biodiversité » est composé de deux termes : biologie et diversité, qui déterminent l'expression « diversité biologique ». Pour rendre cette expression plus efficace en termes de communication, le mot « biodiversité » a été inventé. Le concept de « Biodiversité » apparaît pour la première fois en 1988 dans un livre publié par l'entomologiste américain E.O. Wilson. Depuis, le terme et le concept sont utilisés par les biologistes, écologistes, géographes, etc., qui, s'inquiétant de la destruction rapide de milieux naturels, tels que les forêts tropicales, réclament que la société prenne des mesures contre les activités humaines qui détruisent ces milieux (Lévêque & Mounolou, 2001). Le concept de biodiversité a ensuite été repris par les politiciens et par les *media*. Cela conduisit à la première conférence internationale sur la biodiversité, qui eu lieu au Rio de Janeiro en juin 1992, où les pays participants signérent une convention qui vise à protéger et à restaurer la diversité du vivant, en définissant la biodiversité par :

« la variabilité des organismes vivants de toute origine y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie ; cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celle des écosystèmes ».

Cette convention a été ratifiée en 2005 par 188 pays, en insistant sur le devoir humain de conservation et de gestion durable et équitable de la biodiversité. À l'échelle européenne, le sommet de Göteborg en 2001 a posé la question du déclin de la biodiversité en Europe, en demandant la mise en place de principes de lutte à l'horizon 2010, puis au-delà.

La nature de tout ce qui entoure la biodiversité en fait un concept important, mais également extrêmement obscur (McElhinny *et al.*, 2006). Depuis la conférence de Rio (1992), le terme

de biodiversité connaît différentes acceptions, appréhendées par des philosophes, des économistes et des écologistes de différentes manières (Jutro 1993). Mais un lien évident entre ces différentes approches manque toujours (Lévêque & Mounolou, 2001 ; site web 1).

Parmi le grand nombre de définitions de la biodiversité, un certain nombre, d'importance, ont été retenues ici. Wood (1997) a considéré que le terme de biodiversité se rapporte à des différences à l'intérieur et entre les objets biologiques à tous les niveaux d'observation. Hunter (1990) a défini la biodiversité par la diversité de la vie sous toutes ses formes et à tous ses niveaux d'organisation, y compris les structures écologiques, les fonctions, et les processus de tous niveaux. La biodiversité a été caractérisée de la même façon par la Society of American Foresters (1991). Hubbell (2001) a expliqué que la biodiversité est un synonyme de la richesse spécifique et l'abondance relative d'espèces dans l'espace et le temps.

La biodiversité peut être considérée comme un facteur de stabilité des écosystèmes (Bengtsson *et al.*, 2000) : un écosystème diversifié présente une meilleure résistance aux bio-agresseurs, car si une espèce se trouve amoindrie par un agent pathogène, les autres espèces assurent à sa place le fonctionnement de l'écosystème (photosynthèse, décomposition de la matière organique, etc.) (Site web 2). La biodiversité peut être également une conséquence de perturbations (Deconchat, 1999).

La définition actuelle de la biodiversité ne suffit pas, pour des raisons théoriques et pratiques. Tout d'abord, cette définition ne prend pas en compte les difficultés conceptuelles liées aux différents niveaux qui constituent la biodiversité : gènes, espèces, écosystèmes, paysages. De plus, elle mentionne peu les problèmes pratiques et techniques concernant l'inventaire de la biodiversité. Et enfin, cette définition méconnaît les incommensurabilités existant entre les différents niveaux (Perlman & Adelson, 1997).

Crow *et al*. (1994) ont identifié trois larges types ou sous-groupes de biodiversité. La « diversité compositionnelle » concerne la composition en espèces d'un peuplement. Elle présente donc la richesse spécifique et la diversité génétique. La « diversité structurelle » peut être caractérisée par la distribution horizontale ou verticale des plantes, leur hauteur, le

nombre de classes d'âge à l'échelle du peuplement. La « diversité fonctionnelle » est décrite par des processus écologiques, tels que la fixation d'azote, la décomposition, le flux d'énergie, et les relations trophiques. Chacun de ces types inclut plusieurs niveaux d'organisation : le gène, l'espèce, l'écosystème et le paysage.

Chacun des types et des niveaux de biodiversité est exprimé à une série d'échelles spatiales (Roberts & Gilliam, 1995). Rameau (1999) a indiqué quatre échelles spatiales de la diversité en forêt : l'échelle de l'arbre, l'échelle du peuplement avec son mélange d'espèces, sa densité et sa structure spatiale qui agissent sur les facteurs physiques, comme la lumière et le bilan hydrique, l'échelle du massif forestier avec une mosaïque des peuplements forestiers contigus ou discontinus et enfin l'échelle de l'écocomplexe.

Whittaker (1972) a décrit trois termes de biodiversité selon l'échelle spatiale : *alpha*, *bêta*, et *gamma*. La « diversité alpha » se rapporte au nombre d'espèces dans les petits échantillons homogènes, la « diversité bêta » reflète la modification de la diversité alpha lorsque l'on passe d'un écosystème à un autre dans un site, et la « diversité gamma » correspond à la richesse en espèces au niveau régional ou géographique. La diversité bêta est la diversité la plus étudiée, elle s'applique souvent aux études concernant la composition spécifique (Magurran, 1988). Une analyse de biodiversité globale appelle donc généralement une identification du type considéré (compositionnelle, structurelle ou fonctionnelle), du niveau d'organisation (gènes, espèces, écosystèmes ou paysage), et des échelles d'observation (spatiale et temporelle, Noss, 1990).

Dans cette étude, nous considérons que la diversité spécifique est une diversité importante, en raison du rôle fondamental que les espèces jouent dans la structure et la fonction des écosystèmes forestiers. Nous nous intéressons donc à la diversité compositionnelle au niveau des espèces et à l'échelle du massif. En fait, le terme de biodiversité utilisé dans ce travail correspond à la composition en espèces principales de l'étage dominant du massif forestier. Par conséquent, il convient de ne pas confondre notre définition relativement étroite avec le concept le plus large de biodiversité.

1.2. Biodiversité, écologie et aménagement forestier

1.2.1. Quelle place de la biodiversité dans l'écosystème forestier ?

Le concept de biodiversité, dont on a auparavant largement parlé, porte une signification qui dépasse largement le cadre de la biologie (Fady & Médail, 2006). La biodiversité englobe en effet des approches biogéographiques, génétiques et évolutives (Wilson, 1992 ; Blondel, 1995 ; Mooney *et al*., 1996) mais relève tout autant de la richesse et de l'hétérogénéité biologiques que de la diversité écologique, sociale, économique, etc. (Fady & Médail, 2006). On considère malgré cela que l'écologie est la discipline la plus directement concernée par la biodiversité (Blondel, 2007). Le premier essai pour relier la diversité végétale aux conditions écologiques date de près de deux siècles (Humboldt, 1805), et cela a constitué l'amorce de l'écologie fonctionnelle à l'échelle de vastes ensembles géographiques (Lepart, 2005). La recherche de la relation entre la diversité d'une communauté et son fonctionnement a joué un rôle important en écologie dans les années 1950 à 1970, à la suite des travaux de Preston (1948), Elton (1958) et Odum (1969). En effet, la biodiversité, pour les écologues, se manifeste à travers les processus qui maintiennent la richesse et l'hétérogénéité de l'environnement. Cette hétérogénéité est le résultat de toutes sortes de perturbations biotiques, abiotiques, et climatiques (Jones *et al.,* 1994). Ces perturbations spontanées sont les responsables de la dynamique des paysages et de leur diversité (Sousa, 1984 ; Pickett & White, 1985).

Dans un écosystème forestier, la mesure de la biodiversité aide à connaître les relations inter et intra spécifiques, les cycles des bio-éléments, le rôle des perturbations et le stress du milieu naturel et son fonctionnement, les dysfonctionnements d'origine anthropique (Scherer-Lorenzen *et al.,* 2005). La description de la biodiversité aide aussi à comprendre les processus d'édification et de maintien de la forêt à long terme (Schnitzler-lenoble, 2007). La biodiversité peut être considérée comme constituée, d'une dimension temporelle, car en évolution constante, et d'une dimension spatiale, car nombreux critères comme le climat ou les facteurs écologiques jouent sur sa distribution de façon irrégulière. Le comportement de la biodiversité est donc appréhendé dans ces deux dimensions de l'écologie (Lévêque, 2001).

En général, on distingue 3 niveaux de biodiversité :
- la diversité génétique ; elle se définit par la variabilité des gènes au sein d'une même espèce ou d'une population.
- la diversité spécifique, qui correspond à la diversité inter espèces.
- la diversité écosystémique, qui correspond à la diversité entre les écosystèmes ; cette diversité étant due aux différentes interactions entre les populations naturelles et leurs milieux.

Les risques pesant sur la biodiversité en région méditerranéenne ont été rappelés récemment, face à l'extinction des espèces et aux changements environnementaux (Blondel & Médail, 2009). L'organisation et la dynamique de la végétation méditerranéenne actuelle résultent en premier lieu des instabilités climatiques survenues durant le Pléistocène (Quézel & Médail, 2003 ; Beaulieu *et al*., 2005). Les processus écologiques locaux, en particulier le rôle des stress environnementaux et des perturbations sont aussi de l'origine d'une forte hétérogénéité spatiale (Médail, 2005). De plus, l'impact humain en zones méditerranéennes dans le passé a eu de profondes conséquences sur l'organisation des paysages et la diversité des écosystèmes. L'homme a détruit la moitié des forêts méditerranéennes par le pâturage et l'agriculture (Quézel & Médail, 2003). La place de l'homme reste aujourd'hui déterminante, puisque ses impacts et ses choix de gestion déterminent l'organisation spatiale des espèces forestières.

1.2.2. Aménagement forestier, une définition modifiée entre le passé et le présent

L'aménagement forestier est traditionnellement défini comme une branche de la foresterie, qui s'intéresse aux sciences et techniques forestières en rapport avec des principes d'ordre administratif, législatif, économique et social. Il représente un domaine dont l'émergence remonte à la fin du XVIIIe siècle, domaine centré sur la planification forestière pour produire du bois. Cette approche permet à l'ingénieur d'organiser et de réglementer la mise en valeur de la forêt en vue des besoins de l'homme. Elle se base essentiellement sur deux types de principes : des principes concernant la culture du bois, et des principes touchant l'économie qui y est associée (Hartig, 1805 ; Huffel, 1926). Les méthodes traditionnelles d'aménagement forestier ont pour but d'organiser dans le temps et dans l'espace une production et un rendement soutenu du matériau bois. Des fonctions associées comme la protection des sols ou

la préservation d'un espace de chasse étaient considérées comme implicitement assurées par le maintien d'un couvert boisé (Farcy, 2004).

Depuis deux décennies, la société impose de nouveaux besoins et la forêt est donc amenée à contribuer à la satisfaction d'aspirations de plus en plus variées (Farcy, 2005). La foresterie, qui a longtemps été basée sur des principes relevant du seul point de vue économique, se trouve aujourd'hui inscrite dans la recherche de différents objectifs (Farrelle *et al.,* 2000). La fonction de production de bois assurant à elle seule un statut intégrateur de la forêt se voit ainsi remise en cause pour assurer explicitement d'autres fonctions, comme les fonctions écologique et sociale (Farcy, 2004). La conservation de la biodiversité et la qualité des paysages, la qualité des eaux, le stockage du carbone, les valeurs récréatives et culturelles de la forêt, sont autant de critères à l'ordre du jour, en tant qu'objectifs stratégiques identifiés (Andersson *et al*., 2000).

1.2.3. Les effets de l'aménagement forestier sur la biodiversité

La biodiversité représente maintenant une variable écologique indispensable dans les études de l'aménagement forestier (Hunter, 1990). Elle est importante pour simplifier, caractériser et comparer la complexité des différents groupes forestiers (Christensen & Peet, 1984 ; Magurran, 1988). L'étude de la biodiversité est la clé pour réaliser un aménagement forestier durable, car elle aide à mieux comprendre la dynamique forestière et l'hétérogénéité d'un massif forestier, ce qui nous permet de mieux gérer les massifs (Spies & Turner, 1999 ; Lindenmayer *et al*., 2000). Les effets des traitements forestiers peuvent être compris comme des perturbations pouvant avoir une grande influence sur la composition, la structure et la biodiversité de la forêt (Niemela, 1999 ; Bengtsson *et al*., 2000). Si les perturbations sont limitées par leur densité, leur fréquence et l'échelle de production, la diversité est maximale (Roberts & Gilliam, 1995). Par exemple, la coupe rase à grande échelle a un effet négatif sur la diversité spécifique dans la région méditerranéenne, car elle favorise les espèces héliophiles, comme *Pinus halepensis* et *Quercus coccifera,* et réduit la présence des espèces d'ombre (Brashears *et al*., 2004 ; Montes *et al.*, 2004 ; Torras & Saura, 2008). D'un autre côté, plusieurs espèces ont été trouvées dans les clairières produites suite à une exploitation

du bois, espèces absentes dans la forêt non traitée (Schumann *et al*. 2003). Les arbustes et les plantes herbacées montrent également une sensibilité aux perturbations des pratiques de gestion forestière (Hughes & Fahey, 1991 ;Gilliam *et al*., 1995 ; Ruben *et al.*, 1999 ; Battles *et al*., 2001 ; Valderde & Silverton, 1998).

La régénération naturelle, qui est la source d'une biodiversité durable, peut être touchée directement par les pratiques forestières ou indirectement par l'influence des trouées créées par ces activités. Les caractéristiques spécifiques de l'espèce déterminent souvent sa manière de répondre aux trouées de différentes tailles et formes (Bazzaz & Pickett, 1980 ; Gray & Spies, 1996 ; Wright *et al.,* 1998). En effet, on ne trouve pas toujours une relation directe entre les pratiques forestières et la richesse spécifique. En revanche, d'autres pratiques d'exploitation, comme le drainage, ont des effets significatifs sur la diversité spécifique (Martha *et al*., 2003). Certaines études récentes ont essayé de proposer des techniques forestières qui assurent la conservation de la biodiversité. Par exemple, Deal (2007) a proposé de réaliser une coupe partielle légère et alternative pour augmenter la diversité structurelle de la population. En conséquence, la compatibilité entre la production du bois et la conservation de la biodiversité est un défi majeur (Eriksson & Hammer, 2006).

1.3. Biodiversité, recherche et gestion durable

Le rôle de la recherche dans la gestion forestière est fondamental pour répondre aux nouveaux besoins et désirs de la gestion durable (Vogt *et al.,* 1996). Dans le passé, les recherches environnementales et la gestion forestière étaient généralement des activités séparées (Noss, 1999). Il s'avère maintenant qu'un nouveau rapport entre les gestionnaires et les scientifiques émerge, se basant sur les larges besoins en information appliquée à l'aménagement forestier (Dale, 1998).

Franklin (2001) suggère que la gestion et la recherche doivent graduellement de plus en plus interagir. Chacune peut bénéficier de l'autre : la gestion peut profiter de la meilleure information fournie par la recherche à l'échelle appropriée, a recherche, de son côté,

bénéficiera des grandes ressources, et des hypothèses de travail proposées par les gestionnaires (Hobbs, 1998). Selon cet auteur, il ne semble plus raisonnable aujourd'hui de créer de larges programmes de recherche ayant des buts trop vagues. L'assemblage d'énormes quantités de données, avec peu d'avantages réels appliqués, en termes pratiques et méthodologiques, n'est plus défendable.

Les besoins d'information opérationnelle dans l'aménagement forestier sont séparés sur trois échelles, trois niveaux de détails (Weintreb & Cholaky, 1991).

1- À l'échelle locale, là où réside le niveau de détail le plus élevé. À ce niveau, le forestier a besoin de connaître les informations dans le détail, par exemple, la distribution des espèces à l'intérieur des populations forestières. À ce niveau, les informations opérationnelles sont de plus grande incertitude, mais les conséquences de ces incertitudes ne sont pas souvent considérées, car ce niveau représente des secteurs géographiques petits, homogènes ou avec une hétérogénéité acceptable.

2- À une échelle intermédiaire, les besoins tactiques d'information requièrent moins de détails, mais couvrent un secteur plus important. Le modèle tactique de planification est relativement lié aux utilisations efficaces des ressources disponibles. Par exemple, à ce niveau, les gestionnaires ont besoin d'information sur les activités pratiquées dans une zone pour considérer la biodiversité, pour déterminer l'emplacement optimal d'une route.

3- À une échelle plus large, le besoin d'information devient stratégique. Ce niveau peut inclure des informations générales, telles que la connaissance des distributions spatiales des formations forestières ou des écosystèmes sur de vastes zones. Les modèles de décision stratégique définissent le rôle et la nature d'une entité liée à ses ressources et ses objectifs : par exemple la prise de décision de l'attribution de certains secteurs de forêt pour la production de bois, et d'autres pour conserver la biodiversité. À cette échelle, un niveau relativement général de l'information est initialement exigé.

Toutes les activités de gestion sont considérées comme des expériences ou des essais écologiques des théories et des modèles scientifiques existants, et souvent ancrées dans des pratiques anciennes. Ceci exige un niveau minimum de compréhension technique, voire scientifique pour les gestionnaires. Une telle compréhension doit être acquise et communiquée dans un contexte de changement social et politique. En fait, le plus grand défi n'est pas lié à la compréhension scientifique des gestionnaires, mais à l'assurance de l'acceptation sociale des approches scientifiques (Franklin, 2001).

Les outils et les méthodes employés par un scientifique, et utilisés par un gestionnaire se ressemblent fortement. Par exemple, les outils utilisés pour assurer la protection des espèces en voie de disparition sont les mêmes outils employés pour avancer notre connaissance scientifique des systèmes biologiques. Tous les deux utilisent des mesures précises, suivent en général tous les mêmes principes scientifiques, en insistant sur le fait que leurs résultats soient reproductibles. Ce sont les objectifs qui divergent : dans un cas pour la production de connaissances et la modélisation, dans l'autre pour l'application de méthodes de gestion.

Depuis plus de vingt ans, la télédétection et les SIG représentent des outils éprouvés dans la recherche et la gestion forestières. Ces technologies aident à développer la recherche forestière par la prise en compte et la modélisation des critères et des indicateurs de gestion aux différentes échelles, se basant sur la compréhension des principes biophysiques et écologiques (Berry & Ripple, 1996). Les professionnels et les chercheurs ont utilisé ces techniques depuis de nombreuses années en abordant une série de questions de gestion forestière. Récemment, des recherches conséquentes appliquent ces outils pour analyser des problématiques intéressantes pour la gestion forestière. Toutefois, très peu de recherches ont réussi à pénétrer profondément le domaine concret de la gestion forestière.

Généralement, les gestionnaires aident à orienter la recherche selon leur besoin de savoir. Ils soutiennent même souvent la création de nouveaux axes de recherches qui répondent à leurs nouveaux besoins d'information. Depuis les années 90, les chercheurs et les gestionnaires partagent l'idée de l'importance primordiale de la biodiversité dans le fonctionnement écologique de l'écosystème. Ceci représente un changement de paradigme par rapport à la

gestion forestière du passé qui privilégiait la production de bois pour des objectifs économiques (Birot, 1996). Toutefois, les gestionnaires forestiers sont tout de même souvent préoccupés par des questions écologiques.

Le champ pluridisciplinaire de la biodiversité a longtemps été dominé par les sciences naturelles. Cette tendance s'infléchit depuis peu et s'ouvre aux perspectives qu'offrent les sciences sociales, notamment la géographie physique (Pech *et al.*, 2007). Veyret & Simon (2006) considèrent que « l*a géographie est une discipline au cœur de la problématique de la (bio)diversité »* . Cette approche géographique, centrée sur l'étude de la diversité spatiale, permet de renouveler la problématique de la biodiversité en intégrant tous les enjeux qui la contrôlent. Les géographes et les gestionnaires forestiers ont besoin de méthodes pratiques et non ambiguës pour définir et mesurer la biodiversité (Sarkar & Margules, 2002). Alors que l'absence des limites précises entre les espèces ou les écosystèmes rend difficile la mise au point d'une méthode pertinente de mesure de la biodiversité (Van Kooten, 1998).

En effet, la biodiversité doit être définie en termes d'indicateurs mesurables appropriés à l'échelle et l'objectif pour lesquels la biodiversité est évaluée (Williams, 2004). Les indicateurs de biodiversité sont habituellement classés en deux catégories : indicateurs basés sur l'identification des espèces dominantes, et d'autres basés sur l'identification des structures principales (Lindenmayer *et al*., 2000). L'explication de l'origine de la biodiversité mesurée au niveau des espèces est un des problèmes les plus complexes en écologie (Oindo & Skidmore, 2002), parce que cette diversité est le résultat de beaucoup de facteurs génétiques et écologiques.

L'importance relative de la biodiversité varie avec l'échelle spatiale et temporelle (Diamond, 1988). L'échelle spatiale est particulièrement considérée dans la gestion forestière, car les stratégies de gestion appliquée ont des effets sur la biodiversité selon l'échelle d'analyse.

1.4. Conclusion partielle

Dans ce chapitre, nous avons pu montrer la grande variété des définitions, des dimensions et des approches de la biodiversité. Nos avons également exposé les différents visions des champs disciplinaires en fonction d'objectifs variés, dont celui de l'aménagement forestier durable.

Nous allons maintenant présenter différentes méthodes de mesure et d'indices de diversité et évoquerons le problème des unités spatiales modifiables (MAUP).

2. Mesurer la biodiversité

La méthode proposée dans ce chapitre nous permet de mesurer la biodiversité à partir des images SPOT 5, à l'aide des indices de diversité fréquemment utilisés en écologie pour le même objectif. D'une part, nous analysons l'effet du support spatial sur la mesure de la biodiversité. D'autre part, nous proposons une méthode pour éliminer cet effet. Nous posons également la question suivante : est-il possible de déterminer une échelle qui correspondrait le mieux à un niveau d'intervention privilégié pour la gestion de la biodiversité. La gestion forestière et la recherche forestière s'intéressent en effet à la question de l'échelle, au centre de la réflexion géographique.

2.1. Évaluation de la biodiversité : quelles sources d'information utiles ?

La mesure de la biodiversité fournit les informations d'aide à la décision pour la gestion forestière (Roberts & Gilliam, 1995). Plus précisément, la biodiversité forestière présente un grand nombre de défis (Newton & Kapos, 2002). Premièrement, en raison de la complexité de la biodiversité, les informations la concernant doivent être exprimées à l'aide de variables simplifiées sous forme d'indices (Noss, 1990, 1999). Deuxièmement, puisque les décisions de gestion sont prises à différentes échelles, les données et les indicateurs de la biodiversité devront être regroupés en tenant compte de ces échelles.

Différentes méthodes sont adoptées pour estimer la biodiversité (Silbaugh & Betters, 1997). Aucune d'elles n'est encore considérée comme efficace dans toutes les circonstances (Beeby & Brennan, 1997). En effet, le choix des méthodes et des échelles dépend de l'objectif voulu. Ainsi, une mesure de biodiversité correcte nécessite d'évaluer tous les aspects de la biodiversité dans un écosystème donné, mais une telle tâche paraît pratiquement impossible à accomplir.

Van Kooten (1998) a indiqué que trois aspects interviennent dans la mesure de biodiversité : l'*échelle*, la *composition* et le *point de vue*. L'échelle correspond aux diversités alpha, bêta et

gamma. L'aspect composition concerne la détermination de ce qui constitue une population minimum viable pour la survie d'une espèce. L'aspect point de vue renvoie à l'existence de nombreux points de vue qui sont nécessairement subjectifs et chargés de valeurs, et qui constituent l'objectif de la mesure effectuée.

Les méthodes traditionnelles d'inventaire forestier ont été mises au point principalement pour estimer le potentiel de bois dans les forêts et pour surveiller les changements dans la structure et la croissance du peuplement dans le temps. Elles ne prévoient pas la mesure d'autres éléments constitutifs de la biodiversité comme les petits arbres, ou leur répartition dans l'espace (Newton & Kapos, 2002). Toutefois, ces dernières années, des efforts croissants ont été faits par les gestionnaires pour établir des parcelles temporaires et/ou permanentes servant à évaluer la biodiversité. Toutefois, Kapos et Jenkins (2002) ont montré que les parcelles permanentes existantes sont souvent incapables de fournir une évaluation représentative de la biodiversité forestière. Cela exige donc la mise en œuvre d'un système d'inventaire approprié.

La difficulté d'échantillonner des parcelles de mesure, due par exemple à la difficulté d'accès à certaines zones géographique, rend parfois l'estimation de la biodiversité réelle difficile. De plus, l'échantillonnage est davantage utilisé pour décrire de nouvelles espèces que pour avoir des estimations quantitatives réalistes (Pavé, 2007). Dans ce contexte, les données satellitaires peuvent fournir des solutions intéressantes. La télédétection représente aujourd'hui une approche puissante pour mesurer et expliquer les modèles de biodiversité (Stohlgren *et al.*, 1997 ; Debinski *et al.,* 1999).

L'application de la télédétection à l'estimation de la biodiversité apparaît dans la littérature de deux manières différentes : par la détection **directe** des espèces ou des communautés en se basant sur la réflectance et l'hétérogénéité spectrale (Carter *et al.*, 2005 ; Foody & Cutler, 2006 ; Waser *et al.*, 2004 ; Kerr *et al.*, 2001), ou par des méthodes **indirectes** qui utilisent différentes hypothèses pour expliquer la richesse en espèces telles que : **l'hétérogénéité spatiale** (Stoms & Estes, 1993 ; Oindo & Skidmore, 2002), **la diversité d'habitat** (Nagendra & Gadgil, 1999 ; Smith & Knapp, 2003 ; Gould, 2000), **la distribution spatiale d'espèces** (John *et al*., 2008) et **la productivité** (Groombridge, 1992 ; Turner *et al.*, 2003 ; Bakker *et al.,* 2003).

Les chercheurs ont ainsi appliqué différentes méthodes pour mesurer la biodiversité à partir des images satellitaires. Jha *et al.* (1997) ont mesuré la diversité bêta à partir des images multispectrales LANDSAT TM (bandes 4, 5 et 7). Ils ont classifié les différents types de végétation en appliquant la classification par maximum de vraisemblance. L'évaluation de la biodiversité par télédétection peut consister en la détection directe des organisations ou des communautés basée sur des caractéristiques d'habitat et la productivité primaire (Nagendra, 2001 ; Turner *et al.,* 2003).

Luoto *et al.* (2002) ont utilisé des données LANDSAT TM pour estimer la biodiversité dans les paysages agricoles. Après avoir classifié leurs images par maximum de vraisemblance, le nombre de plantes vasculaires a été lié à 18 variables environnementales dérivées des images Landsat TM et du modèle numérique d'élévation telles que la pente, l'altitude, moyen d'angle de pente et la rugosité topographique. Les auteurs ont montré que ces variables peuvent être employées en tant que substituts approximatifs de la diversité spécifique dans les zones agricoles.

Carter *et al*. (2005) ont analysé la relation entre la richesse en espèces et la réflectance spectrale d'une prairie à partir des données AVIRIS (Airborne Visible/Infrared Imaging Spectrometer). Cette analyse a été réalisée par des régressions linéaires simples entre la richesse en espèces dans chaque parcelle étudiée et les paramètres de réflectance correspondants (moyenne, surface de réflectance : la surface des pixels de végétation dans la parcelle, rapport de réflectance des bandes spectrales). Ces régressions ont indiqué une relation significative entre la richesse en espèces et les paramètres en question dans la bande mi-infrarouge (MI-IR) (moyenne et surface de réflectance), et dans les bandes visibles, proche infrarouge et mi-infrarouge (rapport de réflectance des bandes spectrales).

La caractérisation de la couverture végétale à partir de l'imagerie satellitaire peut donc se faire soit à l'aide de la classification conventionnelle, soit à l'aide d'indices de végétation (Houborg & Boegh, 2008; Bahri *et al.,* 2007; Hostert *et al.,* 2003). Par exemple, Waring *et al.* (2006) ont trouvé que le EVI (Enhanced Vegetation Index) peut expliquer plus de 60% de la diversité des espèces végétales. Cet indice est utilisé pour évaluer la richesse spécifique au niveau régional, ou comme un indicateur de la productivité et de la biomasse (John *et al*.,

2008). On peut regrouper les indices de végétation en deux catégories : ceux caractérisés par une pente (RVI, NDVI, SAVI…) et ceux caractérisés par une distance (PVI, Tassel Cap). (tableau 23).

Tableau 23 Les principaux indices de végétation (adaptés de Girard & Girard, 1999).

Dénomination	Formule	Caractérisation	Auteurs
Différence	R - PIR	Forte sensibilité aux variations Atmosphériques.	Monget, 1980
Rapport	RVI= PIR/R ou d'autres canaux Indice pigmentaire V/R	Saturation aux forts indices Sensibilité à la contribution spectrale des sols et aux effets atmosphériques.	Knipling, 1970 ; Viollier *et al*., 1985
Indice de végétation normalisé	NDVI= (PIR –R) / (PIR +R)	Sensibilité à l'éclairement global. Efficacité pour déterminer la présence de végétation. Évaluation de l'activité de photosynthèse.	Rouse *et al*., 1974 ; Tucker, 1979
Indice de végétation Transformé	$TVI = (NDVI + 0,5)^{1/2}$	Essai d'élimination des valeurs négatives, stabilisation de la variance.	Deering *et al.,* 1975
Indice de végétation Perpendiculaire	PVI = (PIR – aR - b) / $(a2+1)^{1/2}$ où a est la pente de la droite des sols et b son ordonnée à l'origine	Diminution de la contribution spectrale des sols, mais sensibilité à diverses caractéristiques des sols.	Richardson & Wiegand, 1977
Chapeau à corne "tassel cap"	Formule générale a1(V)+ a2(R) + a3(p IR) + a4(p IR)	Transformation orthogonale des 4 canaux pour réduire la sensibilité à la contribution spectrale des sols, sans pouvoir l'éliminer complètement.	Kauth & Thomas, 1976
Indice de verdeur issu du précédent	GR4= -b1(V) – b2(R) +b3(p IR) + b4(p IR) pour canaux MSS		Janckson, 1983
Indice de végétation ajusté au sol	SAVI= {(1+L) (p IR – R)}/ (p IR + R + L) avec L= 0.5 Pour diminuer l'effet du sol	De nombreux indices sont issus de celui-ci pour minimiser l'effet du sol (TSAVI, MSAVI...)	Huete, 1988
Indice de végétation normalisé corrigé des effets atmosphériques	ARVI= (p IR – RB) / (p IR –RB) avec RB = R –γ (B-R); γ : fonction du type d'aérosols	Diminue l'effet des aérosols contenus dans l'atmosphère sur le NDVI mais sensible à la contribution spectrale des sols.	Kaufman & Tanre 1992
Indice de végétation amélioré	EVI =2.5 [(PIR–R)/ (PIR+6R - 7.5B+1)]	Diminue l'effet des aérosols contenus dans l'atmosphère sur le NDVI et minimise l'effet du sol.	Huete (1997)

La relation entre la productivité et la diversité est bien analysée dans les travaux de Oindo & Skidmore (2002). D'après eux, la diversité la plus élevée est maintenue au niveau moyen de la productivité. Plusieurs études ont en effet utilisé les indices de végétation comme le NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) (Oindo & Skidmore, 2002, Ollinger *et al*., 2005), et EVI (Enhanced Vegetation Index) (Waring *et al.,* 2006) pour estimer la biodiversité. Ces indices de biodiversité sont, pour ces auteurs, positivement corrélés avec la productivité.

Waring *et al*. (2006) ont utilisé 4 formes de l'indice de végétation EVI (Enhanced Vegetation Index) : maximum annuel d'EVI, médiane saisonnière d'EVI, moyenne d'EVI pour la saison de végétation et EVI annuel intégré. Les indices sont tous calculés à partir des données MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectrometer) sur la période comprise entre juin 2000 et décembre 2004 pour 85 « écorégions » aux États-Unis. Les chercheurs ont en fait observé une relation polynomiale entre les différentes formes de l'indice de végétation EVI et la richesse spécifique. Cet indice s'est montré très efficace pour prédire la productivité, les auteurs ont proposé de faire des corrélations entre la productivité et la richesse spécifique.

D'un autre côté, un certain nombre d'études ont de fait prouvé que le NDVI est une mesure efficace des activités photosynthétiques (Tucker & Sellers, 1986 ; Asrar, 1989). Le NDVI a été bien corrélé avec des variables climatiques comprenant les précipitations et l'évapotranspiration sur un éventail de conditions environnementales (Cihlar *et al.* 1991). Pour ces auteurs, cet indice représenterait plutôt la productivité en bois (Tucker & Sellers, 1986) qui entre en relation inverse avec la biodiversité, c'est-à-dire que la biodiversité diminuerait quand la productivité augmente, la richesse spécifique la plus élevée ayant, comme nous l'avons mentionné, été observée aux niveaux moyens de productivité (Oindo & Skidmore, 2002, Grime, 1979).

Un certain nombre d'explications de ce paradoxe apparent sont apparues dans la littérature (Rosenzweig & Abramsky, 1993). Mais quelle est donc la relation entre la biodiversité et le NDVI ? Oindo & Skidmore (2002) ont montré une corrélation négative entre la valeur maximale de NDVI et la richesse spécifique. Par conséquent, quand la valeur de NDVI augmente la richesse spécifique diminue. Garrique (2004) a également réalisé un travail intéressant, en mettant en place un cadre méthodologique pour quantifier l'hétérogénéité

spatiale intra pixellaire, à partir de l'analyse des variogrammes des images NDVI, à l'échelle globale. Il a notamment construit un modèle pour limiter les effets d'hétérogénéité spatiale sur l'estimation des variations des paysages.

Nous retenons le NDVI comme un indicateur indirect de la biodiversité, dans la mesure où des répartitions hétérogènes de densités de végétation restent le signe d'une bonne variété des espèces ou, pour une même espèce, d'une variabilité de ses stades et états phénologiques.

Dans notre étude, nous utiliserons donc, d'une part, la cartographie des espèces forestières obtenue en première partie, d'autre part, un NDVI qui représentera une autre forme de biodiversité indirecte, liée, comme nous l'avons discuté, à la biomasse. Nous leurs appliquerons différents indices statistiques de diversité.

2.2. Indices statistiques de biodiversité

La caractérisation de la biodiversité peut être réalisée par une série d'indices quantitatifs (tableau 24).

Tableau 24. Indices de diversité (d'après Yue et al., 2007).

N	Formule	explication des paramètres	Référence
1	$H = -\sum_{i=1}^{m} p_i \ln p_i$	p_i proportion d'individus dans la population i ; m est le nombre total d'espèces	Odum 1969
2	$HB = \frac{\ln N! - \sum \ln n_i!}{N}$	n_i proportion d'individus dans la population ; N est le nombre total d'individus	Pielou 1966
3	$d = \left(\sum_{i=1}^{m} p_i^2 \right)^{-1}$	p_i est la proportion des individus ou de la biomasse qui contribue à l'échantillon ; m est le nombre total d'espèces ; d est l'indice de Simpson	Harper and Hawksworth 1996
4	$HS = 1 - \sum p_i^2$	p_i proportion d'individus dans la population i	Simpson 1949
5	$N_a = \left(\sum_{i=1}^{m} (p_i)^a \right)^{\frac{1}{1-a}}$	N_a est l'th «ordre» de la diversité; p_i est l'abondance proportionnelle des espèces	Hill 1973
6	$D = \frac{\sum_{i=1}^{m} p_i \ln p_i}{\ln m}$	D est la mesure de diversité; p_i est la proportion du paysage dans le type i; m est le nombre total	Mladenoff *et al*. 1997
7	$d_{Mg} = \frac{m-1}{\ln N}$	m est le nombre d'espèces ; N est le nombre total d'individus pour toutes les espèces	Margalef 1957
8	$d_{Mn} = \frac{m}{N^{\frac{1}{2}}}$	m est le nombre d'espèces; N est le nombre d'individus pour toutes les espèces	Whittaker 1977
9	$d = \frac{m}{\log N}$	m est le nombre d'espèces et N est le nombre d'individus	McNaughton 1994
10	$d = \frac{N - \left(\sum n_i^2 \right)^{\frac{1}{2}}}{N - N^{\frac{1}{2}}}$	n_i est le nombre d'individus de l'espèce i ; N est le nombre total d'individus	McIntosh 1967
11	$d = \frac{N_{\max}}{N}$	N_{max} est le nombre d'individus de l'espèce la plus abondante; N est le nombre d'individus	Berger and Parker 1970

La plupart des indices présentés dans le tableau 24 prend en compte les deux composantes de la biodiversité : la richesse ou la densité basée sur le nombre d'espèces, la fréquence ou l'abondance relative d'espèces et leur degré de dominance (Hamilton, 2005). Toutefois, il ne

faut pas confondre biodiversité et richesse en espèces, la biodiversité incluant la richesse spécifique, mais n'étant pas limitée à elle (Lévêque & Mounolou, 2003).

Les indices employés pour mesurer la biodiversité sont classés en deux groupes : non-paramétriques quand ces indices ne sont pas directement liés à des paramètres de la loi de distribution des abondances (par exemple : indice de Simpson, indice de Shannon), et paramétriques lors que les indices sont très directement liés à la loi de distribution (Site web 11).

Les indices de diversité choisis dans notre étude décrivent un aspect particulier de la diversité en écologie du paysage et sont complémentaires. Ainsi, chaque indice a un intérêt écologique différent. Ces indices sont calculés une fois sur l'indice de végétation, et une seconde fois sur une carte en format raster qui représente des estimations des différentes classes de végétation dans la zone concernée. Lors du calcul, les pixels de l'image (NDVI ou composition en espèces) sont agrégés à différents niveaux d'échelle imbriqués.

Notons que les différents indices utilisés ne prennent pas en compte explicitement la structure spatiale. Nous n'avons donc pas utilisé des méthodes intégrant la topologie, comme la variographie, les mesures de co-occurrence ou d'autocorrélation spatiale locale ou globale. D'une part, la complexité et les temps de calcul pour déterminer les valeurs de ces différents indices (qui intègrent leur environnement) sur les très nombreuses images à petite résolution ont rendu impossible les investigations dans ce sens. D'autre part, il nous paraissait déjà difficile d'analyser les comportements des indices de diversité les plus usités, face au problème d'agrégation. Enfin, la principale raison est qu'à travers le processus d'agrégation, en embrassant de plus en plus de pixels contigus dans les calculs, nous intégrons cette dimension de proximité de façon indirecte. Ce choix de ne pas considérer explicitement l'organisation spatiale reste d'ailleurs cohérent avec notre approche globale, qui est davantage basée sur la composition que sur l'organisation des valeurs des pixels. En première partie, nous avions déjà mis de côté l'approche par objet en traitement d'image en utilisant exclusivement des analyses d'images basées sur la composition.

2.2.1. L'indice de Shannon

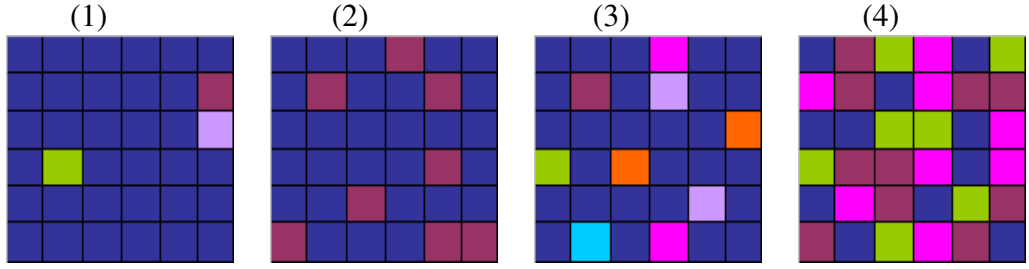
L'indice le plus couramment utilisé dans la littérature (Sandstroem *et al.,* 2006) est celui de Shannon, basé sur la théorie de l'information. Shannon et Weaver (1962) ont donné à la formule de Shannon le nom d'«entropie». L'entropie de Shannon, manipule des données en classes dans une distribution statistique (Atlan, 2006). Cet indice de Shannon a été employé très fréquemment par les écologistes pour mesurer la biodiversité. Son intérêt vient du fait qu'il combine une mesure de la richesse taxonomique et l'équitabilité (Odum, 1969). La richesse représente le nombre d'espèces existant dans un peuplement, et l'équitabilité se définit par le degré de régularité des espèces dans un peuplement. L'équitabilité maximale correspond à une répartition égale de toutes les espèces dans le peuplement.

Pour un nombre constant d'espèces comptabilisées (figure 21), l'indice de Shannon (H') est minimal si par exemple, dans un peuplement, une espèce est dominante et les autres espèces sont représentées par un seul individu. Il est maximal quand les espèces sont variées et réparties de façon équitable (Frontier, 1983). Cet indice est donc peu sensible à l'existence des espèces rares dans le peuplement (Farina, 2000). Dans ce travail, nous avons utilisé la forme suivante, la plus classique de l'indice de Shannon:

$$H' = -\sum_{i=1}^{m} p_i * \ln(p_i)$$

Où : *pi* est la fréquence de l'espèce *i* dans le peuplement; *m* est le nombre des espèces.

Figure 21. Indice de Shannon calculé dans quatre populations différentes au nombre d'espèces et distributions différentes.



	(1)	(2)	(3)	(4)
Espèces	4	2	7	4
H'	0,38	0,523	0,99	1,357

Dans cet exemple (figure 21), on peut observer 4 populations dont le nombre et la fréquence d'espèces sont différents. L'indice de Shannon (H') rend bien compte de l'équitabilité, puisque entre les populations (1) et (4) qui ont le même nombre d'espèces, la valeur maximale de l'indice est obtenue pour la population (4) qui ne contient pas d'espèces rares. De même, les deux espèces de la population (2) ont des fréquences mieux équilibrées que les 4 espèces de la population (1), ce qui conduit à une valeur de l'indice plus élevée. Il en est de même pour la population (4) par rapport à la population (3). Une distribution plus équitable des fréquences conduit à une valeur plus élevée de l'indice de Shannon.

2.2.2. L'indice de Simpson

Le deuxième indice de diversité auquel nous nous intéressons est celui de Simpson. Il mesure la probabilité avec laquelle deux individus sélectionnés au hasard appartiennent à la même espèce (Baker, 1997). Cet indice (S) est corrélé inversement avec la diversité. Par conséquent, la diversité est maximale quand la valeur de (S) égale 0 et minimale quand cette valeur est de 1. Il se calcule par la formule :

$$S = \sum_{i=1}^{m} p_i^2$$

Où : p_i est la fréquence de l'espèce *i* dans le peuplement ; *m* est le nombre d'espèces.

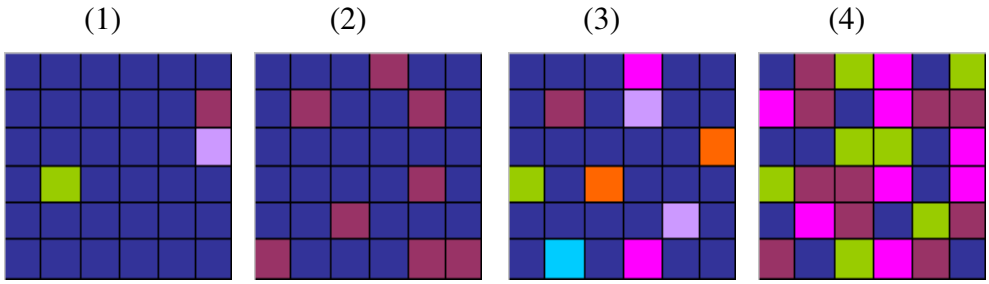
Dans la pratique, l'indice de Simpson est généralement utilisé sous deux formes différentes :

$$1/S = 1/\sum_{i=1}^{m} p_i^2 \qquad (1)$$

$$1 - S = 1 - \sum_{i=1}^{m} p_i^2 \qquad (2)$$

Dans cette recherche, nous avons utilisé la formule (1) pour mesurer la diversité en espèces. De même que pour l'indice de Shannon, l'indice de Simpson est plus sensible à la fréquence équitable des espèces qu'à leur nombre (figure 22).

