



Capacités et limites de la télédétection pour cartographier les habitats naturels

15 JANVIER 2013

Samuel ALLEAUME

Christina CORBANE

Michel DESHAYES

Irstea- UMR TETIS

Rapport réalisé dans le cadre du projet
CARHAB

Pour mieux
affirmer
ses missions,
le Cemagref
devient Irstea



Table des matières



RÉSUMÉ ÉTENDU DE CETTE REVUE BIBLIOGRAPHIQUE	III
1. LES GRANDES CATÉGORIES D'HABITAT	IV
1.1. HABITATS VERSUS OCCUPATION DU SOL.....	IV
1.2. LES FORÊTS.....	IV
1.3. LES PRAIRIES	V
1.4. LES LANDES.....	VII
1.5. LES ZONES HUMIDES.....	VII
2. CARACTÉRISTIQUES PERTINENTES DE LA TÉLÉDÉTECTION POUR CARTOGRAPHIER LES MILIEUX	IX
2.1. TYPES DE CAPTEURS ET RÉOLUTION SPECTRALE	IX
2.1.1. Photographies aériennes.....	IX
2.1.2. Télédétection multispectrale	X
2.1.3. Télédétection hyperspectrale.....	X
2.1.4. Télédétection Radar.....	XII
2.1.5. Les systèmes LiDAR.....	XIII
2.2. RÉOLUTION SPATIALE	XVI
2.3. RÉOLUTION TEMPORELLE	XVI
2.4. COÛT DES DONNÉES IMAGES	XVIII
3. EXTRACTION DE L'INFORMATION ET CLASSIFICATION DES DONNÉES DE TÉLÉDÉTECTION	XX
3.1. APPROCHE PIXELLAIRE VERSUS ORIENTÉE-OBJET	XX
3.2. CLASSIFICATION BOOLÉENNE VERSUS CLASSIFICATION FLOUE.....	XXI
3.3. CLASSIFICATION SUPERVISÉE VERSUS MÉTHODE EXPERTE.....	XXIII
3.4. INTÉGRATION DES DONNÉES DE TÉLÉDÉTECTION ET DE SYSTÈMES D'INFORMATIONS GÉOGRAPHIQUES (SIG).....	XXIV
4. APPLICATIONS DE LA TÉLÉDÉTECTION A L'ÉTUDE DES HABITATS NATURELS	XXVI
4.1. TÉLÉDÉTECTION DE LA DIVERSITÉ DES HABITATS.....	XXVI
4.2. TÉLÉDÉTECTION DES FORÊTS.....	XXVIII
4.2.1. Les photographies aériennes pour l'étude des forêts.....	XXIX
4.2.2. Télédétection multispectrale pour l'étude des forêts.....	XXX
4.2.3. Télédétection hyperspectrale pour l'étude des forêts.....	XXXIII
4.2.4. Télédétection radar pour l'étude des forêts.....	XXXIV
4.2.5. Le LiDAR pour l'étude des forêts.....	XXXV
4.2.6. Données multi-sources pour l'étude des forêts.....	XXXVI
4.3. TÉLÉDÉTECTION DES PRAIRIES.....	XXXVII
4.3.1. Télédétection multispectrale pour l'étude des prairies.....	XXXVII
4.3.2. Télédétection hyperspectrale pour l'étude des prairies.....	XXXVIII
4.3.3. Télédétection active (SAR and LiDAR) pour l'étude des prairies.....	XXXIX
4.4. TÉLÉDÉTECTION DES LANDES	XL
4.5. TÉLÉDÉTECTION DES ZONES HUMIDES.....	XLI
4.5.1. Les photographies aériennes pour l'étude des zones humides.....	XLII
4.5.2. Télédétection multispectrale pour l'étude des zones humides.....	XLII
4.5.3. Télédétection hyperspectrale pour l'étude des zones humides.....	XLIV
4.5.4. Télédétection radar pour l'étude des zones humides.....	XLIV
4.5.5. Systèmes LiDAR pour l'étude des zones humides.....	XLVI
4.6. TABLEAU SYNTHÉTIQUE	XLVIII
5. RECOMMANDATIONS	50
6. INTÉGRATION DE LA TÉLÉDÉTECTION AVEC DES DONNÉES DE TERRAIN	52
6.1. LA TÉLÉDÉTECTION AU SERVICE DU TRAVAIL DE TERRAIN.....	52
6.2. LES DONNÉES DE TERRAIN POUR CALIBRER ET VALIDER LES CLASSIFICATIONS PAR TÉLÉDÉTECTION.....	53
7. PERSPECTIVES	55
8. RÉFÉRENCES.....	57

Résumé étendu de cette revue bibliographique

La télédétection peut contribuer à une meilleure appréhension de la diversité de la végétation et distribution spatiale des habitats naturels et semi-naturels. Plusieurs projets européens (MS. MONINA, SPIN, Habitat, etc.) et internationaux ainsi qu'un grand nombre d'études scientifiques ont abordé la question de la cartographie des habitats naturels et établi des indicateurs sur leur état de conservation. L'objectif du programme national CarHab est d'aboutir, d'ici à 2025, à une cartographie des végétations de la France métropolitaine au 1/25 000 par une approche phytosociologie sigmatiste, dynamique et paysagère.

L'hétérogénéité des capteurs de télédétection utilisés dans ces études et la panoplie des méthodes développées pour l'analyse des données font parfois obstacle à la compréhension de ce qui peut être réalisable avec les outils actuels de télédétection. Le but de ce document est de fournir une synthèse technique sur ce qui est actuellement envisageable en termes de détection d'habitats et d'évaluation de leur état de conservation. Il s'agit de monter le potentiel de la télédétection couplée avec les systèmes d'information géographique (SIG) pour la compréhension de la répartition des habitats de France et d'Europe. Le terme «Télédétection» est ici utilisé pour désigner les techniques les plus avancées et assistées par ordinateur pour l'extraction d'information à partir de l'imagerie satellitaire ou aérienne. Ainsi, sont exclues expressément l'interprétation purement visuelle des photographies aériennes ou d'autres types d'images. . Étant donné le grand nombre d'habitats présents en France et en Europe, seuls les grandes catégories seront abordées dans cette synthèse, à savoir les forêts, les prairies, les landes et les zones humides.

Ce document est structuré en 5 chapitres, y compris celui-ci :

Le chapitre 1 donne un aperçu des grandes catégories d'habitats européens avec des chiffres et des faits sur leur superficie et leur état de conservation.

Le chapitre 2 aborde les principaux types de capteurs employés pour cartographier les milieux naturels ou semi-naturels. Ce chapitre définit également les principales caractéristiques de la télédétection qui sont pertinentes pour l'étude des habitats naturels et semi-naturels et qui doivent être précocement sélectionnés avant de procéder à une analyse fondée sur des données de télédétection.

Le chapitre 3 présente les principales méthodes de traitement d'images utilisées pour l'extraction d'informations à partir de données de télédétection.

Le chapitre 4 est le chapitre central de ce document où chaque type de catégorie d'habitat est analysé en termes de paramètres qui peuvent être dérivés selon le capteur de télédétection et la méthode de classification. Les possibilités et les limites de la télédétection sont exprimées au regard d'expériences qui ont fait l'objet de publications scientifiques.

Le chapitre 5 conclut ce document avec une liste de recommandations tirées des chapitres précédents pour l'exploitation des données de télédétection pour l'analyse des habitats. Les recommandations sont faites pour les besoins de données d'entrée (télédétection et données in-situ) et des méthodes pour l'extraction d'informations sur les habitats.

1. LES GRANDES CATÉGORIES D'HABITAT

1.1. HABITATS VERSUS OCCUPATION DU SOL

Très souvent, une confusion sémantique est faite entre les concepts d'occupation du sol et les habitats. Dans le domaine de la télédétection cette confusion est encore plus fréquente. Il est donc nécessaire de faire une distinction à ce stade entre ces deux concepts afin d'éviter toute erreur d'interprétation de l'information contenue dans ce présent rapport.