Figure 22. Indice de Simpson calculé pour quatre populations différentes au nombre d'espèces et distributions différentes.



Espèces	4	2	7	4
1/S	0,93	1,56	1,74	3,85

2.2.3. La Richesse

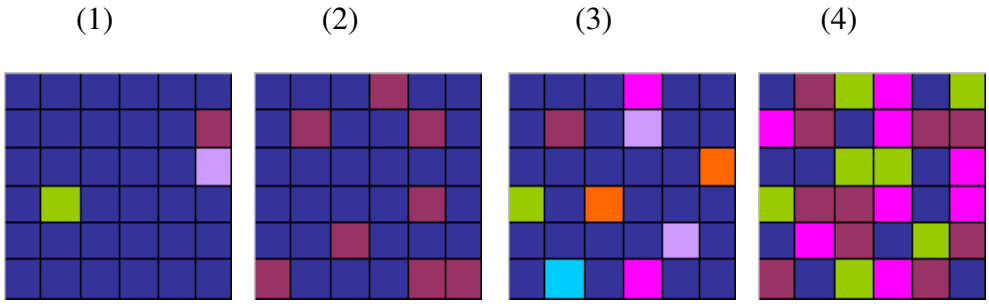
La richesse spécifique (nombre d'espèces par unité d'espace, voir figure 23) représente un indicateur indirect des conditions écologiques ou de valeur de conservation (Gaston, 1996). Ainsi, cet indice est très généralement préconisé pour caractériser la biodiversité (Gaston, 2000 ; Magurran, 1988 ; Stoms & Estes, 1993) pour beaucoup d'objectifs écologiques, tels que l'estimation de productivité (Tilman, *et al.,* 1996), la planification d'une politique de conservation (Fleishman *et al.,* 2006), la cartographie de forêts tropicales (Foody & Cutler, 2006).

La richesse spécifique dépend de l'échelle spatiale (Cowling *et al.,* 2003), et la plupart des évaluations de la richesse de la biodiversité précisent grossièrement cette échelle (locale, régionale, biome, i.e. diversité alpha, bêta, gamma, voir Magurran, 1998). Une prise en considération précise de l'échelle spatiale est souhaitable dans les programmes visant à mesurer et surveiller la richesse (et la composition) en espèces (Ferretti & Chiarucci, 2003). La résolution spectrale, compte tenu du nombre de bandes et de leur amplitude spectrale, devrait aussi être prise en considération, car elle joue un rôle fondamental dans la richesse spécifique (Rocchini, 2007). Malgré ses propriétés analogiques intéressantes, cet indice n'est pas suffisant pour donner une valeur fonctionnelle à la biodiversité (Mace, 2005).

Dans notre étude, l'indice de richesse correspond à la richesse en espèces (le nombre d'espèces par unité de superficie), car on considère que la diversité spécifique est corrélée à l'hétérogénéité spectrale, et ainsi avec la richesse en espèces (Palmer *et al.*, 2002). Cet indice

est donc particulièrement pertinent pour caractériser la biodiversité de la carte des espèces forestières qui est basée sur l'hétérogénéité spectrale.

Figure 23. Indice de Richesse calculé pour quatre populations différentes.



Espèces/ Richesse	4	2	7	4

2.2.4. La Dominance

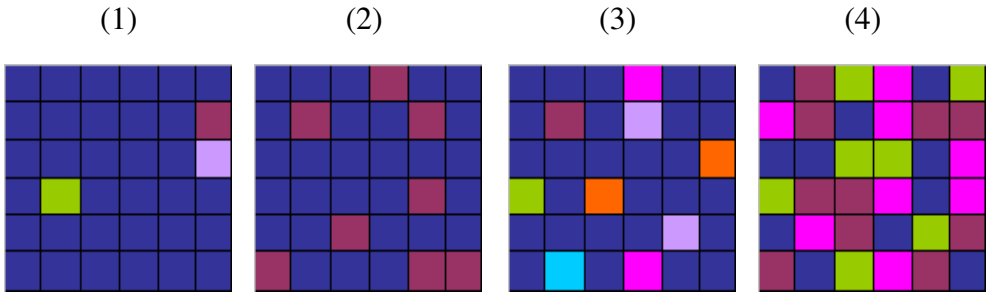
Le dernier indice calculé dans ce travail est l'indice de dominance. Il est lié à l'indice de Shannon, mais correspond à un aspect complémentaire à l'entropie, mettant en évidence les espèces qui dominent dans le groupe. Il se calcule selon la formule suivante :

$$D=\ln(m) - H' \qquad [5]$$

Où : m est le nombre des espèces possibles dans le peuplement ; H' : indice de Shannon.

Selon cet indice, la diversité maximale correspond à une valeur faible de dominance (figure 24). Par conséquent, la population 4 est la plus diverse, car sa valeur de dominance est la plus faible. On constate finalement que les trois indices (Shannon, Simpson et Dominance) estiment que la diversité maximale est portée par la population 4, alors que l'indice de Richesse estime que la population 3 est la plus diverse.

Figure 24. Indice de Dominance calculé pour quatre populations différentes au nombre d'espèces et distributions différentes.



	(1)	(2)	(3)	(4)
Espèces	4	2	7	4
Dominance	1,01	0,17	0,96	0,03

Nous aurons recours à ces différents indices statistiques, représentant chacun un aspect particulier de la biodiversité.

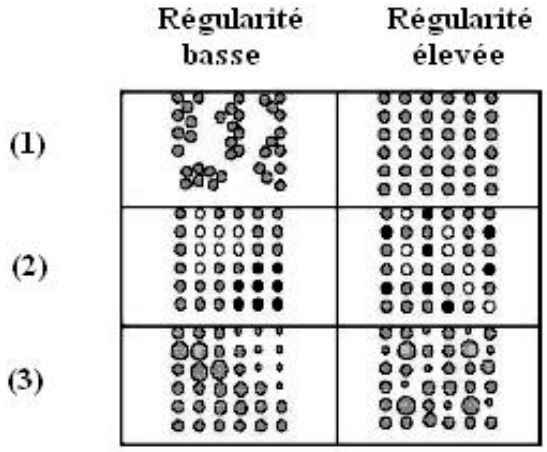
2.3. Structure et échelles spatiales de la biodiversité

2.3.1. Définition de la structure spatiale d'une forêt

La structure spatiale d'un peuplement forestier est définie par l'organisation de ses arbres dans l'espace. Elle décrit les relations de voisinage entre les individus et prend en compte autant les dimensions des individus que les relations spatiales entre les individus (Bouchon, 1979) (figure 25). La structure spatiale est donc l'un des attributs caractéristiques d'un peuplement forestier. Elle influence fortement la dynamique et le fonctionnement des écosystèmes forestiers (Goreaud, 2003).

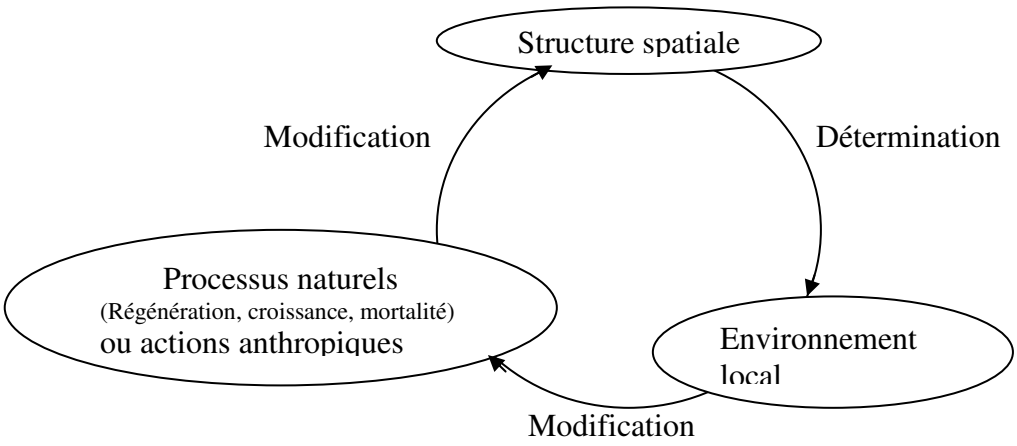
Les informations sur la structure spatiale des individus dans une forêt peuvent améliorer notre compréhension des processus écologiques tels que la colonisation, la croissance, la compétition inter et intra-spécifique, la régénération et la mortalité des individus. Elles peuvent aussi être utilisées pour étudier les perturbations dans un peuplement (Moeur, 1997; McNab *et al.,* 2004 ; Keitt *et al.,* 2002 ; Nicotra *et al.* 1999).

Figure 25. Deux types de régularités d'organisation des arbres (basse et élevée) pour 3 peuplements forestiers différents : (1) peuplement régulier d'une seule espèce; (2) peuplement mélangé de 3 espèces ; (3) peuplement irrégulier d'une seule espèce) (Aquirre et al, 2003). La régularité est élevée lorsqu'apparaissent des motifs dans l'espace. Par exemple, pour (2) et (3) les espèces représentées par les niveaux de gris ou les tailles des arbres sont bien réparties sur la surface. À l'opposé, on observe des regroupements par espèce ou par taille dans le cas d'une faible régularité.



La structure spatiale détermine en particulier l'environnement local autour de chaque arbre et donc ses conditions de croissance (Goreaud, 2000), qui aide à comprendre la réponse de la végétation à l'hétérogénéité environnementale. Cet environnement local modifie l'expression des processus naturels comme la croissance, la mortalité et la régénération du peuplement (Barot *et al.*, 1999). Inversement, ces processus naturels modifient à leur tour la structure spatiale, qui peut aussi être influencée par des actions anthropiques (figure 26). Une bonne compréhension de ces dépendances est cruciale pour que la gestion puisse réaliser des objectifs économiques, mais aussi environnementaux (Pommerening, 2006). L'aménagement forestier provoque en général des changements structurels dans l'écosystème forestier (Franklin *et al.,* 2002 ; Montes *et al.,* 2005), qui conduisent au changement des conditions de micro-habitats (Montes *et al.* 2008).

Figure 26. Le rôle de la structure spatiale dans la dynamique spatiale (Goreaud, 2000).



L'analyse de la structure est indispensable pour la gestion de la biodiversité (Montes *et al.,* 2008), parmi d'autres critères comme la composition spécifique ou la fonction du milieu (Maguran, 1988). Ainsi, des caractéristiques structurales ont été employées pour définir les niches des espèces animales (Forsman *et al.,* 1984), examiner l'hétérogénéité spatiale (Zenner & Hibbs, 2000 ; Spies & Franklin, 1989) et la dynamique temporelle de la végétation (Runkle, 1991), étudier des modèles de dynamique de régénération et d'espace, expliquer la variation microclimatique (Chen & Franklin, 1995), ou prévoir la production de bois (Buongiorno *et al.,* 1994). En dépit d'une large variété d'analyses structurelles spatiales, peu d'entre elles conviennent pour déterminer certaines propriétés spatiales (Dale *et al.,* 2002). Parfois, une unique méthode d'analyse n'est pas suffisante pour relever toutes les caractéristiques des données spatiales, d'autres méthodes devant être utilisées pour analyser indépendamment chaque caractéristique.

Nous n'aurons pas recours directement à l'analyse des structures spatiales (autocorrélation spatiale, notamment), mais indirectement à travers la mesure de la composition de la biodiversité à différents niveaux d'agrégation imbriqués.

2.3.2. Analyse de la structure spatiale d'un peuplement forestier

Les écologues travaillent depuis de nombreuses années avec les chercheurs en statistiques spatiales pour trouver des méthodes qui leur permettent d'analyser et de modéliser les variations spatiales des données écologiques, en particulier dans le domaine forestier. En effet, le forestier ne prend pas souvent en compte la question de la structure spatiale, en considérant que la répartition des arbres est simplement aléatoire ou régulière (Bouchon, 1979). Depuis une vingtaine d'années, plusieurs études ont été réalisées par des forestiers ou des écologues pour comparer les différentes méthodes d'analyse de la structure spatiale de l'écosystème forestier (Liebhold & Gurevitch, 2002). Les différentes méthodes utilisées se classent usuellement en fonction de la nature des données nécessaires à leur établissement. On distingue en particulier les méthodes dont les données sont des nombres d'individus avec leurs positions, méthodes applicables par exemple dans le cas de régénération. D'autres méthodes sont basées sur les distances entre les individus (Goreaud, 2000).

Les méthodes d'analyse de structure spatiale les plus connues sont les suivants :
- Méthodes géostatistiques (type variogramme) : elles mesurent le degré de dissimilarité entre les points en fonction de leur éloignement. Elles déterminent donc le niveau scalaire spatial d'une structure spatiale (Matheron, 1975 ; Cressie, 1993). Sur un support image, un variogramme peut être défini localement (à partir d'un pixel) pour caractériser un motif spatial dans un objectif de classification (Carr, 1999).

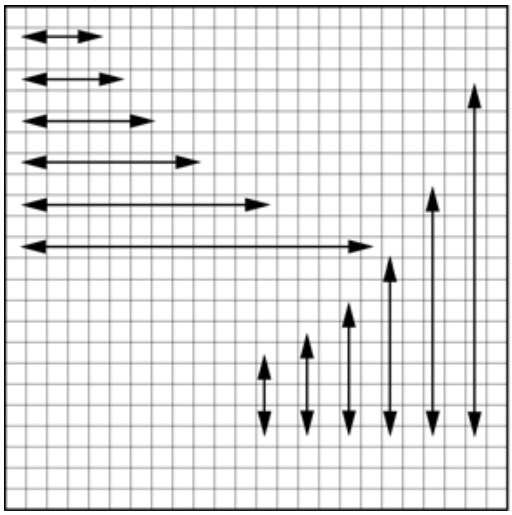
- Méthodes statistiques spatiales : l'autocorrélation spatiale peut être définie comme le degré de ressemblance ou de dissemblance d'individus proches les uns des autres. Les indices de Moran (1948 ; 1950) et de Geary (1954), qui sont calculés en fonction d'un ordre de contiguïté (Ollier, 2004 ; Berthier *et al*., 2003), sont les indices les plus utilisés pour mesurer le niveau d'autocorrélation spatiale. Les LISA (Local Indication of Spatial Autocorrelation) ont été ajoutés pour les analyses locales.

- Méthodes d'analyse de texture : elles se basent sur la séparation dans une image des parties homogènes (éléments continus) par apport aux parties hétérogènes (éléments dispersés) en leur donnant un signifiant thématique (Dedieu *et al.,* 1997). La méthode la plus utilisée pour

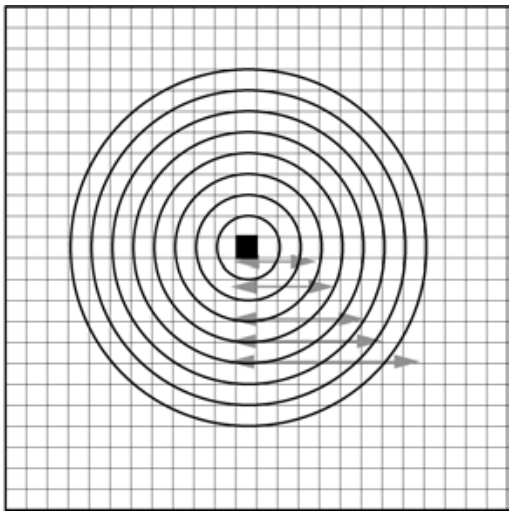
l'analyse texturale est la matrice de co-occurrences (Haralick *et al.,* 1973), permettant d'étudier la répétition d'un motif spatial (Conners & Harlow, 1980). Il s'agit d'obtenir une matrice des fréquences des types de contacts entre individus ou espèces. Cette matrice est souvent utilisée dans des indices des textures permettant, une meilleure discrimination entre les différents types observés.

- Les analyses spectrales et fractales par ondelettes sont utilisées pour explorer des structures à travers plusieurs échelles. La méthode spectrale est fondée sur le spectre de texture (Wang & He, 1990). Cette méthode caractérise assez bien le grain, le contraste et les orientations qui existent dans la texture. Elle définit la structure spatiale en prenant en compte les relations locales de voisinage pour les pixels compris à l'intérieur d'une zone (Lafitte Olano *et al,* 2005). L'analyse fractale est peu utilisée dans le domaine forestier, elle aide à séparer les composants endogènes et exogènes les formes de la végétation observées à différentes échelles. Elle a été appliquée par exemple pour analyser la distribution et la densité spatiales de feuillage du pin à encens (*Pinus taeda*) (Zeide, 1998).

Figure 27. Exemples d'applications de la notion d'échelle spatiale, les flèches correspondent aux différents niveaux d'organisation (selon Berthier et al, 2003). La géostatistique, par l'usage du variogramme par exemple, permet de quantifier la variance d'un phénomène en fonction de la distance. Les matrices de cooccurrences mesurent les fréquences de contact entre individus, fournissant une signature de la topologie des espèces dans l'espace. L'analyse fractale radiale décompte les espèces en fonction d'un cercle de distance croissante selon une échelle logarithmique.



Géostatistique, cooccurrence



Analyse radiale

2.3.3. La notion d'échelle spatiale

L'échelle est, de toute façon, un facteur essentiel à considérer dans le recueil des données pour de grandes superficies et de longues périodes, surtout dans les études qui ont des volets spatiaux et temporels. La collecte des données commence habituellement à un niveau fin, les données sont agrégées dans des niveaux de plus en plus généralisés. Il faut donc bien comprendre les relations entre différents niveaux pour que l'information soit utilisée à bon escient (Comité consultatif technique CCT du Processus de Montréal, 1999). Le concept de l'échelle s'applique aux données environnementales, mais également aux données économiques et sociales.

Ce terme d'échelle a été appliqué dans beaucoup de contextes écologiques. En fait, il faut distinguer « l'échelle cartographique » de « l'échelle écologique » (Jenerette & Wu, 2000). L'échelle cartographique représente le rapport entre la distance sur la carte et la distance sur le terrain. L'échelle écologique (Baudry, 1992) est composée du niveau d'observation (taille de l'aire d'étude) et du grain qui se réfère à la résolution (il représente la plus petite entité observée déterminant la finesse de l'observation, Dungan *et al.,* 2002 ; Coughlan & Dungan, 1997 ; Turner *et al.,* 2001).

En écologie du paysage, les travaux sont généralement réalisés à petite échelle cartographique et à échelle écologique variable (Le Mire Pecheux, 2004). Pour analyser les phénomènes spatiaux en écologie de paysage, on a fréquemment recours à des données ponctuelles ou locales qui doivent être agrégées à l'échelle appropriée. Ainsi, la recherche en écologie est conduite à travailler à l'échelle des parcelles et l'échelle du peuplement, pour traiter notamment des dynamiques de paysages, de la biodiversité et du changement global. En effet, l'écosystème peut être découpé en niveaux d'organisation correspondant aux échelles d'espace et de temps propres à chaque processus (Marage, 2004). L'échelle spatiale est en effet un élément clé pour comprendre l'influence de la variabilité spatiale de l'environnement sur les processus écologiques. Cette influence peut être complexe et variable selon l'échelle spatiale considérée (Turner, 1989 ; Wiens, 1989). En aménagement forestier, la productivité (Grace, 2001), l'hétérogénéité spatiale et la variabilité temporelle (Foster, 2001) n'agissent pas de la même façon selon l'échelle spatiale considérée (Marage, 2004). Dans la gestion forestière, on distingue deux échelles spatiales, le peuplement et le paysage.

2.3.4. Le Modifiable Areal Unit Problem et la biodiversité

Le problème de l'agrégation des données relève du cadre général du MAUP (Modifiable Areal Unit Problem). Décrit depuis les années 1930, il a été remis sur le devant de la scène des statistiques spatiales par l'écologie du paysage. Le MAUP identifie la difficulté de produire un indice statistique synthétique à une échelle donnée, indice dont la valeur sera plus ou moins sensible à l'agrégation de l'information source. La statistique qui est associée aux entités d'un découpage spatial est donc très fortement dépendante de celui-ci et réciproquement. Ce problème, dans la pratique, est accentué par le développement des systèmes d'information géographique et des logiciels d'analyse spectrale et spatiale d'images, qui permettent de manipuler avec une certaine aisance le processus d'agrégation sans se poser la question de la fiabilité des mesures produites. Ces différents éléments ont favorisé l'engouement des chercheurs pour la résolution de ce problème (Openshaw, 1984 ; Rastetter *et al*., 1992 ; Reynolds, 1998).

Le problème du MAUP se décompose en deux aspects imbriqués. Premièrement, l'effet de l'échelle ou du niveau d'agrégation considéré, pour lequel l'information fournie par entité paysagère représente une situation moyenne des unités agrégées dans celles-ci. Cela conduit à perdre une partie de l'information selon le niveau de l'agrégation (Reynolds, 1998). Le deuxième aspect est la méthode d'agrégation elle-même. Le choix de cette méthode a un impact sur les indices statistiques fournis à un niveau agrégé. Ainsi, l'application de différentes méthodes d'agrégation sur un nombre constant d'unités, va conduire à des résultats d'agrégation différents (Openshaw, 1984 ; Dusek, 2005). Nous pouvons ajouter à ces deux points bien connus l'effet de l'efficacité statistique. En effet, le nombre et les distributions spatiales et statistiques des données ont une influence sur la robustesse de la méthode employée.

Plusieurs études ont essayé de tester la sensibilité des analyses en ayant recours à des données agrégées. La première observation du MAUP remonte en 1934 quand Gehkle et Biehl ont remarqué un rapport entre les coefficients de corrélation estimés et le niveau des unités de recensement utilisées dans le calcul. Des résultats similaires ont été observés par Yule et Kendall en 1950, lors de l'étude de la corrélation entre les rendements de blé et de pommes de

terre pour 48 régions anglaises et la mise en évidence d'un effet de taille de l'unité d'observation sur les mesures. Après ces observations, Robinson (1950) a montré l'effet de l'échelle sur les valeurs absolues de la corrélation quand le nombre d'observations diminue et la taille de l'unité observée augmente. En 1976, Clark & Karen ont affirmé l'importance de l'agrégation spatiale sur les analyses de la corrélation et de la régression d'un phénomène spatial.

D'autres chercheurs ont montré les effets du MAUP dans une variété de contextes d'analyse spatiale. En 1994, Marceau *et al* ont vérifié l'impact de la résolution spatiale et du niveau d'agrégation sur l'exactitude de la classification appliquée sur des données satellitaires. Ce travail a montré que l'exactitude par classe a été considérablement affectée par le changement de la résolution spatiale et le niveau d'agrégation. Les données de télédétection se présentent donc comme un cas particulier du problème des unités spatiales modifiables, et y sont également particulièrement sensibles (Wu *et al*., 1997). D'autres travaux ont analysé le lien entre le MAUP et d'autres méthodes d'analyse spatiales comme la Geographical Weighted Regression (Charleux, 2004).

En fait, beaucoup de recherches ont réussi à mettre en évidence le MAUP, mais peu offrent des solutions génériques et pratiques pour traiter les données agrégées en évitant l'effet de l'agrégation. Une première approche consiste à abandonner les méthodes statistiques traditionnelles considérées comme sensibles au MAUP, et élaborer de nouvelles méthodes d'analyse thématique. Openshaw (1984), quant à lui, a proposé de rechercher des entités non modifiables, qui seraient insensibles à l'effet écologique d'agrégation. Cette solution nécessite beaucoup de connaissances sur les objets manipulés. Une autre solution proposée est d'appliquer un module optimal d'agrégation qui maximise la variance inter zones et minimise la variance intra-zone. Le problème de cette approche provient de la méthode d'agrégation, qui, bien qu'optimale pour une variable, ne l'est peut-être pas pour une autre (problème de non reproductibilité). La dernière approche porte sur l'analyse de sensibilité des calculs appliqués sur des données agrégées, afin de déterminer le poids du MAUP dans les mesures produites. D'autres pistes prometteuses sont à explorer dans le domaine des méthodes mathématiques et des simulations (Amrhein, 1995 ; Reynolds, 1998).

2.4. Conclusion partielle

La biodiversité représente une variable écologique clé dans les études de l'aménagement forestier, car elle nous aide à mieux comprendre la dynamique forestière et l'hétérogénéité spatiale, afin de réaliser un aménagement forestier durable, à travers les relations inter et intra peuplements. L'aménagement forestier poursuit aujourd'hui deux objectifs complémentaires : celui de production du bois et celui d'une gestion des ressources respectueuse des équilibres écologiques et de la biodiversité. À cela s'ajoute la prise en compte nécessaire de l'échelle, élément clé pour comprendre l'influence de la variabilité spatiale sur les processus écologiques.

Dans le chapitre suivant, en prenant comme données exemplaires les cartographies des espèces et un indice de végétation normalisé (NDVI), nous proposons une méthode pour éliminer l'effet du MAUP à l'aide d'un ré-échantillonnage et ne conserver *in fine* que la biodiversité « réelle » portée par la structure spatiale. Nous analysons le problème du MAUP à travers son impact sur la fiabilité de la mesure de diversité à différentes échelles. En fait, nous proposons une méthode pour rendre la mesure de diversité plus pertinente à une échelle donnée, échelle qui pourrait être qualifiée de « pertinente ».

3. Mesure de biodiversité du versant Sud du Mont Ventoux : une mesure systématique à travers les échelles

Dans ce chapitre, nous présentons tous les calculs relatifs à la diversité inter et intra-agrégats sur différents types de supports spatiaux, avec différents indices et à de multiples échelles. Nous expliquons également la méthode de mesure de la biodiversité sans biais que nous avons élaborée (écart relatif de diversité) par agrégation de pixels et discutons de l'existence d'une possible « échelle pertinente ».

Nous cherchons également dans ce chapitre à réaliser des mesures directes et indirectes de la biodiversité (*alpha* et *bêta*), à partir des images multispectrales SPOT 5. La biodiversité *alpha* est quantifiée en utilisant 4 indices de diversité qui sont les indices de Shannon, de Simpson, de Richesse et de Dominance. La diversité *bêta* est mesurée en utilisant l'indice de différenciation *Fst,* indice classiquement utilisé en génétique des populations. La mesure directe de biodiversité est basée sur la carte d'espèces obtenue par classification du maximum de vraisemblance, alors que la mesure indirecte est fondée sur l'indice de biomasse (NDVI), qui est calculé à partir de la même image SPOT 5 utilisée dans la classification.

3.1. Informations indicatrices de la biodiversité : la biomasse et les espèces forestières du versant sud du Mont Ventoux

Sur la base des constatations issues de la littérature (cf chapitre précédent) et des résultats de la première partie, deux types de données de référence sont proposés pour la mesure de la biodiversité (figure 28).

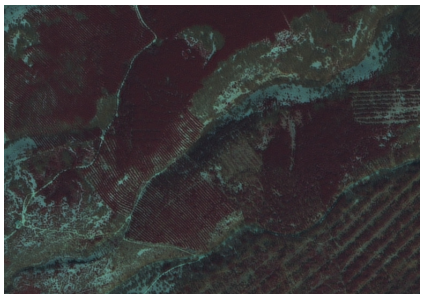
La première source d'information est une mesure directe s'appuyant sur l'hétérogénéité spectrale de l'image. Cette hétérogénéité a été associée à la richesse spécifique par une classification supervisée (voir la première partie de ce travail). La base d'information est la **cartographie des espèces végétales forestières,** issue d'une classification supervisée des espèces dominantes de la couverture forestière du versant sud du Mont Ventoux.

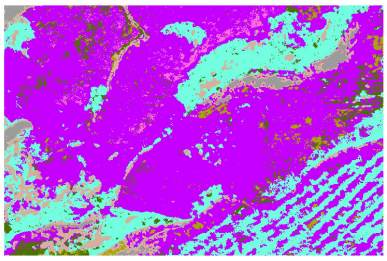
La seconde source est une mesure indirecte basée sur l'**indice de végétation normalisé**, le NDVI (Normalized Difference Vegetation Index), fournissant une information quantifiée de la biomasse en rapport qualitatif avec la biodiversité (cf discussion). Cette approche complète la précédente, sur le même site. Étant donné qu'il s'agit d'une variable qualitative et que les indices utilisés traitent de classes, cette variable sera discrétisée.

Les indices utilisés dans cette étude pour mesurer la biodiversité sont ceux de Shannon, de Simpson, de Richesse et de Dominance. L'évaluation de la biodiversité par télédétection impliquant une gamme d'échelles de mesure (Nagendra & Gadgil, 1999), la fiabilité de mesure de biodiversité a été testée sur une série de résolutions emboîtées (5 m, 10 m, 20 m, 40 m, 80 m, 160 m, 320 m). Tous ces indices manipulent des distributions statistiques, sans se soucier dans leur formulation de la structure spatiale observée. Toutefois, nous verrons qu'à la suite de la méthode d'agrégation itérative pratiquée, nous intégrons la structure spatiale à travers les échelles considérées.

Figure 28. Données utilisées pour la mesure de biodiversité.

A : Composition en espèces (en haut)





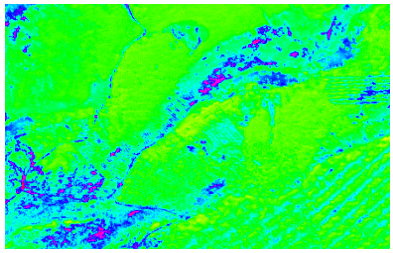


Image source (Ventoux- versant sud)

B : Indice de NDVI (en bas)

L'image source est une extraction d'une fenêtre de l'image SPOT 5 (résolution de 5 mètres, dimensions de 388 x 276 pixels). À partir de cette image, nous avons calculé, à l'aide du logiciel GRASS 5, l'indice de végétation normalisé (NDVI). Cet indice est basé sur les propriétés spectrales de la végétation verte. Il réduit fortement l'impact d'illumination et les effets d'ombre provoqués par des variations dans l'angle solaire et l'angle de capture (Kimes *et al.,* 1984). Il représente la différence de réflectance entre les deux bandes spectrales rouge (B3) et infra rouge (B2) divisée par la somme des réflectances (Sellers, 1989):

$$NDVI = (B3 - B2) / (B3 + B2)$$

Dans la figure 26, les valeurs positives élevées de NDVI correspondent à la couverture dense de végétation (couleur verte de l'image B), tandis que les valeurs négatives sont habituellement associées aux surfaces sans végétation (couleur rouge de l'image B). Les valeurs en couleur bleue représentent les surfaces à faible densité de végétation.

3.2. Méthode de mesure de la biodiversité intra-agrégat à travers les échelles

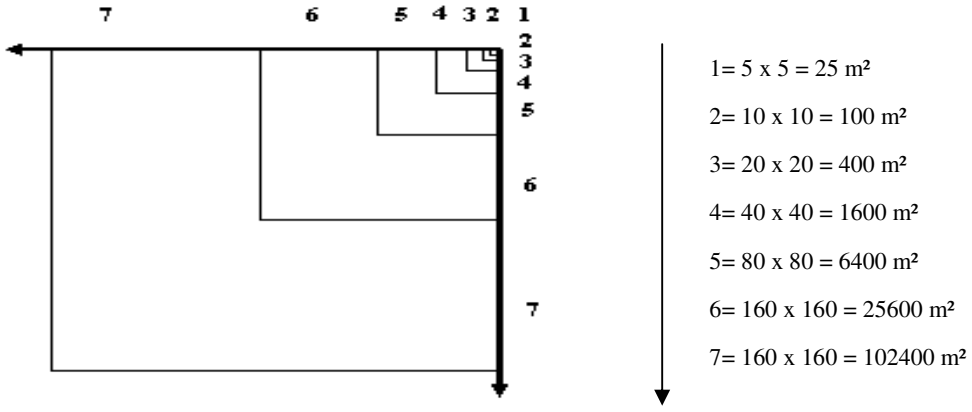
Dans un premier temps, nous proposons une méthode pour évaluer la biodiversité intra-agrégat.

3.2.1. Grilles d'agrégats de pixels

Afin d'étudier l'effet de l'agrégation sur les indices de diversité, nous avons découpé l'image en grilles imbriquées de résolution croissante, avec des agrégats de pixels de longueur de côté de 10, 20, 40, 80, 160 puis 320 mètres. Nous avons procédé au calcul des indices de diversité (Shannon, Simpson, Richesse et Dominance) aux 6 niveaux d'agrégation. Cette méthode nous permet de calculer, pour chaque échelle, les indices de diversité pour tous les pixels inclus dans toutes les mailles de l'image considérée en tenant compte de leur taille. Les résultats du calcul permettent de construire les images résultantes pour chaque indice et à chaque niveau d'agrégation. Pour pouvoir comparer nos résultats, ces images sont re-classifiées à l'aide d'une discrétisation commune à l'ensemble des images.

Pour chacune de ces images, nous calculons la moyenne et la médiane des diversités des agrégats de pixels, ainsi que la distribution statistique de ces valeurs. Ainsi, il est possible d'évaluer les sensibilités respectives des indices de diversité aux différents niveaux d'agrégation, testés systématiquement (figures 29 et 30).

Figure 29. Niveaux d'agrégation auxquels la mesure de biodiversité forestière du Mont Ventoux est effectuée

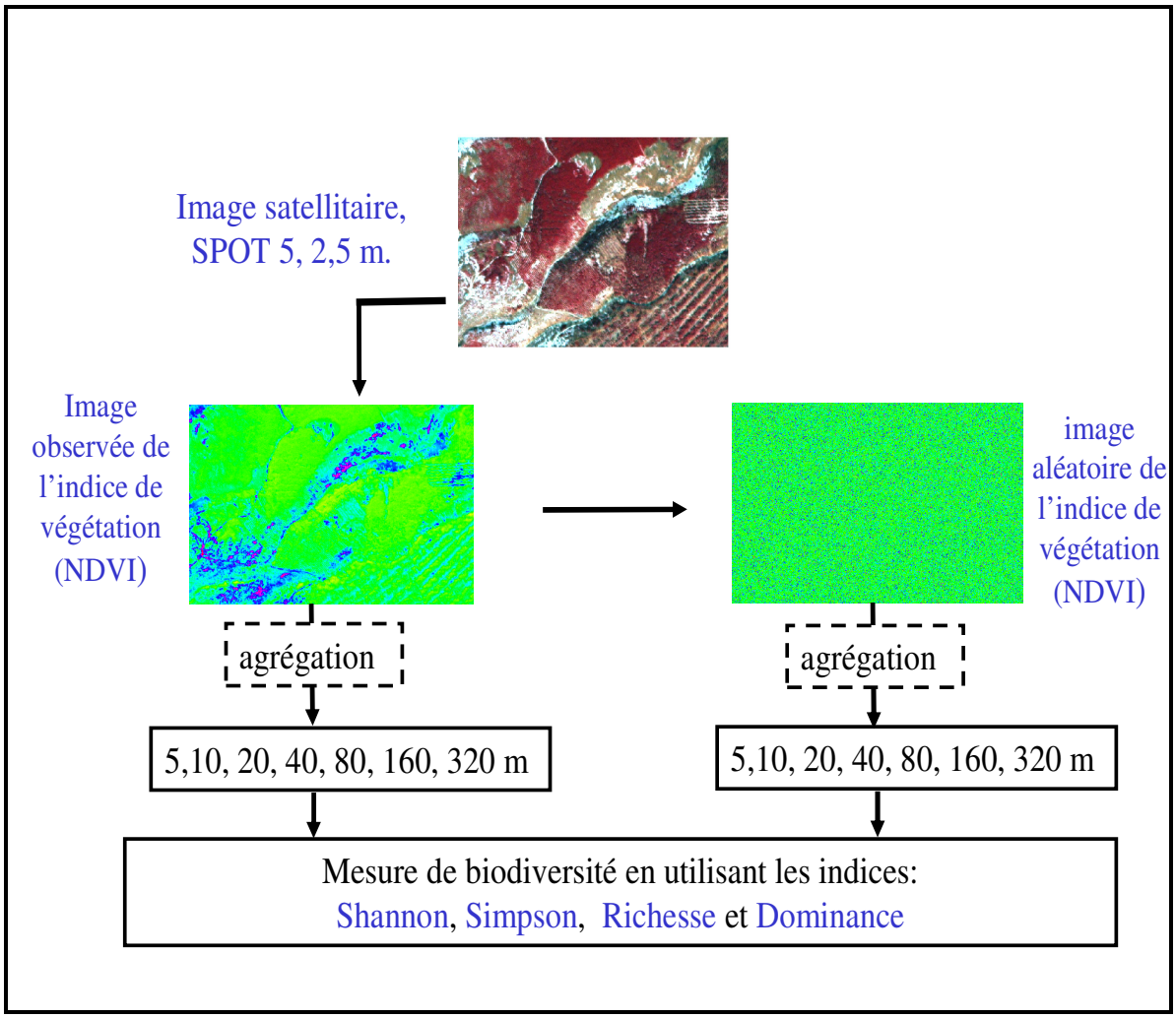


3.2.2. Image observée versus image aléatoire

Nous avons développé une méthodologie de redistribution aléatoire des pixels de l'image observée. Cela nous permet d'avoir une « image aléatoire », qui a été utilisée pour la mesure de biodiversité de la même façon que l'image observée (figure 30). Le processus appliqué pour transformer l'image observée en image aléatoire a été reproduit 100 fois, et des tests ont été réalisés sur plusieurs images, convergents en termes de résultats. Les résultats présentés dans cette partie reposent sur une occurrence aléatoire parmi les 100.
L'image aléatoire contient les pixels avec leurs valeurs observées, mais leur nouvelle distribution spatiale fait qu'il est improbable de trouver une quelconque autocorrélation spatiale dans cette image, sauf peut-être par hasard dans des agrégats de pixels de petites tailles (il s'agit dans ce cas d'un artefact lié au faible effectif de la distribution). De ce fait, la diversité de l'image aléatoire, pour des indices tels que Shannon ou Simpson, est toujours plus grande que celle de l'image observée, où les pixels ont toujours une organisation et une autocorrélation spatiales, même minimales.

Notre hypothèse de redistribution aléatoire des pixels d'image observée vise à identifier, au sein de la valeur mesurée de la diversité, la part effective de diversité portée par la structure spatiale, indépendamment du niveau d'agrégation. Nous avons donc construit, pour chaque image, son « équivalent aléatoire » pour chaque niveau d'agrégation. L'image aléatoire résultante intègre ainsi, d'un côté, la part de la diversité due à la taille de l'image au niveau d'agrégation considéré, mais également la part de la diversité due aux valeurs des pixels observés. La part de la diversité effectivement portée par la structure spatiale a donc théoriquement disparu suite à la distribution aléatoire. La comparaison de l'image observée avec l'image aléatoire nous permet d'extraire la biodiversité portée par la structure spatiale. Cette comparaison nous aide également à proposer une méthode d'élimination de l'effet du MAUP dans les mesures de diversité à travers les échelles.

Figure 30. Méthode suivie pour l'estimation de la sensibilité des indices de diversité à l'agrégation, un exemple sur l'indice de NDVI.



3.2.3. Méthode d'agrégation des pixels

Il s'agit de calculer une diversité moyenne sur l'ensemble de l'image à partir des diversités des agrégats de pixels, en modifiant pas à pas la cellule d'agrégation. En partant de la plus petite résolution jusqu'à la constitution de quelques gros agrégats de pixels, il est possible d'appréhender l'effet du MAUP sur la mesure de la diversité, puisque l'image en elle-même n'a pas changé, de même que la valeur de ses pixels de résolution initiale.

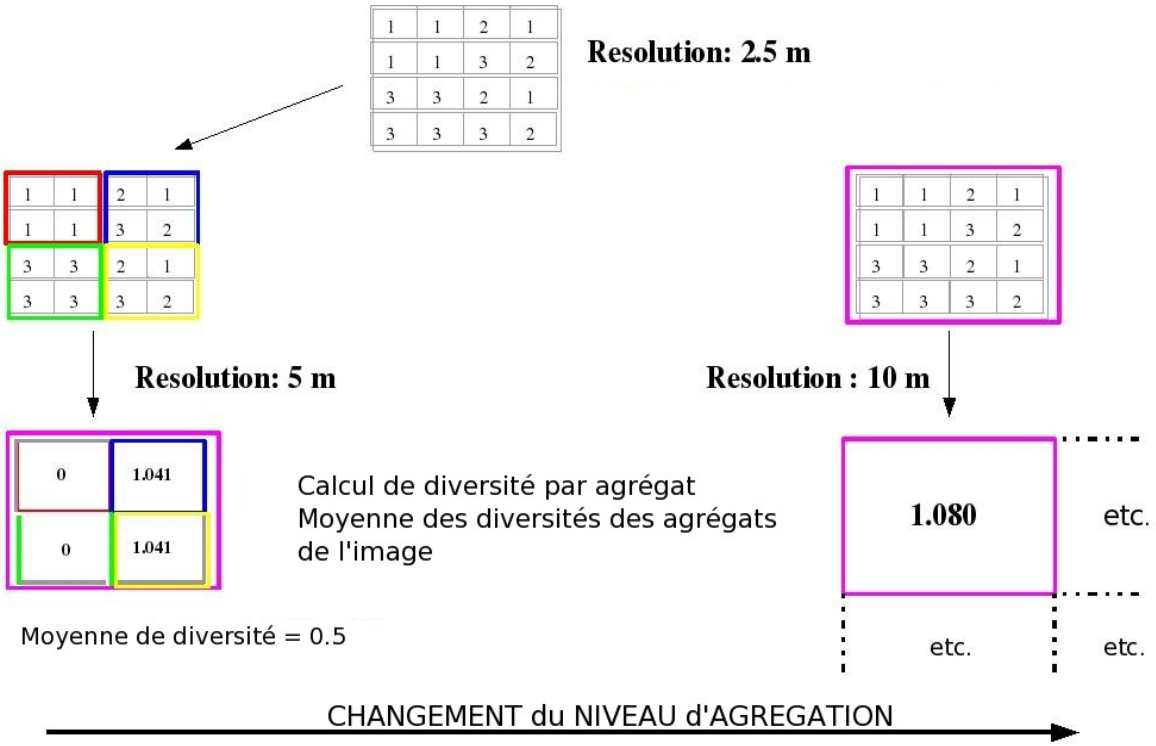
La figure 31 décrit le processus d'agrégation. La mesure de biodiversité est effectuée sur une image SPOT 5, de résolution initiale de 2,5 m. Pour construire les images de toutes les résolutions testées, de 5 à 320 m, l'image initiale de 2,5 m est à chaque fois utilisée. Au fil du

processus d'agrégation, le nombre de pixels dans l'agrégat est différent selon la résolution en question. Par exemple, quand on agrège l'image de résolution de 2,5 m pour avoir une image de résolution de 5 m, la taille du côté de la cellule d'agrégation est de 5 m, et elle contient 4 pixels. Agréger l'image de 2,5 m pour avoir la résolution de 10 m fait accroître la taille de la cellule d'agrégation, dont le nombre de pixels passe à 16.

Les indices de diversité (Shannon, Simpson, Richesse et Dominance) sont calculés à chaque échelle (de 5 m à 320 m). Au sein de chaque cellule agrégée sont ainsi prises en compte les valeurs des pixels, correspondant à chaque niveau d'agrégation. Nous calculons les moyennes et les médianes des indices de diversité de chaque cellule agrégée, pour l'ensemble de l'image, à chaque niveau d'agrégation (de 5 m à 320 m).

Cette méthode permet de disposer, dans premier temps, de la **mesure de biodiversité intra-agrégat** (diversité *alpha*).

Figure 31. Méthode d'agrégation appliquée dans l'étude, indice de diversité calculé : indice de Shannon.



3.2.4. Extraction de la diversité portée par la structure spatiale

Nous disposons de 2 types d'images étudiés pour les 4 indices de diversité et pour 7 niveaux d'agrégation :
– L'image n° 1 est celle des valeurs de la diversité observée ;
– Dans l'image n° 2, les valeurs des pixels observés sont reparties au hasard.

L'analyse de la sensibilité du calcul de diversité au MAUP est abordée de deux façons. D'une part, nous mesurons l'ampleur et l'évolution du phénomène à travers les échelles selon les types d'images et les distributions statistiques des pixels. D'autre part, nous comparons les deux types d'images, en essayant d'évaluer la part de la diversité portée par la structure spatiale (celle qui nous intéresse).

En fait, nous considérons que la diversité de l'image observée comporte la diversité portée par la structure spatiale, et celle due au niveau d'agrégation. L'image aléatoire, quant à elle, ne représente que la diversité produite sous l'effet d'agrégation (dépossédée de la structure spatiale de sa diversité). Cette comparaison est nécessaire pour éliminer la part de l'agrégation dans l'estimation de la diversité. Pour ce faire, nous croisons dans un graphique les moyennes des indices de diversité selon les types d'image aux différentes résolutions spatiales. Puis, nous calculons les écarts de diversité entre les deux images (observée et aléatoire) à chaque niveau d'agrégation. C'est l'action conjointe du calcul à travers les échelles et le calcul de différence entre les deux images (observée vs aléatoire) qui permet d'extraire la diversité « réelle ».

Ce processus est appliqué indifféremment pour les deux types de biodiversité : intra et inter agrégats (figures 32 et 33).

Figure 32. Mode de calcul de l'écart de diversité intra agrégat : écart entre les diversités aléatoire et observée (un exemple avec l'indice de NDVI).

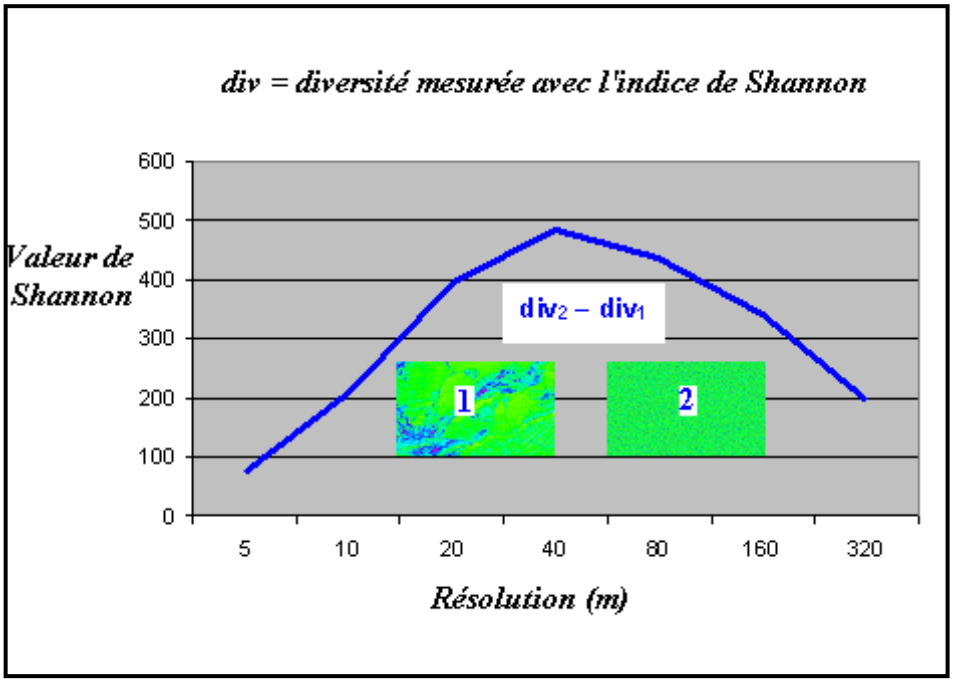
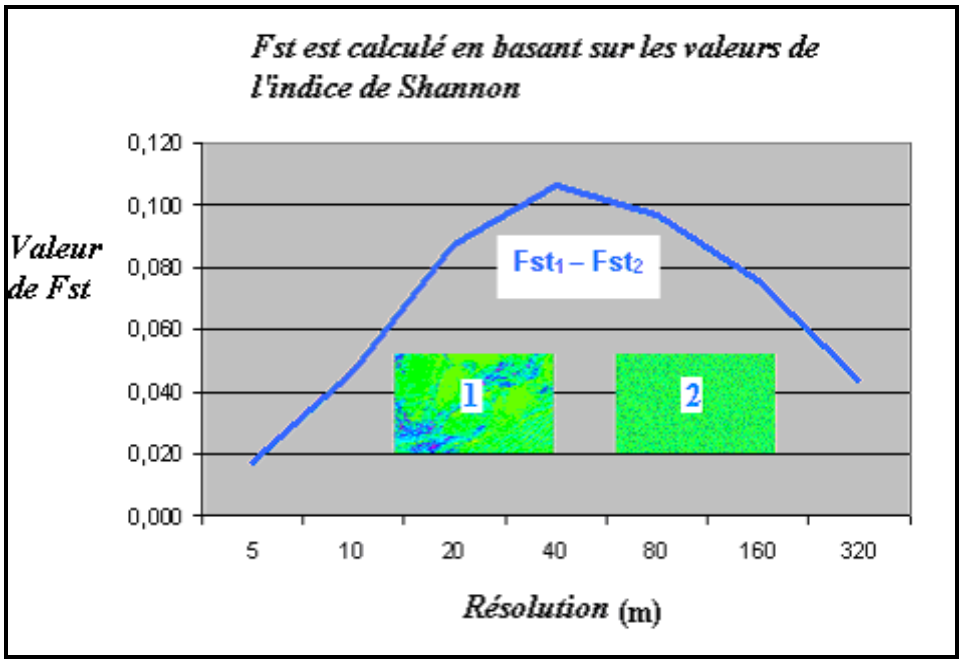


Figure 33. Mode de calcul de l'écart de diversité inter agrégats : écart entre les Fst observé et aléatoire (un exemple avec l'indice de NDVI).



3.3. Mesure de la biodiversité inter agrégats

Deux types de biodiversité sont estimés de la sorte (figure 34). La diversité intra agrégat est calculée, comme on vient de le montrer, en utilisant les différents indices de diversité. Cette diversité est comparable à la notion de diversité *alpha.*

Pour prendre en compte le processus d'agrégation dans son impact sur la diversité globale, une mesure de différentiation est nécessaire, qui évalue la diversité inter-agrégats par rapport à la diversité intra-agrégat. Cette diversité correspond à la diversité *bêta* (la diversité en espèces entre unités spatiales différentes). La mesure de cette diversité se base sur l'indice de différenciation *Fst* qui permet de quantifier le niveau de différenciation entre les agrégats. Cette méthode statistique de Wright, bien décrite dans Weir & Cockerham (1984), est fréquemment utilisée pour estimer la différenciation génétique entre populations. Pour un indice de diversité donné, l'indice de différenciation *Fst* est calculé comme suit :

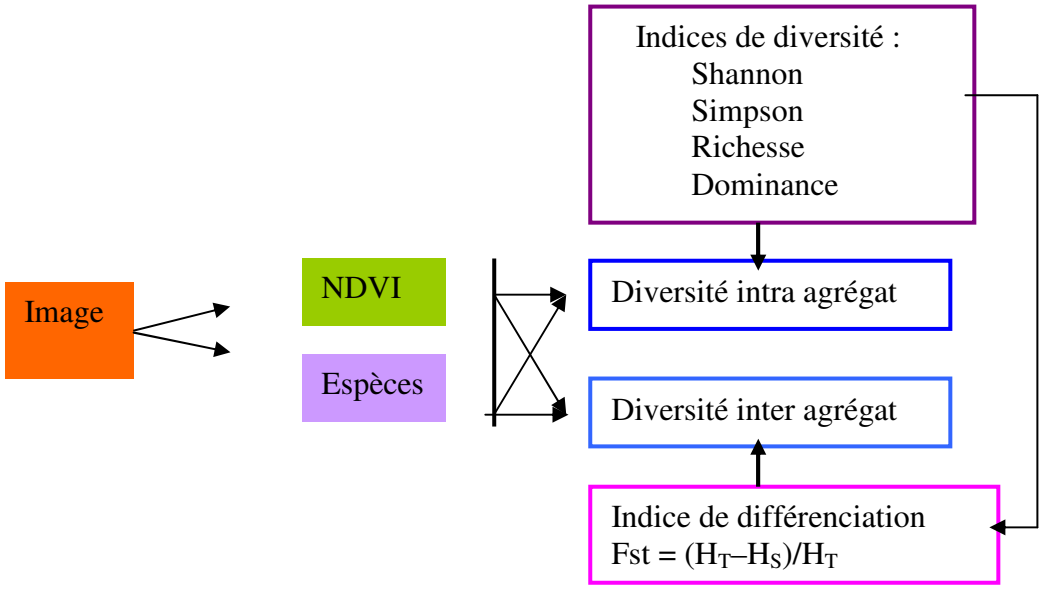
$$Fst = (H_T - H_S)/H_T$$

Où: H_T est la diversité totale

H_S est la diversité moyenne intra-agrégat des valeurs de diversité.

L'indice de différenciation *Fst* est ainsi calculé, en changeant à chaque fois l'origine de la diversité intra agrégat (selon l'indice de diversité utilisé dans le calcul : Shannon, Simpson, Richesse et Dominance). Tout comme la mesure de diversité intra agrégat, il est calculé pour les deux attributs (NDVI et carte de composition en espèces), pour les deux images (observée et aléatoire), et pour tous les niveaux d'agrégation (de 5 à 320 m).

Figure 34. Un schéma simple de notre approche méthodologique.



3.4. Résultats

3.4.1. Effet d'agrégation sur l'indice de Shannon

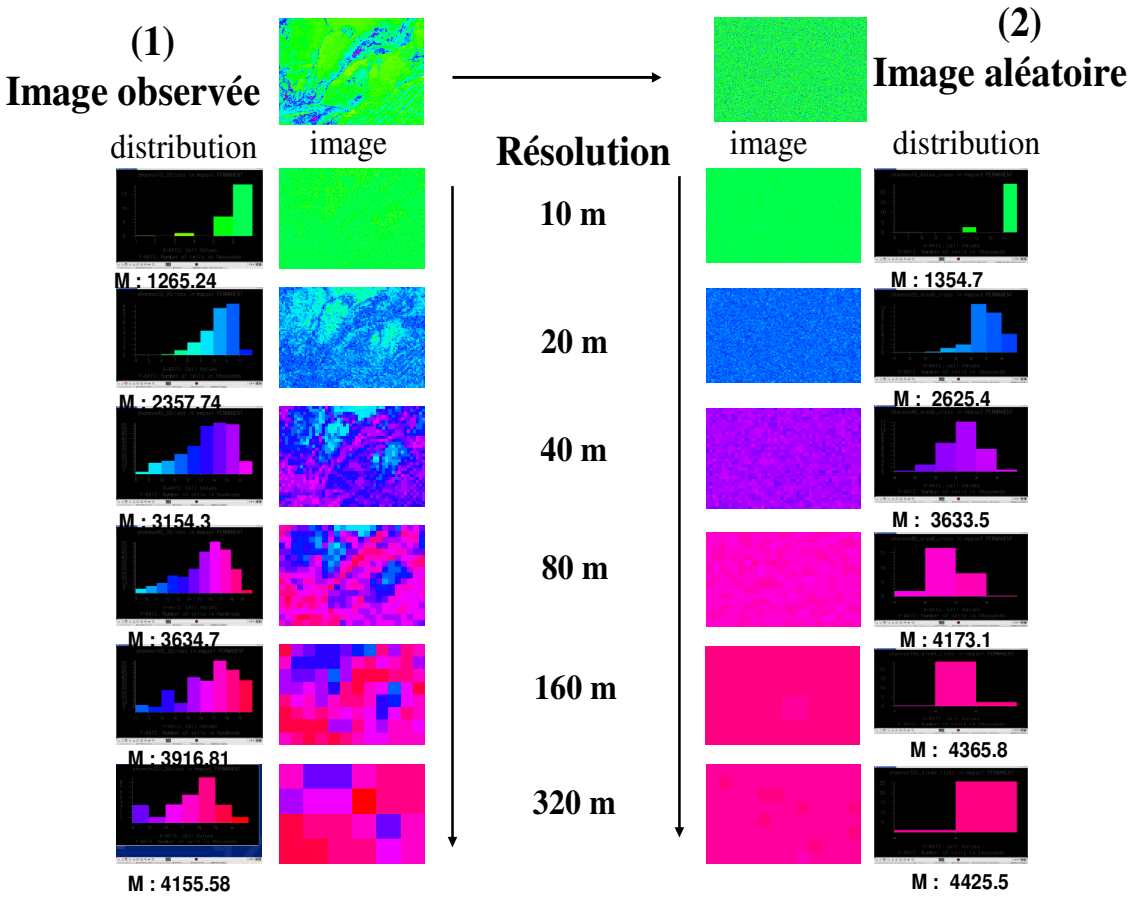
3.4.1.a. Diversité intra-agrégat

L'indice de Shannon montre une forte sensibilité à l'agrégation. On observe que la moyenne de cet indice augmente sensiblement avec la résolution dans les cas 1 (observé) et 2 (aléatoire) (figure 35). À titre d'exemple, à la résolution de 10 mètres, les moyennes des indices de Shannon sont de 1,26 (observé) et 1,35 (aléatoire). En revanche, à la résolution de 40 mètres, les moyennes s'élèvent à 3,15 (observé) et 3,63 (aléatoire). À la résolution de 320 mètres, ces valeurs sont de 4,15 (observé) et 4,42 (aléatoire) pour ces mêmes images.

Cet impact est également visible lorsqu'on compare les deux courbes correspondant aux cas aléatoire et observé de l'indice de végétation normalisé (NDVI) et de la composition en espèces (figure 36). Par ailleurs, dans le cas aléatoire, on constate que les valeurs possibles de l'indice de Shannon augmentent de façon plus marquée que dans le cas observé (figures 35 et 36). En fait, la répartition aléatoire assure une distribution équilibrée des pixels sur la totalité de la zone. Cela renforce la probabilité d'engendrer de nouveaux agrégats à forte diversité. En

présence d'une autocorrélation spatiale qui semble positive par simple observation visuelle de l'image, les pixels de la même classe de végétation se regroupent, ce qui conduit à générer des agrégats présentant une diversité moins importante que celle du cas aléatoire. La présence d'une structure spatiale homogène a donc tendance à réduire la diversité mesurée par l'indice de Shannon.

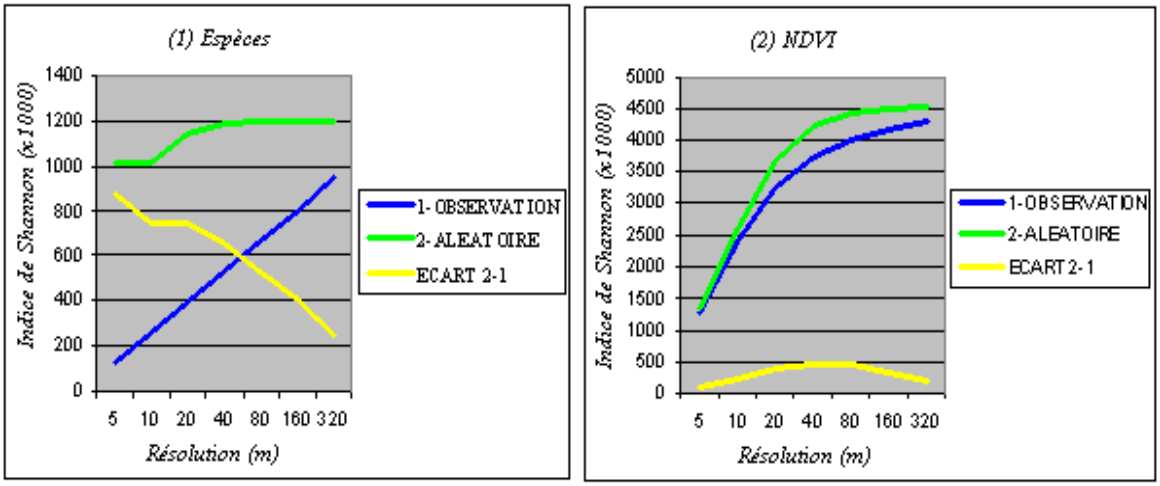
Figure 35. Effet de l'agrégation sur l'indice de Shannon à travers de différentes échelles, Shannon est calculé à partir de l'indice de végétation (NDVI).



Le comportement de l'indice de Shannon est différent dans les deux attributs (carte de composition d'espèces et NDVI) (figure 36). Dans le cas de la diversité d'espèces, il y a une grande divergence entre les deux courbes (observée et aléatoire) à la résolution 10 m, cette divergence diminuant avec l'augmentation de l'échelle. De plus, la courbe correspondant à la diversité aléatoire dans le cas de la diversité d'espèces (graphique (1), figure 36) montre une légère augmentation de la valeur de Shannon jusqu'à la résolution 40 m. À partir de cette résolution, l'indice de Shannon devient stable. Cette stabilité est due au petit nombre de

classes présentes dans le cas où la carte des espèces est utilisée pour la mesure de la biodiversité. En fait, à partir de la résolution de 40 mètres, l'agrégat peut contenir toutes les classes présentes sur la totalité de la zone, ce qui stabilise la diversité intra-agrégat à partir de cette résolution. Dans le cas du NDVI, les valeurs de l'indice de Shannon des deux diversités (observée et aléatoire) sont identiques à la résolution 10 m. Puis les deux courbes divergent, toutefois de façon moins importante que dans le premier cas. Selon sa construction, l'écart entre les cas aléatoire et observé ([2-1], figure 36) identifie la baisse de la diversité due à la structure, et nous permet d'éliminer l'effet du niveau d'agrégation.

Figure 36. Mesure de biodiversité intra agrégat, moyenne de l'indice de diversité Shannon selon les niveaux d'agrégation (Résolution : longueur du côté du pixel en mètres) et les images de référence : (1) image de composition en espèces obtenue par classification supervisée, (2) image du NDVI (Indice de végétation).



3.4.1.b. Diversité inter agrégats

La mesure de la diversité inter agrégats est basée sur l'indice de différenciation *Fst*. Pour cet indice de différenciation, la diversité moyenne de l'ensemble de l'image et la moyenne des diversités intra-agrégat de Shannon sont utilisées. L'indice *Fst* est également touché par l'effet de l'agrégation. On observe (figure 37) qu'à l'inverse de la diversité intra agrégat, les diversités observées et aléatoires, dans les deux cas (carte de composition d'espèces et NDVI), diminuent à travers des échelles.

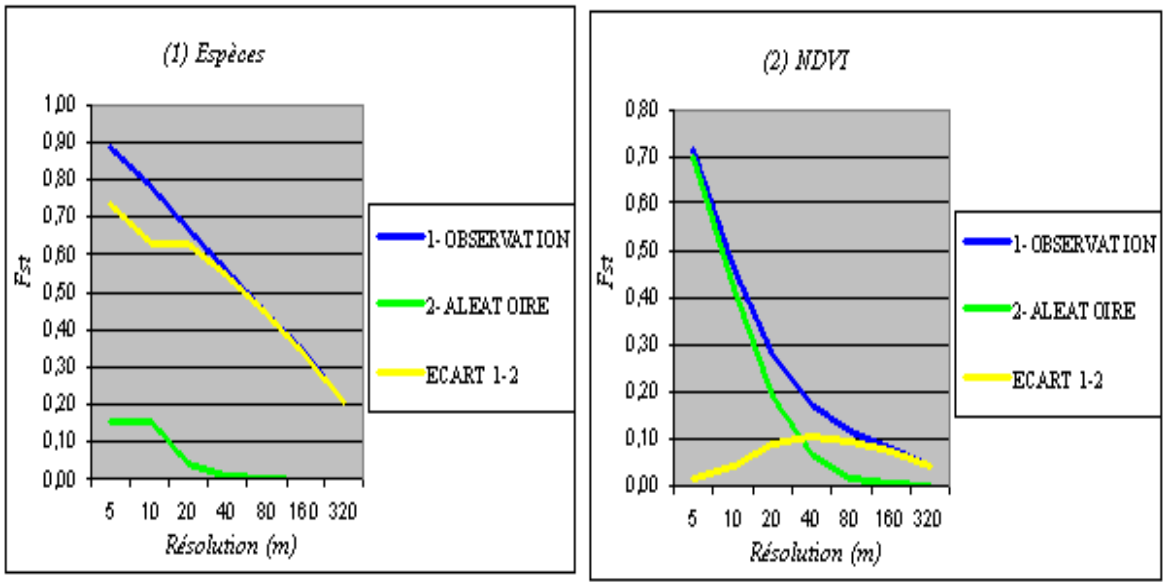
L'impact de l'agrégation sur la diversité inter agrégats est à double effet. Le premier est l'effet statistique de sensibilité à l'agrégation, de l'indice du *Fst*, lui-même, qui s'ajoute à

l'effet de l'indice de diversité de Shannon, utilisé dans le calcul du F*st*, qui est sensible à l'agrégation.

Nos résultats montrent que les agrégats sont plus divers à une échelle fine, et que cette diversité devient moins importante à une échelle plus grande. Une partie de cette diversité est perdue sous l'effet de l'agrégation et la valeur de l'indice diminue au travers des échelles dans les deux attributs (carte d'espèces, NDVI). On observe ici que les valeurs dans le cas observé sont plus importantes que dans le cas aléatoire. En fait, la structure spatiale augmente la possibilité d'observer des agrégats hétérogènes entre eux sur la totalité de la zone. La structure spatiale est donc un générateur important de diversité inter-agrégats.

La suppression de l'organisation spatiale de l'image observée a permis de disposer d'une image aléatoire avec une distribution plus homogène des pixels sur la totalité de la zone, pour laquelle les agrégats deviennent quasiment identiques à partir de la résolution de 40 m (figure 37).

Figure 37. Mesure de biodiversité inter agrégats, indice de différenciation (Fst) calculé à partir des moyennes de diversité de Shannon selon les niveaux d'agrégation (Résolution : longueur du côté du pixel en mètres) et les images de référence : (1) : image de composition en espèces obtenue par classification supervisée, (2) : image de NDVI (Indice de végétation).



Comme dans le cas de la diversité intra-agrégat, la valeur de différenciation observée inclut deux types de diversités : la première est portée par la structure spatiale, et la seconde est due à l'effet d'agrégation, alors que la différenciation de l'image aléatoire n'inclut que la diversité due au niveau d'agrégation donné. L'écart entre les cas observé et aléatoire (1-2) (figure 37) identifie donc la diversité portée par la structure spatiale, et permet à nouveau d'éliminer l'effet du niveau d'agrégation.

3.4.2. Effet d'agrégation sur l'indice de Simpson

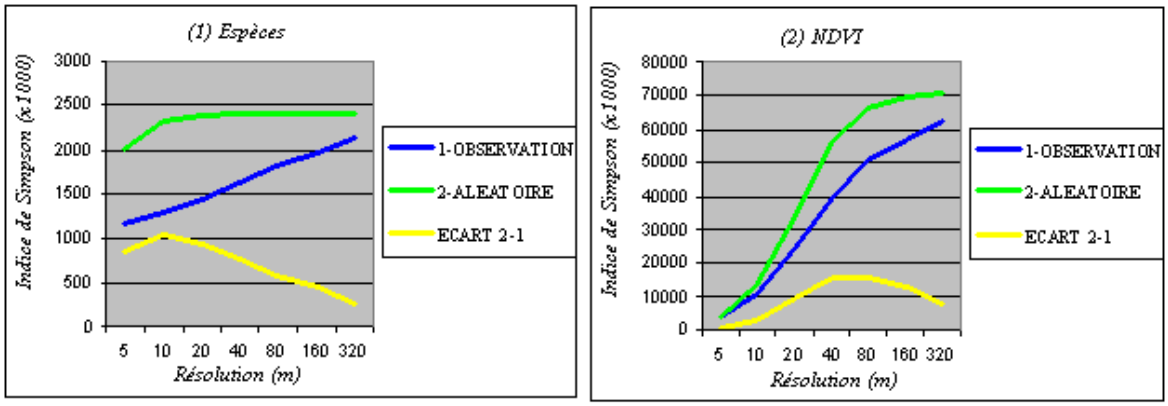
3.4.2.a. Diversité intra-agrégat

Le comportement de l'indice de Simpson n'est pas tellement différent de celui de Shannon. Le résultat le plus intéressant vient de la comparaison des cas observé et aléatoire, où l'indice de Simpson résiste mal à la procédure d'agrégation. Tout comme pour l'indice de Shannon, la moyenne croît à mesure que la résolution augmente (Mahfoud *et al.,* 2007). La diversité aléatoire de Simpson (figure 38) est plus importante que la diversité observée pour les deux attributs (carte d'espèces et NDVI). On remarque aussi que le nombre de classes a joué sur la pertinence de la mesure. Par exemple, les diversités aléatoire et observée dans le cas du NDVI sont plus touchées par l'agrégation que celles de la carte classifiant les espèces (figure 38). Les valeurs de diversité aléatoire de l'indice de Simpson mesurées à partir de la carte d'espèces aux résolutions 10 et 320 mètres sont presque identiques.

D'un autre côté, la différence entre ces valeurs explose littéralement dans le cas du NDVI : la valeur de l'indice de Simpson à la résolution 10 m est inférieure à 5 et atteint 65 à la résolution de 320 m. La grande différence en nombre de classes entre les deux types de données (10 classes pour la composition en espèces, 180 classes pour le NDVI) pourrait expliquer cette différence. En conséquence, la mesure de diversité se montre moins sensible à l'agrégation quand le nombre de classes de l'échantillon à mesurer est faible. L'indice de diversité de Simpson a globalement montré une meilleure résistance que celui de Shannon à l'effet d'agrégation, pour la mesure de biodiversité basée sur la carte de composition d'espèces.

Il est intéressant de noter l'existence d'un pic de diversité (1-2) (figure 38) entre les résolutions 40 et 80 m pour l'attribut du NDVI. Ce pic correspond à la perte maximale de la biodiversité intra-agrégat.

Figure 38. Mesure de biodiversité intra agrégat, moyennes de diversité de Simpson selon les niveaux d'agrégation (Résolution : longueur du côté du pixel en mètres) et les images de référence : (1) : image de composition en espèces obtenue par classification supervisée, (2) : image de NDVI (Indice de végétation).



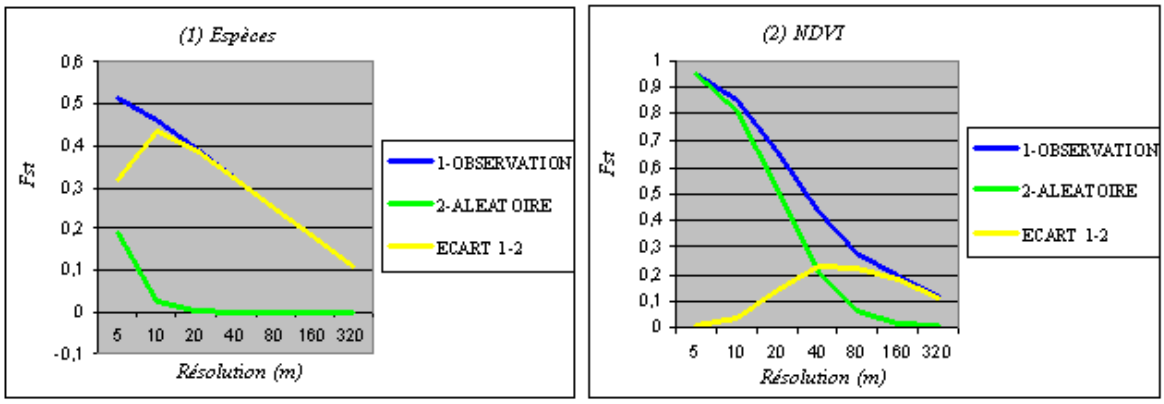
3.4.2.b. Diversité inter-agrégats

On observe, comme pour l'indice de Shannon, que la mesure de la diversité inter agrégats avec l'indice de Simpson est effectivement sensible à l'agrégation (figure 39). La valeur de l'indice *Fst* baisse, pour les deux attributs (espèces et NDVI), quand l'échelle croît. À l'inverse de la diversité intra-agrégat, la diversité aléatoire inter agrégats est moins importante que la diversité observée. Cette diversité aléatoire devient à peu près stable à partir de la résolution de 10 m, ce qui est expliqué par le petit nombre de classes, qui rend la mesure de diversité inter agrégats moins sensible à l'agrégation.

Pour quantifier la diversité liée à l'espace et éliminer l'effet d'agrégation, on calcule l'écart entre les diversités observée et aléatoire (1-2) (figure 39). Cet écart présente évidemment, contrairement à la diversité intra agrégats, un gain de diversité produit par l'organisation spatiale. Cet écart montre, dans le cas de NDVI, un pic aux résolutions 40 et 80 mètres, pour laquelle la diversité inter-agrégats est maximale, alors que ce pic correspond à la résolution de 10 m pour l'attribut de la composition d'espèces.

Il est intéressant de noter que l'écart de diversité montre un pic qui correspond aux mêmes résolutions pour les deux indices (Shannon et Simpson) et pour les deux cas de diversité (intra et inter). Cette résolution (40 à 80 m) minimise la diversité intra-agrégat, tout en maximisant la diversité inter-agrégats.

Figure 39. Mesure de biodiversité inter agrégats, indice de différenciation (Fst) calculé à partir des moyennes de diversité de Simpson selon les niveaux d'agrégation (Résolution : longueur du côté du pixel en mètres) et les images de référence : (1) : image de composition en espèces obtenue par classification supervisée, (2) : image de NDVI (Indice de végétation).



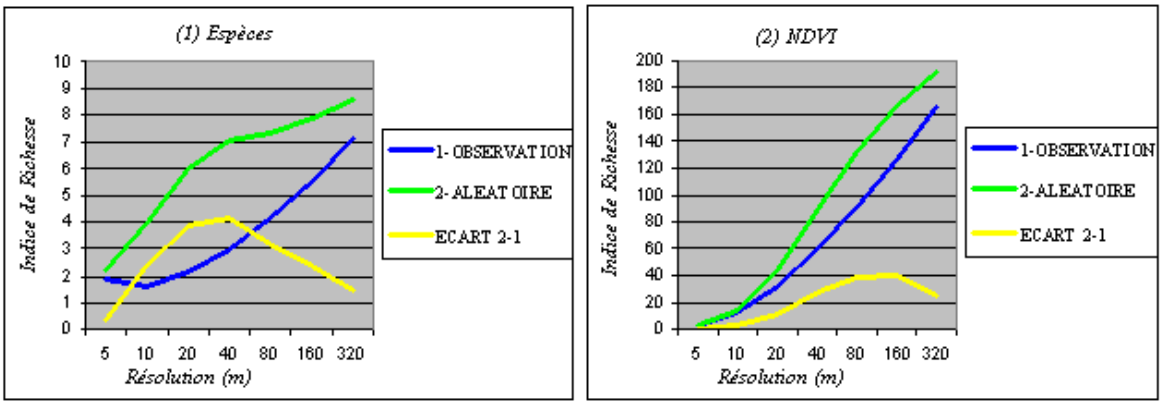
3.4.3. Effet de l'agrégation sur l'indice de Richesse

3.4.3.a. Diversité intra agrégat

L'indice de richesse se comporte de manière un peu différente des indices de Shannon et de Simpson. Cependant, cet indice est également touché par l'agrégation. La diversité aléatoire, tout comme les précédents indices, est plus importante que la diversité observée. À l'inverse de la diversité de Shannon et de Simpson, l'indice de richesse des espèces est considérablement affecté par l'effet de l'agrégation. Cela peut être expliqué par l'effet de l'indice lui même. En fait, les indices qui prennent en compte la richesse et la fréquence en même temps sont plus résistants à l'agrégation. L'indice de richesse étant basé sur un nombre de classes, il est plus sensible à l'agrégation que l'indice de Shannon ou l'indice de Simpson. La grande sensibilité de cette mesure est ainsi due au changement conséquent du nombre de classes lors du changement d'échelle.

À nouveau, la différence entre les diversités aléatoire et observée (2-1) (figure 40) nous permet d'évaluer la perte de biodiversité à travers les échelles. Cet écart fournit deux courbes de formes analogues pour les deux attributs espèces et NDVI. Le pic qui indique le maximum de perte de biodiversité apparaît pour la première fois dans le cas de l'attribut des espèces à la résolution de 40 m. Pour l'attribut du NDVI, ce pic a été décalé aux résolutions de 80 -160 m.

Figure 40. Mesure de biodiversité intra agrégat, moyennes de diversité de l'indice de Richesse selon les niveaux d'agrégation (Résolution : longueur du côté du pixel en mètres) et les images de référence : (1) : image de composition en espèces obtenue par classification supervisée, (2) : image de NDVI (Indice de végétation).

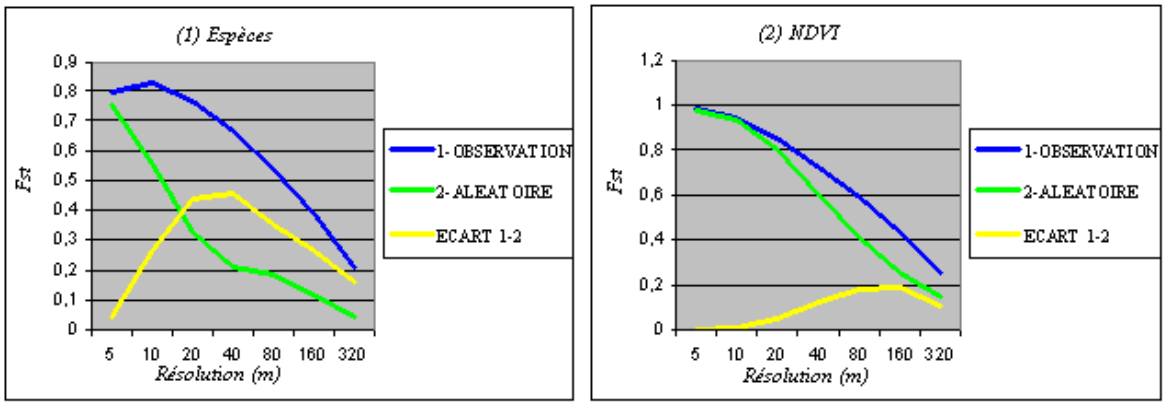


3.4.3.b. Diversité inter-agrégats

La diversité en termes de richesse a remplacé la diversité de Simpson ou la diversité de Shannon dans le calcul du *Fst*. L'indice de différenciation s'est comporté de la même façon que dans les deux cas précédents (figure 41). Une diminution de la valeur du *Fst* a été remarquée à travers les échelles, la diversité observée restant toujours plus élevée que celle relevée dans l'image aléatoire. La divergence entre les diversités aléatoire et observée est plus marquée quand on utilise la carte d'espèces, composée de peu de classes. Cela confirme le lien existant entre le nombre de classes, l'effet d'agrégation et la mesure de la diversité.

L'écart entre les diversités observée et aléatoire (1-2) est présenté dans la figure 41. Le pic obtenu pour la diversité spécifique intra-agrégat est identique à celui de la diversité inter-agrégats (40 m). Quant à l'attribut du NDVI, le décalage du pic aux résolutions de 80 m à 160 m, déjà observé dans la mesure de diversité intra-agrégat, est reproduit pour la mesure de cette diversité inter-agrégats.

Figure 41. Mesure de biodiversité inter agrégats, Indice de différenciation (Fst) calculé à partir des moyennes de diversité de l'indice de Richesse selon les niveaux d'agrégation (Résolution : longueur du côté du pixel en mètres) et les images de référence : (1) : image de composition en espèces obtenue par classification supervisée, (2) : image de NDVI (Indice de végétation).



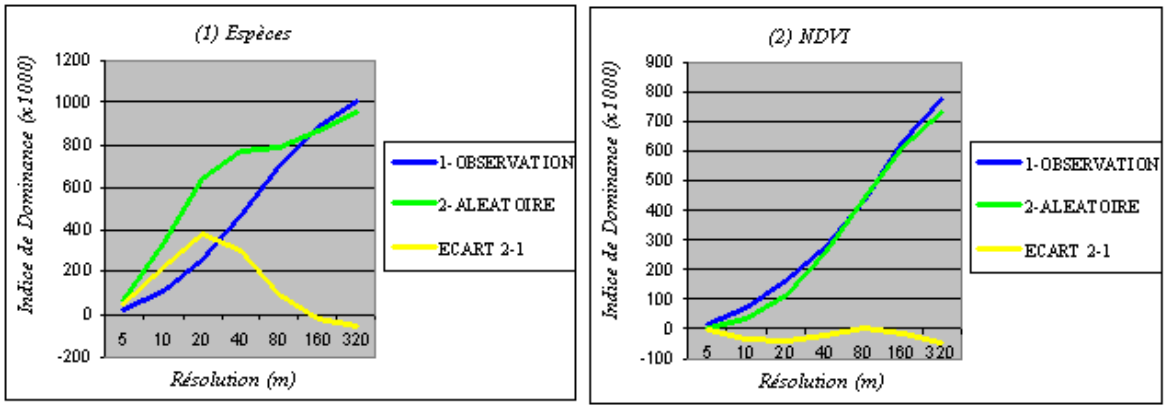
3.4.4. Effet de l'agrégation sur l'indice de Dominance

3.4.4.a. Diversité intra-agrégat

Il convient d'interpréter les différents cas de figures de l'indice de dominance avec un autre angle de vue. Une dominance croissante correspond à une forme particulière de baisse de diversité. La diversité aléatoire constitue par conséquent un cas où la dominance va être relativement faible, puisque cette fois-ci, l'aléa répartit de façon équitable les valeurs observées dans l'image, réduisant ainsi le niveau d'autocorrélation spatiale. Les écarts entre les diversités observée et aléatoire changent de signe par rapport aux trois indices de diversité précédents. Nous appliquons donc cette fois-ci un écart 2-1 (aléatoire – observé) pour la dominance.

Globalement, l'indice de dominance se comporte à l'inverse des autres indices, tout en restant lui aussi extrêmement sensible à l'effet d'agrégation. La dominance observée dans le cas du NDVI varie de 1 fois (aux fines résolutions) à 65 fois (aux grandes résolutions) (figure 42). On note un écart des dominances observée et aléatoire au niveau des espèces, écart qui est très faible pour le NDVI. Cela indique, dans ce second cas de figure, que la dominance portée par la structure spatiale est très faible, alors qu'elle reste importante au niveau des espèces.

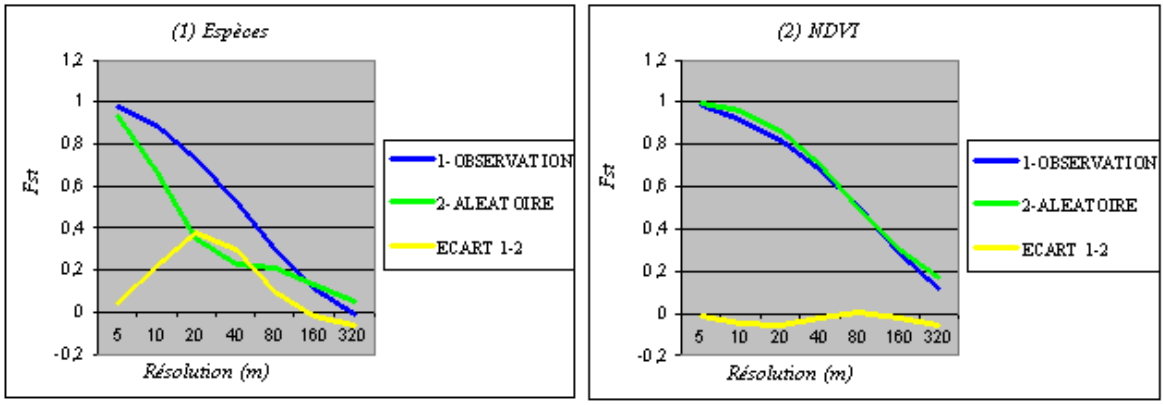
Figure 42. Mesure de biodiversité intra agrégat, moyennes de l'indice de Dominance selon les niveaux d'agrégation (Résolution : longueur du côté du pixel en mètres) et les images de référence : (1)= une image de composition en espèces obtenue par classification supervisée, (2) une image de NDVI (Indice de végétation).



3.4.4.b. Diversité inter-agrégats

Le graphique 1 de la figure 45 montre que la dominance portée par la structure spatiale est plus importante que la dominance de l'image aléatoire. L'écart entre les deux dominances donne une courbe avec un pic correspondant à la résolution 20 m (figure 43). Pour la dominance du NDVI (figure 43), on observe une conformité entre les deux dominances (aléatoire et observée), ce qui indique à nouveau que la structure spatiale ne porte aucune dominance spécifique.

Figure 43. Mesure de biodiversité inter agrégats, Indice de différenciation (Fst) calculé à partir des moyennes de l'indice de Dominance selon les niveaux d'agrégation (Résolution : longueur du côté du pixel en mètres) et les images de référence : (1) : image de composition en espèces obtenue par classification supervisée, (2) : image de NDVI (Indice de végétation)



3.4.5 Vers la détermination d'une échelle pertinente

À partir de ces résultats, nous avons cherché à déterminer une « échelle pertinente » de mesure de la biodiversité d'une couverture forestière arborée. L'hypothèse de l'échelle pertinente est discutée pour la première fois dans un article publié dans la RIG (Revue Internationale de Géomatique) (Annexe F). En fait, nous adaptons la définition de l'échelle « pertinente » qui est proposée par Openshaw (1984). L'échelle pertinente, d'après lui, permet de minimiser la diversité intra-agrégat, et de maximiser la diversité inter-agrégats. C'est à une telle échelle que la mesure de biodiversité peut être la plus pertinente. L'idée sous-jacente est qu'il peut exister pour une image observée sur un territoire donné, une échelle à laquelle la diversité réelle estimée est la plus marquée. Cette échelle maximise la capacité de la méthode utilisée à évaluer la diversité portée par la structure spatiale.

En fait, la détermination de cette échelle (figure 44) est très délicate, car la méthode proposée pour éliminer l'effet de l'agrégation de la mesure (écart entre les diversités observée et aléatoire) ne se comporte pas de la même façon, si l'on compare les deux attributs (carte d'espèces et NDVI). La biodiversité mesurée avec des données de NDVI apparaît très intéressante, car pour chaque indice et quelque soit le type de diversité, on arrive à déterminer des échelles souvent proches, voire identiques, qui minimisent la diversité intra-agrégat et maximisent la diversité inter-agrégats. Cette échelle correspond à la résolution de 80 m pour la biodiversité intra-agrégat, elle est unique quel que soit l'indice de diversité (tableau 10).

L'échelle qui maximise la diversité inter-agrégats, quant à elle, correspond à l'échelle de 40 m pour les deux indices de Shannon et de Simpson, mais diffère pour la Richesse et la Dominance. Ce qui est étonnant ! Les indices de Shannon et de Simpson n'ont pas permis d'avoir une telle échelle en mesurant la diversité d'espèces, alors que les autres indices (Richesse et Dominance) indiquent une échelle à 20 mètres, maximisant la diversité inter agrégats à l'échelle de 20 à 40 mètres (tableau 25).

Figure 44. Méthode de détermination de l'échelle pertinente.