Selon la définition donnée par Eurostat (2001), l'occupation du sol correspond à une description physique de l'espace, à la part (bio) physique observée à la surface de la terre. C'est ce qui se superpose ou qui couvre actuellement le terrain. Cette description permet de distinguer diverses catégories biophysiques - en gros, les zones de végétation (arbres, buissons, champs, pelouses), le sol nu, les surfaces dures (roches, bâtiments) et les zones humides et les zones aquatiques (nappes d'eau, cours d'eau et plans d'eau). Cette définition a des impacts sur le développement des systèmes de classification, la collecte de données et les systèmes d'information en général. L'observation de l'occupation du sol peut être réalisée à partir de diverses sources: les relevés de terrain, les photographies aériennes, les capteurs satellitaires. Les cartes d'occupation du sol sont généralement dérivées en utilisant des données de télédétection multispectrales et des méthodes statistiques de groupement. Les occupations du sol issues de la télédétection ont été utilisées à différentes échelles (locale, régionale et mondiale) comme suit: i) comme variables d'entrée dans des modèles sur la biosphère et l'atmosphère simulant les échanges d'énergie et d'eau entre la surface terrestre et l'atmosphère et dans les modèles de simulation de la dynamique des écosystèmes terrestres et du carbone à l'échelle mondiale, ii) comme variables d'entrée pour l'évaluation des changements de la végétation terrestres iii) comme estimateurs de la distribution de la biodiversité (Grillo and Venora, 2011)

Un habitat est une entité spatiale « tri-dimensionnelle qui comprend au moins une interface entre l'air, l'eau et le sol. Il comprend à la fois l'environnement physique et les communautés de plantes et d'animaux qui l'occupent. Il s'agit d'une entité fractale du fait que sa définition dépend de l'échelle à laquelle il est considéré (Blondel, 1979) ». Les habitats naturels sont considérés comme des surfaces de terre et/ou d'eau où les communautés biologiques de l'écosystème sont constituées en grande partie par des plantes indigènes et des espèces animales et où l'activité humaine n'a pas fondamentalement modifié les fonctions écologiques primaires de la zone (définition selon l'AAE Agence Européenne pour l'Environnement). Les habitats semi-naturels sont considérés globalement (même si une définition commune n'existe pas) comme tout habitat où l'homme induit des changements qui peuvent être détectés ou gérés par l'homme, mais qui ressemble encore à un habitat naturel en termes de diversité spécifique et de complexité interrelation entre espèces. Cette interaction entre les activités humaines (agriculture traditionnelle ou pâturages) et les écosystèmes naturels a conduit à la création de communautés floristiques et faunistiques d'un grand intérêt avec une grande diversité biologique. Par conséquent, les habitats semi-naturels appartiennent à notre patrimoine agricole et historique.

1.2. LES FORÊTS

Selon un rapport publié dans le cadre du programme LIFE (LIFE est l'instrument financier de l'UE pour soutenir l'environnement dans toute l'UE), les forêts sont une des plus importantes ressources renouvelables d'Europe. Plus d'un tiers du territoire de l'UE des 25 pays est couvert de forêts et autres terres boisées (Figure 1). Le secteur forestier, y compris la transformation du bois, est l'un des plus importants secteurs économiques d'Europe puisqu'il emploie quelques 3,35 millions de personnes et génère un chiffre d'affaires de € 355,6 milliards par an. Les forêts jouent également un rôle essentiel pour l'environnement. Elles constituent un réservoir essentiel de la diversité biologique, et par rapport à d'autres écosystèmes, elles servent d'habitat pour le plus grand nombre de mammifères, d'oiseaux, de reptiles et d'amphibiens. Elles participent également à l'amélioration du paysage et à la régulation du climat, de l'eau et du sol (Jones, 2006).

Les forêts couvrent aujourd'hui 33% de la superficie des pays de la région l'espace économique européen (EEE) correspondant à 185 millions d'hectares (ha). Environ 25% de ce total est exclu de la récolte du bois pour des raisons de préservation de la biodiversité. Les membres de l'EEE et des pays associés ont signalé une augmentation de près de 40% dans les zones forestières protégées de 2000 à 2005.

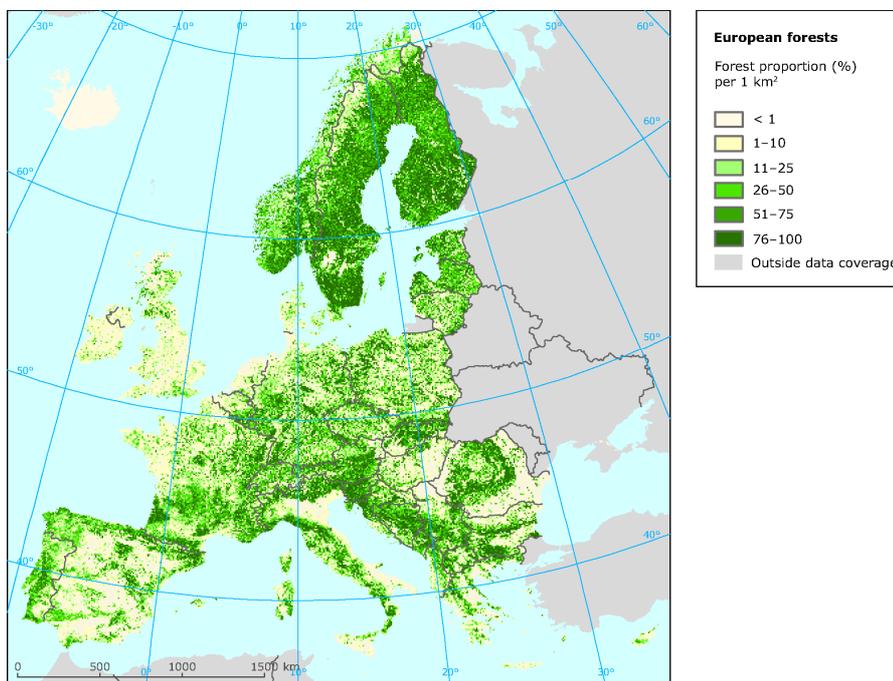


Figure 1. Répartition des forêts en Europe- basé sur des travaux de télédétection (SOURCE AEE 2006)

Environ 87% des forêts des pays membres de l'EEE et 39 pays coopérants (77% dans les États membres de l'UE-27) sont classés comme semi-naturelles. En République tchèque, en Lettonie, aux Pays-Bas, en Pologne, en Slovaquie et en Suisse, les forêts semi-naturelles atteignent 100% de la superficie forestière totale. Les forêts non perturbées par l'homme peuvent accueillir des populations d'espèces menacées et autrement, si elles sont assez grandes, peuvent fournir des écosystèmes comparables aux forêts naturelles en termes de biodiversité. Ces forêts sont donc utiles pour la compréhension des processus écologiques naturels et doivent servir de référence pour la politique et la planification forestière. Cependant, il est extrêmement rare de trouver en Europe des forêts totalement dénuées d'influences anthropiques, et l'interprétation de la définition des zones « non perturbées par l'homme » diffère considérablement selon le pays. Au total, environ 9 millions d'hectares de forêt dans la région de l'EEE (environ 5% de la superficie forestière totale) sont considérées comme non perturbées par l'homme. Plus de la moitié de cette superficie a été déclarée par la Suède, et la plupart des autres zones se trouvent en Bulgarie, en Finlande, en Norvège, en Espagne et en Turquie. Dans les autres pays, la part des forêts non perturbées par l'homme est plus limitée. La superficie des forêts de plantation dans la région de l'EEE a augmenté au cours des 15 dernières années, passant de 10,9 à 13,3 millions d'hectares (près de 8% de la superficie forestière totale) (European Environment Agency, 2008).

1.3. LES PRAIRIES

Dans cette revue bibliographique le mot « prairie » est utilisé dans un sens large pour traduire le mot anglais « *grassland* » dont la définition générale correspond à des herbacées, ce qui inclut les pelouses ou les steppes.

Dans un rapport de 2008 dans le cadre du programme LIFE-prairie (Silva, 2008), la prairie est définie au sens large comme un terrain couvert d'une végétation dominée par des graminées, dotées de peu ou pas de couvert arboré. L'UNESCO définit le pâturage comme une terre couverte de plantes herbacées avec moins de

10 pour cent d'arbres ou de couvert arbustif. Selon la FAO, les prairies représentent le plus grand type d'habitat dans le monde, leur superficie est estimée à 52,5 millions de km², soit 40,5% de celle de la surface terrestre. En Europe (Figure 2), il existe différents types de prairies, allant de presque tous les types désertiques du sud-est de l'Espagne jusqu'aux types steppiques et mésiques en passant par les prairies humides aux prés qui dominent dans le nord et le nord-ouest. Étant donné que presque toutes les prairies européennes sont plus ou moins modifiées par l'activité humaine et ont, dans une large mesure été créées et entretenues par les activités agricoles, elles pourraient être définies comme «prairies semi-naturelles», bien que leurs communautés de plantes soient naturelles. Ces prairies sont maintenues par le pâturage agricole et/ou le régime des fauches. Il existe aussi des «prairies permanentes» plus naturelles. La distribution de ces milieux est déterminée par les conditions naturelles, comprenant le climat, la topographie et le sol. Les prairies sont parmi les habitats d'Europe les plus riches en espèces. En effet, les prairies calcicoles (calcaires) représentent les communautés végétales aux richesses spécifique les plus fortes d'Europe (jusqu'à 80 espèces de plantes par m² (Silva, 2008)).