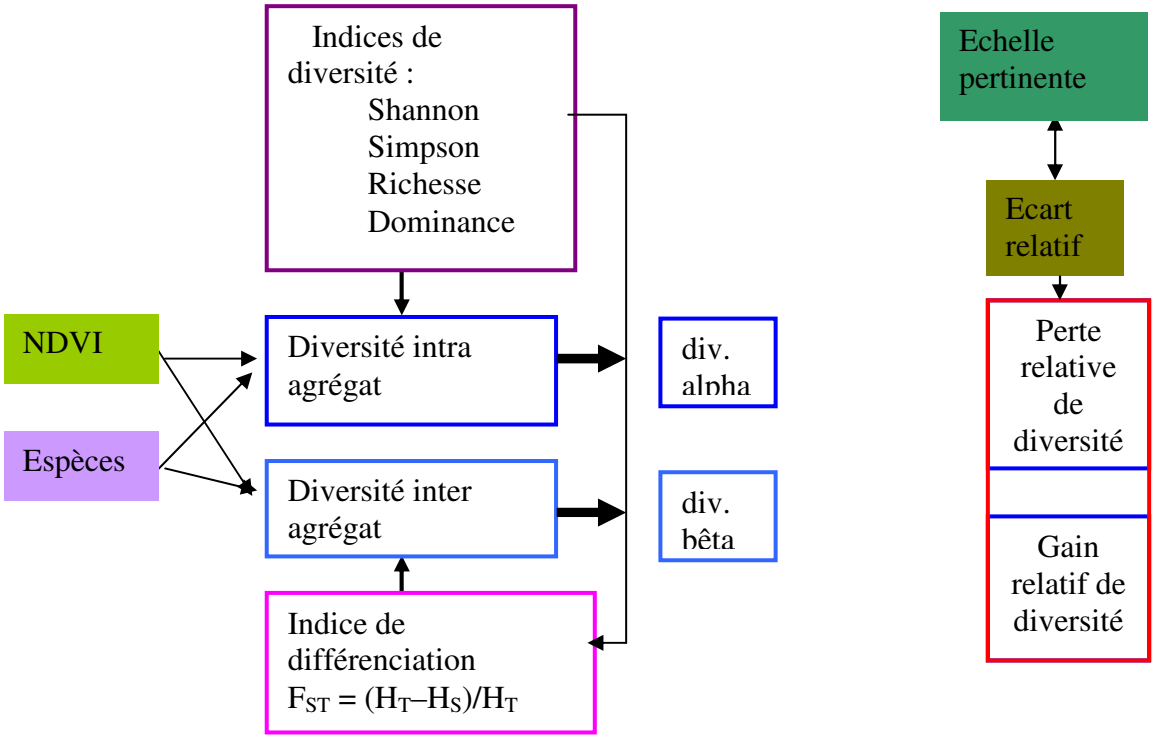


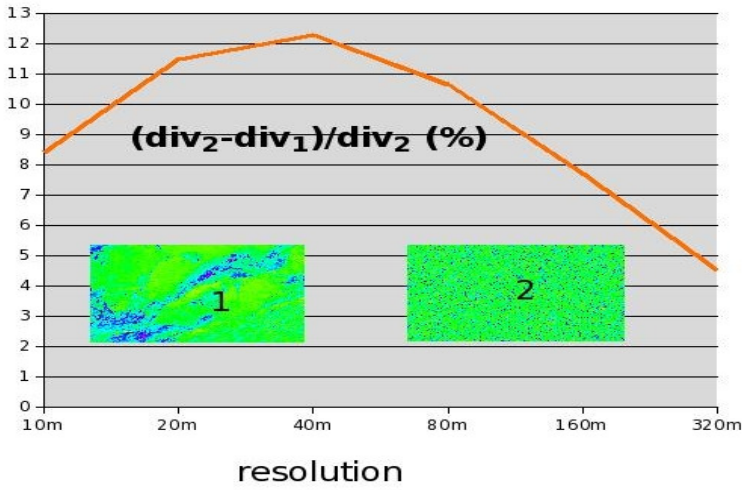
Tableau 25. Pics d'écart observés dans la mesure de la biodiversité intra et inter agrégats pour les deux attributs (NDVI et Espèces).

Indice de diversité	NDVI (intra agrégats)	NDVI (inter agrégats)
Shannon	80 m	40 m
Simpson	80 m -160 m	40 m
Richesse	80 m	160 m
Dominance	80 m	80 m
	Espèces (intra agrégats)	**Espèces (inter agrégats)**
Shannon	-	-
Simpson	-	-
Richesse	20 m	40 m
Dominance	20 m	20 m

Pour identifier l'échelle « pertinente », nous proposons d'utilisation de l'écart entre les diversités aléatoire et observée, rapporté à la diversité aléatoire (figure 45). Ce calcul

permet une normalisation de l'indice que nous nommons « perte relative » ou « gain relatif », selon les cas, de diversité suivant les indices considérés.

Figure 45. Mode de calcul de la perte de diversité relative : écart entre les diversités « aléatoire » et observée, rapportée à la diversité « aléatoire » (%).



3.5. Conclusion partielle

Dans ce chapitre, nous avons déployé une méthode originale, basée sur un processus d'agrégation et sur la création d'une image aléatoire nous permettant de prendre en compte et d'ajuster le biais causé par le support dans la mesure de la biodiversité, au niveau des espèces dominantes comme des valeurs de l'indice de végétation. Ces résultats ont été analysés, discutés et comparés pour plusieurs indices de diversité.

En première analyse, ils laisseraient entendre l'existence possible d'une échelle pertinente, qu'il convient de repérer avec un indice normalisé, que nous présenterons dans le chapitre suivant. Dans ce même chapitre, nous allons observer l'effet du support (zone géographique, taille, forme et résolution initiale de l'image) sur la capacité de mesure de la biodiversité et l'éventualité d'une échelle pertinente.

4. Effet du support spatial sur la (fiabilité de la) mesure de la biodiversité

4.1. Données mises en jeu

Pour évaluer l'impact du changement du support spatial sur la mesure de biodiversité, deux groupes d'images sont identifiés à partir des images satellitaires SPOT 5 (résolution initiale de 5 m) (figures 46 et 47). Ces données représentent toujours les deux types d'attributs utilisés précédemment pour la mesure de biodiversité : l'indice de végétation (NDVI) et la carte de composition des espèces (réalisée à l'aide d'une classification supervisée). Nous proposons d'évaluer l'impact du support spatial sur la mesure de la biodiversité de cinq façons différentes, en utilisant :

a) 3 images couvrant **trois zones différentes** (Z1, Z2 et Z3) avec différentes structures spatiales et diverses espèces, et un nombre de classes sensiblement équivalent.

b) 3 images de taille géographique identique, mais de **trois résolutions différentes** (image Z1 de 2,5, 5 et 10 mètres de résolution).

c) 3 images de **trois tailles différentes** (T1=Z1=X, T2 et T3 issues d'une transformation de T1 : T2=X/2, T3= X/4).

d) une image de **deux formes différentes** (T2 : rectangulaire et T2M : carrée)

e) **3 images de résolutions initiales** différentes, fournies par SPOT5.

Pour chaque image étudiée, on construit comme précédemment son équivalent aléatoire en distribuant les pixels aléatoirement sur la zone géographique. Les indices de diversité (Shannon, Simpson, Richesse et Dominance) sont à nouveau calculés avec des données observées et simulées (aléatoires).

Nous ne retiendrons dans ces analyses que les résultats issus des indices de Shannon et de Richesse, dans la mesure où l'indice de Simpson se comporte comme l'indice de Shannon et l'indice de Dominance un peu à l'inverse de ces indices. Les résultats des indices de Simpson et de Dominance se trouvent en annexe (E).

La manipulation de ces séries d'images nous permet d'évaluer les différences imputables aux modifications des structures spatiales incluses dans les images satellitaires.

Figure 46. Le groupe d'images de l'indice de végétation (NDVI).

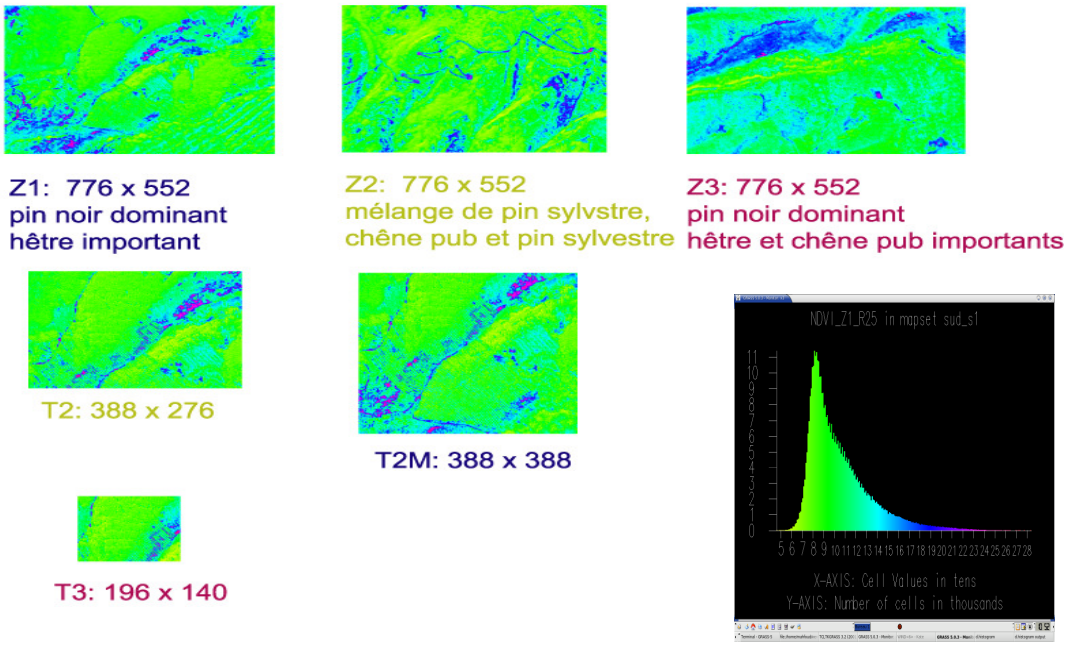
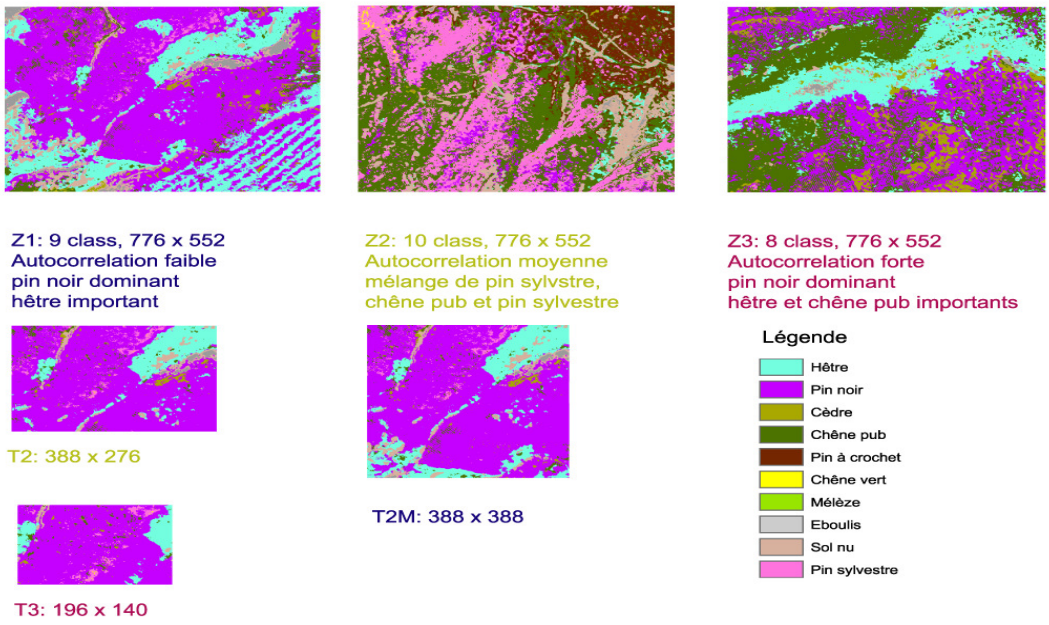


Figure 47. Le groupe d'images qui représente la composition en espèces et l'occupation du sol.



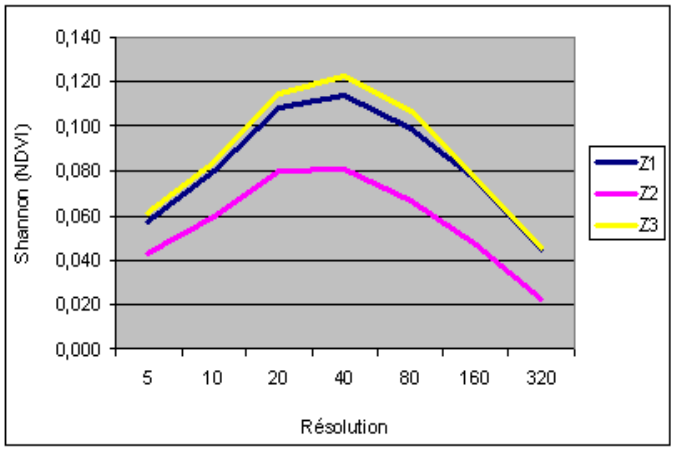
4.2. Résultats de l'effet du support spatial

4.2.1. Effet de la zone géographique

Les figures (48, 49, 50 et 51) montrent l'effet de la zone géographique sur la diversité calculée avec les indices de Shannon et de Richesse, à partir de l'indice de végétation et de la carte de composition en espèces.

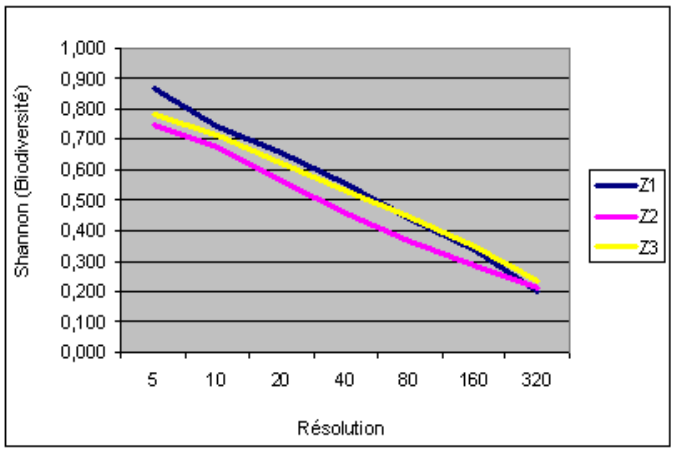
La mesure de diversité sur les trois différents secteurs, que ce soit pour les attributs espèces ou NDVI, ne montre pas de grandes différences entre les zones, en particulier pour l'indice de Shannon. En effet, en dépit d'une autocorrélation spatiale visiblement différente, ces zones gardent des niveaux proches de perte relative de diversité (déviation d'environ 5 à 15 % de la perte relative de biodiversité). Mais si nous observons la figure 48, nous pouvons noter que la perte de diversité de Shannon (mesurée avec le NDVI) de l'image Z3 correspond à 1,5 fois celle de Z2 à l'échelle de 40 m. Cette perte est liée à la structure spatiale (regroupement des valeurs contiguës estimées de biomasse).

Figure 48. Perte relative de diversité (%) calculée avec l'indice de Shannon à travers des échelles (m) dans différentes zones géographiques : cas du NDVI.



Nous pouvons observer ici, en comparant les deux attributs (carte d'espèces et NDVI), que les formes des courbes, notamment l'indice de Shannon, sont différentes. Cela peut être expliqué par un effet sensible du nombre de classes sur les distributions, pour le cas précis du NDVI. L'augmentation de l'échelle induit une chute continue de diversité (environ de 20 % à 100 % environ) au niveau des espèces. On peut observer à partir de la figure 49 que la perte relative de la diversité n'est pas vraiment différente dans les trois zones géographiques. La différence de perte de diversité qui est marquée entre les images 1 et 3 est moins importante ici que dans le cas du NDVI, car le nombre de classes est notamment comparable entre les trois zones et assez faible en quantité. Il est à noter que nous n'observons pas ici d'échelle « pertinente » particulière (pas de pic).

Figure 49. Perte relative de diversité (%) calculée avec l'indice de Shannon à travers des échelles (m) dans différentes zones géographiques : cas de la biodiversité forestière



L'effet du choix du secteur géographique reste-t-il limité si on change l'indice de diversité ? En fait, on observe que la perte de la biodiversité de la zone Z3, dans le cas du NDVI, mesurée par l'indice de Richesse à l'échelle de 40 m (figure 50), diffère d'un facteur 1,4 par rapport à Z2. Par conséquent, le rapport de perte de biodiversité entre les zones Z2 et Z3 reste à peu près le même quel que soit l'indice de diversité utilisé. Cela montre l'effet faible de la zone géographique sur la mesure de la biodiversité. Pour le NDVI, l'échelle « pertinente », comme pour toutes les zones géographiques, serait de 40 m, alors qu'elle correspondrait fréquemment à l'échelle la plus fine disponible (5 m) pour la biodiversité spécifique.

Figure 50. Perte relative de diversité (%) calculée avec l'indice de Richesse à travers des échelles (m) dans différentes zones géographiques : cas du NDVI.

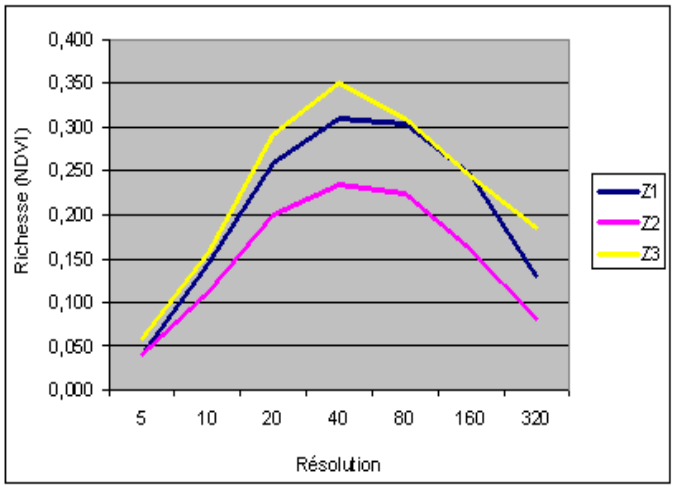
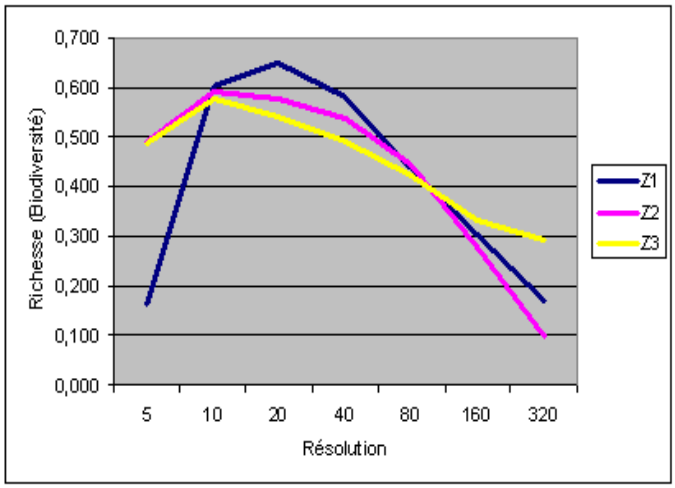


Figure 51. Perte relative de diversité (%) calculée avec l'indice de Richesse à travers des échelles (m) dans différentes zones géographiques : cas de la biodiversité forestière.



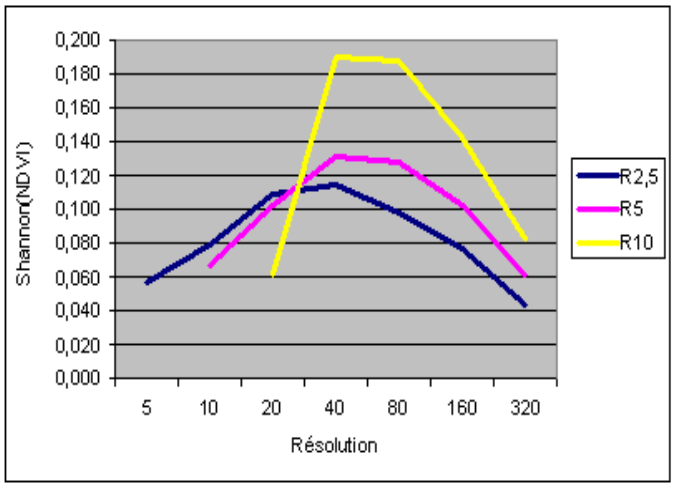
Les formes des courbes de l'indice de Richesse ne sont pas identiques à celles de l'indice de Shannon en ce qui concerne la diversité des espèces (figure 51), mais elles se rapprochent des courbes du NDVI. On observe ici que la différence entre les pertes relatives de biodiversité des zones 2 et 3 est faible. En fait, le changement de secteur géographique n'a pas généré de forte différence de mesure de biodiversité. Cela signifierait qu'une fois l'effet du support éliminé, il resterait un effet déterminant de l'organisation spatiale des espèces, avec un nombre équivalent de classes et de pixels de ces espèces, et ce quel que soit les types d'espèces rencontrés.

La détermination de l'échelle pertinente dans ce cas n'est pas évidente, même si une résolution potentiellement intéressante, entre 10 et 20 m, correspond au maximum de perte de richesse spécifique.

4.2.2. Effet de la résolution spatiale initiale

Nous avons utilisé, pour montrer l'effet de la résolution initiale de l'image sur la mesure de biodiversité, trois résolutions différentes des images sources : 2.5, 5 et 10 m. Ces images sont fournies par SPOT Images à ces résolutions. Les comportements des indices de Shannon et de Richesse en fonction de différentes résolutions sont représentés dans les figures 52, 53, 54 et 55. La résolution initiale de l'image ne semble pas affecter profondément l'estimation de la biodiversité par l'indice de Shannon (figure 53), particulièrement dans le cas où la biodiversité est mesurée à partir de la carte des espèces. La diversité du NDVI est légèrement touchée par ce paramètre (figure 52). La perte relative de diversité est maximale à la résolution de 40 m. La différence de perte relative de diversité entre les résolutions 10 m et 2,5 m à la résolution de 40 m est d'environ 10%. Mais ce qui est très intéressant est le fait de constater l'existence d'un pic récurrent à cette résolution.

Figure 52. Perte relative de diversité (%) calculée avec l'indice de Shannon à travers des échelles (m) pour la même zone géographique, mais avec des résolutions initiales différentes : cas du NDVI.



La diversité des espèces (figure 53) est moins sensible à l'effet de la résolution initiale. Les courbes qui représentent les différentes résolutions sont quasiment superposées, même si nous pouvons remarquer une légère déviation de la courbe de résolution initiale de 10 m pour les échelles 160 m et 320 m. Cela tend à prouver les bonnes qualités et la cohérence des images aux différentes résolutions.

Figure 53. Perte relative de diversité (%) calculée avec l'indice de Shannon à travers des échelles (m) pour la même zone géographique, mais avec des résolutions initiales différentes : cas de la biodiversité forestière

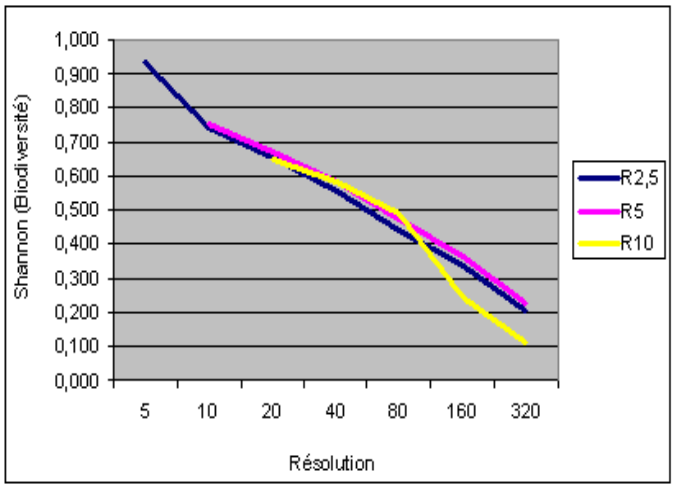
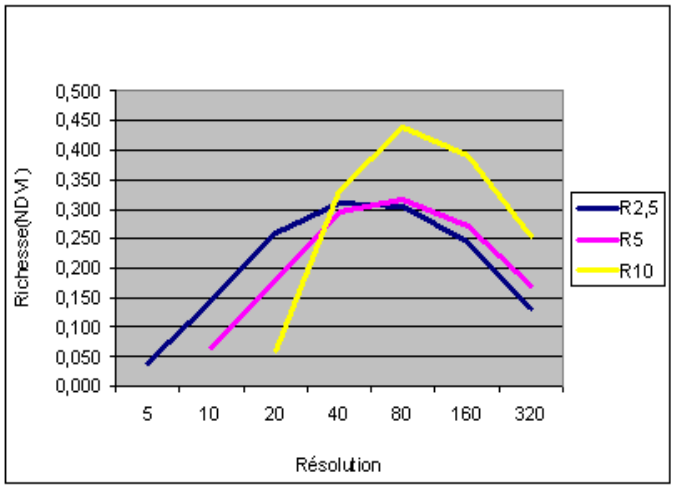


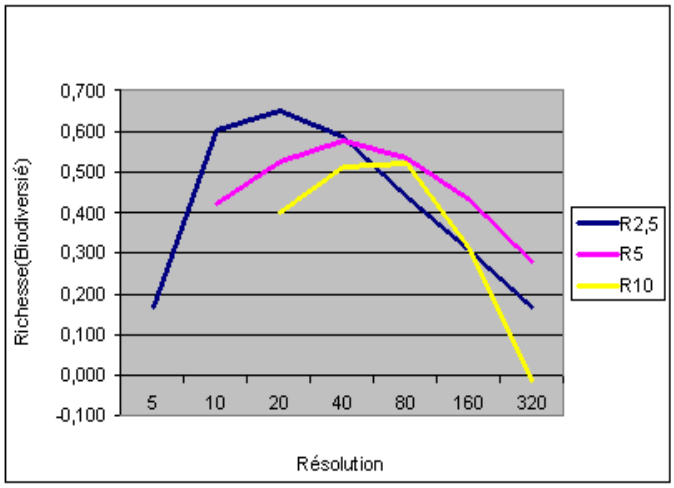
Figure 54. Perte relative de diversité (%) calculée avec l'indice de Richesse à travers des échelles (m) pour la même zone géographique, mais avec des résolutions initiales différentes : cas du NDVI.



L'effet de la résolution initiale sur la mesure de biodiversité par l'indice de Richesse ne diffère pas de celui constaté pour l'indice de Shannon (figures 54 et 55). Son effet reste toujours limité quel que soit l'indice employé. Toutefois, nous remarquons que pour l'attribut du NDVI (figure 54), il y a un décalage de pic, qui correspond au maximum de perte relative de biodiversité, passant de 40 m à 80 m.

Au sujet de la biodiversité des espèces (figure 55), on observe que, pour la deuxième fois, les formes des courbes sont très différentes de celles représentant la diversité de l'indice de Shannon. On remarque également que la résolution initiale la plus fine (2,5 m) « perd » davantage de biodiversité jusqu'à la résolution 40 m. À la résolution initiale de 10 m, la perte de biodiversité, à partir de l'échelle de 80 m, diminue fortement avec l'agrégation, et cette perte devient nulle à la résolution de 320 mètres.

Figure 55. Perte relative de diversité (%) calculée avec l'indice de Richesse à travers des échelles (m) pour la même zone géographique, mais avec des résolutions initiales différentes : cas de la biodiversité forestière.



4.2.3. Effet de taille de l'image

Les images T1, T2 et T3, de tailles différentes, se situent dans le même secteur géographique et possèdent donc les mêmes espèces. Est-ce que le changement de taille de l'image utilisée (dimensions : X et Y) perturbe l'évaluation de la biodiversité ? Il semble que la réponse soit non. En effet, si nous regardons les figures (56, 57, 58 et 59), nous ne pouvons noter de comportements réellement différents. Pour l'attribut NDVI, les courbes représentatives des indices de Shannon et de Richesse sont quasiment similaires en termes de formes, la valeur de la perte de diversité double avec l'indice de richesse (perte relative de diversité de 5 % à 20 % pour Shannon ; et de 5 % à 45 % pour Richesse) (comparer les figures 56 et 58). Ce qui est intéressant, c'est que l'on retrouve à nouveau le pic, mais cette fois-ci à une résolution comprise entre 20 et 40 mètres pour les deux indices.

Une comparaison des figures 56, 57, 58 et 59 prouve que la perte de biodiversité de la classification des espèces est beaucoup plus importante que celle du NDVI quelle que soit l'échelle. Il est sûr que la carte d'espèces a une moins grande variabilité de données observées, ce qui augmente la probabilité d'obtenir les mêmes pixels contigus par rapport au NDVI. Pour cet attribut, rappelons que n'importe quelle valeur de pixel en nombre entier peut constituer une classe, permettant une diversité élevée dans les grands agrégats. Cette

comparaison nous permet par ailleurs de montrer que l'effet de taille de l'image est presque nul quand le nombre de classes observées est faible (carte d'espèces, figures 57 et 59).

Aucune différence de perte relative de biodiversité n'est à remarquer entre les images T1 et T2 pour le NDVI (figures : 56 et 58). L'image T3 est très proche de T2 aux échelles fines (jusqu'à 20 mètres), puis la perte de biodiversité de cette image (T3) se rapproche de l'image T1 à partir de la résolution 40 m.

Figure 56. Perte relative de diversité (%) calculée avec l'indice de Shannon à travers des échelles (m) pour trois images de différentes tailles qui représentent la même zone géographique (T1= Z1, T2= T1/2, T3= T1/4) : cas du NDVI.

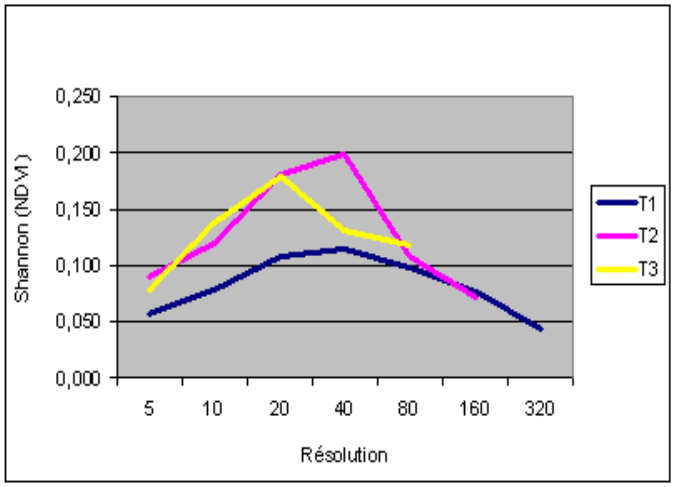


Figure 57. Perte relative de diversité (%) calculée avec l'indice de Shannon à travers des échelles (m) pour trois images de différentes tailles qui représentent la même zone géographique (T1= Z1, T2= T1/2, T3= T1/4) : cas de la biodiversité forestière.

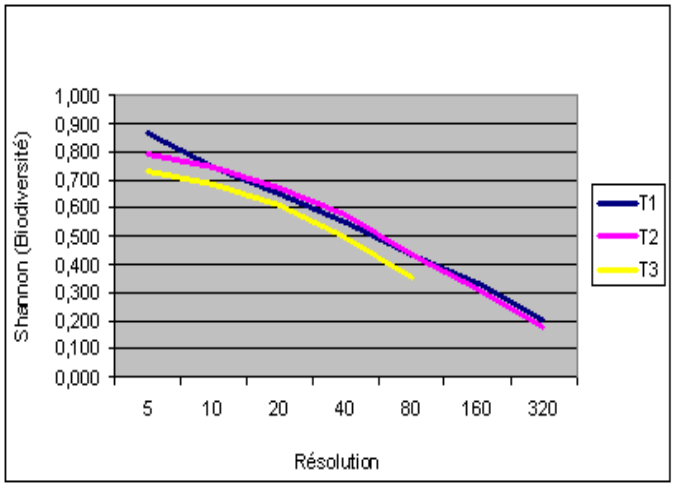
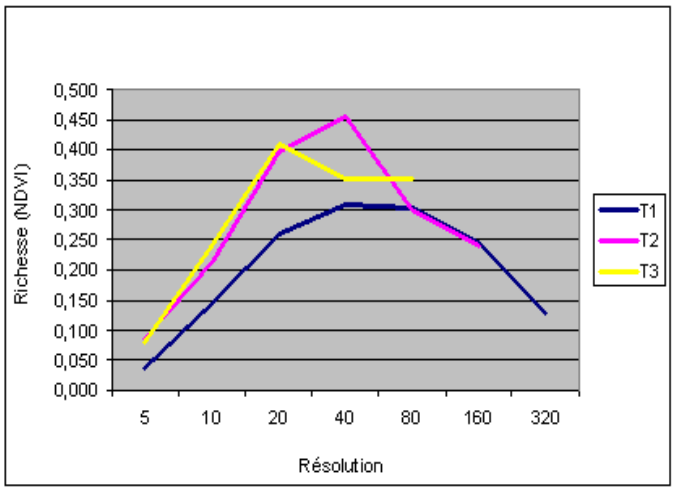
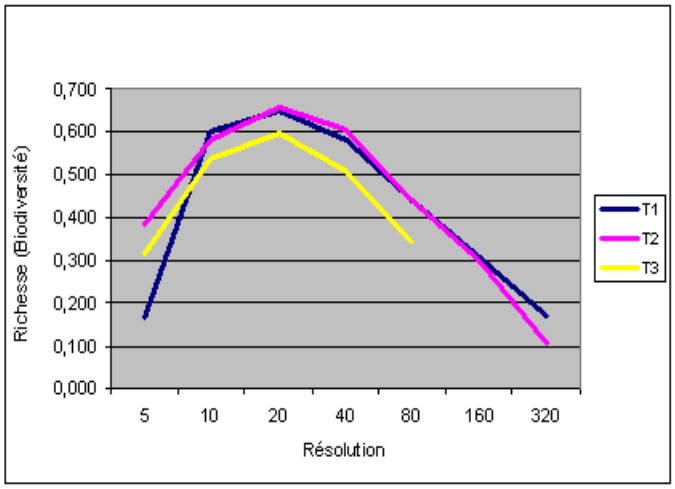


Figure 58. Perte relative de diversité (%) calculée avec l'indice de Richesse à travers des échelles (m) pour trois images de différentes tailles qui représentent la même zone géographique (T1= Z1, T2= T1/2, T3= T1/4) : cas du NDVI.



Le point intéressant de l'utilisation de l'indice de Richesse dans l'estimation de la biodiversité est le pic qui est présent à 20 m, sur la carte de composition d'espèces (figure 59). Donc, la résolution de 20 mètres correspond, pour la carte des espèces à un maximum de perte relative de diversité, partagé par toutes les images T, quelles que soient leur taille. Ce pic n'a pas été obtenu avec l'indice de Shannon (figure 57).

Figure 59. Perte relative de diversité (%) calculée avec l'indice de Richesse à traverse des échelles (m) pour trois images de différentes tailles qui représentent la même zone géographique (T1= Z1, T2= T1/2, T3= T1/4) : cas de biodiversité.



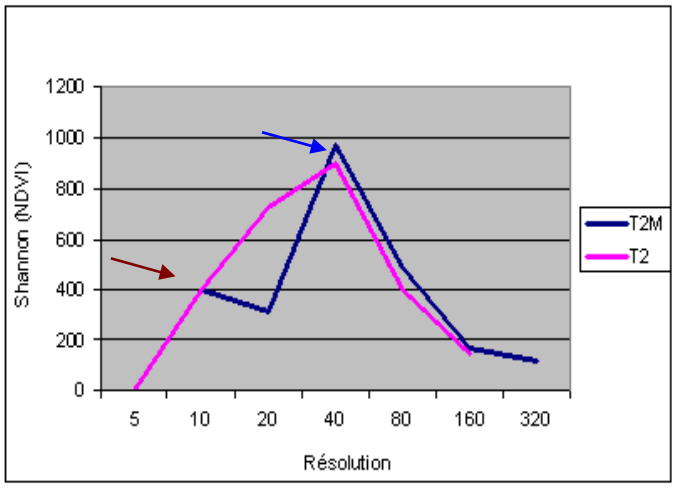
4.2.4. Effet de la forme de l'image

Il s'agit ici de tester l'effet de bord des images sur la mesure de la biodiversité, lié à la forme de celles-ci, tout en restant dans une géométrie manipulable (quadrilatères). Pour montrer l'effet de la forme de l'image utilisée pour la mesure de biodiversité, deux formes provenant d'une même zone sur la carte ont été testées : T2 une image de forme rectangulaire et T2M de forme carrée.

Les courbes obtenues pour les diversités de Shannon et la Richesse (figures 60, 61, 62 et 63) montrent l'absence quasi totale d'un effet de la forme de l'image sur la mesure de biodiversité pour les deux attributs (carte de composition d'espèces et NDVI). Les diversités du NDVI mesurées par l'indice de Shannon et l'indice de Richesse se comportent de la même façon (figures : 60 et 62) pour les deux indices : les deux courbes sont presque identiques, sauf à la résolution de 20 mètres, où une déviation est visible. Comme dans la majorité des cas, le pic qui est lié au maximum de perte relative de biodiversité correspond ici à la résolution 40 m.

Ainsi qu'il a été auparavant observé, les formes des courbes de l'indice de Shannon sont différentes de celles de l'indice de Richesse dans le cas de la carte d'espèces. On observe d'ailleurs une conformité totale entre les deux courbes représentatives des deux formes différentes (voir les figures 61 et 63). Cela indique qu'il n'y a aucun effet dû au changement de forme de l'image sur la mesure de la biodiversité. Dans ces deux cas, le pic se situe à la résolution de 20 m. À partir de cette résolution, la perte de diversité diminue jusqu'à arriver à une valeur minimale de perte de biodiversité à la résolution de 320 m assez faible (respectivement 0,2 et 0,1).

Figure 60. Perte relative de diversité (%) calculée avec l'indice de Shannon à travers des échelles (m) pour deux images de différentes formes (T2M= Carré, T2= rectangulaire) : cas du NDVI.



La courbe présentée dans la figure 62 pour l'image T2M est intéressante. C'est la seule qui possède deux pics à deux résolutions différentes (10 et 40) m. Nous n'avons pas d'interprétation particulière de ces deux pics, si ce n'est l'existence possible de deux niveaux distincts d'homogénéité des agrégats, donc deux échelles potentiellement « pertinentes ».

Figure 61. Perte relative de diversité (%) calculée avec l'indice de Shannon à travers des échelles (m) pour deux images de différentes formes (T2M= Carré, T2= rectangulaire): cas de la biodiversité forestière.

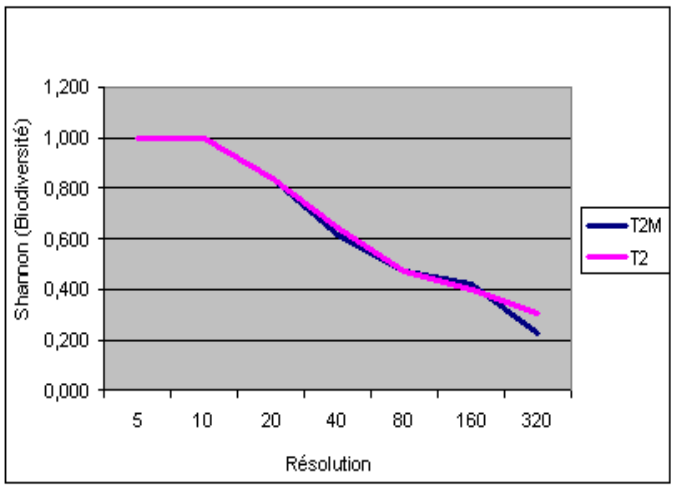


Figure 62. Perte relative de diversité (%) calculée avec l'indice de Richesse à travers des échelles (m) pour deux images de différentes formes (T2M= Carré, T2= rectangulaire): cas du NDVI.

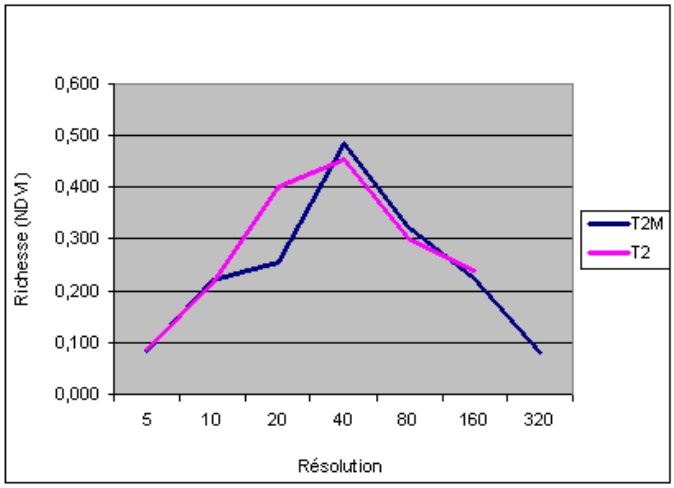
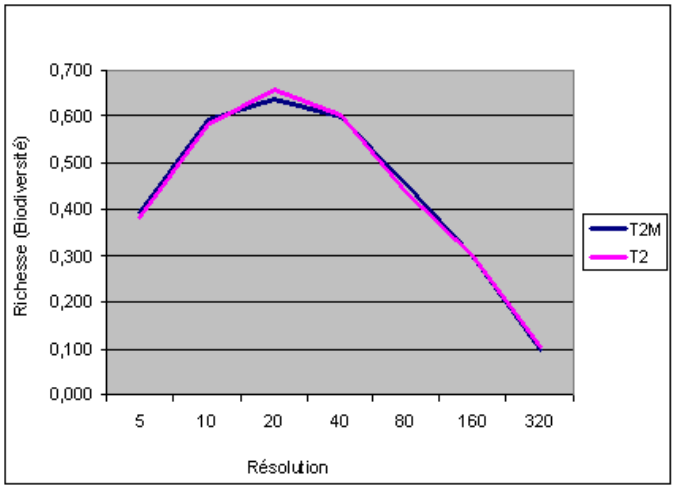


Figure 63. Perte relative de diversité (%) calculée avec l'indice de Richesse à travers des échelles (m) pour deux images de différentes formes (T2M= Carré, T2= rectangulaire) : cas de la biodiversité.



4.2.5. Effet du changement du support spatial sur l'échelle « pertinente »

Quel est en définitive l'effet du changement du support spatial sur la détermination de l'échelle pertinente ? Le tableau 26 montre l'échelle « pertinente » trouvée selon l'attribut (NDVI ou spécifique), et l'indice de diversité utilisé (Shannon, Richesse), en fonction des variables du support spatial étudiées (zone géographique, résolution spatiale, taille et forme de l'image).

En fait, la détermination de l'échelle pertinente de la mesure de biodiversité avec l'indice de Shannon paraît possible pour l'attribut NDVI, vu les récurrences des résultats. Cette échelle correspond généralement à la résolution de 40 m. Sauf en cas de changement de résolution spatiale, l'échelle qui maximise la perte de la diversité se situe entre 20 m à 40 m. L'hypothèse de l'échelle « pertinente » ne semble toutefois pas vérifiée pour le cas de la carte de composition d'espèces, puisque les valeurs maximales diffèrent davantage selon les indices et configurations du support.

L'identification de l'échelle «pertinente » qui maximise la perte relative de biodiversité n'est donc pas évidente, car cette échelle se montre sensible à la zone géographique, en particulier à la résolution initiale. L'indice de Richesse s'est comporté comme celui de Shannon pour la diversité de l'attribut NDVI, sauf que l'échelle « pertinente » observée sur l'effet de taille est passée de 40 m à 80 m (tableau 26).

En résumé, pour les quatre variables étudiées, on a observé que l'effet du support spatial est plus important quand la mesure de biodiversité est basée sur l'indice de végétation, où le nombre de classes est potentiellement très important (jusqu'à 180 classes) par rapport à la carte de composition d'espèces (10 classes maximum). Cela nous a amené à tester l'effet du nombre de classes et de la distribution statistique des individus sur la mesure de la biodiversité. Ce thème est discuté dans notre article publié dans la revue Photo Interprétation (Annexe E).

Tableau 26. Effet des variables du support spatial sur la détermination de l'échelle « pertinente » pour la mesure de biodiversité intra agrégats (NDVI et Espèces), en utilisant les indices de Shannon et de Richesse

Variables spatiales / *Indices de diversité*	**Zone géographique**	**Résolution initiale**	**Taille de l'image**	**Forme de l'image**
		NDVI		
Shannon	40 m	20 - 40 m	40 m	40 m
Simpson	40 m	20 - 80 m	20 - 40 m	40 m
Richesse	40 m	20 - 40 m	80 m	40 m
Dominance	40 m	40 - 160	40 m	80 - 160m
	Espèces			
Shannon	-	-	-	-
Simpson	-	-	-	-
Richesse	10 - 20 m	20 - 80 m	20 m	20 m
Dominance	-	5 - 10 m	5 - 10 m	5 - 20 m

Conclusion partielle

Ce chapitre a permis de montrer l'intérêt de l'utilisation de l'indice de perte relative de la biodiversité pour le calcul de diverss indices, qui ont été comparés. Par ailleurs, nous avons vu l'effet, finalement assez relatif, du support spatial, cette fois-ci selon sa forme ou la résolution spatiale initiale de l'image. La synthèse des résultats montre que l'existence de l'échelle pertinente semble dépendre de l'attribut considéré pour évaluer la biodiversité, et notamment de la façon dont il peut-être discrétisé lors des calculs effectués sur les distributions statistiques. L'idée même d'une échelle pertinente est peut être à remettre en cause.

5. Conclusion

À l'aide d'une méthode de ré-échantillonnage, nous avons pu montrer l'impact du niveau d'agrégation sur l'estimation de la diversité, et dans quelle mesure les quatre indices de diversité étudiés (Shannon, Simpson, Richesse et Dominance) sont sensibles au MAUP. Puis, par l'élaboration d'un cas virtuel de diversité aléatoire basée sur la suppression de l'organisation spatiale de la diversité observée, nous avons pu identifier la diversité réelle portée par la structure spatiale, et quantifier la diversité due à l'effet d'agrégation. Enfin, par l'étude des écarts et des écarts relatifs entre les valeurs de diversité, nous avons pu élaborer une méthode permettant de rechercher une « échelle pertinente » à laquelle la diversité intra agrégat est minimale, et la diversité inter agrégats est maximale.

Nous affirmons, compte tenu des nombreux tests effectués sur des données variées et un protocole de comparaison cohérent, que notre méthode permet l'élimination du MAUP au moins dans son effet de taille, à savoir la quantité de pixels brassés dans un même agrégat.

En revanche, pour l'existence éventuelle de l'échelle pertinente, nous obtenons deux arguments contradictoires. D'une part, nous pouvons noter que la valeur de l'échelle pertinente est stable pour la biodiversité mesurée à partir du NDVI, quelque soit l'indice de diversité employé dans la mesure, cette échelle correspondant aux résolutions de 40 à 80 m, pour le cas particulier de l'indice de végétation calculé à partir d'une image SPOT 5, sur le secteur géographique considéré du Mont Ventoux et compte tenu des caractéristiques de

l'image source utilisée. D'autre part, la crête qui identifierait le maximum de perte de biodiversité intra-agrégat, et le maximum de biodiversité inter-agrégats n'apparaît pas toujours pour la classification d'espèces. La présence de ce pic dépend de l'indice de diversité employé (Richesse et Dominance), et correspond aux résolutions du 20 à 80 m pour l'indice de Richesse, et aux résolutions du 5 à 10 m pour la Dominance. L'estimation d'une échelle pertinente à travers les pics éventuellement visibles sur les courbes de perte de diversité relative reste ainsi une question ouverte et délicate à traiter.

L'effet du changement du support spatial sur la mesure de biodiversité s'est traduit par un effet du nombre de classes et du nombre d'individus par classe dans chaque unité spatiale mesurée (agrégat). Cela a été montré par l'effet de la résolution spatiale initiale et la taille de l'image, cet effet est représenté par le décalage des pics de l'écart relatif de la résolution 40 m à la résolution de 20 m, et parfois à la résolution de 80 ou à la résolution de 160 m, comme dans le cas de l'indice de Dominance. Par contre, nous avons constaté que le choix du secteur géographique n'a qu'un effet faible sur la mesure de biodiversité. Cela peut paraître paradoxal, mais force est de constater que le niveau de diversité mesuré est davantage dépendant de la résolution de l'observation que de l'espace géographique considéré lui-même (dans le cas du Mont Ventoux), même lorsque l'effet « factice » du support a été éliminé. Enfin, la forme de l'image n'a aucun effet sur la mesure de biodiversité.

CONCLUSION GENERALE

Le premier objectif de cette thèse était d'obtenir une cartographie des espèces végétales forestières dominantes du versant sud du Mont Ventoux, à partir des images satellitaires SPOT 5 et de méthodes de télédétection éprouvées. La première partie a montré que la classification supervisée par maximum de vraisemblance nous a permis de disposer rapidement d'une carte avec une qualité globale de classement de près de 50%. Cette faible précision, pour nous, est plutôt liée à nos données d'une seule date, qui ne correspondent pas bien à la saison de végétation. La classification automatique a réussi, dans la majorité des cas à cartographier les peuplements simples, et les mélanges de deux espèces. Les peuplements qui se trouvent toujours proches des parcelles d'entraînement sont correctement identifiés, ce qui indique la nécessité que la signature spectrale de chaque espèce soit représentative. Les espèces des feuillus ont été bien identifiées, une difficulté de séparation de différentes espèces de conifères a été constatée.

La discrimination des espèces forestières n'a pas été équivalente dans toutes les bandes spectrales. Les bandes (R) et (MIR) sont les bandes les plus discriminantes, la séparation des espèces a été mieux réalisée dans la bande (MIR). La résolution spatiale de l'image utilisée dans la classification a joué, en fonction de la bande spectrale, sur la capacité de discrimination. La capacité de séparation entre les feuillus et les conifères, dans la bande (V), diminue avec l'accroissement de la résolution. Cette séparation est réalisée à la résolution de 2,5 m, possible à la résolution de 5 m, impossible à la résolution de 10 m. La résolution 10 m, seule résolution qui contient la bande (MIR), a permis une plus grande exactitude de classification (97%). Toutefois, la meilleure qualité, en comparaison avec le terrain, a été atteinte avec la résolution de 2,5 m.

Nous disposons donc, après la classification supervisée validée par le terrain, d'une carte précise au pixel de la végétation dominante sur le versant sud du Mont Ventoux.

Notre deuxième objectif était la mise au point d'une méthode permettant une mesure fiable et sans biais de la biodiversité, à partir des données multispectrales, aux différentes échelles

spatiales. Nous avons proposé une méthode appliquée à divers indices de diversité (Shannon, Simpson, Richesse et Dominance), sur des grilles imbriquées de résolutions croissantes, avec des agrégats de pixels de longueur de côté de 10 m, 20 m, 40 m, 80 m, 160 m et 320 m. Avec cette méthode, nous avons pu montrer l'impact du niveau d'agrégation sur la mesure de biodiversité et la sensibilité importante des indices de diversité au MAUP. Cela signifie que la diversité mesurée à une échelle donnée (niveau d'agrégation donné) représente généralement une diversité plus importante que la diversité réelle, car une partie de cette diversité est due à l'agrégation.

Pour extraire la diversité réelle, portée par la structure spatiale, nous avons proposé une méthode basée sur un ré-échantillonnage qui permet de construire une référence aléatoire et d'extraire par différence avec l'observation la biodiversité liée à l'organisation spatiale de l'image observée. Pour éliminer l'effet d'agrégation de la mesure de biodiversité et pour identifier la fameuse diversité réelle portée par la structure spatiale, nous avons proposé l'écart et l'écart relatif entre les deux diversités (observée et aléatoire). Nous avons appliqué cette approche à la mesure de la biodiversité inter et intra-agrégats, qui correspondent respectivement aux échelles de biodiversité *bêta* et *alpha*.

De manière récurrente, nous avons observé, pour l'attribut NDVI, une échelle entre 40 et 80 m, échelle qui maximise l'écart relatif de diversité et pour laquelle la diversité intra agrégat est minimale et la diversité inter-agrégats est maximale. Cette échelle est peut-être intéressante à considérer pour l'aménagement forestier, car cela peut aider à organiser l'espace forestier, en déterminant des zones sans végétation et d'autres à densités et classes de végétation variables. C'est peut-être une échelle d'intervention à privilégier. Ces propositions restent à valider par les gestionnaires des forêts, sur le terrain et leur mise en oeuvre reste complexe et théorique.

L'impact du changement du support spatial sur la fiabilité de la mesure de biodiversité a été analysé, en fonction des cinq variables caractérisant le support spatial (zone géographique, résolution spatiale, taille et forme de l'image, résolution initiale de l'image). En fait, le changement de support a joué essentiellement sur le nombre de classes et le nombre d'individus par classe pris en compte dans chaque unité spatiale, dont l'effet s'est traduit sur

la qualité des indices produits. La source du problème ne semble donc pas que spatiale, mais aussi statistique. Le changement du support spatial toutefois n'a pas eu d'effet fort sur l'échelle pertinente (entre 40 à 80) m pour le NDVI.

Globalement, ces résultats montrent, d'une part, la nécessité de prendre en compte les effets du support dans les mesures de biodiversité, et, plus généralement, dans toute statistique qui manipule des ensembles d'information sur des surfaces de l'espace et en nombre variables. On pourrait d'ailleurs généraliser l'usage de l'écart relatif de biodiversité à tout écart relatif d'un indice statistique spatialisé, car cet indice élimine, comme nous avons essayé de le montrer, l'effet du MAUP, au moins dans sa dimension spatiale (agrégation). Il reste cependant à explorer la dimension purement statistique, voire mathématique, liée à la présentation des données dans les indices (tous les effets liés aux classes des distributions). C'est donc une piste de recherche prometteuse pour laquelle nous avons posé les premières bases, mais qui reste à valider sur d'autres secteurs géographiques, avec d'autres indicateurs et dans d'autres configurations thématiques.

Bibliographie

AQUIRRE O., HUI G., KLAUS V.G., JAVIER J., 2003. An analysis of spatial forest structure using neighbourhood based variables. Forest Ecology and Management (183), p. 137-145.

AMRHEIN C., 1995. Searching for the elusive aggregation effect: evidence from statistical simulations. Environment and Planning (27), p. 105-119.

ANDERSON F.O., FEGER K-H., HÜTTL R.F., KRÄUCHI N., MATTSON L., SALLNÄS O. & SJÖBERG K., 2000. Forest ecosystem research - priorities for Europe. Forest Ecology and Management (132), p. 111-119.

ASRAR G, 1989. Theory and Applications of Optical Remote Sensing, John Wiley and Sons, Toronto.

ATKINSON P.M., JERVIS A.P. & SANGHA R.S., 1997. Discrimination between Betula pendula, Betula pubescens and their using near infrared reflectance spectroscopy. Canadien Journal of Forest Research (27), p. 1896-1900.

ATLAN H., 2006. L'organisation biologique et la théorie de l'information. La librairie du XXIe siècle, Éditions du Seuil.

AUBERT G., 2007. Les espaces boisés du mont Ventoux, de nos jours. Forêt méditerranéenne, Le mont Ventoux, tome XXVIII, numéro 4, p. 295-318.

BAHRI EM., HABOUDANE D., BANNARI A., BONN F & CHILLASSE L., 2007. Essai de cartographie des espèces forestières dominantes dans le moyen atlas (Maroc) à l'aide des données ASTER. Télédétection, vol.7, n°1-2-3-4, p. 283-301.

BAKER W., 1997. The r. le Programs, A set of GRASS programs for the quantitative analysis of landscape structure. Version 2.2, University of Wyoming, USA. http://grass.itc.it/gdp/terrain/r_le_22.html

BAKKER C., BLAIR J. M. & KNAPP A. K., 2003. Does resource availability, resource heterogeneity or species turnover mediate changes in plant species richness in grazed grasslands. Oecologia (137), p. 385 – 391.

BARBERO M., du MERLE P., GUENDE G. & QUEZEL P., 1978. La végétation du Mont Ventoux. Revue d'écologie appliquée, supplément 1, p. 21-37.

BARIOU R., LECANU D. & LE HENAFF F., 1985. Dossier de télédétection: réponse spectrale des végétaux. Rennes, Université de Rennes, vol. 2, p. 71.

BAROT S., GIGNOUX J. & MENAUT J.C., 1999. Demography of a savanna palm tree: predictions from comprehensive spatial pattern analyses. Ecology (80), p. 1987-2005.

BATTLES J.J., SHLISKY A.J., BARRETT R.H., HEALD R.C. & ALLEN-DIAZ B.H., 2001. The effects of forest management on plant species diversity in a Sierran conifer forest. Forest Ecology and Management (146), p. 211-222.

BAUDRY J. 1992. Introduction générale. In Hiérarchie et échelles en écologie. Auger, P., et al Eds, Naturalia, Cahor, p. 9-18.

BAZZAZ F.A. & PICKETT S.T.A., 1980. Physiological ecology of tropical succession : a comparative review. Annual Review of Ecology and Systematics (11), p. 287-310.

BEAULIEU J.L. DE, MIRAS Y., ANDRIEU-PONEL V. & GUITER F., 2005. Vegetation dynamics in the North-West Mediterranean regions : instability of the Mediterranean bioclimate. Plant Biosystems (139), p. 114- 126.

BEEBY A. & BRENNAN A. M., 1997. First Ecology, Chapman and Hall, London, p. 301.

BENGTSSON J., NILSSON S.G., FRANC A. & MENOZZI P., 2000. Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. Forest Ecology and Management (132), p. 39–50.

BERRY J. K. & RIPPLE W. J., 1996. Emergence of Geographic Information Systems in Forestery. In McDonland, P. and Lassoie J., The literature of Forestery and Agroforestery, Cornell University Press, Ithaca, New York, p. 107-128.

BERTHIER K., FOLTÊTE J.C., PRIEUR B & COSSON J.F., 2003. Utilisation des analyses radiales pour quantifier l'échelle locale du paysage. 6èmes Rencontres de Théo Quant.

BIGING G. S., DOBBERTIN M. & MURPHY E. C., 1995. A test of airborne multispectral videography for assessing the accuracy of wildlife habitat maps. Canadian Journal of Remote Sensing (21) p. 357-366.

BIROT Y, 1996. La recherche scientifique et la gestion durable des forêts : la contribution française. Revue Forestière Française, n° spécial, p. 155-168.

BLAIS H., LABOULAIS-LESAGE I. & LABOULAIS I. 2006. Géographies plurielles : les sciences géographiques au moment de l'émergence des sciences humaines (1750 -1850). L'Harmattan, Paris, p. 349.

BLONDEL J. & MEDAIL F., 2009. Mediterranean biodiversity and conservation. In J. C. Woodward (ed). The Physical Geography of the Mediterranean Basin, Oxford University Press, Oxford, p. 604-638.

BLONDEL J., 2007. La biodiversité animale sur le mont Ventoux. Forêt méditerranéenne, Le mont Ventoux, tome XXVIII, numéro 4, p. 359-368.

BLONDEL J., 1995. Biogéographie. Approche écologique et évolutive. Masson, Paris, p. 297.

BOSCHETTI M., BOSCHETTI S.O., CASATI L. & CANOVA I., 2007. Tree species mapping with Airborne hyper-spectral MIVIS data : the Ticino Park study case. International Journal of Remote Sensing. Vol. (28), n° 5-6, p. 1251-1261.

BOUCHON J. 1979. Structure des peuplements forestiers. Annales des Sciences Forestières. Vol. (36), n° 3, p. 175-209.

BRASHEARS M.B., FAJVAN M.A. & SCHULER T.M., 2004. An assessment of canopy stratification and tree species diversity following clearcutting in central Appalachian hardwoods. Forest Science (50), p. 54–64.

BRISCO B., BROWN R.J. & MANORE M.J., 1989. Early season crop discrimination with combined SAR and TM data. Canadian Journal of Remote Sensing (15), p. 44-54.

BUONGIORNO J., DAHIR S., LU H.-S. & LIN C.-R., 1994. Tree size diversity and economic returns in uneven-aged forest stands. Forest Science (40), p. 83-103.

CALOZ R. & COLLET C., 2001. Précis de télédétection. Traitement numérique d'images de télédétection. Vol. (3), Presses de l'université du Québec, p. 386.

CALOZ R. & POINTET A., 2003. Analyse comparative de la classification contextuelle et du maximum de vraisemblance : synthèse et cas d'étude. Télédétection, Vol. (3), n°2-3-4, p. 311-322.

CANDILLIER L., TELLIER I. & TORRE F., 2004. Tuareg : Classification non supervisée contextualisée. Actes de la Sixième Conférence d'Apprentissage (CAp'2004), Montpellier, p. 159-174.

CARPENTER G. A., GOPAL S., MACOMBER S., MARTESS S., WOODCOCK C. E., & FRANKLIN J., 1999. A neural network method for efficient vegetation mapping—An introduction. Remote Sensing of Environment (70), p. 326–338.

CARR J. R. 1999. Classification of digital image texture using variograms, in Atkinson P. M., Tate N. J. (Ed). Advances in Remote Sensing and GIS Analysis, Wiley & sons, p. 135-146.

CARTER G.A., KNAPP A.K., ANDERSON J.E., HOCH G.A. & SMITH M.D., 2005. Indicators of plant species richness in AVIRIS spectre of mesic grassland. Remote sensing of Environment (98), p. 304-316.

CHARLEUX L., 2004. GWR, MAUP et lissage par potentiels. Acte de colloque CASSINI'04, Géomatique et analyse spatiale, 2-4 juin 2004, Grenoble, p. 119-124.

CHEN J. & FRANCLIN J.F., 1995. Growing-season microclimate gradients from clearcut edges into old-growth Douglas-fir forests. Ecology Application (5), p. 74-86.

CHRISTENSEN N.L. & PEET R.K., 1984. Convergence during secondary forest succession. Journal of Ecology (72), p. 25-36.

CIHLAR J., St. LAURENT L. & DYER J.A., 1991. The relation between normalized difference vegetation index and ecological variables. Remote Sensing of Environment (35), p. 279-298

CLARK W.A. & KAREN L.1976. The effects of Data Aggregation in Statistical Analysis ». Geographical Analysis, vol. (VIII), p. 429-438.

CLARK R.N., KING T.V.V., AGER C., & SWAYZE G.A., 1995. Initial vegetation species and senescence/stress mapping in the San Luis Calley, Colorado using imaging spectrometer data. In proceedings, Summitville Forum '95, H.H. Posey, J.A. Pendelton, and D. Van Zyl (Ed)., Colorado Geological Survey Special Publication 38, p. 64-69.

COHEN W.B. & SPIES T.A., 1992. Estimating structural attributes of Douglas Fir/ western hemlock forest stands from Landsat and SPOT imagery, Remote Sensing of Environment (41), p 1-17.

COHEN W.B., SPIES T.A. & BRADSHAW G.A., 1990. Semivariograms of digital imagery for analysis of conifer canopy structure. Remote Sensing of Environment (34), p. 167-178.

CONGALTON R. G. & GREEN K., 1999. Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices. Boca Raton, FL: Lewis Publishers, Florida, p. 137.

CONNERS R. W. & HARLOW C. A., 1980. A theoretical comparison of texture algorithms, IEEE Trans. on PAMI, Vol. (2), p. 204-222.

COWLING R. M., PRESSEY R. L., SIMS CASTLEY R., LE ROUX A., BAARD E. & BURGERS C. J., 2003. The expert or the algorithm?—Comparison of priority conservation areas in the Cape Floristic Region identified by park managers and reserve selection software. Biological Conservation (112), p. 147–167.

COUGHLAN J.C. & DUNGAN J.L., 1997. Combining remote sensing and forest ecosystem modelling: An example using the regional hydroecological simulation system (RHESSys). In the Use of remote Sensing in the Modeling of Forest Productivity (ED.) Gholz, Nakane and Shinoda, Kluwer Academic Publishers, Norwell, p. 135-158.

CROW T.R., HANEY A. & WALLER. 1994. Report on the scientific roundtable on biological diversity convened by the Chequamegon and Nicolet National Forests. .USDA Forest Service, North Central Forest Experiment Station, Saint Paul, MN. General Technical Report NC- 166, p. 55.

CRESSIE N. A. C. 1993. Statistics for spatial data, John Wiley & Sons, New York, p. 900.

DALE V. H., 1998. Management of forests as ecosystems: a success story or a challenge ahead? in M. L. Pace and P.M. Graffman, Success, Limitation, and Frontiers in Ecosystem Science. Springer- Verlag, p. 50-68.

DALE M.R.T., DIXON P., FORTIN M.J., LEGENDRE P. & MYERS D.E., 2002. Conceptual and mathematical relationships among methods for spatial analysis. Ecography (25), p. 558–577.

DAUGHTRY C.S.T. & WALTHHALL C.L., 1998. Spectral Discrimination of Cannabis sativa L. Leaves and Canopies. Elsevier Science, p. 192-201.

DEAL R.L., 2007. Management strategies to increase stand structural diversity and enhance biodiversity in coastal rainforests of Alaska. Biological Conservation (137), p. 520–532.

DEBINSKI D. M. & HUMPHREY P.S., 1997. An integrated approach to biological diversity assessment. Natural Areas Journal (17), p. 355-365.

DEBINSKI D. M., KINDSCHER K. & JAKUBAUSKAS M. E., 1999. A remote sensing and GIS based model of habitats and biodiversity in the Greater Yellowstone Ecosystem. International Journal of Remote Sensing (20), p. 3281–3291.

DECONCHAT M., 1999. Exploitation forestière et biodiversité. Exemple dans les forêts fragmentées des coteaux de Gascogne. Thèse de doctorat, Université de Toulouse III, p. 180.

DEDIEU J.P., RANDAME K., BORNICCHIA F. & PELLA H., 1997. Apport des informations de texture en télédétection pour l'étude de l'occupation des sols. Revue de Géographie Alpine (3), p. 9-27.

DIAMOND J., 1988. Factors controlling species diversity: overview and synthesis. Annals of the Missouri Botanical Garden (75), p 117-129.

DU MERLE P. & GUENDE G., 1978. Présentation du Mont Ventoux. La Terre et la Vie, Revue d'écologie appliquée, supplément1, p. 11-20.

DU MERLE P. et LUQUET, G.C., 1978. Les peuplements de fourmis et les peuplements d'acridiens du Mont Ventoux. Remarques préliminaires et définition des milieux étudiés. La terre et la vie, Revue d'écologie appliquée, supplément1, p. 147-160.

DUNGAN J., PENRY J. N., DALE M. R. T., LEGENDRE P., CITRON-POUSTY S., FORTIN M. J., 2002. A balanced view of scale in spatial statistical analysis. Ecography (25), p. 626–640.

DUSEK T., 2005. The Modifiable Areal Unit Problem in Regional Economics. The 45th Congress of the European Regional Science Association, Amsterdam

ELACHI C. & VAN ZYI J., 2006. Introduction to the physics and techniques of Remote sensing. John Wiley & Sons, Hobonken, New Jersey, p. 559.

ELVIDGE D. E., 1990. Visible and near infrared reflectance characteristics of dry plant materials. Remote Sensing of Environment (11), p. 1775–1795.

ERIKSSON S. & HAMMER M., 2006. The challenge of combining timber production and biodiversity conservation for long-term ecosystem functioning -a case study of Swedish boreal forestry. Forest Ecology and Management (237), p. 208–217.

ESTES J.E., HAJIC E.J. & TINNEY L.R., 1983. Fundamentals of Image Analysis: Analysis of Visible and Thermal Infrared Data. In The Manual of Remote Sensing, Second Edition, R.N. Colwell, (ED.), American Society of Photogrammetry, p. 987-1124.

ETLON C.S., 1958. The ecology of Invasions by Animals and plants, Methuen, London, p. 181.

EVERITT J.H., ESCOBAR D.E., BLASQUEZ C.H., HUSSEY M.A. and NIXON P.R., 1986. Evaluation of the mid infrared (1.45 to 2.0 micrometer) with a black-and white infrared video camera. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing (52), p. 1655-1660.

FADY B. & MEDAIL F., 2006. Peut-on préserver la Biodiversité ? Le pommier, Paris, p. 62.

FARCY C., 2004. L'aménagement des forêts à la croisée des chemins. Forêt wallonne (73), p. 15-21.

FARCY C., 2005. L'aménagement forestier à la croisée des chemins. Éléments de réponse au défi posé par les nouvelles attentes d'une société en mutation. Thèse de doctorat en sciences agronomiques, Louvain, p. 219.

FARINA A., 2000. Landscape Ecology in Action, Kluwer Academic Publishers, Boston, Massachusetts, USA.

FARRELLE E.P., FÜHER E., RYAN D., ANDERSSON F., HÜTTL R. & PIUSSI P., 2000. European forest ecosystems: building the future on the legacy of the past. Forest Ecology and Management (132), p. 5-20.

FERRETTI M. & CHIARUCCI A., 2003. Design concepts adopted in long-term forest monitoring programs in Europe — Problems for the future? The Science of The Total Environment (310), p. 171–178.

FICHE 32, 2003. Observatoire de la forêt méditerranéenne (Ventoux).

FICHE INVENTAIRE FORESTIER NATIONAL, 2004. Description générale des données cartographiques.

FICHE TECHNIQUE SPOT, 2005. Résolution et modes spectraux, Spot image 2005.

FINLEY A.O. & MCROBERTS R. E., 2008. Efficient K-nearest neighbour searches for multi-sources forest attribute mapping. Remote Sensing and Environment (112), p. 2203 -2211.

FLEISHMAN E., NOSS R. F. & NOON B. R., 2006. Utility and limitations of species richness metrics for conservation planning. Ecological Indicators (6), p. 543–553.

FOODY G. M. & CUTLER M. E. J., 2006. Mapping the species richness and composition of tropical forests from remotely sensed data with neural networks. *Ecological Modelling* (195), p. 37–42.

FOODY C., 2002. Status of land cover classification accuracy assessment. *Remote Sensing of Environment* (80), p. 185-201.

FOODY G.M. & ARORA M.K., 1996. Incorporating mixed pixels in the training, allocation and testing stages of supervised classification. *Pattern Recognition Letters* (17), p. 1389-1398.

FORSMAN E.D., MESLOW E.C., WIGHT H.M., 1984. Distribution and biology of the spotted owl. *Wildlife Monographs* (87), p. 1-64.

FOSTER B.L., 2001. Constraints on colonization and species richness along a grassland productivity gradient: the role of propagule availability. *Ecology Letters* (4), p. 530-535.

FRANKLIN J., 1986. Thematic Mapper analysis of coniferous forest structure and composition. *International Journal of Remote Sensing* (7), p. 1287–1301.

FRANKLIN J.F., SPIES T.A., PELT R.V., CAREY A.B., THORNBURGH D.A., BERG D.R., LINDENMAYER D.B., HARMON M.E., KEETON W.S., SHAW D.C., BIBLE K. & CHEN J., 2002. Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *Forest Ecology and Management* (155), p. 399–423.

FRANKLIN E.S. & LUTHER J.E., 1995. Satellite remote sensing of balsam for forest structure, growth, and cumulative defoliation, *Canadian Journal of Remote Sensing*, Vol. (21), n° 4, p. 400-411.

FRANKLIN E.S., 2001. *Remote Sensing for Sustainable Forest Management*. Lewis, CRC Press LLC, U.S. p. 406.

FRONTIER S., 1983. L'échantillonnage de la diversité spécifique. *In* Stratégie d'échantillonnage en écologie, Frontier et Masson édit., Paris (Coll. D'Ecologie), XVIII , p. 494.

FULLER R.M., GROOM G.B. & JONES A.R., 1994. The land cover map of GB: an automated classification of landsat TM data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing,* (60), p. 553-567.

FULLER D.O., PRINCE S.D., & ASTLE W.L., 1997. The influence of canopy strata on remotely sensed observations of savanna-woodlands. *International journal of Remote Sensing* (18), p. 2985-3009.

GAO J.,1999. A comparative study on spatial and spectral resolutions of satellite data in mapping mangrove forest. *International Journal of Remote Sensing* (20), p. 2823–2833.

GARRIGUE S., 2004. Hétérogénéité spatiale des surfaces terrestres en télédétection : caractérisation et influence sur l'estimation des variables biophysiques. Thèse de doctorat, INRA d'Avignon, p. 362.

GASTON K. J., 1996. Species richness : Measure and measurement. Biodiversity. *In A biology of numbers and difference*, K. J. Gaston(Ed), , Blackwell Science, Oxford, p. 77-113.

GASTON K. J., 2000. Global patterns in biodiversity. *Nature* (405), p. 220-227.

GAVEAU D.L.A., BALZTER H. & PLUMMER S., 2003. Forest woody biomass classification with satellite –based radar coherence over 900 000 km² in Central Siberia. *Forest Ecology and Management* (174), p. 65-75.

GEHLKE C.E. & Biehl K., 1934. Certain effects of grouping upon the size of the correlation coefficient in census tract material ». *Journal of the American Statistical Association*, p. 169-170.

GILABER M. A., GARCIA-HARO F. J. & MELIA, J., 2000. A mixture modelling approach to estimate vegetation parameters for heterogeneous canopies in remote sensing. *Remote Sensing of Environment* (72), p. 328–345.

GILLIAM F.S., TURRILL N.L., ADAMS M.B., 1995. Herbaceous-layer and overstory species in clear-cut and mature central Appalachian hardwood forest. *Ecological Applications*, Vol. (5), n°4, p. 947-955.

GIRARD M.C. & GIRARD C.M., 1999. Traitement des données de télédétection. DUNOD, Paris, p. 529.

GOND V., DE PURY D.G.G., VEROUSTRAETE F. & CEULEMANS R., 1999. Seasonal variations in leaf area index, leaf chlorophyll, and water content ; scaling-up to estimate fAPAR and carbon balance in a multilayer, multispecies temperate forest. *Tree physiology* (19), p. 673-679.

GOREAUD F., 2000. Apports de l'analyse de la structure spatiale en forêt tempérée à l'étude et la modélisation des peuplements complexes. Thèse de doctorat, à l'ENGREF, centre de Nancy, p. 524.

GOREAUD F., 2003. Structure spatiale des tempêtes en forêt de Fontainebleau. ENGREF-Modèles aléatoires, simulation, prévision et contrôle. *Projet-28&29/01/2003*.

GOULD W, 2000. Remote sensing of vegetation, plant species richness, and regional biodiversity hotspots. *Ecological Applications* (10), p. 1861-1870.

GOURC J., 2001. Élaboration du document d'objectifs du site Natura 2000 du Mont Ventoux. *Revue Forestière Française*, numéro spécial (LIII), p. 59-65.

GOURC J., 2007. Les aménagements forestiers des forêts publiques du mont Ventoux. *Forêt Méditerranéenne*, Le mont Ventoux, tome XXVIII, n° 4, p. 349-358.

GRAY A.N. & Spies A.T., 1996. Gaps size, within-gap position and canopy structure effects on conifer seedling establishment. *Journal of ecology* (84), p. 635-645.

GREEN, K. 1999. Development of the spatial domain in resource management. *In* GIS Solutions in Natural Resource Management. Balancing the Technical- political Equation, Stan Morain, Onword (ED.), p. 1-15.

GRIME J.P., 1979. Plant Strategies and Vegetation Processes, John Wiley and Sons, Chichester, New York, p. 2

GROOMBRIDGE B., 1992. *Global Biodiversity:* Status of the Earth's living resources. Compiled by the World Conservation Monitoring Centre. Chpman & hall, London, p. 594.

GUENDE G., 1978. Sensibilité des milieux et impacts des activités humaines sur le massif du Ventoux. La terre et la vie, *Revue d'écologie appliquée*, supplément1, p. 39-65.

HAGNER O & REESE H, 2007. A method for calibrated maximum likehood classification of forest types. *Remote Sensing of Environment* (110), p. 438-444.

HAMILTON A. J., 2005. Species diversity or biodiversity? *Journal of Environmental Management (*75), p. 89-92.

HARALICK R., SHANMUGAN K. & DINSTEIN I., 1973. Textural features for image classification, IEEE Trans. on SMC, Vol. (3), p. 610-621.

HARPER J. L. & HAWKSWORTH D.L., 1996. *Biodiversity. Measurement and Estimation*, Preface. D.L. Hawksworth (ED.), Chapman & Hall, London, p. 345.

HARTIG G.L., 1805. Instructions pour la culture du bois, à l'usage des forestiers. Traduction de J. Baudrillart, Levrault, Paris.

HOBBS R. J., 1998. Managing ecological systems and processes. *In D. L. and V. T. Paker*, Ecological Scale : Theory and Applications. Columbia University Press, New York, p. 459-484.

HOSTERT P., RÖDER A. and HILL J, 2003. Coupling spectral unmixing and trend analysis for monitoring of long-term vegetation dynamics in Mediterranean rangelands. *Remote Sensing of Environment* (87), p. 183-197.

HOUBORG R. and BOEGH E., 2008. Mapping leaf chlorophyll and leaf index using inverse and forward canopy reflectance modelling and SPOT reflectance data. *Remote Sensing of Environment* (112), p. 186-202.

HUBBELL S.P., 2001. *The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography*. Princeton University Press, Princeton and oxford, p. 375.

HUFFEL G., 1926. Les Méthodes de l'aménagement forestier en France, étude historique. Berger - Levrault, Nancy.

HUGHES J.W., FAHEY T.J. 1991. Colonization dynamics of herbs and shrubs in a disturbed northern hardwood forest. *Journal of Ecology*, Vol. (79), n°3, p. 605-606.

HUMBOLDT A.1805. Essai sur la géographie des plantes ; accompagné d'un tableau physique des régions équinoxiales. Levrault, Schoell et Cie, Paris.

HUNTER M.L., 1990. *Wildlife, Forests, and Forestry : Principles of Managing Forests for Biological Diversity*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, p. 370.

HYYPPÄ J., HYYPPÄ H., INKINEN M., ENGDAHL M., LINKO S. & ZHU YI-H., 2000. Accuracy comparison of various remote sensing data sources in the retrieval of forest stand attributes. *Forest Ecology and Management* (128), p. 109-120.

HYPPANEN H., 1996. Spatial autocorrelation and optimal spatial resolution of optical remote sensing data in boreal environment. *International Journal of Remote Sensing* (17), p. 3441-3452.

KAVZOGLU T. & CURRAN P., 2003. The use of backpropagating artificial neural networks in land cover classification. *International Journal of Remote Sensing* (24), p. 4907–4938.

KERR J.T., SOUTHWOOD T.R.E. & CIHLAR J., 2001. Remotely sensed habitat diversity predicts butterfly species richness and community similarity in Canada. *Proceedings of the National Academy of Sciences* (98), p. 11365-11370.

KIMES D.S., HOLBEN B.N., TUCKER C.J. & NEWCOMB W.W., 1984. Optimal directional view angles for remote-sensing mission. *International Journal of Remote Sensing* (5), p. 887-908.

JAKUBAUSKAS M. & PRICE K.P., 1997. Empirical relationships between structural and spectral factors of Yellowstone Lodgepole Pine Forests. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing,* Vol. 63, n° 12, p. 1375-1381.

JENERETTE G.D. & WU, J., 2000. "On the definition of scale." *Bulletin of the Ecological Society of America* (84), p. 104-105.

JHA C.S., UDAYALAKSHMI V. & DUTT C.B.S. 1997. Pattern diversity assessment using remotly sensed data in the Western Ghats of India. *Tropical Ecology* (38), p. 273-283.

JOHN R., CHEN J., LU N., GUO K., LIANG C., WEI Y, NOORMETS A., MA k & HAN X., 2008. Predicting plant diversity based on remote sensing products in the semi-arid region of Inner Mongolia. *Remote Sensing of Environment* (112), p. 2018-2032.

JONES C.G., LAWTON J.H. & SCHCHAK M., 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* (69), p. 373-386.

JU J., KOLACZYK E.D. & GOPAL S., 2003. Gaussian mixture discriminant analysis and sub-pixel land cover characterization in remote sensing. *Remote Sensing of Environment* (84), p. 550-560.

JUTRO P.R., 1993. Human influences on ecosystems: dealing with biodiversity, *in Humans as Components of Ecosystems,* M.J. McDonnell and S.T.A. Pickett, New York: Springer, p. 246-256.

KAPOS V. & JENKINS M.D**.** 2002. Development of effective indicators for monitoring biodiversity in tropical moist forest ecosystems. Final Technical Report, Project R6515. Department for International Development (DFID), Londres, Royaume-Uni.

KEITT T.H., BJORNSTAD O.N., DIXON P.M. & CITRON-POUSTY S., 2002. Accounting for spatial pattern when modelling organism–environment interaction. *Ecography* (25), p. 616–625.

KNIPLING E. B.,1970. Physical and physiological basis for the reflectance of visible and near-infrared radiation from vegetation. *Remote Sensing of Environment* (1), p. 155– 159.

KUCHLER A.W. & ZONNEVELD I.S., 1988. *Vegetation Mapping*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, p. 635

LAFITTE OLANO A., AUDA Y., TRICHON V., MAJEROWICZ J., SIMON L. & TAMARU B., 2005. Une classification dirigée fondée sur les spectres de texture : Application à l'étude des paysages de la montagne de Lure. *Télédétection,* Vol. 4, n° 4. p. 373-380.

LARCHER W., 1995. *Physiological plant ecology. Ecophysiology and stress physiology of functional groups,* (3rd ED.), New York; Springer, p. 825.

LEPART J., 2005. *Diversité et fonctionnement des écosystèmes et des paysages. Les Biodiversités Objets, Théories, Pratiques*. CNRS Éditions, Paris, p. 261.

LEVÊQUE C. & MOUNOLOU JC., 2001. *Biodiversité, Dynamique biologique et conservation*. Dunod, Paris, p. 248.

LIEBHOLD A.M., GUREVITCH J., 2002. Integrating the statistical analysis of spatial data in ecology, *Ecography* (25), p. 553-557.

LILLESAND T.M. & KIEFER R.W., 2000. *Remote Sensing and Image Interpretation*, 4th edition, John Wiley and Sons, New York, p. 724.

LINDENMAYER, D.B., MARGULES, C.R. & BOTKIN, D.B., 2000. Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. *Conservation. Biology*, Vol. 14, n° 4, p. 941–950.

LUCAS K. L., CARTER G. A., 2008. The use of hyperspectral remote sensing to assess vascular plant species richness Horn Island, Mississippi. *Remote Sensing of Environment* (112), p. 3908-3915.

LUOTO M., TOIVONEN T. & HEIKKINEN R.K., 2002. Prediction of total and rare plant species richness in agricultural landscape from satellite images and topographic data. *Landscap Ecology* (17), p. 195-217.

MACE G.M., 2005. An index of intactness. *Nature* (434), p. 32-33.

MAGNUSSEN S., BOUDEWYN P. & WULDER M. A., 2004. Contextual classification of Landsat TM images to forest inventory cover types. *International Journal of Remote Sensing* (25), p. 2421–2440.

MAGURRAN A.E., 1988. *Ecological Diversity and its Measurement,* Princeton University Press, Princeton, New Jersey, p. 179.

MAHFOUD I., JOSSELIN D. & FADY B., 2007. Sensibilité des indices de diversité à l'agrégation, in Informations géographiques. In Structuration, extraction et utilisation, Weber C. et Gançarski P. (Eds). *Revue Internationale de Géomatique* (34), p. 293-308.

MÄKELÄ H., PEKKARINEN A., 2004. Estimation of forest stand volumes by Landsat TM imagery and stand-level field-inventory data. *Forest Ecology and Management* (196), p. 245-255.

MARAGE D, 2004. Détérminisme, Dynamique et Modélisation spatiale de la diversité floristique dans un contexte de deprise pastorale. Application à la gestion durable des espaces montagnards sous influence méditerranéenne. Une thèse de doctorat, ENGREF, p. 236.

MARCEAU D.J., HOWARTH P.J. & GRATTO D.J., 1994. Remote sensing and the measurement of geographical entities in a forested environment; part 1 Te scale and spatial aggregation problem, *Remote Sensing of environment*, Vol. 49, n° 2, p. 93-104.

MARTHA E.S., ALAN S. W. & JACK W.W., 2003. The effects of harvest-created gaps on plant species diversity, composition, and abundance in a Maine oak_pine forest. *Forest Ecology and Management* (176), p. 543-561.

MATHERON G., 1975. Random sets and integral geometry. John Wiley and Sons, New York-London-Sydney.

MCELHINNY C, GIBBONS P & BRACK C, 2006. An objective and quantitative methodology for construction an index of stand structural complexity. *Forest Ecology and management* (235), p. 54-71.

MCGRAW J.B., WARNER T.A., KEY T.L. & LAMAR W.L., 1998. High spatial resolution remote sensing of forest trees. *Trends in Ecology and Environment* (13), p. 300-301.

MCNAB, W.H., GREENBERG C.H. & BERG E.C., 2004. Landscape distribution and characteristics of large hurricane-related canopy gaps in a southern Appalachian watershed. *Forest Ecology and Management* (196), p. 435-447.

MCROBERTS R.E, 2008. Using satellite imagery and the k-nearest neighbors tecnique as a bridge between strategic and management forest inventories*. Remote Sensing of Environment* (112), p. 2212-2221.

MEDAIL F., 2005. Mise en place et évolution de la biodiversité : l'exemple de la flore méditerranéenne. *In Les Biodiversité Objets, Théories, Pratiques*, P. Marty, F. D. Vivien. CNRS Éditions, Paris, p 97-112.

MEYER P., STAENZ K & ITTEN K.I., 1996. Semi-automated for tree species identification in high spatial resolution data from digitised colour infrared-aerial photography ISPRS. *Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* (51), p. 5-16.

MITCHELL S.W., REMMEL T.K., CSILLAG F. & WULDER M.A., 2008. Distance to second cluster as a measure of classification confidence. *Remote Sensing of Environment* (112), p. 2615-2626.

MOEUR M., 1997. Spatial models of competition and gap dynamics in old-growth Tsuga heterophylla/Thuja plicata forests. *Forest Ecology and Management* (94), p. 175-186.

MOONEY H.A., CUSHMANN J.H., MEDINA E., SALA O.E. & SCHULZE E.D., 1996. *Functional roles of biodiversity. A global perspective.* Wiley, Chichester, UK, p. 496.

MONSERUD R.A. & LEEMANS R. 1992. Comparing global vegetation maps with the Kappa statistic. *Ecological Modelling*. Vol. 62, p. 275-293.

MONTES F., RUBIO A., BARBEITO I, CANELLAS I, 2008. Characterization of the spatial strucyure of the canopy in Pinus silvestris L. stands in Central Sapin from hemispherical photographs. *Forest Ecology and Management* (255). P 580-590.

MONTES F., SANCHEZ M., DEL RIO M., CANELLAS I., 2005. Using historic management records to characterize the effects of management on the structural diversity of forests. *Forest Ecology and Management* (207), p. 279–293.

MONTES N., BALLINI C., BONIN G. & FAURES J., 2004. A comparative study of aboveground biomass of three Mediterranean species in a post-fire succession. Acta Oecologica Int. *Journal of Ecology*. (25), p. 1–6.

NAGENDRA H & GADGIL M., 1999. Satellite imagery as a tool for monitoring species diversity : An assessment*. Journal of Applied Ecology* (36), p 388-397.

NAGENDRA H, 2001. Using remote sensing to assess biodiversity. International journal of remote sensing. Vol. 22, n° 12, p. 2377-2400.

NANGENDO G, SKIDMORE A.K. & OOSTEN H V., 2007. Mapping East African tropical forests and woodlands. A comparison of classifiers. *ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing* (61), p. 393-404.

NEWTON A.C. & KAPOS, 2002. Indicateurs de la biodiversité dans les inventaires forestiers nationaux. Unasylva, Vol. 53, n° 210, p. 56-75.

NICOTRA A.B., CHAZDON R.L. & IRIARTE S.V.B., 1999. Spatial heterogeneity of light and woody seedling regeneration in tropical wet forests*. Ecology* (80), p. 1908-1926.

NIEMELÄ J., 1999. Management in relation to disturbance in the boreal forest. *Forest Ecology and Management* (115), p. 127–134.

NOSS R. F., 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation biology* (4), p. 355-363.

NOSS R. F., 1999. Assessing and monitoring forest biodiversity: a suggested framework and indicators. *Forest Ecology and Management* (115), p. 135-146.

ORGANISATION DE COOPERATION ET DEVELOPPEMENT ECONOMIQUES, 2002. *Manuel d'évaluation de la biodiversité. Guide à l'intention des décideurs.* Éditions de l'OCDE, Paris, p. 176.

ODUM E.P., 1969. The strategy of ecosystem develoment. *Science* (164), p. 262-270.