De vastes zones de prairies semi-naturelles ont été perdues au bénéfice de l'agriculture, des forêts ou de l'urbanisation (Cousins et al., 2007; Johansson et al., 2008). L'abandon des pratiques traditionnelles agricoles représente une menace supplémentaire pour la structuration et le fonctionnement des prairies dans les fragments de prairies restantes (Johansson et al., 2008). Luoto *et al.* (2003) ont montré que l'arrêt du pâturage sur les prairies semi-naturelles a entraîné des changements importants dans la structure du paysage et s'est accompagné d'une baisse du nombre d'espèces de plantes vasculaires. La diminution des prairies pâturées a été causée principalement par la modification des modes de gestion agricole axés sur des intérêts économiques et le principe de rentabilité, souvent liés à des mesures de politique agricole. L'abandon de la gestion du pâturage conduit à une végétation haute et à une augmentation de la biomasse aérienne et de la surface foliaire totale (Werger et al., 2002). La hauteur de la couche herbacée de la prairie semi-naturelles est donc étroitement liée à l'intensité du pâturage (Pöyry et al., 2006). Lorsque la gestion cesse pendant une longue période, la couverture d'arbustes et d'arbres augmente et la succession naturelle vers la forêt reprend (Pärtel and Helm, 2007; Hall et al., 2012).



Figure 2. Répartition des prairies en Europe - basé sur des travaux de télédétection (SOURCE: AEE)

1.4. LES LANDES

Les landes se caractérisent par des arbustes généralement de la famille des éricacées accompagnés d'une flore et d'une faune très caractéristique. Les landes sont très intéressantes pour diverses raisons. Il s'agit notamment de leur attrait esthétique, leur valeur paysagère et historique, leur participation à la biodiversité fréquemment menacée et de leur importance en tant que sujets d'étude et de recherche écologique. Strictement parlant, les landes sont caractérisées par des milieux de plus de 25% d'arbrisseaux de la famille des éricacées. Cependant, cette définition est beaucoup trop restreinte selon la gamme de conditions de sol et de climat dans lesquelles elles se trouvent. Il existe un grand nombre de types de landes en Europe variant de la lande sèche à la lande humide. Les landes sont présentes dans plusieurs parties du monde sur des sols et des climats aux caractéristiques similaires, bien qu'elles aient été d'abord décrites dans le Nord-Ouest de l'Europe. En Europe, elles se distribuent depuis la côte nord de l'Espagne et du Portugal, en France en Bretagne et en Normandie, en continuant vers la Belgique, les Pays-Bas, la plaine allemande du nord au Jutland au Danemark, sur les îles britanniques et les provinces sud de la Norvège et de la Suède.

Les landes apparaissent, dans la plupart des cas, après le défrichement des forêts, après plusieurs milliers d'années, bien que certaines landes côtières se soient développées à cause de conditions climatiques sévères. Durant les dernières décennies, la gestion traditionnelle a presque disparu et entraînant la disparition de landes car il ne s'agit pas d'une végétation climacique. Le maintien d'une variation dans la structure de cette végétation est nécessaire pour conserver une grande diversité et une grande richesse floristique. Une gestion inappropriée ou d'autres influences extérieures telles que les incendies ou l'infestation d'insectes peuvent contribuer à une homogénéisation des classes d'âges, entraînant une diminution de la valeur écologique (Delalieux et al., 2012). Sans gestion, les landes sont envahies par les broussailles, les fougères et autres végétaux moins intéressants pour la biodiversité. Comme elles ont été parfois perçues comme «terres perdues ou stériles», elles ont été systématiquement détruites et fragmentées par le reboisement, les amendements agricoles et/ou au profit du développement industriel et urbain (Figure 3 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**).

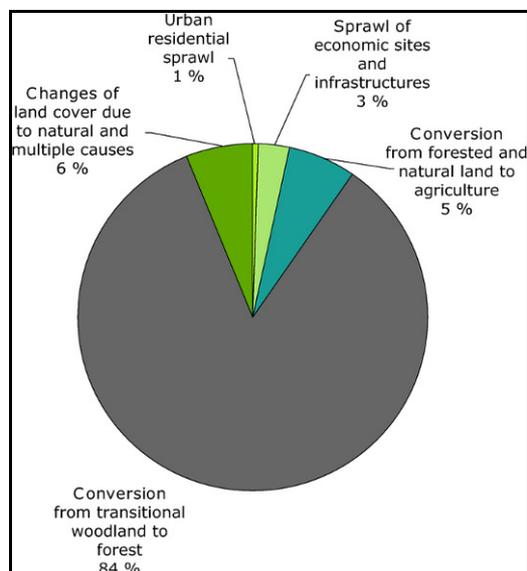


Figure 3. Causes de perte en landes en Europe (Source: AEE)

1.5. LES ZONES HUMIDES

Les zones humides sont parmi les écosystèmes les plus productifs de la planète. Incroyablement riches en biodiversité, elles abritent certains espèces d'oiseaux les plus importantes d'Europe, des amphibiens, des invertébrés et des plantes d'un grand intérêt. Elles fournissent des frayères pour les poissons et participent à l'alimentation et à la reproduction de nombreuses espèces d'oiseaux migrateurs. Les zones humides représentent environ 6% de la superficie terrestre - quelques 570 millions d'hectares, dont 2% sont des lacs,

30% des tourbières, 26% des marais, 20% marécages, et 15% des plaines inondables. Elles fournissent également des biens et services importants pour la société comme la participation à l'épuration de l'eau et au contrôle des inondations. Elles apparaissent lorsque la nappe phréatique est à (ou près de) la surface du sol, ou lorsque la terre est recouverte d'eau peu profonde.

Malgré la diversité des définitions, la définition la plus largement acceptée est celle qui a été énoncée dans le texte de la Convention sur les zones humides, signée à Ramsar, en Iran, en 1971, le premier effort international fait pour protéger ces habitats importants. Selon l'article 1.1 de la Convention, les zones humides sont «des étendues de marais, de fagnes, de tourbières ou d'eaux naturelles ou artificielles, permanentes ou temporaires, où l'eau est stagnante ou courante, douce, saumâtre ou salée, incluant des étendues d'eau marine dont la profondeur à marée basse n'excède pas six mètres » (Silva, 2007).

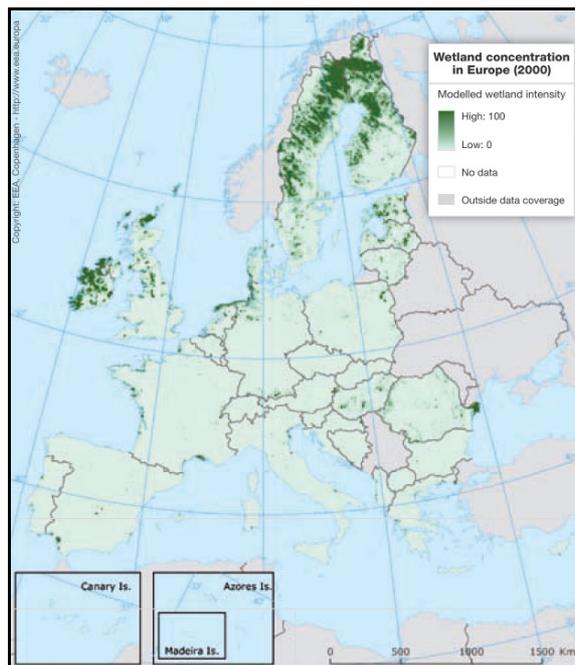


Figure 4. Répartition des zones humides à l'échelle de l'Europe - basé sur des travaux de télédétection (source: AEE)

2. CARACTÉRISTIQUES PERTINENTES DE LA TÉLÉDÉTECTION POUR CARTOGRAPHIER LES MILIEUX

Les espèces végétales réagissent différemment à la lumière dans le spectre électromagnétique. En théorie, les données de télédétection d'une résolution spectrale suffisante devraient pouvoir être utilisées pour distinguer les plantes au niveau de l'espèce. Le défi majeur est d'identifier le capteur approprié et les bandes spectrales idéales pour arriver à ce but. Ce document donne un aperçu des principaux types de capteurs utilisés pour la cartographie des habitats naturel et semi naturels. Les questions des caractéristiques spectrales, des résolutions spatiales et temporelles sont ensuite discutées en raison de leur impact sur le potentiel d'identification d'un type d'habitat particulier ou sur la discrimination entre les différents types d'habitats. Parce que le coût des données satellitaires est un critère important pour le choix du type de capteur et du nombre d'images à acquérir, la dernière section de ce chapitre fournit des informations indicatives sur le coût d'acquisition et de traitement des images.

2.1. TYPES DE CAPTEURS ET RÉOLUTION SPECTRALE

Il existe un trop grand nombre de sources de données de télédétection qui sont utilisées pour cartographier les habitats, pour que ce présent document fournisse une liste exhaustive qui risque de devenir rapidement obsolète. Ce rapport se concentre donc sur certains systèmes typiques qui ont été largement utilisés pour le suivi des formations végétales. Les systèmes de télédétection peuvent être classés en fonction de leur résolution spectrale. La résolution spectrale reflète le nombre de bandes du spectre électromagnétique que le capteur est en mesure d'acquérir. Du point de vue de la résolution spectrale, il est possible de distinguer les systèmes multispectraux des systèmes hyperspectraux. La photographie aérienne, les systèmes micro-ondes (radar) et les systèmes à balayage laser (Lidar) seront considérés ici séparément.

2.1.1. Photographies aériennes

Les photographies aériennes sont des images à résolution très fine (0,1-2 m) acquises par des capteurs aéroportés fonctionnant soit avec un canal panchromatique (noir et blanc), soit en vraies couleurs (bleu, rouge, vert) ou en fausses couleurs avec le canal infrarouge (infrarouge couleur).

La photographie aérienne est souvent la seule source d'information disponible pour une superficie d'une résolution adéquate pour l'étude de la végétation (Yu et al., 2006). Les photos aériennes sont actuellement disponibles dans presque tous les pays de l'UE. En Europe, l'approche adoptée pour l'imagerie aérienne dépend de chaque pays. Certains pays collectent des données nationalement, soit ponctuellement, soit sur la base d'un programme régulièrement mis à jour, tandis que d'autres pays acquièrent les photos sur une base régionale (par exemple l'Espagne et l'Allemagne) conduisant à une bonne couverture pour certaines régions et une mauvaise couverture pour d'autres. En termes de couverture nationale des pays comme la France, le Danemark, la Suède, le Portugal et le Royaume-Uni ont une couverture complète et régulièrement mise à jour.

Les organismes de conservation de la nature ont depuis longtemps reconnu le potentiel des photos aériennes de fine résolution, et ont intégré la photo-interprétation (interprétation visuelle) comme un outil important dans leur travail opérationnel (Anderson et al., 1993). En général, il est reconnu que l'utilisation de la photographie aérienne présente des avantages évidents en capturant des informations détaillées sur la structure spatiale de la végétation. Cependant, outre leur résolution spectrale limitée, les photos aériennes capitalisent sur un seul moment de la phénologie des espèces végétales, ce qui limite les possibilités de faire la distinction entre les différents types d'habitats. Peu d'études ont réussi à démontrer des cartographies d'habitats efficaces avec seulement l'aide de photographies aériennes : Comber *et al.* (2010) ont démontré les avantages des photographies aériennes couleurs de très haute résolution (<1m) pour la cartographie des écotones et des zones en mosaïque dans un paysage du Pays de Galles. Ce territoire contient des mélanges complexes, à fine échelle, de prairies acidiphiles, parsemées de fougères, et de milieux acides. Le tamaris

chinois (*Tamarix chinensis*) a été identifié en se basant sur son unique couleur orange-brun avant la chute des feuilles (Everitt et al., 1996), tandis que l'euphorbe feuillue (*Euphorbia esula*) se reconnaît à ses bractées jaunes distinctives qui apparaissent avec la floraison de fin de mai. Cependant, l'inconvénient majeur de cette méthode est qu'elle est très dépendant de la possibilité de reconnaître une plante introduite par des caractéristiques visuelles uniques ainsi qu'elle nécessite un important travail visuel (Anderson et al., 1993). Quand il s'agit de la détection d'individus d'espèces particulières, sans caractère visuel marqué, les méthodes sur le terrain fournissent des données beaucoup plus détaillées et fiables (Ståhl et al., 2010). Enfin, la résolution de l'imagerie, ainsi que le temps du traitement manuel associé, impliquent qu'il est seulement possible de traiter des zones peu étendues (Underwood, 2003).

2.1.2. Télédétection multispectrale

Comme le nom multispectral l'indique, pour ce capteur, les mesures sont effectuées dans plusieurs gammes du spectre électromagnétique, mais dans un nombre limité. On peut considérer que les photographies aériennes vues ci-dessus en font partie.

Les capteurs multispectraux sont utilisés depuis 1972 en télédétection avec le lancement du satellite Landsat. Les capteurs multispectraux peuvent être montés sur de plates-formes aéroportées et spatiales. Ils collectent les données dans une gamme d'ondes assez large. Les données multispectrales prises par des capteurs spatiaux sont faciles à obtenir et permettent d'estimer la couverture végétale de grandes surfaces. Ces données sont également utilisées pour évaluer les conditions de l'habitat à des fins de suivi de conservation (Förster and Kleinschmit, 2008; Franke et al., 2012; Spanhove et al., 2012). Toutefois, ces évaluations incluent rarement de l'information sur les variations floristiques au sein des habitats. Bien que certaines études ont porté sur les caractéristiques spectrales de capteurs spécifiques pour la végétation (par exemple, (Schuster et al., 2012) peu d'études ont abordé la pertinence des données multispectrales pour une évaluation détaillée de la variation floristique. Récemment Feilhauer *et al.* (2013) ont cherché à comprendre dans quelle mesure l'information spectrale des données multispectrales peut contribuer à une évaluation détaillée de la variation floristique (composition et état) d'un habitat naturel particulier (principalement des prairies, des prés et des landes humides). Une série de capteurs multispectraux ont été testés, y compris ASTER, IKONOS, SPOT 5, Worldview 2, Quickbird 2, Rapideye, Landsat 5 et 7, Sentinel-2. Les résultats ont montré que le visible et le proche infrarouge (PIR) ont une capacité suffisante pour discriminer la variation floristique des prairies pauvres en éléments nutritifs et dans les prairies inondables. Pour la lande humide, la performance est tributaire des caractéristiques du capteur. Les capteurs couvrant le moyen infra-rouge (MIR) présentent une plus forte corrélation avec la variation floristique. Cette bande du MIR n'est malheureusement pas disponible pour des capteurs pourtant largement utilisés pour leur forte résolution spatiale : IKONOS, Quickbird 2, RapidEye, et Worldview-2.

2.1.3. Télédétection hyperspectrale

Les capteurs hyperspectraux, souvent désignés comme des spectromètres, peuvent recueillir des données allant de moins d'une centaine à plus d'une centaine de bandes spectrales très étroites et contiguës. Certains capteurs opèrent du visible, vers 400nm, jusqu'au proche infrarouge tandis que d'autres sont sensibles jusqu'à l'infrarouge moyen à environ 2500nm.

Le net avantage de leur très haute résolution spectrale facilite la discrimination fine entre différentes cibles végétales en fonction de leur réponse spectrale dans chacune des bandes étroites. En raison du profil spectral de haute résolution pour chaque pixel, la discrimination des classes de végétation spectralement similaires devient possible (Wang et al., 2010). Le traitement de l'image peut analyser un très grand nombre de bandes ce qui permet de s'intéresser aux propriétés biochimiques et structurales de la végétation (Underwood, 2003). La nécessité d'explorer ces propriétés spectrales est particulièrement primordiale lorsque l'on considère les limites des bandes spectrales traditionnelles, avec lesquels l'identification des différentes espèces est difficile (Figure 5). Nagendra and Rocchini (2008) expliquent que les données hyperspectrales peuvent être utilisées avec succès pour l'extraction des propriétés des plantes (par exemple,

les pigments des feuilles, la teneur en eau ou la composition chimique), la discrimination des espèces d'arbres, ou pour l'identification de différentes espèces végétales.

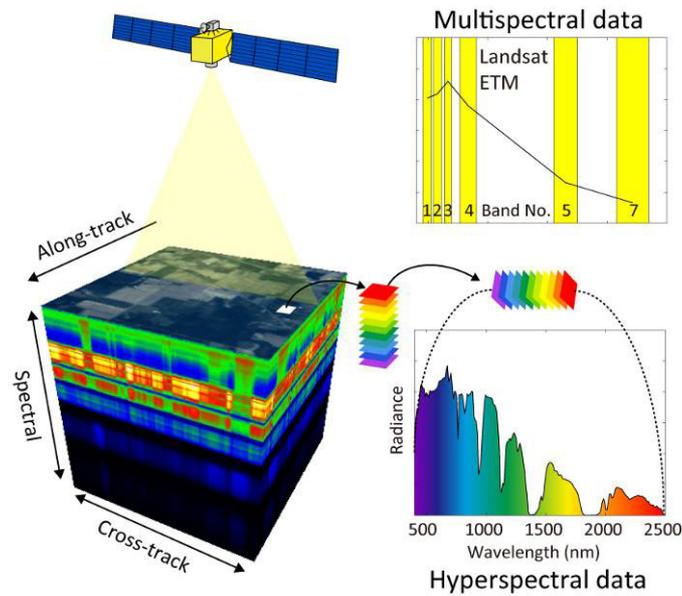


Figure 5. Comparaison entre la résolution spectrales d'un capteur multispectral et celle d'un capteur hyperspectral (Yokoya et al., 2010).