OINDO B. O., SKIDMORE A. K. and De SALVO P., 2003. Mapping habitat and biological diversity in the Massai Mara ecosystem. International Journal of Remote Sensing (24), p. 1053−1069.

OINDO B. O. & SKIDMORE A. K, 2002. Interannual variability of NDVI and species richness in Kenya. International Journal of Remote Sensing (23), p. 285-298.

OLLINGER S. V., TREUHAFT R. N., BRASWELL B. H., ANDERSON J. E., MARTIN M. E., & SMITH M. L., 2005. The role of remote sensing in the study of terrestrial net primary production, Oxford University Press, Oxford.

OLLIER S., 2004. Des outils pour l'intégration des contraintes spatiales temporelles et évolutives en analyse des données écologiques. Thèse de doctorat. Lyon1, p. 492.

O'NEILL R.V., HUNSAKER C.T., TIMMINS S.P., JACKSON B.L., JONES K.B., RIITTERS K.H. & WICHHAM J.D., 1996. Scale problems in reporting landscape pattern at the regional scale. Landscape Ecology (11), p. 169-180.

ONF, 2006. Phénologie des peuplements du réseau RENECOFOR : Variabilité entre espèces et dans l'espace, et déterminisme climatique. RDV techniques n° 13, p. 23-26.

OPENSHAW S., 1984. The modifiable areal unit problem. Number 38, Geo Books, Norwich.

PALMER M. W., EARLS p., HOAGLAND B.W., WHITE P.S., & WOHLGEMUTH T., 2002. Quantitative tools for perfecting species lists. Environmetrics (13), p. 121-137.

PAVE A., 2007. La nécessité du hasard. Vers une théorie synthétique de la biodiversité. Edp Sciences, France, p. 186.

LE MIRE PECHEUX L., 2004. LandBioDiv: un nouveau modèle de prédiction spatialisée de la diversité et de la composition spécifique au niveau du paysage Exemple d'application en région méditerranéenne (France). Une thèse de doctorat, université Paul CEZANNE, p. 408.

PERLMAN D. & ADELSON G., 1997. Biodiversity: Exploring Values and Priorities in Conservation, Wiley-Blackwell, Oxford, p.192.

PECH P., ARQUES S., JOMELLI V., MAILLET I., MELOIS N. & MOREAU M., 2007. Spatial and temproral biodiversity in ahigh mountain environment : the case of the proglacial margin of the Evettes, Natura 2000 area (Savoie, French Alps), Cybergeo, Environnement, Nature, Paysage, article 374, http://www.cybergeo.eu/index6106.html. Consulté le 23 mai 2009.

PICKETT S.T.A. & WHITE P.S., 1985. Patch dynamics: a synthesis. In The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics, S.T.A. Pickett and P.S. White, Academic Press, New York, p. 371-384.

POMMERENING A., 2006. Evaluating structural indices by reversing forest structural analysis. Forest Ecology and Management (224), p. 266-277.

PRESTON F.W., 1948. The commonness and rarity of species. Ecology (29), p. 254-283.

PRICE J.C., 1994. How unique are spectral signatures? Remote Sensing of Environment (49), p. 181-186.

PRICE J.C., 1998. An approach for analysis of reflectance spectra. Remote Sensing of Environment (64), p. 316-330.

QUEZEL P. & MEDAIL F., 2003. Écologie et biogéographie des forêts du bassin méditerranéen, Elsevier, Coll. Environnement, Paris, p. 573.

RAMEAU J.C., 1999. Aménagement forestier, importance de l'écologie, prise en compte de la biodiversité. Revue Forestière Française (n° sp.), p. 87-101.

RASTETTER E.B., KING A.W., COSBY B.J., HORNBEGER G.M., O'NEILL R.V. & HOBBIE J.E., 1992. Aggregating fine-scale ecological knowledge to model coarser-scale attributes of ecosystems. Ecological Applications (2), p. 55-70.

REYNOLDS H. D., 1998. The modifiable areal unit problem: empirical analysis by statistical simulation. PhD thesis, University of Toronto, p. 92.

RAYMOND K.F., DESPAIN D.G., ROGER N.C. & LIVO K.E., 2003. Mapping vegetation in Yellowstone National Park using spectral feature analysis of AVIRIS data. Remote Sensing of Environment (84), p. 437-456.

REYNA K., 2007. Tourisme et accueil du public au mont Ventoux. Forêt méditerranéenne, Le mont Ventoux, tome XXVIII, numéro 4, p. 397-400.

RICHADS J. A., 1993. *Remote sensing digital image analysis*. Springer Verlag, New York, p. 281.

ROBERTS M.R. & GILLIAM F.S., 1995. Patterns and mechanisms of plant diversity in forested ecosystems: implications for forest management. *Ecology Application* (5), p. 969-977.

ROBINSON A.H., 1950. Ecological correlation and the behaviour of individuals. *American Sociological Review* (15), p. 1-357.

ROCCHINI D., ANDREINI BUTINI S., & CHIARUCCI A., 2005. Maximizing plant species inventory efficiency by means of remotely sensed spectral distances. *Global Ecology and Biogeography* (14), p. 431–437.

ROCCHINI D., 2007. Effects of spatial and spectral resolution in estimating ecosystem alpha-diversity by satellite imagery. *Remote Sensing of Environment* (111), p. 423-434.

ROLLAND M., 2007. Au début du XXIe siècle : quels enjeux pour la forêt privée du Ventoux ? *Forêt méditerranéenne*, Le Mont Ventoux, tome XXVIII, n° 4, p. 409-416.

ROSENWEIG, M. L. & ABRAMSKY Z, 1993. How are diversity and productivity related? *In Species Diversity in Ecological Communities. Historical and Geographical Perspectives,* edited by R. E. Ricklefs and D. Schluter, University of Chicago Press, Chicago, p. 52-65.

RUBEN J.A., BOLGER D.T., PEART D.R. & AYRES M.P., 1999. Understory herb assemblages 25 and 60 years after clearcutting of a northern hardwood forest, USA. *Biological Conservation* (90), p. 203-215.

RUNCLE J.R., 1991. Gap dynamics of old-growth eastern forests: Management implications. *National Areas Journal* (11), p. 19-25.

SAGNARD F., 2001. Dynamique de recolonisation des pinèdes pionnières par le hêtraie-sapinière. Thèse de doctorat, université d'Aix-Marseille III, p. 212

SALISBURY J.W.& MILTON N.M, 1987. Preliminary measurements of spectral signatures of tropical and temperate plants in the thermal infrared. Proceeding of the 21 st International Symposium on Remote Sensing of Environment, Ann Arbour, Michigan, 26-30 October 1987, p. 131-143.

SANDSTROEM U. G., ANGELSTAM P. & MIKUSINSKI G., 2006. Ecological diversity of birds in relation to the structure of urban green space. *Landscape and Urban Planning* (77), p. 39-53.

SARKAR S. & MARGULES C., 2002. Operationalizing biodiversity for conservation planning. *Journal of Biosciences* (27), p. 299–308.

SCHERER- LORENZEN M., KÖRNER C. & SCHULZE E.D., 2005. Forest diversity and function. Temperate and boreal systems. *In Ecological studies*, Springer, New York, p. 400.

SCHNITZLER-LENOBLE A., 2007. *Forêts alluviales d'Europe*, Lavoisier, Paris, p. 400.

SCHRAM P., 1988. Application des technologies modernes dans les aménagements forestiers au G.D. de Luxembourg. Bulletin de la Société Naturalistes Luxembourgeois (88) p. 137-143.

SCHUMANN M.E., WHITE A.S., WITHAM J.W., 2003. The effects of harvest-created gaps on plant species diversity, composition, and abundance in a Maine oak-pine forest. *Forest Ecology Management* (176), p. 543–561.

SELLERS P. J., 1989. Vegetation- canopy spectral reflectance and biophysical processes. *In Theory and Applications of Optical Remote Sensing*, edited by G. Asrar, Wiley, New York, p. 279-335.

SHANNON & Weaver, 1962. The mathematical theory of communication (9th Ed), the University of Illinois Press. Urbana, p. 100.

SILBAUGH J.M. & BETTERS D.R., 1997. Biodiversity values and measures applied to forest management. *Journal of Sustainable forestry* (5), p. 235-248.

SIMMONS M.A., CULLINAN V.I., & THOMAS J.M., 1992. Satellite imagery as a tool to evaluate ecological scale. *Landscape Ecology* (7), p. 77-85.

SING-TZE B., 1992. *Pattern recognition and image preprocessing*. Marcel Dekker, New York, p. 558.

SKIDMORE A., 2002. *Environmental Modelling with GIS and Remote Sensing*. Taylor & Francis, London, p. 259.

SMITH J. H., STEHMAN S. V., WICKHAM J. D. & YANG L., 2003. Effect of landscape characteristics on land-cover class accuracy. *Remote Sensing of Environment* (84), p. 342-349.

SMITH M. D. & KNAPP A. K., 2003. Dominant species maintain ecosystem function with non-random species loss. *Ecology Letters* (6), p. 509– 517.

SOCIETY OF AMERICAN FORESTER, 1991. Biological diversity in forest ecosystems. SAF Publication 91-03. Society of American Foresters, Bethesda, Maryland, USA.

SOUSA W.P., 1984. The role of disturbance in natural communities, Annual Review of Ecology Systematics (15), p. 353-391.

SPIES T.A. & FRANCLIN J.F., 1989. Gap characteristics and vegetation response in coniferous forests of the Pacific Northwest. *Ecology* (70), p. 543-545.

SPIES T.A. & TURNER M.G., 1999. Dynamic forest mosaics. *In Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems*, Hunter Hunter M.J. (ED.), Cambridge University Press, Cambridge, p. 698.

STOHLGREN T. J., COUGHENOUR M. B., CHON G. W., BINKLEY D., KALKHAN M., SCHELL L. D. BUCKELY D. J. & BERRY J. K., 1997. Landscape analysis of plant diversity. *Landscape Ecology* (12), p. 155–170.

STOMS D. M. & ESTES J. E., 1993. A remote sensing research agenda for mapping and monitoring biodiversity. *International journal of remote sensing* (14), p. 1839-1860.

STORY M., & CONGALTON R. G., 1986. Accuracy assessment: a user's perspective. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, Vol. 52, n°3, p. 397-399.

TAYLOR J.E., 1993. Factors causing variation in reflectance measurements from bracken in eastern Australia. *Remote Sensing of Environment* (43), p. 217-229.

TETUKO J., TATEISI R. & WIKANTIKA K., 2001. A method to estimate tree trunk diameter and its application to discriminate Java-Indonesia tropical forests. *International Journal of Remote Sensing (22),* p. 177–183.

THENKABAIL P. S., HALL J., LIN T., ASHTON M. S., HAIS D. & ENCLONA E. A., 2003. Detecting floristic structure and pattern across topographic and moisture gradients in a mixed species Central African forest using IKONOS and Landsat-7 ETM+ images. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* (4), p. 255–270.

THESSLER S., SESNIE S., RAMOS BENDANA Z.S., RUOKOLAINEN K., TOMPPO E. & FINEGAN B., 2008. Using *k*-nn and discriminant analyses to classify rain forest types in a Landsat TM image over northern Costa Rica. *Remote Sensing of Environment* (112), p. 2485-2494.

THINON, M., 1978. Quelques aspects floristiques et pédologiques de l'incidence écologique des reboisements du Mont Ventoux. La terre et la vie. *Revue d'écologie appliquée*, supplément1, p. 67-109.

THINON, M., 2007. La végétation générale du mont Ventoux au cours des derniers millénaires. *Forêt méditerranéenne*, Le Mont Ventoux, tome XXVIII, n° 4, p. 289-294.

TILMAN D., WEDIN D. & KNOPS J., 1996. Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. *Nature* (379), p. 718–720.

TOMAS V., TREITZ P., JELINSKI D., MILLER J, LAFLEUR P. & MCCAUGHEY, 2002. Image classification of a northern peatland complex using spectral and plant community data. *Remote Sensing of Environment* (84), p. 83-99.

TOMPPO E., NILSSON M., ROSENGREN M., AALTO P. & KENNEDY P., 2002. Simultaneous use of Landsat-TM and IRS- 1C Wifs data in estimating large area tree stem volume and aboveground biomass. *Remote Sensing of Environment* (82), p. 156-171.

TORRAS O. & SAURA S., 2008. Effects of silvicultural treatments on forest biodiversity indicators in the Mediterranean. *Forest Ecology and Management* (255), p. 3322-3330.

TOTH J., 1970. Historique du cèdre sur le mont Ventoux. Bulletin de la Société des Sciences Naturelles, Vaucluse, p. 51-75.

TREITZ P. M., HOWARTH P. J., ROTUNNO O. & SOULIS E. D.,2000. Agricultural crop classification using SAR tone and texture statistics. *Canadian Journal of Remote Sensing* (26), p. 18–29.

TSO B., & OLSEN R. C., 2005. A contextual classification scheme based on MRF model with improved parameter estimation and multiscale fuzzy line process. *Remote Sensing of Environment* (97), p. 127–136.

TUCKER C.J. & SELLERS P. J., 1986. Satellite remote sensing of primary production. *International Journal of Remote Sensing* (7), p. 1133-1135.

TURNER W., SPECTOR S., GARDINER N., FLADELAND M., STERLING E. & STEININGER M., 2003. Remote sensing for biodiversity science and conservation. *Trends in Ecology and Evolution* (18), p. 306–314.

TURNER M. G., GARDNER R.H. & O'Neil R.V., 2001. Landscape ecology in theory and practice: pattern and process. Springer, New York, p. 194.

TURNER M.G.,1989. Landscape Ecology: The Effect of Pattern on Process, *Annual Review of Ecology and Systematics* (20), p.171-197.

VALDERDE T. et SILVERTON J., 1998. Variation in the demography of a woodland understory herb (Primula vulgaris) along the forest regeneration cycle : projection matrix analysis. *Journal Ecology* (86), p. 545-562.

VAN KOOTEN K., 1998. Economics of conservation biology: a critical review, *Environmental Science and Policy* (1), p. 13-25.

VERBYLA D.L., 1995. Satellite remote sensing of natural resources, 1st Ed., CRC press, New York, p. 224.

VEYRET Y. & SIMON L., 2006. Biodiversité, développement durable et Géographie. *Annales des Mines* (44), p. 76-83.

VOGT K A., GORDON J., WARGO J., VOGT D., ASBJORNSEN H., PALMIOTTO P.A., CLARK H. J., O'HARA J. L., KEATON W. S., PATEL- WEYNAND T. & WITTEN E., 1996. *Ecosystem: Balancing Science and Management*. Springer, Verlag, New York.

WALSH S.J., 1987. Variability of Landsat spectral responses of forests in relation to stand and site characteristics, *International journal of Remote Sensing*, Vol. 8, n° 9, p. 1289-1299.

WANG L. & HE D.C., 1990. Anew statistical approach for texture analysis. *Photogrammetric Engineering and Remote sensing,* Vol. 56, n° 1, p. 61-66.

WARING R.H, COOPS N.C., FAN W. & NIGTINGALE J.M., 2006. MODIS enhanced vegetation index predicts tree species richness across forested ecoregions in the contiguous U.S.A. *Remote Sensing of Environment* (103), p. 208-226.

WASER L. T., STOFER S., SCHWARZ M., KÜCHLER M., IVITS E. & SCHEIDEGGER C. H., 2004. Prediction of biodiversity: Regression of lichen species richness on remote sensing data. *Community Ecology* (5), p. 121–134.

WEIR B. & COCKERHAM C, 1984. Estimation of F-statistic for the analysis of population structure. *Evolution* (38), p. 1358-1370.

WEINTRAUB A. & CHOLAKY A., 1991. A hierarchical approach to forestry planning. *Forest Science* (37), p. 439-460.

WHITE J.D., KROH G.C.& PINDER J.E. III, 1995. Forest mapping at Lassen Volcanic National Park, California, using Landsat TM data and a Geographical Information System. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* (61), p. 299-305.

WHITTAKER R.H., 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* (21), p. 213-251.

WRIGHT E.F., COATES K.D. & BARTEMUCCI P. 1998. Regeneration from seed of six tree species in the interior cedar-hemlock forests of British Columbia as affected by substrate and canopy gap position. *Canadian journal of forest research* (28), p. 1352-1370.

WIENS J.A. 1989. Spatial scaling in ecology, *Functional Ecology* (3), p. 385-397.

WILSON E.O., 1992. *The diversity of life*. Harvard University Press, Harvard, p. 438.

WILLIAMS J., 2004. Metrics for assessing the biodiversity values of farming systems and agricultural landscapes. *Pacific Conservation Biology* (10), p. 145–163.

WOOD P., 1997. Biodiversity as a source of biological resources. A new look at biodiversity values. *Environmental values* (6), p. 251-268.

WOODCOCK C.E, COLLINS J.B., GOPAL S., JAKABHAZY V.D., LI X., MACOMBER S, RYHERD S., HARWARD V.D., LEVITAN J., WU Y & WARBINGTON R., 1994. Mapping forest vegetation using Landsat TM imagery and a forest reflectance model. *Remote sensing of Environment* (50), p. 240-254.

WOODCOCK C.E., GOPAL S. & ABERT W., 1996. Evaluation of the potential for providing secondary labels in vegetation maps. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* (62), p. 393-399.

WOODCOCK C.E., MACOMBER S.A. & KUMAR L., 2002, Vegetation mapping and monitoring. *In Environmental Modelling with GIS and Remote Sensing,* Skidmore A. (ED.),Taylor & Francis, London, p. 97-120.

WU J., GAO W. & TUELLER P.T., 1997. Effects of changing spatial scale on the results of statistical analysis with landscape data: A case study. *Geographic Information Sciences* (3), p. 30-41.

YUE T. X., MA S.N., WUS S.X. & ZHAN J.Y., 2007. Comparative analyses of the scaling diversity index and its applicability. *International Journal of Remote Sensing* (28), .p. 1611-1623.

YULE G.U. & KENDALL M.G., 1950. An introduction to the theory of statistics. 14th ED., Charles Griffin, London, p. 193.

EIDE B, 1998. Fractal analysis of foliage distribution in loblolly pine crowns. *Canadian journal of forest research*, Vol. 28, n° 1, p. 106-114.

ZENNER E.K. & HIBBS D. 2000. A new method for modelling the heterogeneity of forest structure. *Forest Ecology and Management (*129), p. 75-87.

Références internet :

Site web 1: http://www.tu-cottbus.de/BTU/Fak4/AllgOeko/Forschung/value-phil-11.pdf

Site web 2: http://www.takh.org/Downloads/TAKH%20panneau%2008.pdf

Site web .3: http://fr.wikipedia.org/wiki/Mont_Ventoux

Site web 4: http://provence-cyclosport.over-blog.com/pages/Le_Mont_Ventoux_terre _de_contrastes-842424.html

Site web 5: http://www.ccrs.nrcan.gc.ca/resource/tutor/fundam/chapter5/07_f.php

. Site web 6 : http://www.yale.edu/ceo/Projects/swap/landcover/Unsupervised_classification.htm

Site web 7: http://www.ccrs.nrcan.gc.ca/resource/tutor/fundam/chapter4/07_f.php

Site web 8: http://www.dmi.columbia.edu/homepages/chuangj/kappa/

Site web 9: http://eoedu.belspo.be/fr/guide/indices.asp?section=3.9

Site web 10: http://www.mapa.es/fr/sig/pags/cultivos_apr/index.htm

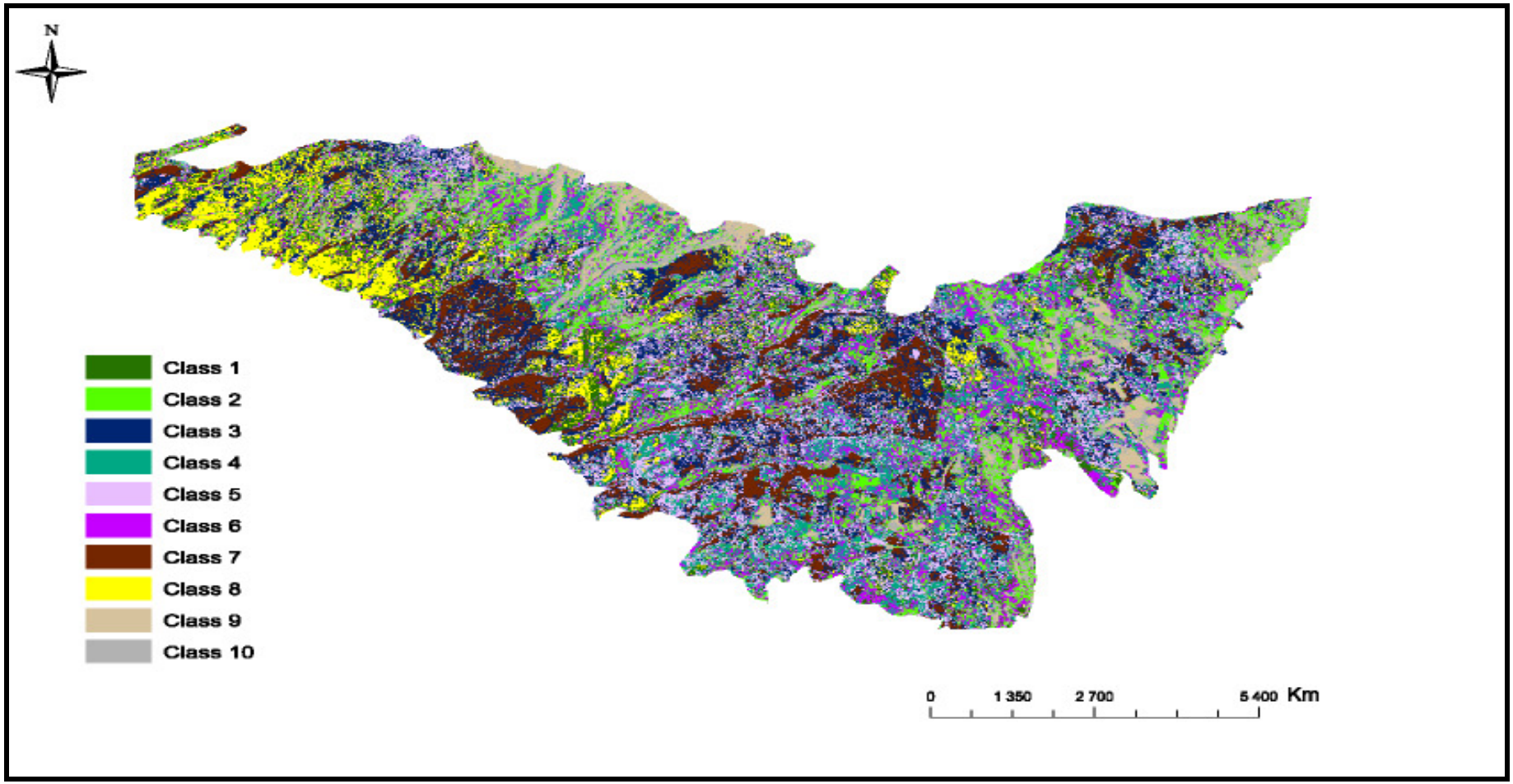
Site web 11: http://www.agroparistech.fr/IMG/pdf/Biodiv2008.pdf

Réf. 1: Frédéric BERTRAND & Brice ANSELME, les classifications non supervisées. L3- Licence Géographie, université Paris 1

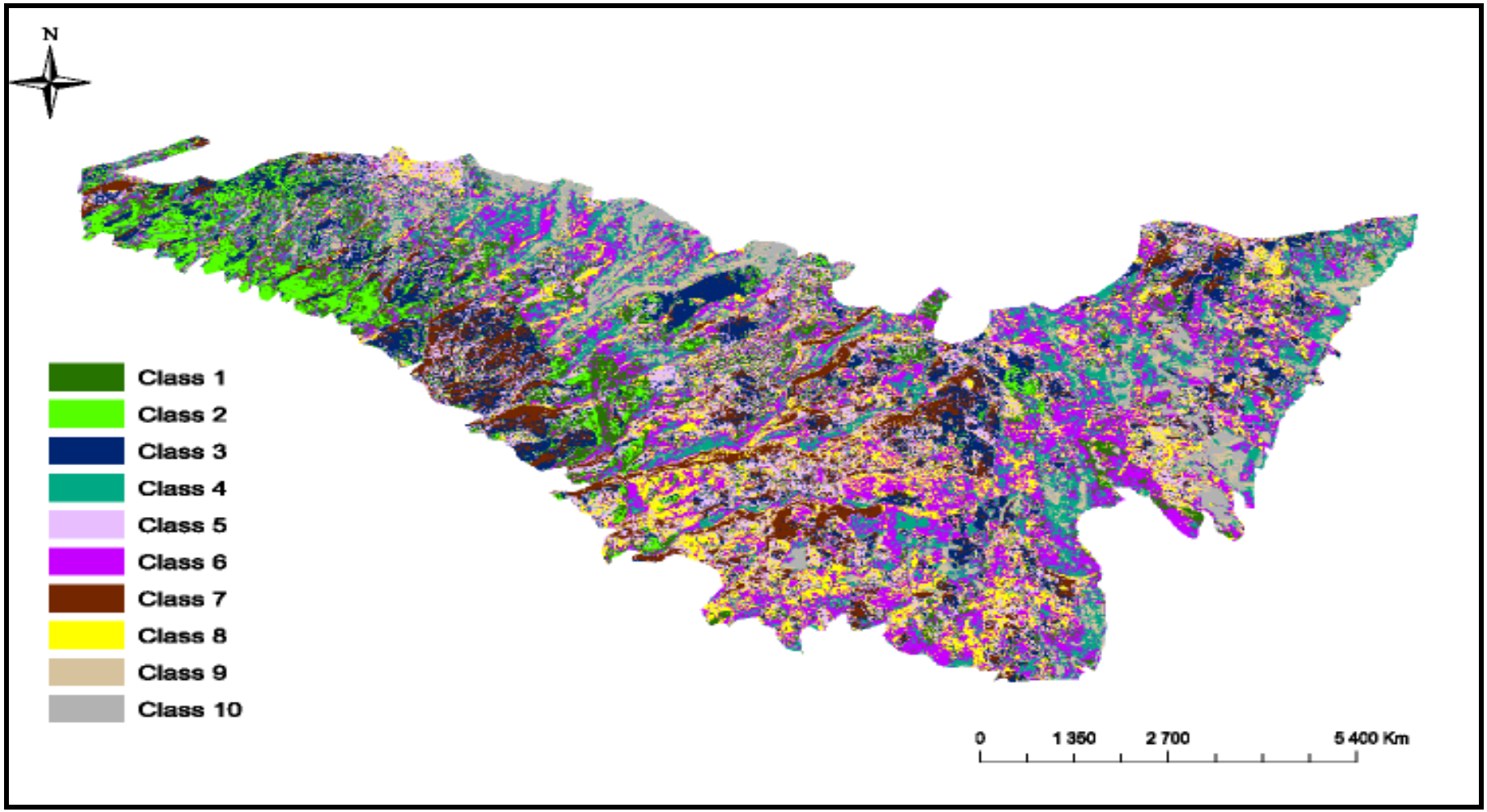
Réf. 2 : Cours de télédétection –Dep. De géographie, Université de Genève 2004.

Annexe A. Cartes de végétation obtenues par classification automatique

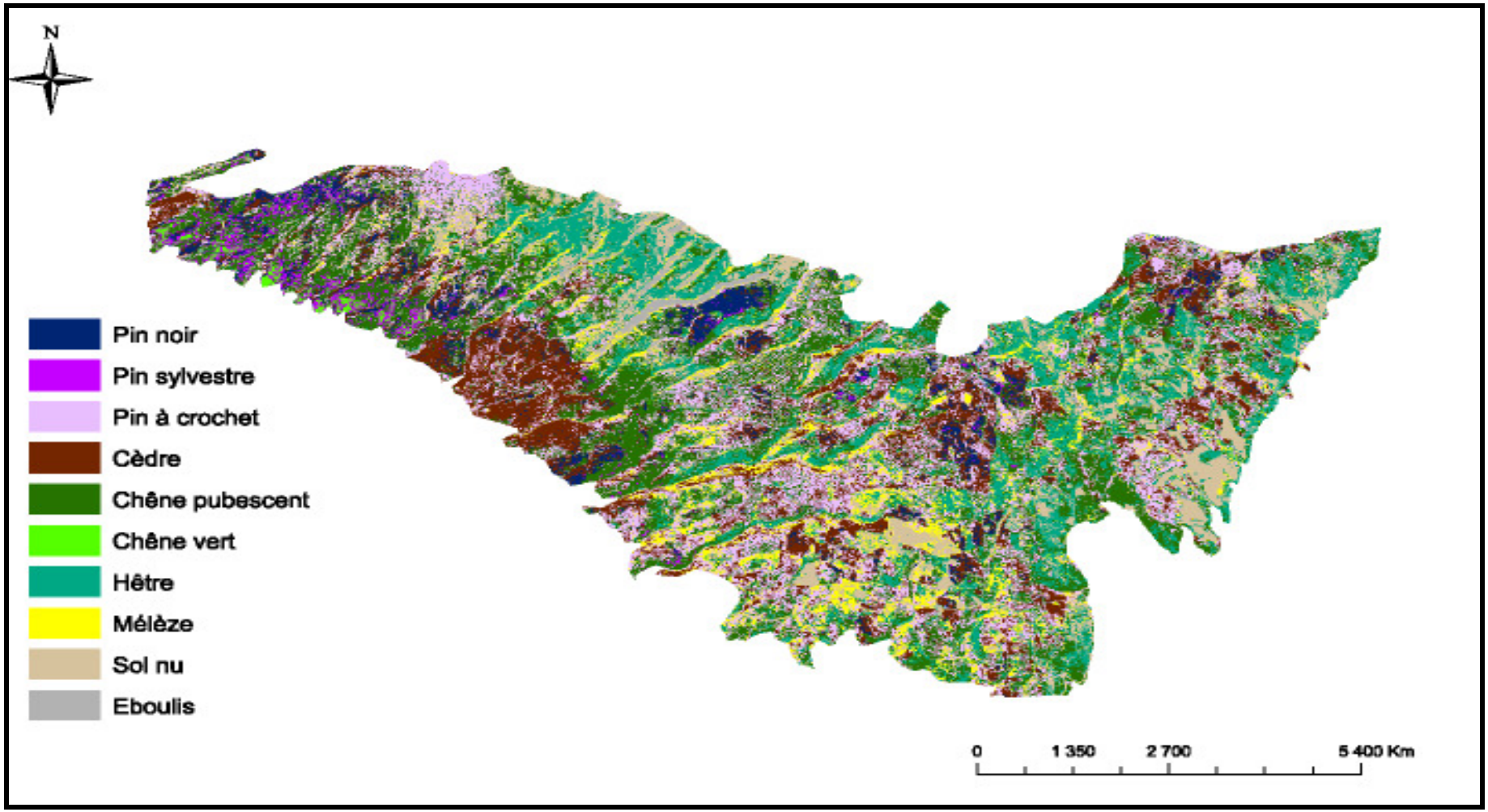
Carte 4. Classification non supervisée, à partir d'une image SPOT 5, résolution 2,5 m, 2004, versant Sud du mont Ventoux.



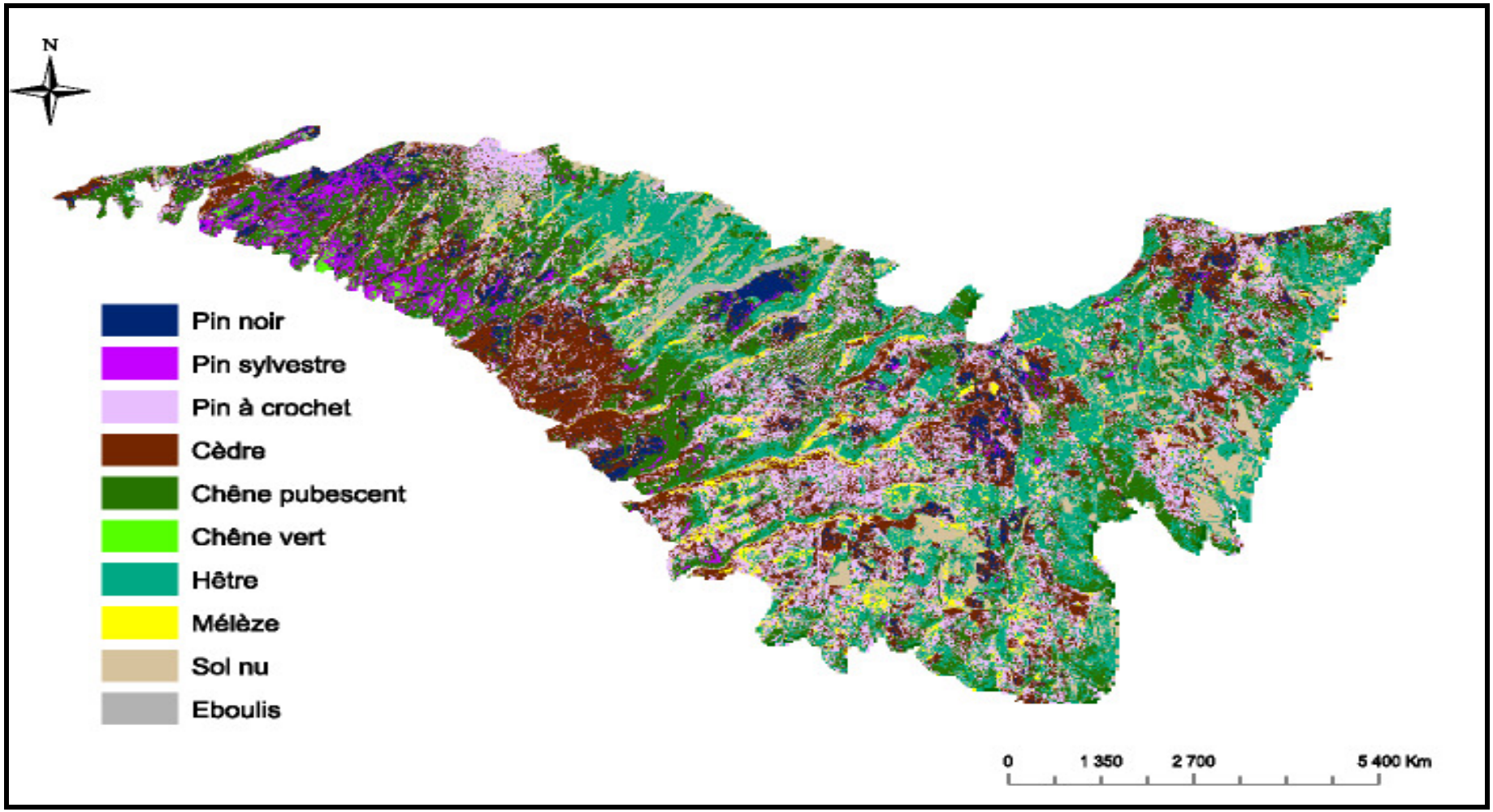
Carte 5. Classification semi supervisée basée sur un fichier spectral, à partir d'une image Spot 5, résolution 2,5 m, 2004, Ventoux- versant Sud.



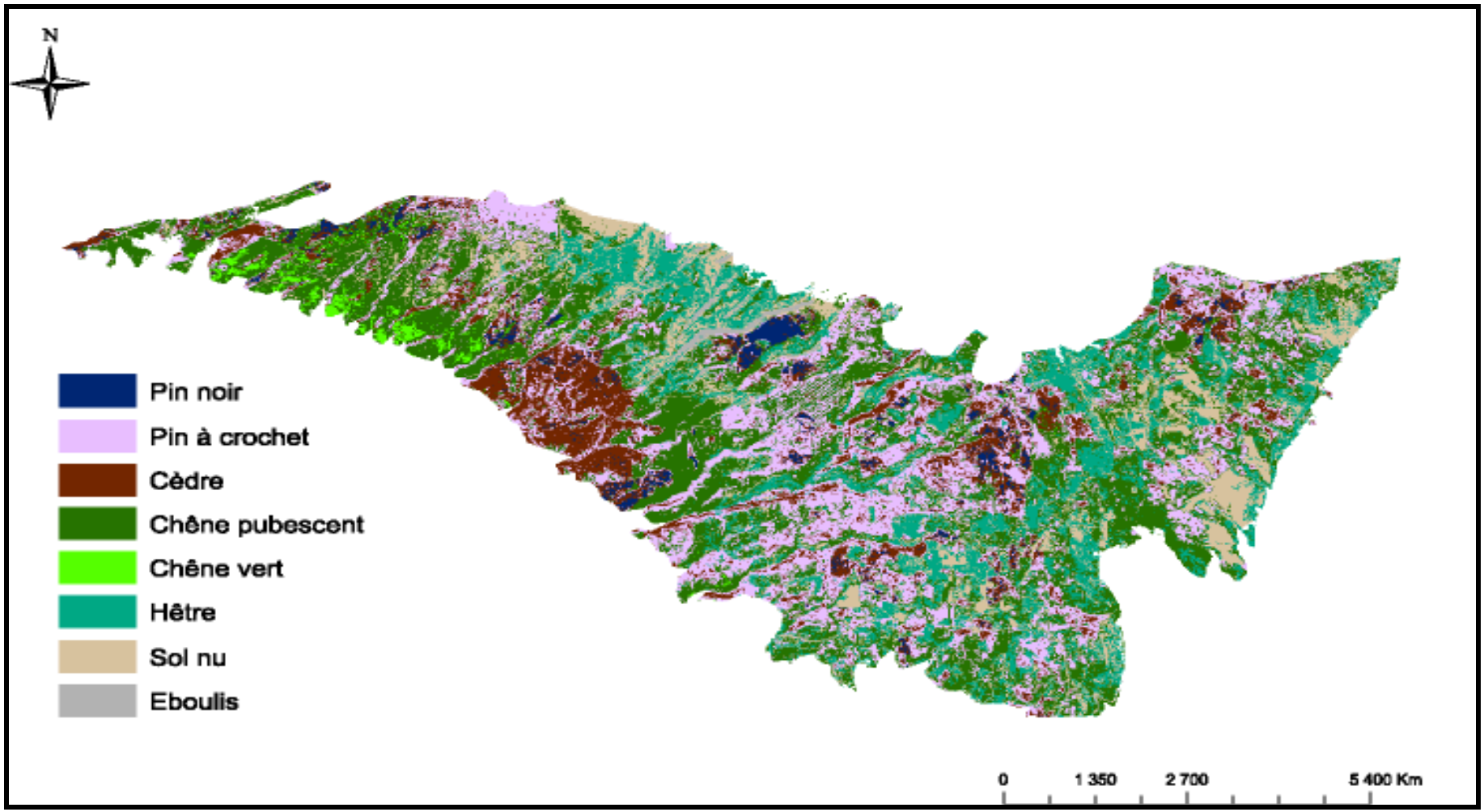
Carte 6. Classification supervisée par le maximum de vraisemblance, à partir d'une image Spot 5, résolution 2,5 m, 2004, versant Sud du Mont Ventoux.



Carte 7. *Classification supervisée par le maximum de vraisemblance, à partir d'une image Spot 5, résolution 5 m, 2004, versant Sud du Mont Ventoux.*

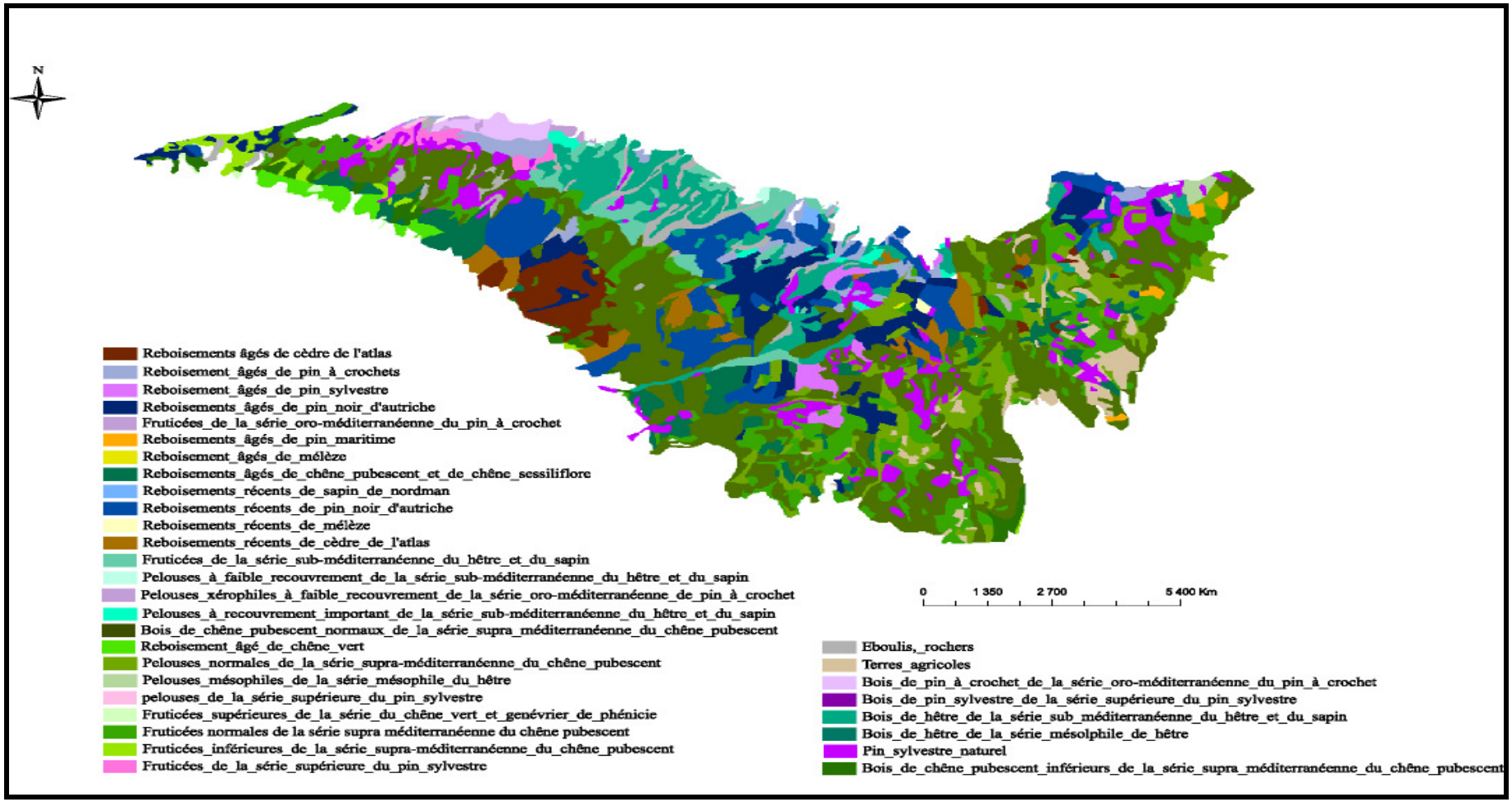


Carte 8. Classification supervisée par le maximum de vraisemblance, à partir d'une image Spot 5, résolution 10 m, 2004, versant Sud de Mont Ventoux, les signatures spectrales de pin sylvestre et de mélèze sont éliminées du fichier spectral.