Les signatures spectrales de la végétation saine ont des formes caractéristiques qui sont dictées par divers attributs. Dans la partie visible du spectre, la courbe est régie par des effets d'absorption de la chlorophylle et les autres pigments des feuilles. La structure des feuilles varie considérablement entre les espèces végétales, et selon la teneur en eau ou le niveau de stress (Figure 6). Ainsi, l'espèce, le stress, et l'état du couvert végétal peuvent affecter les mesures de réflectance dans le proche infrarouge. Au-delà de 1,3µm, la réflectance diminue avec l'augmentation de la longueur d'onde, à l'exception de deux bandes d'absorption d'eau vers 1,4 et 1,9µm. A la fin de la saison de croissance les feuilles perdent de l'eau et de la chlorophylle. La réflectance dans le proche infrarouge diminue alors et augmente dans le rouge rendant les feuilles jaunes, brunes ou rouges (Smith, 2012).

Une liste complète des capteurs hyperspectraux spatiaux (par exemple, Hyperion, CHRIS-PROBA) accompagnés de leurs caractéristiques, est fournie dans l'article de Shippert (Shippert, 2004). Parmi ces capteurs, Hypériorion est le plus couramment utilisé pour des usages civils, en raison de son coût relativement abordable. Les applications récentes de l'imagerie hyperspectrale Hyperion en écologie portent principalement sur la biodiversité des forêts (Peng Gong et al., 2003), des prairies (Psomas et al., 2011) et la végétation en général (Walsh et al., 2008).

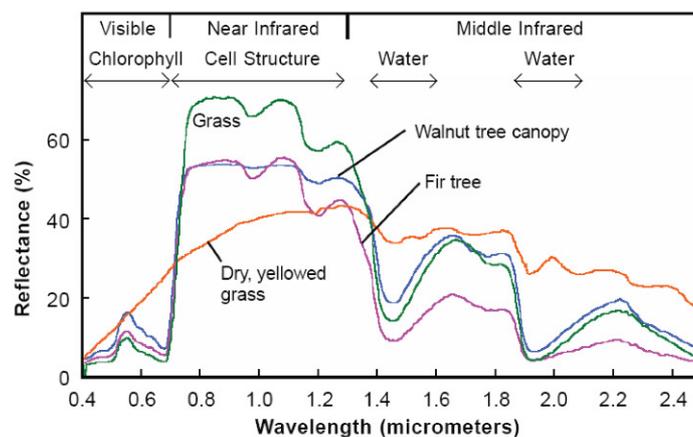


Figure 6. Spectres de réflectance de différents types de végétation verte (*grass* : herbes, *walnut* : noyer, *fir* : sapin) et pour une végétation herbacée jaunie (Dry, yellowed grass).

2.1.4. Télédétection Radar

La **détection** radar, aussi appelée **détection** par micro-ondes, comprend des formes actives et passives. La partie utilisée du spectre micro-ondes couvre une plage d'environ 1 cm à 1 m en longueur d'ondes (Figure 7). Nous nous concentrerons ici sur les capteurs radar actifs (par exemple le radar à ouverture synthétique (SAR)), qui sont les plus fréquemment utilisés dans les études relatives à la biodiversité.

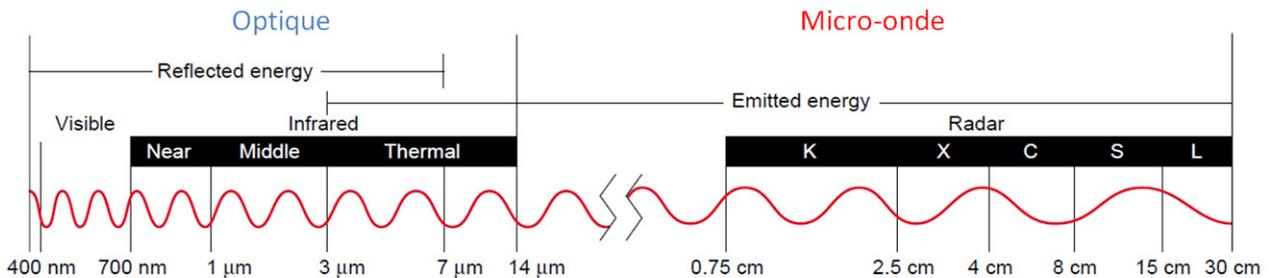


Figure 7. Les rayonnements optiques et micro-ondes occupent des régions distinctes du spectre électromagnétique et sont détectés en utilisant des technologies distinctes (Turner et al., 2003).

Le premier radar civil a été le radar satellitaire SeaSat, en bande L ($\lambda = 23\text{cm}$), lancé en 1978 pour l'étude des océans et qui s'est arrêté de fonctionner au bout de 106 jours, ayant récolté 42 heures de données. Mais il a démontré tout l'intérêt de ce type de données à la fois pour l'étude des océans (Vesecky and Stewart, 1982) mais aussi pour l'étude de la végétation (Krohn et al., 1983). En conséquence, de nouveaux radars satellitaires ont été programmés, et le début des années 1990 a vu le lancement des radars satellitaires européen ERS-1 (1991, en bande C, $\lambda=5,7\text{cm}$), japonais JERS (1992, en bande L, $\lambda=23,5\text{cm}$) et canadien RadarSat (1995, en bande C, $\lambda=5,6\text{cm}$). Et pour préparer l'utilisation des données de ces satellites, des études ont pu être conduites avec des radars scientifiques aéroportés, comme AIRSAR, le système américain à 3 SARs polarimétriques du JPL-NASA (Wu, 1986).

En raison de leur insensibilité aux conditions atmosphériques, les micro-ondes ont des propriétés spéciales intéressantes pour la télédétection. Les ondes radar passent à travers les nuages, la brume, la poussière, sauf les plus fortes précipitations, puisque ces longueurs d'onde ne sont pas sensibles à la diffusion atmosphérique qui affecte par contre les courtes longueurs d'onde optiques. Cette propriété permet d'utiliser les micro-ondes dans presque toutes les conditions météorologiques et environnementales, ainsi les données peuvent être collectées à tout moment. Comme souligné dans (Jones and Vaughan, 2010), les informations collectées sur les propriétés de surface extraites par la télédétection micro-ondes à différents niveaux de fréquences et de polarisations complètent très bien celles collectées par la télédétection conventionnelle optique ou thermique. Les caractéristiques essentielles de la télédétection micro-ondes sont :

- leur capacité à pénétrer les canopées et les sols dans une certaine mesure, fournissant ainsi des informations volumétriques sur la structure de la végétation ce qui n'est pas possible dans l'optique ;
- leur forte sensibilité à la teneur en eau ;
- leur capacité multi-angulaire ainsi que la capacité d'opérer simultanément à plusieurs fréquences et polarisations, qui facilitent l'identification de différents habitats (Tableau 1).

Ces caractéristiques rendent les radars des outils puissants pour la reconnaissance de différents types de végétation. Par conséquent, les instruments tels que les micro-ondes SAR sont de plus en plus utilisés, avec un certain nombre de nouveaux satellites (par exemple, TerraSAR / Tandem-X (Gillespie, 2005)) offrant des possibilités importantes pour le suivi du paysage avec une résolution spatiale plus fine. En particulier, le SAR et LiDAR se sont révélés utiles pour collecter de l'information sur de la biomasse végétale ainsi que sur la structure de la végétation ligneuse (par exemple, la hauteur, la couverture), permettant de déduire l'état des forêts et des régimes de perturbation. En particulier la rétrodiffusion radar en bande X a été recommandée pour différencier les espèces végétales selon l'architecture de la canopée (Bouman and Van Kasteren, 1990).

Les radars PALSAR ALOS et RADARSAT-2 SAR ont montré un grand potentiel pour la cartographie des habitats de la faune, en particulier lorsqu'ils sont combinés avec la télédétection optique (Wang *et al.*, 2009).

Tableau 1. Polarisation Radar et applications potentielles (Wang *et al.*, 2009).

Polarisation	Application		
	Forêt	Hydrologie	Agriculture
Simple (single)	Surfaces incendiées ; estimation de la biomasse faible	Humidité du sol ; détection de zones humides ; cartographie du littoral	Volume et structure des cultures ; occupation du sol
Double (dual)	Coupes forestières	Cartographie des dépôts de surface ; carte des marées et des niveaux d'eau	Discrimination entre les cultures
Quadruple (quad)	Structure ; estimation des âges	Neige ; classification des zones humides	Cartographie des conditions de récolte ; productivité

Cependant, les données SAR ont aussi des limites :

- du fait de la nature cohérente de l'onde émise, les données rétrodiffusées sont sujettes à un bruit multiplicatif, le chatoiement (*speckle*), bruit indépendant de la réponse de la cible, qui donne aux images un aspect poivre et sel qui brouille les limites. Pour limiter ce bruit, on doit moyenner le signal, parfois entre différentes images acquises quasi-simultanément (acquisition multi-look), et souvent par moyenne spatiale, ce qui dégrade la résolution (Franceschetti and Lanari, 1999). En conséquence, avec les satellites à résolution décimétrique (15 à 30m), il est en général difficile d'obtenir une information sur des objets de taille inférieure à 200m sur 200m (Kasischke *et al.*, 1997). L'arrivée récente de radars satellitaires à très haute résolution, comme par ex. TerraSAR-X, lancé en 2007 et dont la résolution peut descendre jusqu'à 1 mètre, devrait améliorer cette situation.
- une seconde limite est liée à un mode d'acquisition en visée obligatoirement oblique pour les radars imageurs. Cette visée oblique entraîne une sensibilité du signal au relief, avec notamment une amplification du signal sur les pentes faisant face au radar, et des zones non touchées (à l'ombre), sur les pentes qui tournent le dos au radar.

Ces caractéristiques font que ces données sont difficiles et complexes à interpréter (Hyppä *et al.*, 2000, 2012; Boyd and Danson, 2005). D'autre part, elles ne peuvent remplacer les données optiques. Elles sont donc utilisées là où l'acquisition de celles-ci pose problème, comme en zone intertropicale avec son couvert nuageux quasi-permanent, où éventuellement en complément de données optiques, où leur capacité à pénétrer les canopées en font des outils intéressants pour la mesure de la biomasse et la détermination de la structure de la végétation.

2.1.5. Les systèmes LiDAR

Le LiDAR (acronyme anglais d'après *Light Detection and Ranging*) appelé également laser altimétrique, est une technologie active de télédétection qui utilise un laser pour éclairer un objet cible et une photodiode pour enregistrer le rayonnement de rétrodiffusion (Lim *et al.*, 2003; Hyppä *et al.*, 2012). Les systèmes ont d'abord été utilisés pour faire des relevés précis de surfaces, par exemple la surface terrestre pour produire ainsi des modèles numériques de terrain (MNT). Leur avantage est de pouvoir repérer le sol sous végétation, et donc de produire des MNT sous forêt plus précis que par stéréo-restitution de photographies aériennes. Puis en milieu forestier, on s'est aperçu qu'on pouvait repérer un premier retour, correspondant à la surface supérieure de la forêt. Enfin on a compris l'intérêt de décomposer le signal retour en tranches, ce qui donnerait des informations sur le volume de végétation.

Les développements méthodologiques portent généralement sur la densité et la qualité de l'information produite. Il faut d'abord remarquer qu'un objet qui provoque un retour crée une ombre portée, et donc une absence d'information dans un certain volume après lui. Une manière d'y remédier est d'avoir deux visées lidar de la même zone sous deux angles différents. C'est ainsi que les survols radar comprennent des zones

importantes de recouvrement latéral des lignes de vol, et même des lignes de vol croisées à 90°. Il faut alors mettre en correspondance les différentes vues pour extraire l'information. Un autre axe de développement porte sur la détection du premier écho en forêt, sachant que les segments sommitaux des arbres sont souvent peu volumineux, générant donc peu d'écho. Enfin nombre de développements portent sur la qualité des informations produites, paramètres directs, hauteur de l'arbre et du peuplement, et paramètres indirects, tels que surface terrière et biomasse épigée.

Les systèmes lidar comprennent des systèmes profileurs, satellitaires ou aéroportés, et des systèmes imageurs, uniquement aéroportés (Tableau 2).

Les systèmes LiDAR (ou lidar) imageurs se distinguent par quatre caractéristiques principales (Durrieu, 2007):

- la taille de leur empreinte au sol (de pluri-décimétrique à pluri-décamétrique),
- la longueur d'onde du laser (dans le proche infrarouge pour les applications terrestres, et dans le vert et le PIR pour les applications de bathymétrie)
- l'intensité de collecte des échos lidar : soit seulement premier et dernier écho, soit multi-écho (jusqu'à 7 échos intermédiaires), ou soit avec échantillonnage continu de l'écho lidar (lidar dit à forme d'onde, avec information tous les 15cm, c'est-à-dire échantillonnage à la nanoseconde),
- l'énergie et la fréquence d'émission des impulsions et le mode de formation de l'image : par faisceau de fibres optiques, par miroir oscillant ou par polygone tournant.

Tableau 2. Quelques caractéristiques des principaux systèmes Lidar aéroportés et satellitaires et de certains systèmes lidar bathymétriques (Source : (Durrieu, 2007)

	Capteur / Compagnie	Années Début/ Fin	Altitude (km)	Caractéristiques du pulse				Caractéristiques des mesures				Qualité des mesures Précision distance verticale [précision altitude] (cm)
				Longueur d'onde (nm)	Largeur d'impul- sion à ½ max (ns)	Energie de l'impulsi- on	Diverge- nce du laser	Fréquence des impulsi- ons (kHz)	Angle de scan ou largeur de la trace	Digit- alisa- tion (ns)	Taille de l'empreinte au sol (m)	
Topographiques commerciaux	ALTM 3100 Optech	2004-	< 2.5	1064	8	<200 µJ	0.3 ou 0.8	33-100	≤ ± 25°	1	0,3 ou 0,8 m à 1 km	≥1
	Mark II TopEye	2004	< 1	1064	4	-	1	< 50	Fixe 20° ou 14°	1	1m à 1 km	≥1
	LMS-Q560 RIEGL	2004	< 1.5	1550	3.5	8 µJ	≤0.5	< 200	± 22° ± 30°	1	0,5 m à 1 km	3
	Falcon III Toposys	2006	<2.5	1550	5	-	0.7	50-125	28°	-	0.7 m à 1km-	1 [10]
Expérimentaux végétation et satellitaires	Slicer NASA	1994 / 1997	< 8	1064	4	-	2				10 m à 5 km	11
	LVIS NASA	1997 / 2003	< 10	1064	10	5 mJ	8	0.1-0.5	± 7°	2	40 m à 5 km	30
	SLA-02 NASA	1996 / 1997	285	1064	8	40	0.3	0.01	-	10	100	150
	GLAS NASA	2003	600	1,064 532	5	75 mJ	0.11	0.04	Fixe 0°	1	70 m	
	CALIOP NASA-CNES- IPSL	2006-	705	1064 532	20	110 mJ	0.13	0.202	-	100	100 m	[30-60]
Bathymétriques	SHOALS1000T Optech	2003	0.2-0.4 0.3-0.7 ⁽¹⁾	1064 532	6	5 mJ (vert)	2-15	1 10 ⁽¹⁾	<0.58°alt ⁽²⁾ 215 m ⁽³⁾		2.4 m	[25]
	SHOALS 3000 Optech	2005	0.3-0.4 0.3-1 ⁽¹⁾	1064 532				3 20 ⁽¹⁾	<0.75°alt ⁽²⁾ 300 m ⁽³⁾			[25]
	Hawk Eye II SAAB Dynamics	2005	0.2-0.4	1064 532	7	5 mJ (vert)	2-15	4 64 ⁽¹⁾	40° 140 m ⁽³⁾		0.4 m	[25]
	LADS MK II Tenix LADS	1998	0.37-0.5	1064 512		7 mJ	-	0.9	15-20° 240 m ⁽³⁾	2		[15]
	EAARL NASA	2002	0.3	532 (+1064 possible)	1.3	70 µJ	0.03	3-5	40° 240 m ⁽⁴⁾	0.25	0.15 à 300m	< 3 [15]

⁽¹⁾ Lorsque le capteur fonctionne en mode topographique et non bathymétrique ⁽²⁾ Altitude de vol ⁽³⁾ Largeur typique ⁽⁴⁾ (à 300 m) d'altitude

Les données du Lidar aéroporté américain LVIS (*Laser Vegetation Imaging Sensor*) ont permis de cartographier la topographie sous couvert et les hauteurs d'une canopée avec une précision meilleure que le mètre (Drake et al., 2002). Lim *et al.* (2003) ont examiné l'application du LiDAR pour l'extraction de l'information sur la structure forestière (information verticale), par exemple, la canopée et la hauteur des

arbres, la biomasse et le volume. Turner *et al.* (2003) ont montré que l'enregistrement de plusieurs signaux de retour LiDAR, entre le premier et le dernier retour, permet d'estimer la densité de la végétation à différentes hauteurs dans la canopée et permet de créer des profils tridimensionnels de la structure de la végétation. Ces données démontrent le potentiel pour des applications liées aux sciences de la biodiversité et de la conservation telles que la cartographie des espèces d'arbres de la strate supérieure et des strates intermédiaires (Figure 8).