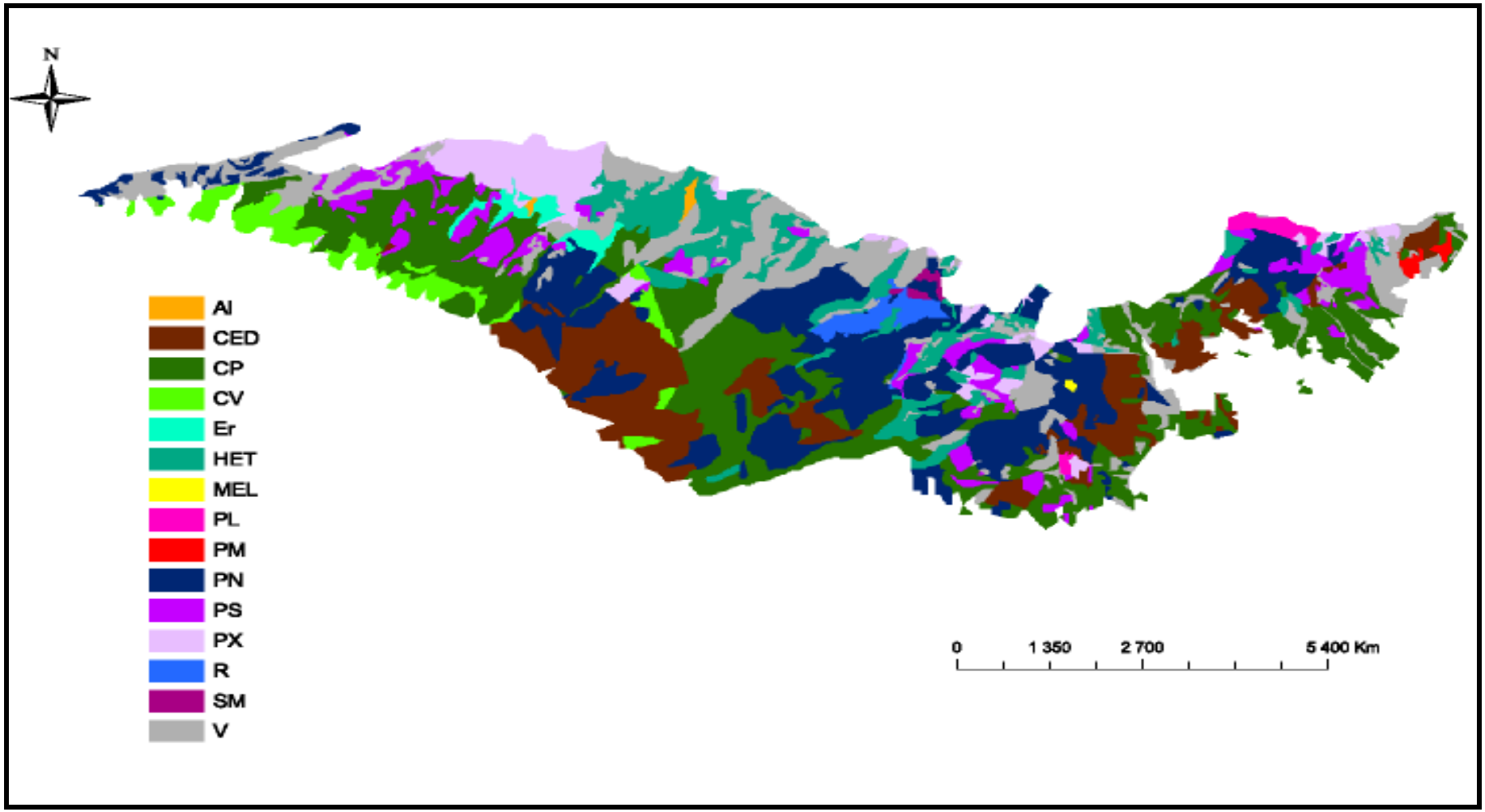


Annexe B. Données utilisées pour la validation de la carte de végétation

Carte 9. Carte de formations végétales principales de versant Sud de Mont Ventoux, faite par Guende, 1979.



Carte 10. Carte des espèces principales de la forêt de versant Sud de Mont Ventoux, faite par Jean Ladier, ONF.



Carte 11. Carte des peuplements forestiers de versant Sud de Mont Ventoux, IFN (Inventaire Forestier National) 2004

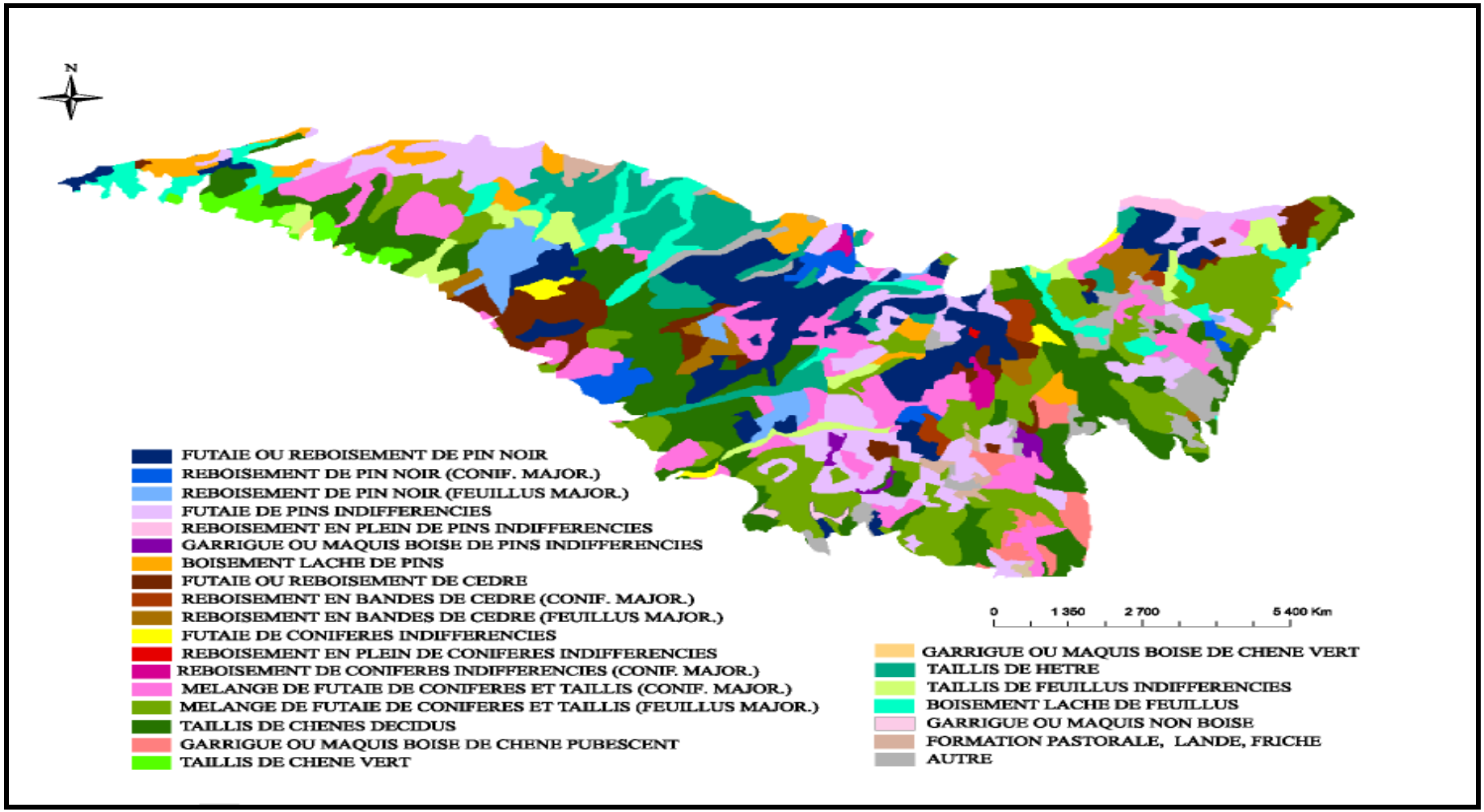


Tableau 27. Les questions de la gestion forestière et les solutions proposées par la technologie de la télédétection (Franklin, 2001).

Question de la gestion forestière	**la solution proposée par la technologie de télédétection**
Quelle est la distribution spatiale des couvertures forestières ? La composition en espèces ?	La télédétection peut être employée pour différencier des couvertures forestières sur la base de la structure forestière et de la composition en espèces.
Y a-t-il une manière rentable de tracer les changements annuels résultant des exploitations et des perturbations naturelles ?	La télédétection multitemporelle peut être employée pour séparer des traitements de gestion forestière (tels que des éclaircissements, des plantations), de nouvelles routes, de dommages dus aux insectes, de secteurs brûlés avec le temps.
Comment comparer les données de télédétection aux données collectées par l'inventaire forestier et stockées dans un SIG ?	Pour quelques attributs (ex. densité de peuplement) sur de vastes zones ou dans des peuplements forestier, l'information obtenue par les données de télédétection est compatible avec l'exactitude et la confiance accordées à la base de données du SIG. Pour d'autres attributs (par exemple : indice foliaire LAI) les données de télédétection sont de grandes valeurs.
Est-ce que c'est possible de tracer en détails dans chaque peuplement forestier, les écosystèmes dans lesquels des peuplements sont inclus et des secteurs entourant mon unité de gestion ?	Les données acquises de télédétection aux multiples échelles et résolutions peuvent être utilisées pour estimer sans interruption des conditions de la forêt à partir des parcelles, des peuplements jusqu'aux écosystèmes
Est-ce qu'on peut mesurer la fragmentation et la connexité des habitats ?	La structure des paysages peut être mesurée à partir des données de télédétection.
Quelle est la meilleure manière de surveiller la production de forêt ?	Les données de télédétection aident à évaluer très précisément les variables (ex. LAI, Biomasse) par la vérification et la validation des modèles de fonctionnement des écosystèmes

Tableau 28. Validation des cartes obtenues par classification en comparaison avec le relevé du terrain.

			La validation de la classification supervisée à partir des données du terrain			
Les échantillons sont faits à la base des polygons de la carte IFN, sont només par le nom de l'espèce dominanate de la polygon correspondant dans la classification						
Définitions						
bien	Quand les espèces présentes sur le terrain correspondent à celles de la classification pour une zone considérée					
mauvais	Quand l'espèce dominante sur le terrain ne correspond pas à celle de la classification					
Nº zone	**X (Lambert I**	**(Lambert II**	**Relevés de terrain**	**Classif., image 2,5m**	**Classif., image 5m**	**Classif., image 10m**
1 PN	843157,904	209762,870	PN est major., CED est important, peu du HET	mauvais	mauvais	mauvais
2 PN	843778,280	209593,671	Reboisement en PN, un peu du PS	bien	bien	bien
3 PN	843510,544	209512,443	Mélange des PN et CED	bien	bien	bien
4 PN	843582,830	209019,126	PN est major., un peu des CP, PS et CED	bien	bien	bien
5 PN	843936,098	209255,354	Mélange des PN et PS	mauvais	mauvais	mauvais
6 PN	843662,214	209400,411	PN est major., un peu du CED, très peu du HET	bien	bien	bien
7 PN	842732,799	208374,965	PN est major., CED est important, un peu du CP	bien	mauvais	mauvais
8 PN	841025,921	208193,637	Mélange des HET, PS, PA et PN, HET est major.	mauvais	mauvais	mauvais
9 PN	840919,259	207863,794	PN est major., CED est important, un peu des PS et HET	bien	bien	bien
10 PN	841221,391	207051,086	Reboisement en PN, un peu des PS et CED	bien	bien	bien
11 PN	840679,785	207083,441	Reboisement en PN	bien	bien	bien
12 PN	841000,006	206076,851	Mélange des PN, PS, CP, Sapin et CED	bien	bien	bien
13 PN	840143,165	209102,544	Reboisement en PN, HET est en sous étage, un peu du PA	bien	bien	bien
14 PN	839786,380	208193,236	Mélange des PN et HET	mauvais	mauvais	mauvais
15 PN	837459,919	207791,166	PN est major., HET est en sous étage, un peu du CP	mauvais	mauvais	mauvais
16 PN	837100,651	208634,174	PN est major., peu du CP est entre ligne, peu du HET	mauvais	mauvais	mauvais
17 PN	837142,177	208420,451	Reboisement en PN et PS, HET et CP sont entre lignes	bien	bien	bien
18 PN	837613,313	207123,274	Mélange des PN, HET, CP et CED	mauvais	mauvais	mauvais
19 PN	836739,076	207441,953	PN est major., CP est important, un peu du CED, très peu du HET	bien	bien	bien
20 PN	834818,499	205960,463	PN est major., CED est important, présence du CP	bien	bien	bien

21 PN	834345,357	207665,250	PN est major., CED est important, un peu des CP et HET	bien	bien	bien
22 PN	837206,434	205180,328	PN est major., CED est important, présence du CP	bien	bien	bien
23 PN	833502,271	208958,197	Reboisement en PN, présence des CP et CV	mauvais	mauvais	mauvais
24 M PN+	840113,149	204198,579	Grande formation pastorale	mauvais	mauvais	mauvais
25 PN	838622,297	203113,577	Garrigue du CP, présnce des PN et PS	mauvais	mauvais	mauvais
26 M PN+	840402,364	204615,444	Sol nu, très peu du PS	bien	bien	mauvais
27 M PN+	840551,339	204581,991	Sol nu, très peu du PS	mauvais	mauvais	mauvais
28 PN	832452,861	210015,046	Mélange des PS, PN, CP et CED	bien	bien	bien
29 PN	837576,947	205990,580	PN est major., un peu des CP et CED	bien	bien	bien
30 PS	831643,080	211805,748	Mélange des PA, PS, CED et CP, PA est major.	mauvais	mauvais	mauvais
31 PS	Manqué	Manqué	PN est major., présence de genévrier, un peu du PS	mauvais	mauvais	mauvais
32 PS	830304,022	210788,509	PS est major., PN et CP sont importants, un peu du CED	bien	bien	bien
33 PS	829934,432	211173,778	PN est major., PS et Genévrier sont importants	mauvais	mauvais	mauvais
34 PA	833232,064	211391,638	PA est major., présence du PS	bien	bien	bien
35 CED	834544,372	206780,888	Mélange des CED, PN, PS et CP, CED est major.	bien	bien	bien
36 CED	834546,590	208645,638	CED est major., présence du PN	bien	bien	bien
37 CED	834329,576	208907,196	PN est major., un peu du CED	mauvais	mauvais	mauvais
38 CED	832947,040	208506,978	CED est major., un peu du PN	bien	bien	bien
39 CED	832579,884	208536,481	Reboisement en CED, Taillis de CP est major, présence du PN	bien	bien	bien
40 CED	836347,485	207370,370	CED est major., présence importante du CP entre lignes	bien	bien	bien
41 CED	841716,861	207354,042	CED est major., PS est important, présence des PN et CP	bien	bien	bien
42 CED	841221,299	206586,285	Reboisement de CED, Taillis de CP est major, très peu de PN et PS	mauvais	mauvais	mauvais
43 CED	841611,730	208041,619	PS est major., CED et HET sont importants, un peu du PN	mauvais	mauvais	mauvais
44 CED	843256,243	209290,296	Mélange des PN, PS et CED, CED est de petit âge	bien	bien	bien
45 CED	843182,035	209358,994	Reboisement en CED de petit âge, CP est major., HET est important	mauvais	mauvais	mauvais
46 CED	844640,625	209753,503	CED est major., présence du PS	mauvais	mauvais	mauvais
47 CED	845823,943	210389,600	Reboisement à faible densité en CED, très peu des PN et PS	mauvais	mauvais	mauvais
48 CED	840360,036	204901,346	Régénération du PS	mauvais	mauvais	mauvais
49 CP	843661,716	207585,469	Mélange des CP et HET, CP est major.	bien	bien	bien
50 CP	844607,549	206420,477	CP est major., présence des PS et PN, très peu du HET	bien	bien	bien
51 CP	844499,840	205695,632	Taillis de CP	bien	bien	bien
52 CP	843151,907	206686,181	Mélange de futaie des PN et PS	mauvais	mauvais	mauvais
53 CP	843256,674	205383,916	CP est major., CED est imprtant, un peu des PS et PN, Genévrier	bien	bien	bien

54 CP	841775,552	204422,004	CP est major., un peu du PS	bien	bien	bien
55 CP	842006,329	202386,053	CP est major., un peu du PS, très peu du PN	bien	bien	bien
56 CP	840733,966	202912,595	CP est major., très peu des PN et CED	bien	bien	bien
57 CP	841144,454	203493,038	CP est major., un peu des PS et Genévrier	bien	bien	bien
58 CP	838756,221	203139,278	Mélange des CP, PS, PN et CED, CP est major.,	mauvais	mauvais	mauvais
59 CP	839550,196	204133,899	CP est major., PN est important	bien	bien	bien
60 CP	837169,473	204580,396	PN est major., présence du CP, un peu du CED	mauvais	mauvais	mauvais
61 CP	837109,782	204668,327	Mélange des CP, PS, PN, CED et CV, CP est major.,	bien	bien	bien
62 CP	836459,318	204291,444	Mélange des CP, PS, PN et CED, CP est major.,	bien	bien	bien
63 CP	837027,458	204911,951	Mélange des CP, PS et CED, CP est major.	bien	bien	bien
64 CP	835856,100	207131,976	CP est major., CED est important, peu des PN, PS et H	bien	bien	bien
65 CP	837072,718	206697,219	CP est major., un peu des PN et H	bien	bien	bien
66 CP	832728,662	209330,390	CP est major., un peu des PN et PS, très peu du CED	bien	bien	bien
67 CP	209429,451	832280,200	CP est major., CV est important, peu des PN et PS, très peu du CED	bien	bien	bien
68 CP	831515,811	210840,368	CP est major., un peu des PN et PS	bien	bien	bien
69 CP	831116,593	210898,605	CP est major., très peu des PN, PS et Genévrier	bien	bien	bien
70 CP	830187,257	210659,524	CP est major., PS et PN sont importants, peu des CV et CED	bien	bien	bien
71 CP	829546,838	210522,438	CV est major., peu du CP	mauvais	mauvais	mauvais
72 CP	829539,990	211079,967	Mélange des CP et PN	mauvais	mauvais	mauvais
73 CP	829916,333	212040,555	Mélange des CP, PN, PS et CV, CP est major.	bien	bien	bien
74 CP	841721,664	205819,872	Garrigue du CP avec beucoup de Genévrier, présence de PN et PS	bien	bien	bien
75 CP	842274,116	205249,830	CP est major., présence des PN et PS	bien	bien	bien
76 CP	842447,963	202376,910	Sol nu, présence du CP	mauvais	mauvais	mauvais
77 CP	841761,907	202993,700	Garrigue de CP, présence des PN et PS	bien	bien	bien
78 CP	841269,317	203963,329	CP est major., un peu des PS et Genévrier	bien	bien	bien
79 M CP+	837482,304	204267,459	Mélange des CED, PN et CP	mauvais	mauvais	mauvais
80 CP	838964,346	203801,672	Mélange des CP, PN et PS	mauvais	mauvais	mauvais
81 CP	838451,931	204444,511	Mélange des CP, PS et PN, CP est major.	mauvais	mauvais	mauvais
82 CP	841495,495	205305,378	Mélange des CED, PN, PS et CP, CED est major.,	mauvais	mauvais	mauvais
83 M CP+	840040,757	203850,222	Mélange des CP, PS et PN, CP est major.	bien	bien	bien
84 CP	841269,317	203963,329	CP est major., un peu des PS et Genévrier	bien	bien	bien
85 CV	832458,545	208778,936	Mélange des CP et CV, CV est major.,	bien	bien	bien
86 CV	832399,788	209221,138	CV est major., un peu des PS et CP	bien	bien	bien
87 CV	830702,777	209753,615	CV est major., un peu des PS et PN, présence du CP	bien	mauvais	bien

88 CV	830317,474	210025,170	Taillis de CV	bien	bien	bien
89 CV	829938,683	210308,673	Versant nord-ouest PS et PN, Versant sud CV et CP	mauvais	mauvais	mauvais
90 CV	830104,782	210415,557	CV est major., un peu des CP, PS et PN	bien	bien	bien
91 CV	829721,441	210480,739	CV est major., un peu des CP, PS et PN	bien	mauvais	bien
92 CV	829238,825	210782,693	CV est major., PS est important, un peu des CP et PN	bien	mauvais	mauvais
93 HET	841354,837	208442,274	CP	mauvais	mauvais	mauvais
94 HET	838040,115	207062,723	CP+PS (partie haute), HET (partie basse)	bien	bien	bien
95 HET	843128,859	210082,866	HET	bien	bien	bien
96 HET	842457,423	209272,480	Mélange de CP et HET, CP est major.,	mauvais	mauvais	mauvais
97 HET	840257,157	208784,419	Mélange du HET, PS et PN, HET est major.	bien	bien	bien
98 HET	838824,236	208101,038	Mélange des HET, PS, PN et un peu de CP, HET est major.	bien	bien	bien
99 HET	838942,336	207774,184	Taillis de HET	bien	bien	bien
100 HET	839071,240	209154,560	HET est major., un peu du PN	bien	bien	bien
101 HET	840272,705	209443,412	HET est major., un peu des PN et PS	bien	bien	bien
102 HET	838966,628	209829,867	HET est à densité faible, le sol nul est dominant	bien	bien	bien
103 HET	838110,899	208597,200	Taillis de HET	bien	bien	bien
104 HET	837137,935	208541,572	Taillis de HET	bien	bien	bien
105 HET	836688,273	208232,635	HET est major., un peu du PN, très peu du CP	bien	bien	bien
106 HET	834926,977	208771,749	CP est major., un peu des PN et PS	mauvais	mauvais	mauvais
107 HET	835871,248	210945,305	Taillis de HET	bien	bien	bien
108 HET	833715,644	210297,044	Mélange des CP, HET, PS et PA, CP est major.	mauvais	mauvais	mauvais
109 HET	834126,715	210026,581	Mélange des CP, HET, PS et Erable, CP est major.	mauvais	mauvais	mauvais
110 MEL	840705,316	207589,176	Mélèze est major., un peu des PN et PS	bien	bien	bien

	Bien	**Mauvais**	**Validation %**
classification - image 2,5 m	73	37	66,3636364
classification - image 5 m	69	41	62,7272727
classification - image 10 m	70	40	63,6363636

Annexe C. Histogramme des signatures spectrales utilisées dans la classification

Figure 64. Le spectre électromagnétique et les systèmes de télédétection (Girard et Girard, 1999).

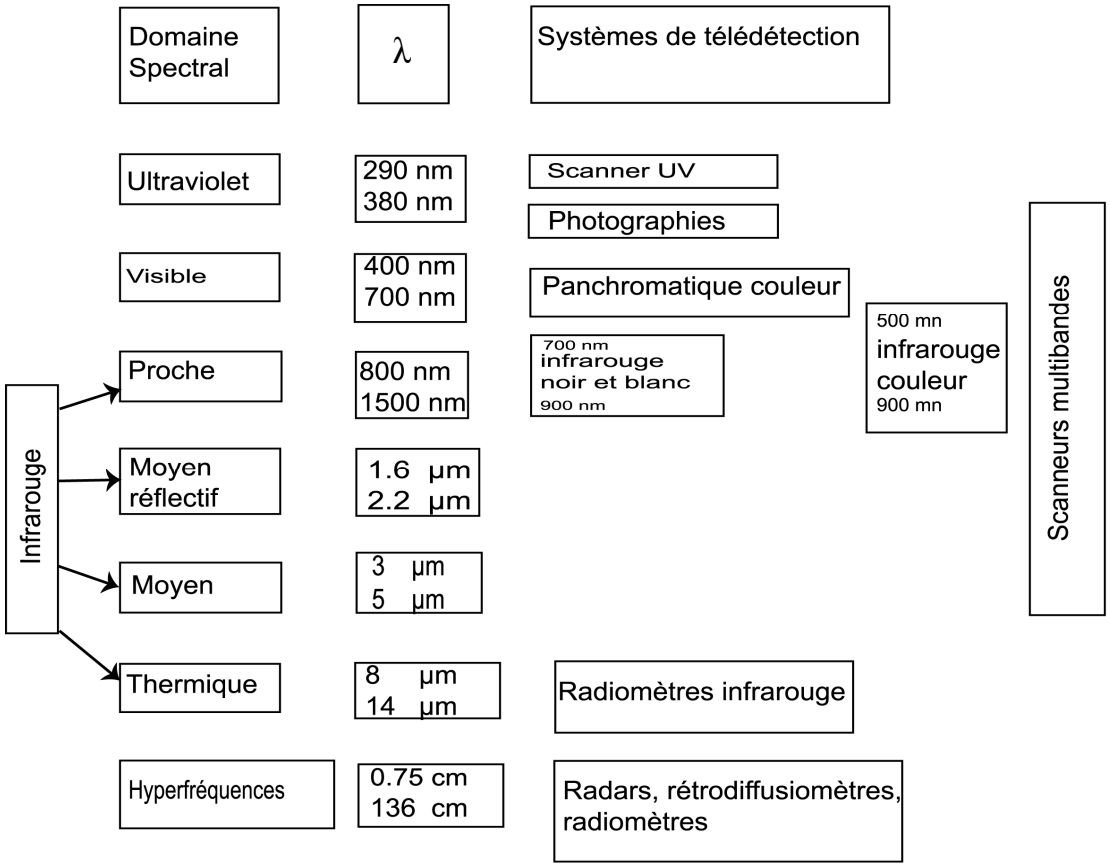


Figure 65. Histogramme des signatures des conifères en fonction de bande spectrales et de la résolution spatiale.

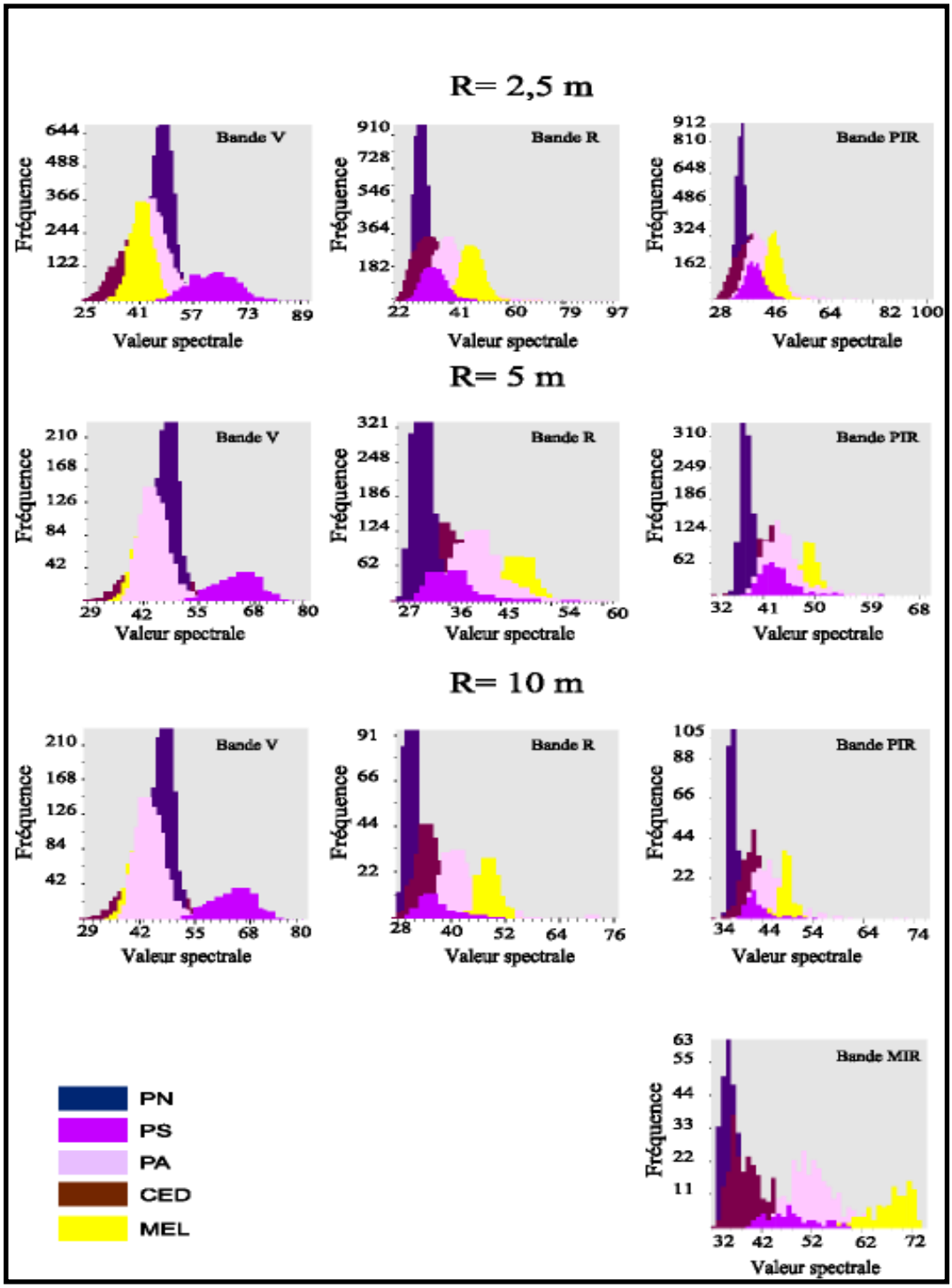


Figure 66. Histogramme des signatures des feuillus en fonction de bande spectrale et de résolution spatiale.

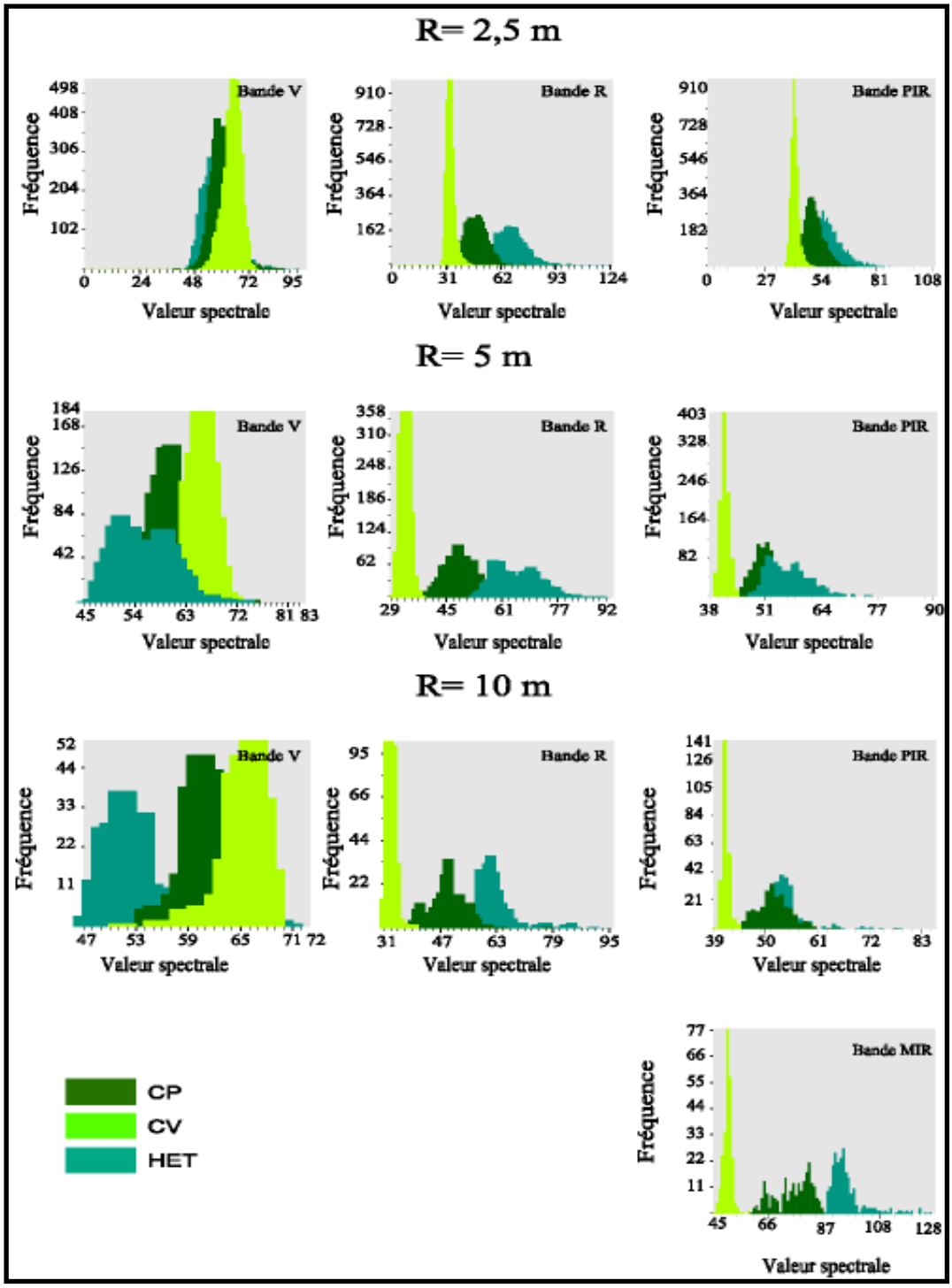


Figure 67. Comparaison entre l'histogramme des signatures des conifères et celui de signatures des feuillus dans la bande verte, selon la résolution spatiale.

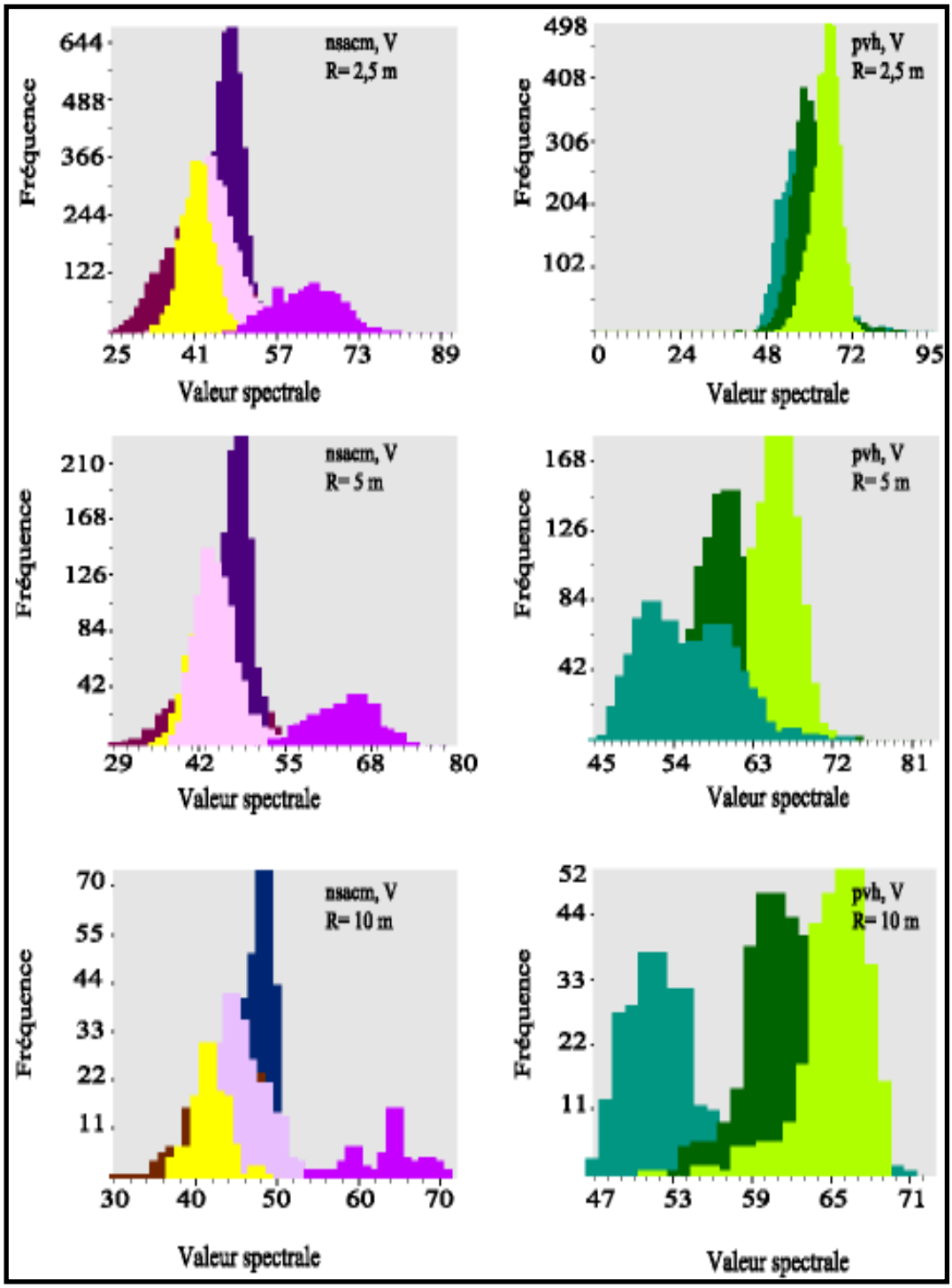
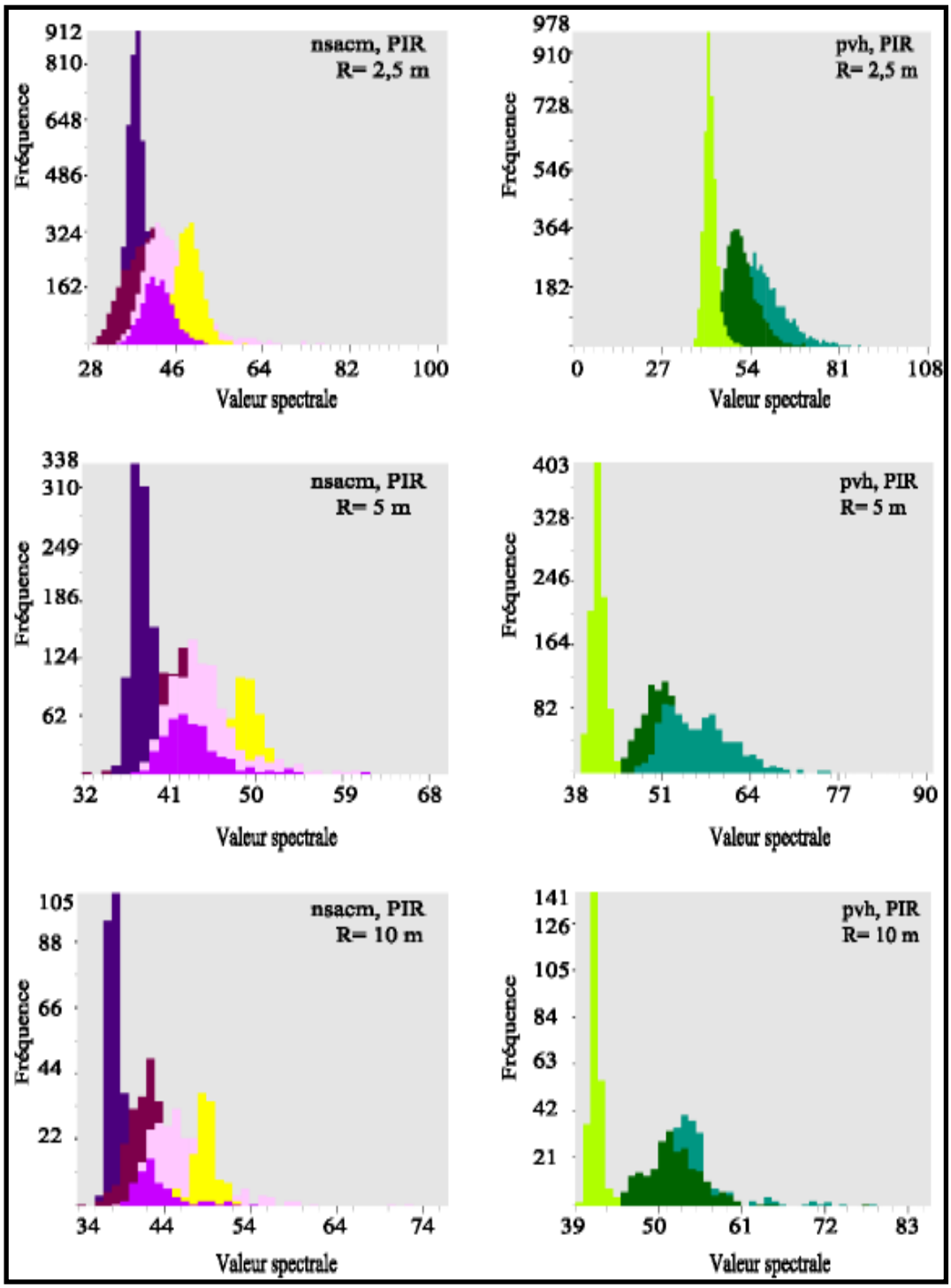
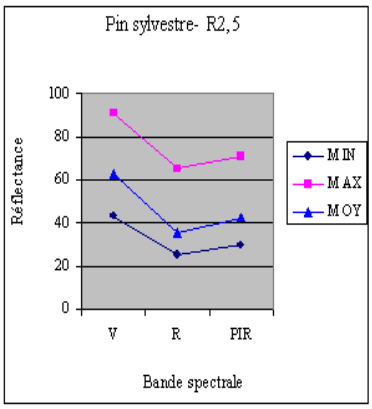


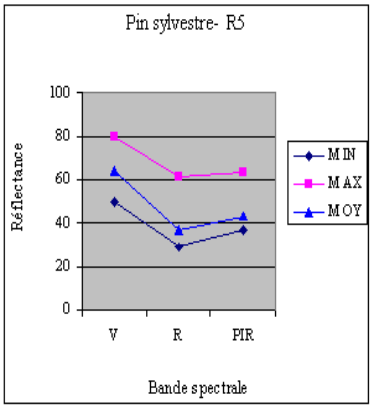
Figure 68. Comparaison entre l'histogramme des signatures des conifères et celui de signatures des feuillus dans la bande proche infra rouge, selon la résolution spatiale.

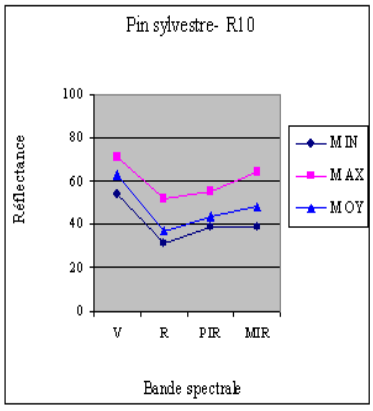


Annexe D. Analyse des propriétés spectrales des espèces forestières.

Figure 69. Propriété radiométrique, covariance des bandes spectrales de signature de pin sylvestre.