Aplin (2005) a décrit le LiDAR comme étant un outil d'un grand intérêt pour la communauté de la télédétection en écologie. Au-delà du LiDAR aéroporté avec ses limites liées aux volumes de données, à la faible surface couverte et aux coûts élevés (Duncanson *et al.*, 2010), le LiDAR spatial est devenu depuis le lancement de ICESat/GLAS (*Ice, Cloud, and Land Elevation Satellite/Geoscience Laser Altimeter System*), le premier instrument de télémétrie laser pour les observations en continu de la surface du globe.

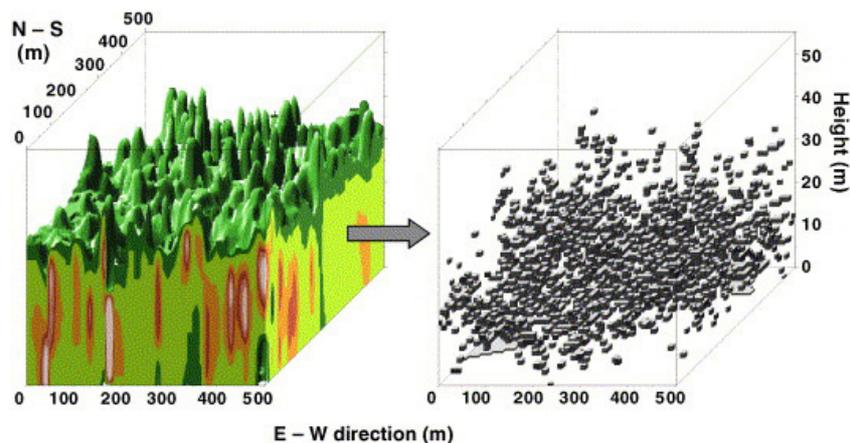


Figure 8 : Rendu volumétrique de 25 ha de forêt tropicale primaire du Panama basé sur les retours (gauche) du capteur lidar (voir (Weishampel *et al.*, 2000)). Les régions jaune-brun-beige représentent les zones aux retours les plus élevés correspondant aux densités de réflectance les plus élevées (Kirkpatrick and Weishampel, 2005).

Les données LiDAR peuvent fournir des informations sur la structure des paysages et de la végétation, mais peu d'indications sur la composition en espèces. Peu d'études ont utilisé des données LiDAR dans le but d'étudier les habitats naturels. Nayengandhi *et al.* (2009) ont réussi à cartographier la complexité morphologique des habitats de récifs coralliens peu immergés grâce au LiDAR aéroporté de recherche (EAARL = *Experimental Advanced Airborne Research Airborne*) conçu pour cartographier simultanément la topographie littorale submergée et les terres émergées adjacentes. Cependant, en général, on sait que les données optiques et LiDAR acquises simultanément, par la combinaison de l'information spectrale et structurale, offrent de meilleures possibilités pour différencier des espèces végétales. Ceci est particulièrement avantageux dans le cas d'une végétation aux éléments verticaux prononcés, comme une forêt, mais aussi pour d'autres types végétaux avec une surface texturée caractéristique (Prisloe *et al.*, 2006). De nombreuses études ont démontré que par l'intégration de données provenant de différents capteurs, notamment optique (surtout hyperspectral) et lidar et/ou radar SAR, les forêts peuvent être mieux caractérisées en termes de structure, de composition spécifique et de (Hyde *et al.*, 2005; Chen *et al.*, 2007; Nelson *et al.*, 2007) sur de plus grandes surfaces (Slatton *et al.*, 2001), (Breyer, 2010). Il a été également démontré que les modèles de distribution des espèces peuvent être améliorés grâce à la quantification par LiDAR de la structure de la végétation dans un paysage (Goetz *et al.*, 2007).

Plus généralement, la télédétection par LiDAR montre un grand potentiel pour la recherche en écologie et la cartographie des habitats précisément parce que le LiDAR mesure directement les attributs physiques de la structure du couvert végétal qui sont fortement corrélés avec des mesures de base des communautés végétales d'intérêt écologique (Lefsky *et al.*, 2002).

2.2. RÉOLUTION SPATIALE

Les observations de télédétection sont généralement dictées par l'échelle de l'étude. Deux éléments principaux définissent l'échelle : la taille de la zone étudiée et le grain qui est défini par la résolution spatiale du capteur de télédétection. Une augmentation de l'étendue de la zone à cartographier est généralement accompagnée d'un sacrifice dans le niveau de détail, compte tenu des contraintes de temps, d'efforts et d'argent. La quantité d'informations qui peuvent être récupérées, le nombre d'espèces ou le nombre de types d'habitats, dépend essentiellement de la résolution spatiale. Dans les dernières décennies, il y a eu un long débat sur la nécessité d'adapter la résolution spatiale à la taille et au type d'habitats et des espèces cartographiées (Conghe Song et al., 2001). Comme soutenu par Meyer *et al.* (1996) la résolution spatiale idéale résulterait d'une minimisation de la variance à l'intérieur des objets, tout en maximisant la variance entre objets. Le plus important est donc la relation entre la taille des pixels ou la résolution spatiale, la taille des objets qui sont classés (cime des arbres, associations végétales, communautés forestières), et la taille des composants individuels à plus fine échelle (la feuille, l'écorce, la couronne de l'arbre, l'ouverture dans la canopée) qui composent ces objets (Simmons et al., 1992). La résolution spatiale est déterminée par l'équation relative à ces variables. Cependant, la communauté écologique a cependant fait l'hypothèse que la meilleure résolution spatiale est liée à la possibilité de distinguer plusieurs types d'habitats. Chaque fois que c'est financièrement possible et que la couverture des données est disponible, il est souhaitable de commander des données à très haute résolution (Nagendra and Rocchini, 2008). Néanmoins, il est également important de noter que le grain spatial et l'étendue étudiée dépendent de l'échelle spatiale de la distribution et de l'hétérogénéité des espèces et des habitats cartographiés ainsi que des facteurs régissant la répartition des espèces, et la disponibilité des données auxiliaires associées. Par exemple, le sol, le réseau de drainage, la géologie, la topographie, l'aménagement du territoire fournissent des indications supplémentaires nécessaires à l'interprétation de l'ensemble de données (Nagendra, 2001). En fait, dans certains cas, la nécessité de données à haute résolution spatiale n'est qu'apparente car il n'est pas toujours évident que les petites dimensions pixellaires permettent d'augmenter la précision dans l'évaluation de la biodiversité. Ceci est vrai en particulier lorsque la distribution individuelle des plantes ou des arbres constitue un mélange d'objets spatiaux qui se chevauchent sur plusieurs échelles spatiales (Nagendra, 2001). Lorsque la dimension du pixels diminue en dessous de la taille de l'objet étudié (par exemple, un point où les pixels sont plus petits que la taille de la couronne d'arbres), la variabilité dans les signatures pixellaires couvrant le même arbre individuel augmente soudainement (Stickler and Southworth, 2008). En d'autres termes, dans certaines circonstances, une résolution spatiale élevée peut entraîner une diminution des performances due à l'augmentation du niveau de variation intra-classe qui introduit une plus grande hétérogénéité spatiale.

Certaines études ont porté sur la comparaison entre l'utilisation d'images de moyenne résolution (décamétrique) et de haute résolution (métrique) pour l'évaluation de la diversité végétale (Rocchini, 2007) ou pour la prédiction écologique (Stickler and Southworth, 2008). Elles ont constaté que Landsat fournit parfois de meilleurs résultats que les satellites IKONOS ou QuickBird à très haute résolution pour toute une série de mesures de la diversité de la végétation.

Ces études ont suggéré que cela pourrait avoir d'importantes conséquences sur le choix des résolutions spatiales pour la modélisation de l'habitat et les études sur la biodiversité et l'état de conservation. Une résolution plus fine ne donne pas nécessairement des résultats plus précis. Certaines études vont même jusqu'à suggérer que la résolution spectrale serait plus importante à considérer que la résolution spatiale pour l'étude de la biodiversité.