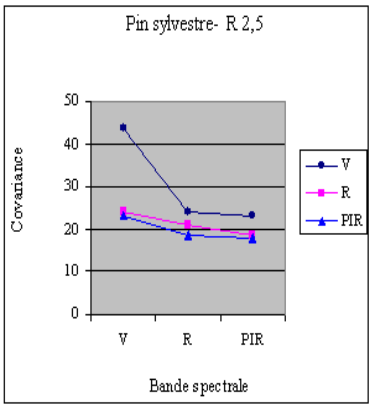


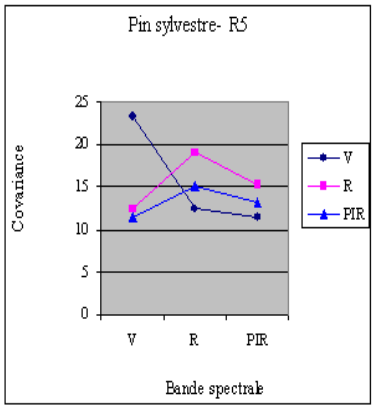


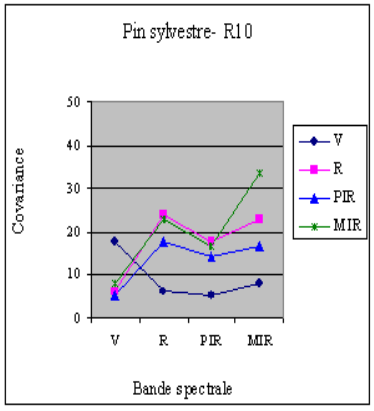
PS	MIN	MAX	MOY	Ecart-type
V	43	91	62,7	6,62
R	25	65	35,5	4,58
PIR	30	71	42,5	4,25

PS	MIN	MAX	MOY	Ecart-type
V	50	80	63,56	4,83
R	29	61	36,56	4,37
PIR	37	63	43,26	3,64

PS	MIN	MAX	MOY	Ecart-type
V	54	71	63,07	4,209
R	31	52	37	4,883
PIR	39	55	43,57	3,81
MIR	39	64	48,13	5,793





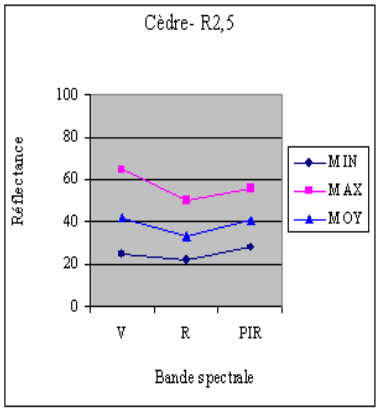


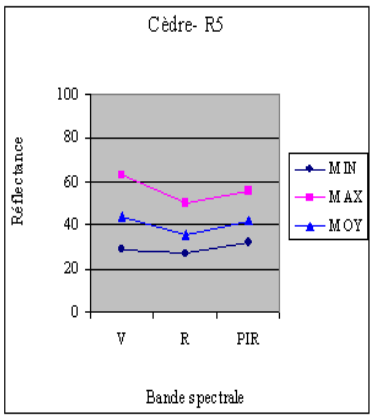
	Covariance		
PS	V	R	PIR
V	44	24	23,1
R	24	20,9	18,6
PIR	23	18,6	18,1

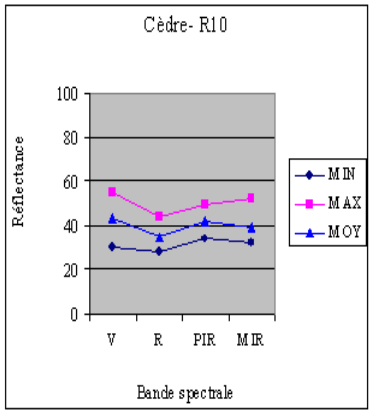
	Covariance		
PS	V	R	PIR
V	23,3	12,4	11,41
R	12,4	19,07	15
PIR	11,4	15,2	13,27

	Covariance			
PS	V	R	PIR	MIR
V	17,7	6,25	5,311	8,167
R	6,25	23,84	17,75	22,9
PIR	5,31	17,75	14,51	16,572
MIR	8,17	22,9	16,57	33,556

Figure 70. Propriété radiométrique, covariance des bandes spectrales de signature de cèdre.



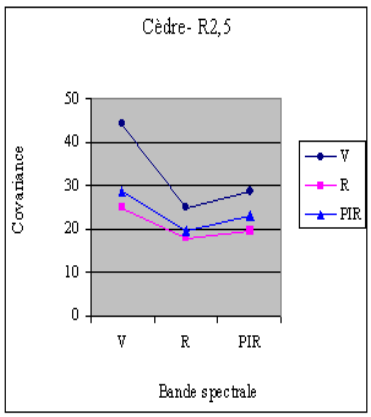


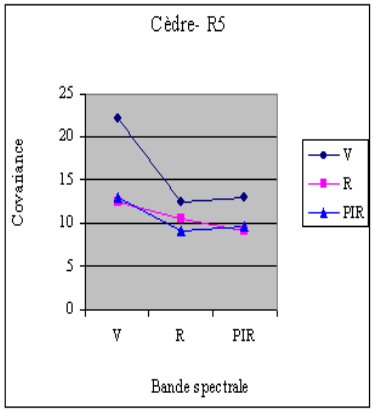


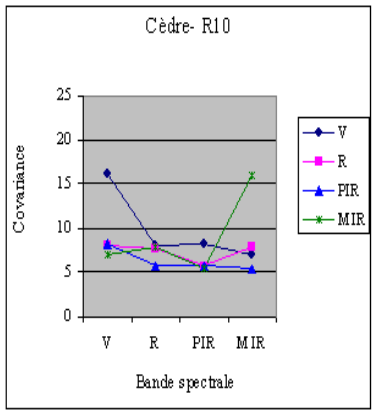
CED	MIN	MAX	MOY	Ecart-type
V	25	65	41,84	6,65
R	22	50	33,2	4,24
PIR	28	56	40,34	4,8

CED	MIN	MAX	MOY	Ecart-type
V	29	63	44,08	4,71
R	27	50	35,23	3,25
PIR	32	56	42,26	3,11

CED	MIN	MAX	MOY	Ecart-type
V	30	55	43,44	4,024
R	28	44	34,93	2,76
PIR	34	50	41,92	2,397
MIR	32	52	39,44	4,009





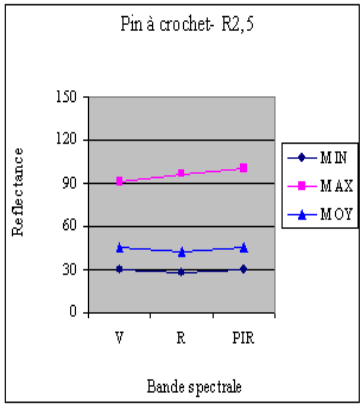


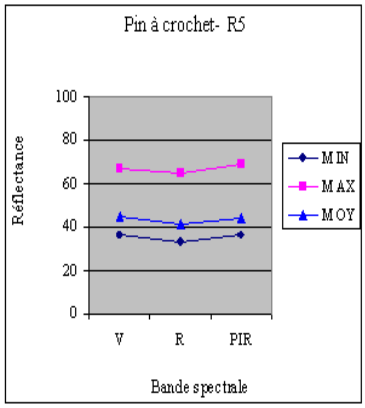
	Covariance		
CED	V	R	PIR
V	44,2	24,99	28,64
R	25	17,94	19,53
PIR	28,6	19,53	23,02

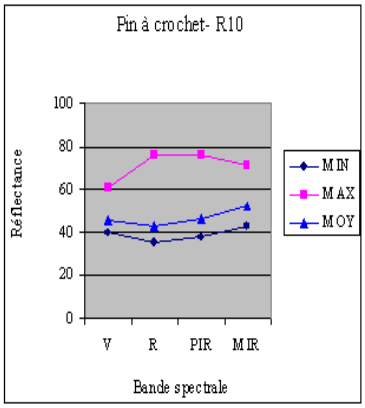
	Covariance		
CED	V	R	PIR
V	22,2	12,42	13,01
R	12,4	10,58	9,14
PIR	13	9,14	9,68

	Covariance			
CED	V	R	PIR	MIR
V	16,2	8,08	8,194	6,972
R	8,08	7,617	5,689	7,827
PIR	8,19	5,689	5,748	5,334
MIR	6,97	7,827	5,334	16,07

Figure 71. Propriété radiométrique, covariance des bandes spectrales de signature de pin à crochet.



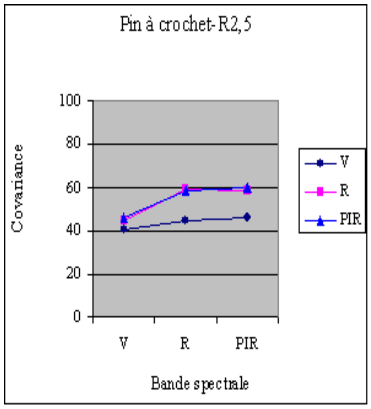


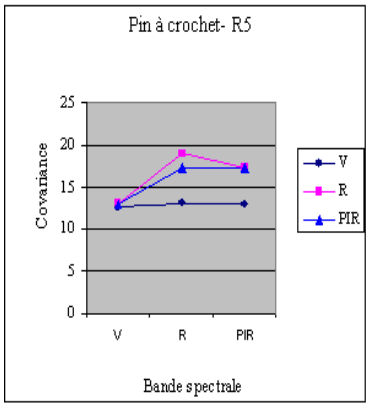


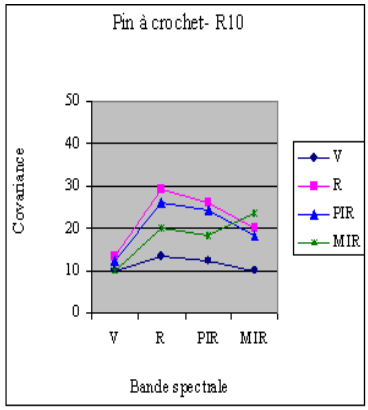
PA	MIN	MAX	MOY	Ecart-type
V	30	91	45,44	6,39
R	28	97	42,55	7,691
PIR	30	101	45,59	7,73

PA	MIN	MAX	MOY	Ecart-type
V	36	67	44,55	3,54
R	33	65	41,17	4,36
PIR	36	69	44,3	4,15

PA	MIN	MAX	MOY	Ecart-type
V	40	61	45,76	3,182
R	35	76	42,9	5,411
PIR	38	76	46,16	4,938
MIR	43	71	52,05	4,877





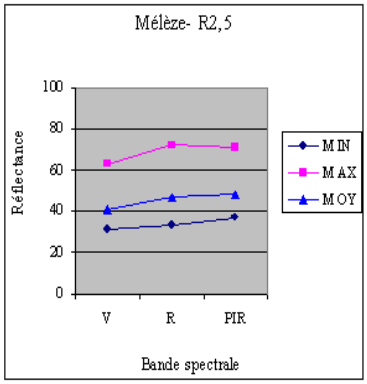


	Covariance		
PA	V	R	PIR
V	40,9	45,01	46,23
R	45	59,16	58,53
PIR	46,2	58,54	59,77

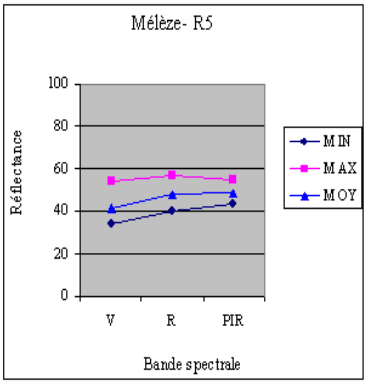
	Covariance		
PA	V	R	PIR
V	12,5	13,05	12,92
R	13,1	19,03	17,3
PIR	12,9	17,3	17,2

	Covariance			
PA	V	R	PIR	MIR
V	10,1	13,25	12,28	9,883
R	13,2	29,28	25,85	19,872
PIR	12,3	25,85	24,38	18,189
MIR	9,88	19,87	18,19	23,781

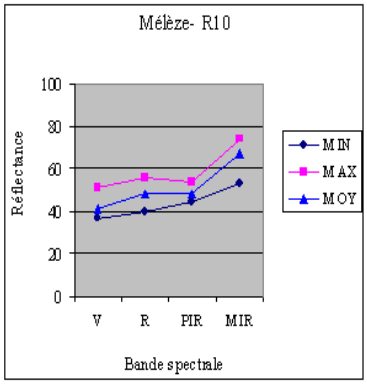
Figure 72. Propriété radiométrique, covariance des bandes spectrales de signature de pin à crochet.



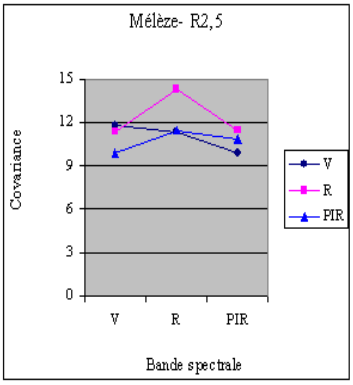
MEL	MIN	MAX	MOY	Ecart-type
V	31	63	41	3,43
R	33	72	47	3,78
PIR	37	71	48	3,29



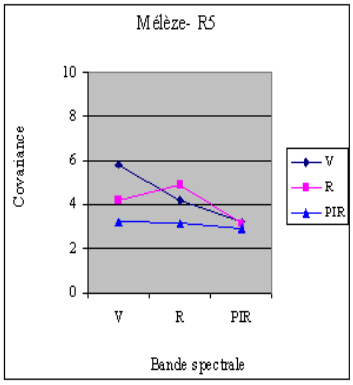
MEL	MIN	MAX	MOY	Ecart-type
V	34	54	41,35	2,41
R	40	57	47,86	2,23
PIR	43	55	48,55	1,7



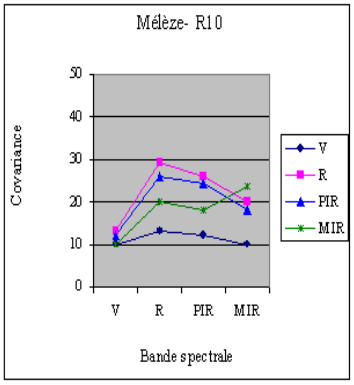
MEL	MIN	MAX	MOY	Ecart-type
V	37	51	41,41	2,249
R	40	56	47,81	2,3
PIR	44	54	48,37	1,566
MIR	53	74	67,17	4,316



	Covariance		
MEL	V	R	PIR
V	11,8	11,37	9,91
R	11,4	14,3	11,49
PIR	9,91	11,49	10,79

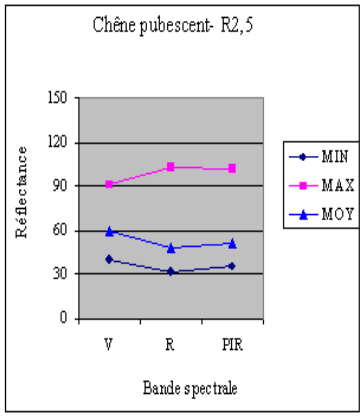


	Covariance		
MEL	V	R	PIR
V	5,83	4,2	3,205
R	4,2	4,91	3,18
PIR	3,21	3,18	2,9

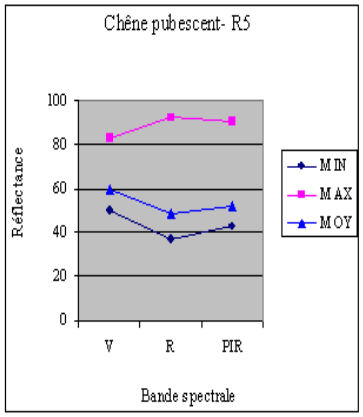


	Covariance			
MEL	V	R	PIR	MIR
V	10,1	13,25	12,28	9,883
R	13,2	29,28	25,85	19,872
PIR	12,3	25,85	24,38	18,189
MIR	9,88	19,87	18,19	23,781

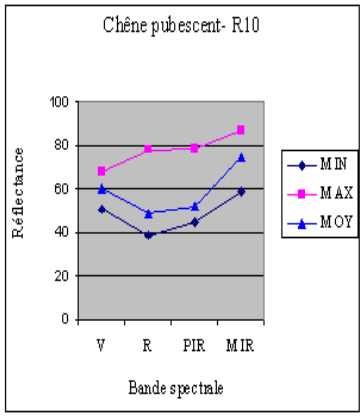
Figure 73. Propriété radiométrique, covariance des bandes spectrales de signature de chêne pubescent.



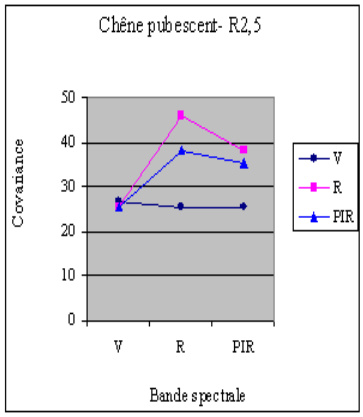
CP	MIN	MAX	MOY	Ecart-type
V	40	91	60,04	5,18
R	31	103	48,49	6,789
PIR	35	102	51,42	5,94



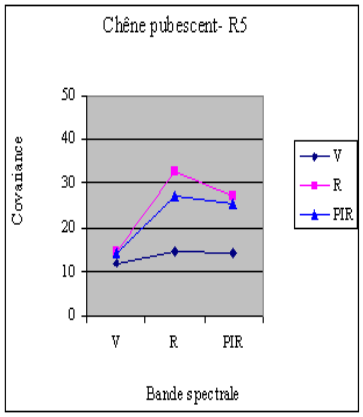
CP	MIN	MAX	MOY	Ecart-type
V	50	83	60,06	3,46
R	37	92	48,92	5,71
PIR	43	90	51,95	5,04



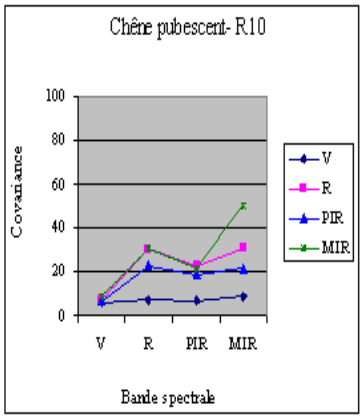
CP	MIN	MAX	MOY	Ecart-type
V	51	68	60,2	2,48
R	39	78	48,88	5,517
PIR	45	79	51,84	4,371
MIR	59	87	74,95	7,11



	Covariance		
CP	V	R	PIR
V	26,8	25,57	25,58
R	25,6	46,09	38,17
PIR	25,6	38,17	35,26

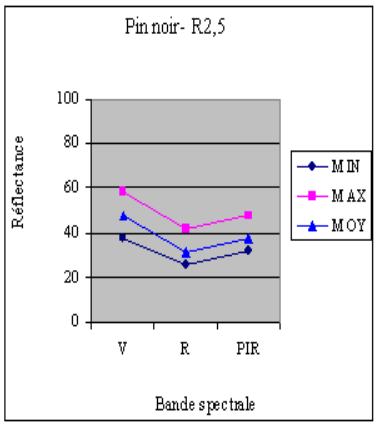


	Covariance		
CP	V	R	PIR
V	12	14,63	14,33
R	14,6	32,64	27,24
PIR	14,3	27,24	25,38

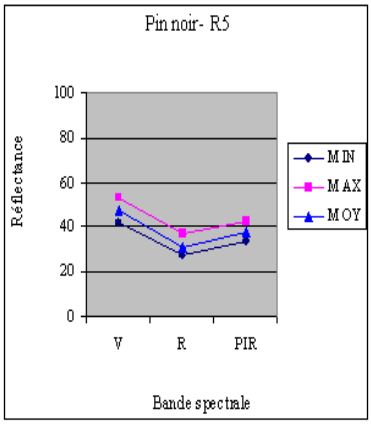


	Covariance			
CP	V	R	PIR	MIR
V	6,15	7,172	6,398	9,006
R	7,17	30,44	22,62	30,93
PIR	6,4	22,62	19,11	21,353
MIR	9,01	30,93	21,35	50,547

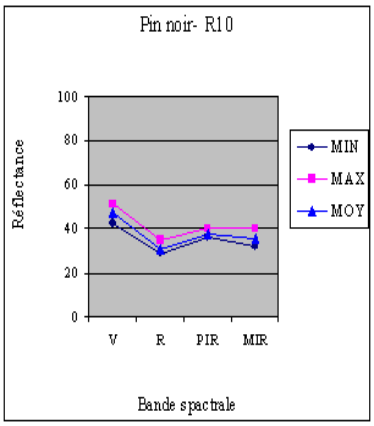
Figure 74. Propriété radiométrique de pin noir et de chêne vert.



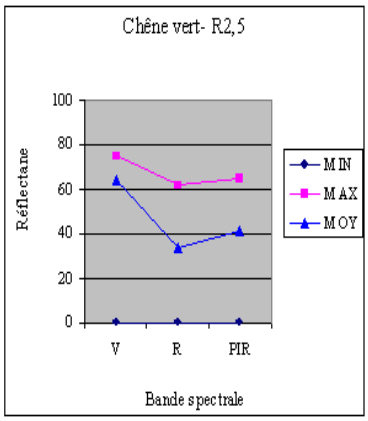
PN	MIN	MAX	MOY	Ecart-type
V	38	58	47,5	2,56
R	26	42	30,87	1,86
PIR	32	48	37,71	1,93



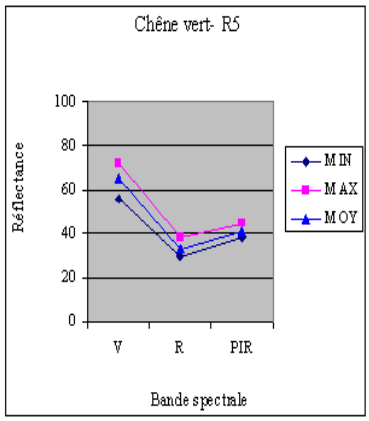
PN	MIN	MAX	MOY	Ecart-type
V	42	53	47,4	1,73
R	27	37	30,92	1,32
PIR	34	43	37,75	1,21



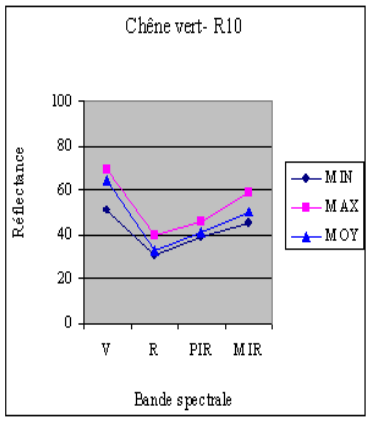
PN	MIN	MAX	MOY	Ecart-type
V	43	51	47,39	1,517
R	29	35	30,96	1,157
PIR	36	40	37,79	0,819
MIR	32	40	35,25	1,566



CV	MIN	MAX	MOY	Ecart-type
V	0	75	64,28	3,73
R	0	62	33,45	2,79
PIR	0	65	41,6	2,37



CV	MIN	MAX	MOY	Ecart-type
V	56	72	65,13	2,33
R	29	38	32,82	1,62
PIR	38	45	41,13	1,07



CV	MIN	MAX	MOY	Ecart-type
V	51	69	64,61	2,623
R	31	40	32,84	1,292
PIR	39	46	41,2	0,863
MIR	45	59	50,1	1,851

Annexe E. Indices de biodiversité et niveaux d'agrégation.

Figure 75. Effet de l'agrégation sur la mesure de la biodiversité intra agrégats, par l'indice de Shannon, dans trois zones géographiques différentes, pour les deux attributs (carte de composition en espèces ou Biodiversité et NDVI), et pour les deux cas de diversité : observée et aléatoire.

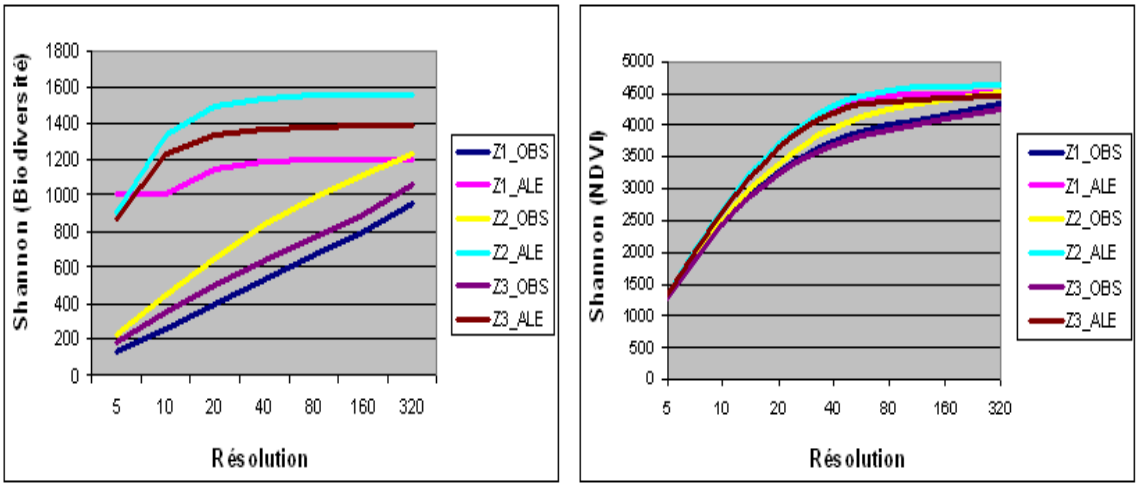


Figure 76. Effet de l'agrégation sur la mesure de la biodiversité intra agrégats, par l'indice de Shannon, sur une image de trois tailles différentes (T1= Z1, T2= T1/2, T3= T1/4), pour les deux attributs (carte de composition en espèces ou Biodiversité et NDVI), et pour les deux cas de diversité : observée et aléatoire.

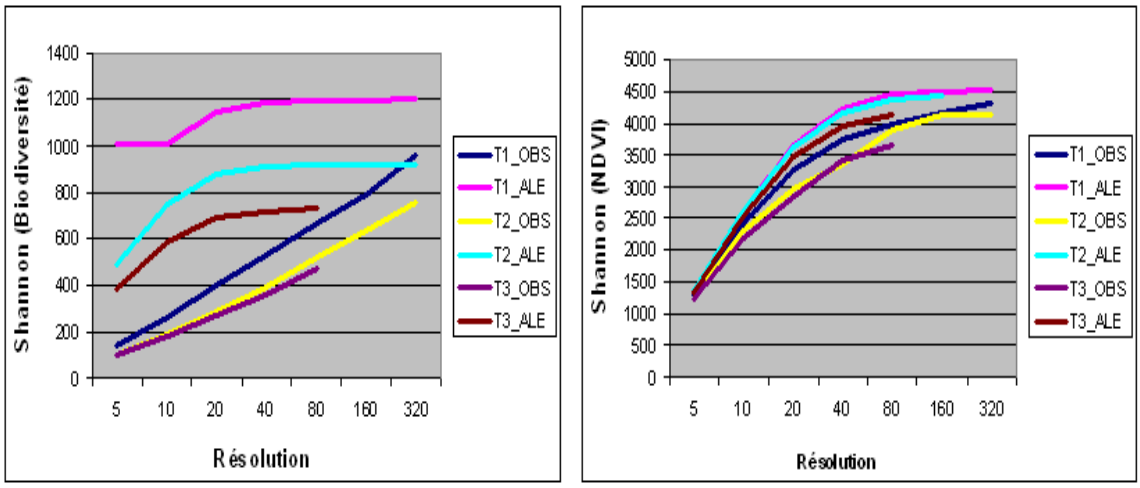


*Figure 77. Effet de l'agrégation sur la mesure de la biodiversité intra agrégats, par l'indice de Shannon, sur une image de deux formes différentes (*T2M= Carré, T2= rectangulaire*), pour les deux attributs (carte de composition en espèces ou Biodiversité et NDVI), et pour les deux cas de diversité : observée et aléatoire.*

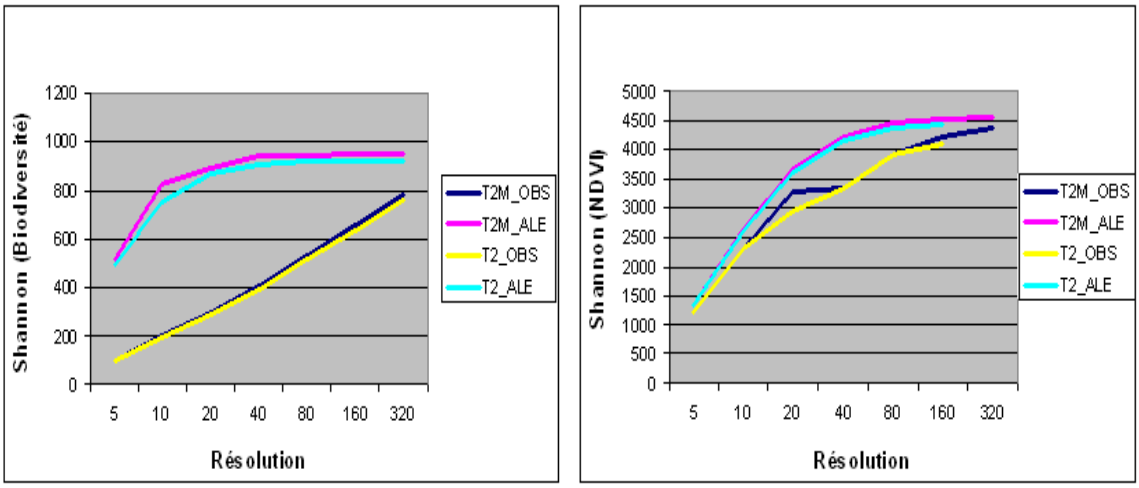


*Figure 78. Effet de l'agrégation sur la mesure de la biodiversité intra agrégats, par l'indice de Shannon, sur trois images de résolution initiale différente (*2,5, 5 et 10) m*, pour les deux attributs (carte de composition en espèces ou Biodiversité et NDVI), et pour les deux cas de diversité : observée et aléatoire.*

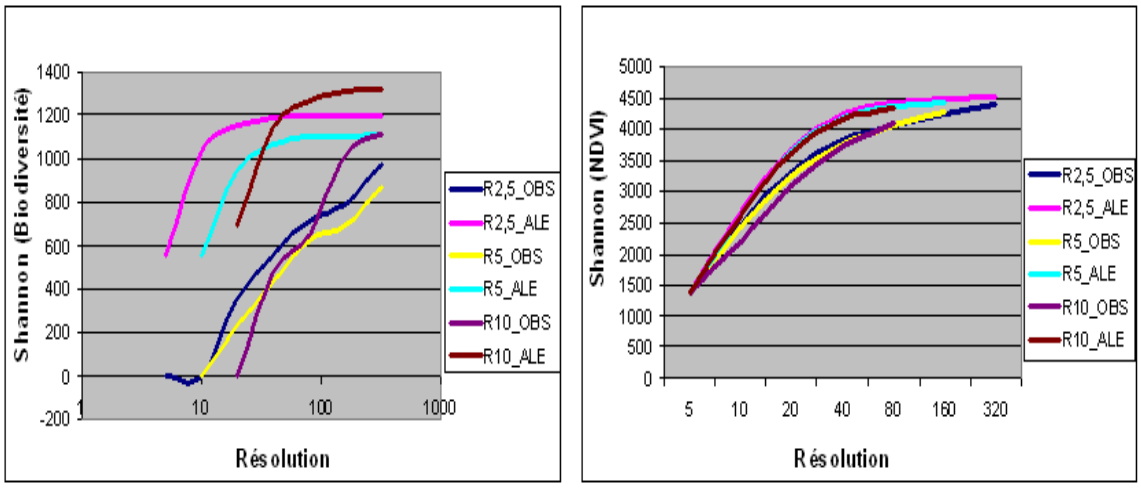


Figure 79. Perte relative de diversité (%) calculée avec l'indice de Simpson à traverse des échelles (m) dans différentes zones géographiques : cas de biodiversité et NDVI.

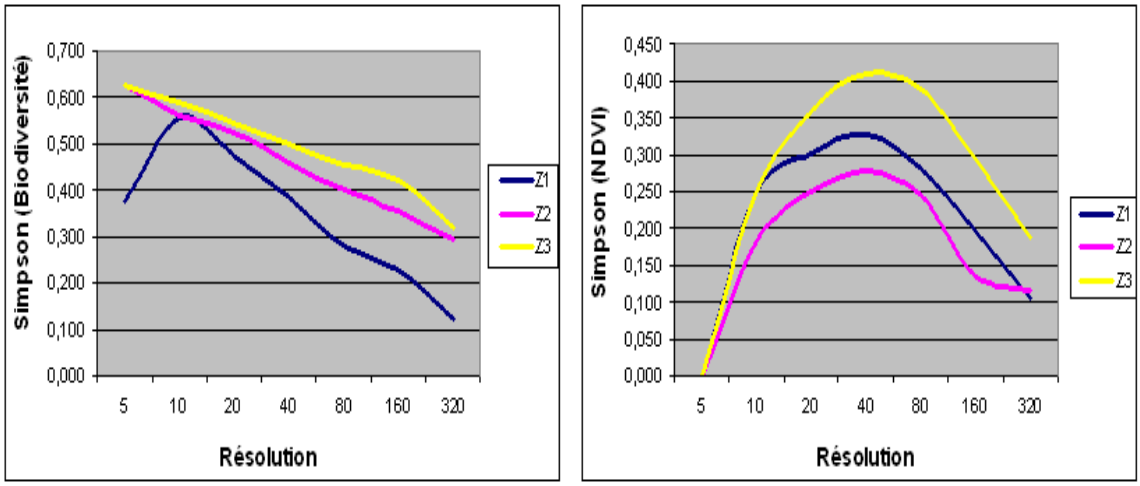


Figure 80. Perte relative de diversité (%) calculée avec l'indice de Simpson à traverse des échelles (m) pour trois images de différentes tailles qui représente la même zone géographique (T1= Z1, T2= T1/2, T3= T1/4): cas de composition en espèces ou biodiversité et NDVI.

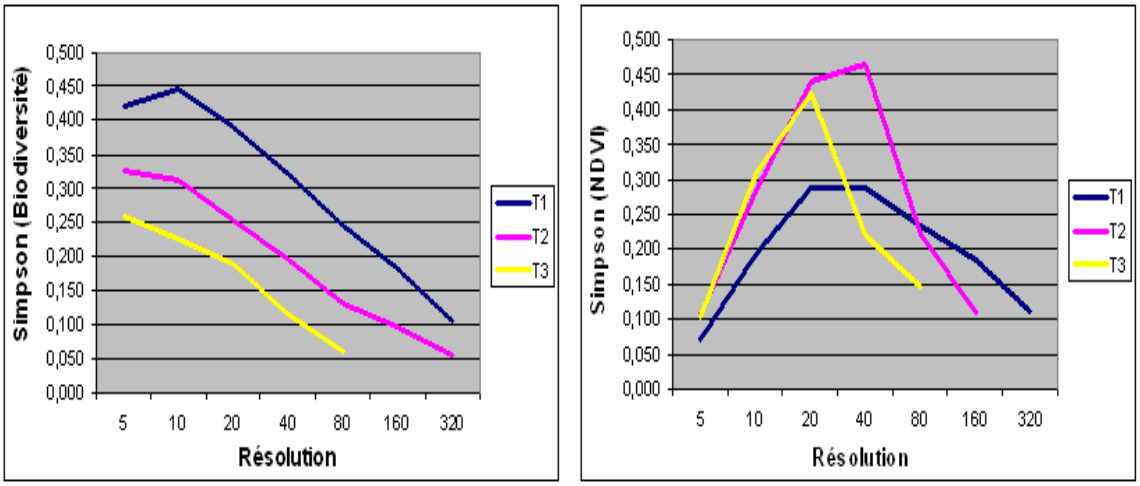


Figure 81. Perte relative de diversité (%) calculée avec l'indice de Simpson à traverse des échelles (m) pour deux images de différentes formes (T2M= Carré, T2= rectangulaire): Biodiversité et NDVI.

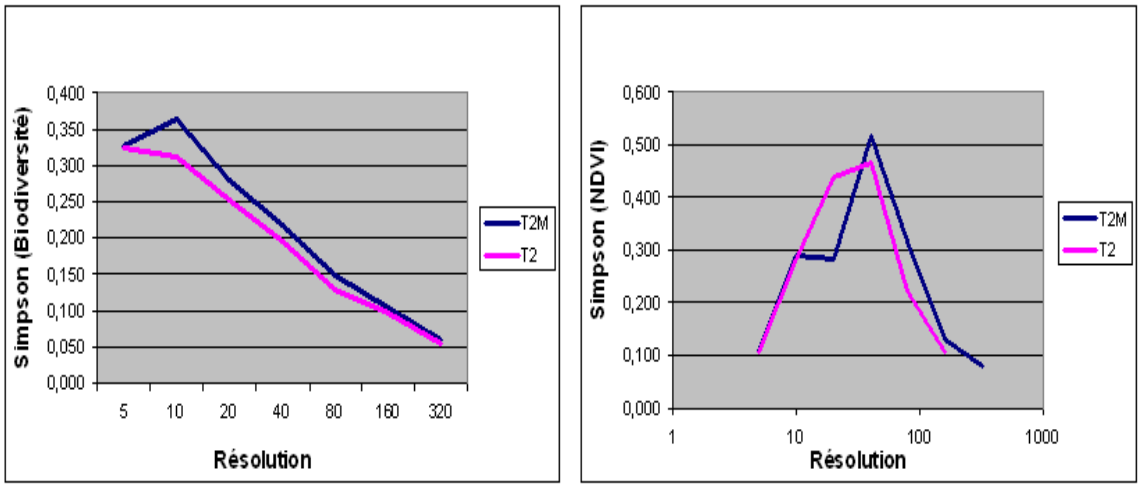


Figure 82. Perte relative de diversité (%) calculée avec l'indice de Simpson à traverse des échelles (m) pour la même zone géographique, mais avec des résolutions initiales différentes : cas de Biodiversité et NDVI.

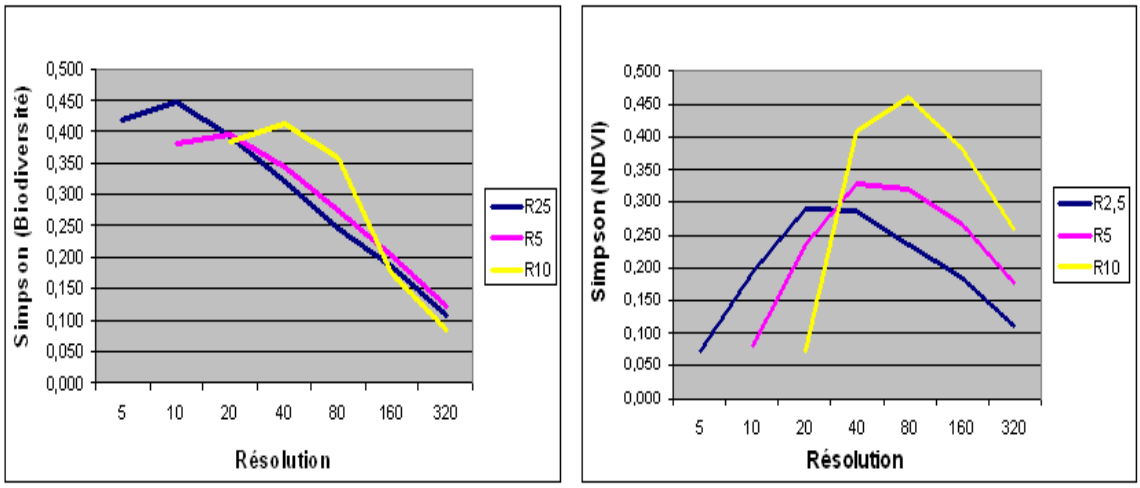


Figure 83. Gain relatif de diversité (%) calculée avec l'indice de Dominance à traverse des échelles (m) dans différentes zones géographiques : cas de biodiversité et NDVI.

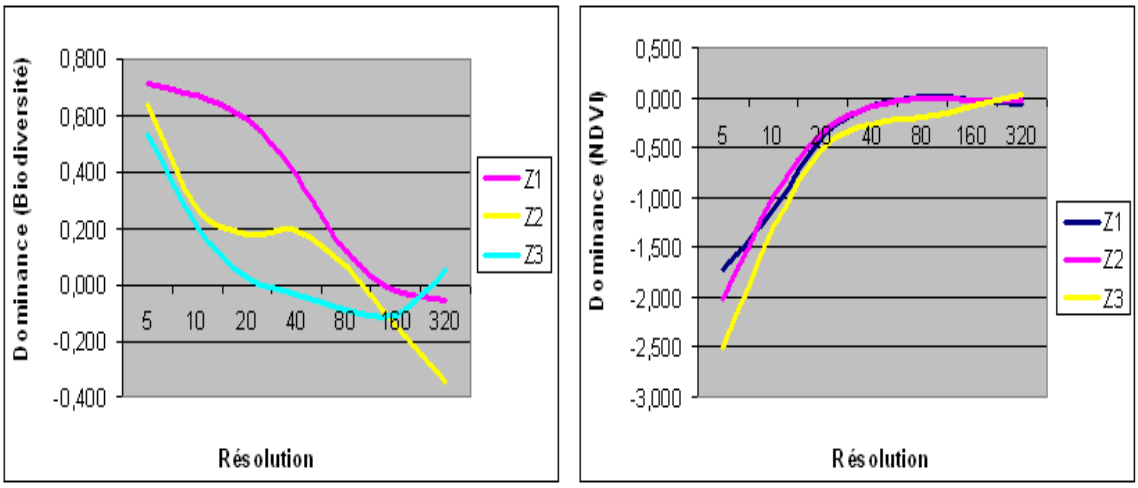


Figure 84. Gain relatif de diversité (%) calculée avec l'indice de Dominance à traverse des échelles (m) pour trois images de différentes tailles qui représente la même zone géographique (T1= Z1, T2= T1/2, T3= T1/4): cas de composition en espèces ou biodiversité et NDVI.

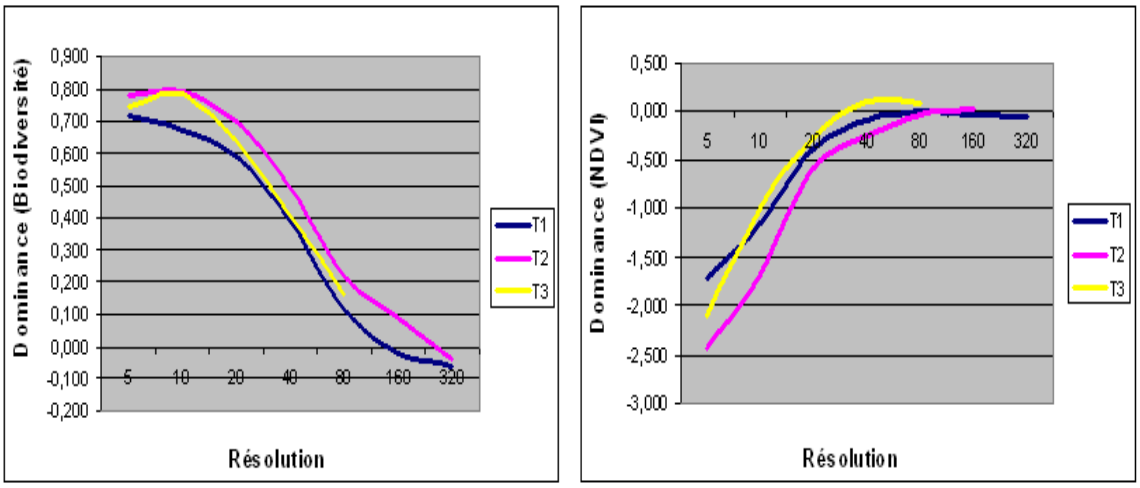


Figure 85. Perte relative de diversité (%) calculée avec l'indice de Dominance à traverse des échelles (m) pour deux images de différentes formes (T2M= Carré, T2= rectangulaire): Biodiversité et NDVI.

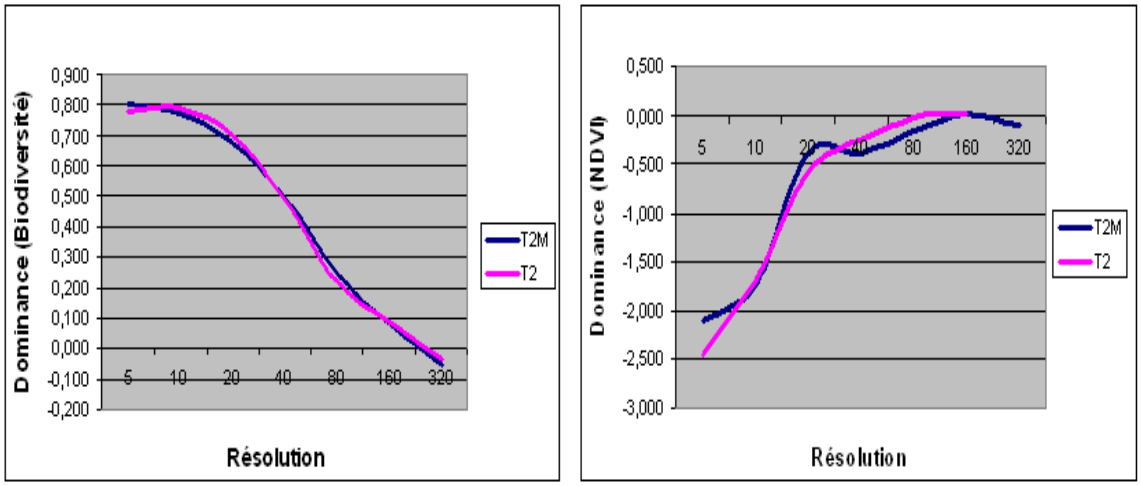


Figure 86. Perte relative de diversité (%) calculée avec l'indice de Dominance à traverse des échelles (m) pour la même zone géographique, mais avec des résolutions initiales différentes : cas de Biodiversité et NDVI.