2.3. RÉOLUTION TEMPORELLE

Un des principaux avantages de l'utilisation de la télédétection pour le suivi de végétation est que les données peuvent être acquises sur une base régulière, répétitive et en utilisant les mêmes longueurs d'onde, de sorte que des comparaisons cohérentes entre les images peuvent être faites. La fréquence d'observation des capteurs optiques est journalière (par exemple NOAA AVHRR, MODIS) ou bimensuelle (par exemple Landsat ou SPOT). Cependant, la couverture nuageuse ou la brume ou la fumée limitent souvent le nombre

de scènes utilisables (Rosenqvist et al., 2003). Une nouvelle génération de satellites Sentinel-2 avec un temps de retour de cinq jours devrait être lancée prochainement (prévu pour août 2014). Elle offre de plus grandes possibilités pour la surveillance et la détection des habitats naturels au regard de leurs propriétés phénologiques.

Les données de télédétection peuvent être acquises à différentes saisons, et permettent ainsi d'accéder aux variations temporelles de réflectances qui peuvent être exploitées pour la cartographie et la surveillance de la biodiversité. L'utilisation des données d'images multi-dates est particulièrement intéressante lorsque le degré de distinction spectrale entre les espèces végétales varie selon les saisons. Les images prises à des dates où deux espèces sont à différents stades phénologiques permettent de mieux distinguer les espèces et améliorent considérablement la classification des habitats (Nagendra, 2001). Lucas *et al.* (2007) ont utilisé des images Landsat TM multi-saison pour réussir à distinguer une gamme d'habitats semi-naturels, ainsi que des terres agricoles. Quelques années plus tard, Lucas *et al.* (2011) ont prouvé que les données de télédétection optique acquises avant et pendant la saison de croissance permettent une meilleure prise en compte de la phénologie saisonnière des habitats, ce qui augmente les possibilités de discrimination à leur égard. Ils ont également reconnu que si un plus grand nombre d'acquisitions satellitaires au cours de l'année entraînerait une amélioration des capacités de discrimination entre les types d'habitats au Pays de Galles, des images acquises avant et après les précipitations de printemps seraient suffisantes. Les images acquises au début de la saison de croissance (avant la mi-février) ou en fin de saison (après la mi-novembre) sont d'une utilité limitée, surtout à cause du faible niveau d'éclairement solaire et en particulier dans les zones montagneuses. L'imagerie multi-date permet donc d'améliorer l'identification des espèces mais à des dates bien ciblées. Il faut prendre soin de sélectionner des images prises à des stades phénologiques appropriés aux espèces et/ou aux formations végétales (Weinke et al., 2008; Förster et al., 2011; Spanhove et al., 2012). Trouver la saison idéale pour cartographier toutes les espèces est d'autant plus difficile à mettre en œuvre que le nombre d'espèces augmente, voire impossible, pour les régions du monde où les espèces sont très nombreuses. Si l'amélioration est suffisante pour justifier l'effort et les frais supplémentaires, tout dépendra du nombre d'espèces impliquées, ainsi que du degré de similitude spectrale dans les mêmes stades phénologiques (Nagendra et al., 2012).

Enfin, le principal avantage de la télédétection multi-dates est son aptitude à évaluer les changements en termes de perte d'habitat, de dégradation et de fragmentation grâce à des approches de détection des changements. Les spécialistes de la surveillance des habitats apprécient hautement cet atout, car elle permet de concentrer le travail de terrain sur les sites impactés, certainement avec un rapport coût-efficacité grandement amélioré (Vanden Borre et al., 2011). En ce sens, ces dernières années, certaines études ont exploité les avantages des données multi-temporelles pour obtenir des indicateurs sur la qualité des milieux naturels (Weinke et al., 2008; Spanhove et al., 2012). Les paramètres qui sont généralement évalués sur le terrain comprennent des caractéristiques structurelles (par exemple la proportion de bois mort dans une forêt), des critères liés à des perturbations (par exemple, la colonisation des milieux ouverts par les herbacées et les arbres), des caractéristiques liées à la composition floristique (par exemple le nombre d'espèces clés présentes) et la configuration du paysage (par exemple, la connectivité et l'isolement) (Bock *et al.*, 2005a). Selon Spanhove *et al.* (2012) quelques-uns des indicateurs de qualité utilisés pour évaluer l'état de conservation sont produits généralement à une échelle grossière et sont détectables de manière simple (par exemple en utilisant une classification supervisée) -comme exemple par la colonisation par les herbacées (Clinton et al., 2010), (Peterson, 2005) ; ou l'embroussaillage ou la colonisation par les arbres (Bai et al., 2005; Waser et al., 2008, 2008) ; ou l'ensablement (Ivits et al., 2009). En revanche, d'autres indicateurs tels que le nombre d'espèces clés ou les classes d'âge sont de nature beaucoup plus fine et posent des défis beaucoup plus grands pour être détectés en utilisant exclusivement des images de télédétection, même avec des images à très haute résolution (Lechner et al., 2009). La limite entre échelle fine et échelle grossière pour l'échelle de manifestation des phénomènes dépendra essentiellement de la résolution spatiale des données de télédétection. Ces considérations donnent à penser que le défi fondamental pour l'étude des changements dans l'état de conservation des habitats est le compromis entre le niveau de détail spatial, le délai de revisite du capteur, et la possibilité de vérifier l'interprétation de l'activité phénologique.

2.4. COÛT DES DONNÉES IMAGES

L'un des principaux moteurs de l'utilisation de la télédétection par des experts de la conservation de la nature est le rapport coût-efficacité en comparaison avec les enquêtes de terrain. Cette affirmation a été confirmée par les résultats d'un atelier organisé dans le cadre du projet HabiStat (Vanden Borre et al., 2011) (<http://habistat.vgt.vito.be>) qui a réuni des experts en télédétection et des professionnels du suivi de la biodiversité. Cependant, il n'existe aucune étude officielle ou analyse coûts-avantages de l'utilisation de la télédétection pour la cartographie des habitats en raison peut-être des nombreuses variables qui doivent être prises en compte et les difficultés liées à leur évaluation. Dans cette section, nous avons tenté de fournir des informations indicatives sur le coût des données d'image et sur sa part dans le coût global de production d'information en utilisant la télédétection. Selon les ressources internationales, le coût total de collecte et de traitement des données de télédétection représentent 65% du coût total de la production de l'information. La Figure 9 montre l'importance des données dans processus de production des informations (Kokturk, 2003).

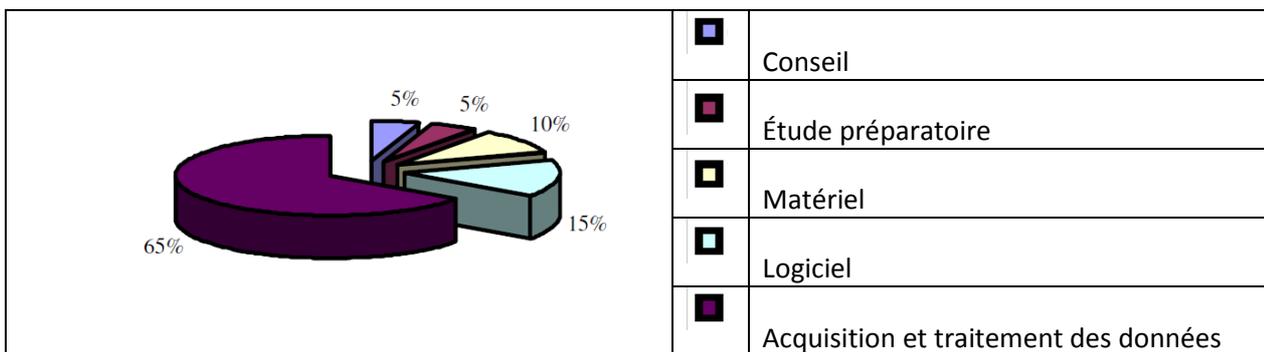


Figure 9. Les coûts de collecte et de traitement des données de télédétection dans le processus général de production d'information (Kokturk, 2003).

Le coût des données de télédétection est fonction d'un certain nombre de paramètres tels que le type de capteur (optique, radar, hyperspectral), la plate-forme (satellite ou aérienne), la résolution spatiale, la surface minimale de commande, le niveau de traitement (orthorectification ou simple correction radiométrique, etc) et si c'est une archive ou une nouvelle acquisition pour une mission spécifique. L'estimation variera en fonction de la qualité de l'image, de la couverture de l'image, du nombre d'images et du logiciel utilisé. On peut s'attendre à un coût supplémentaire de 500 euros pour le pré-traitement des données (par exemple, géoréférencement, création d'une mosaïque). Comme la comparaison est difficile pour l'ensemble des types de données de télédétection, nous fournissons ici quelques informations indicatives en Figure 10.

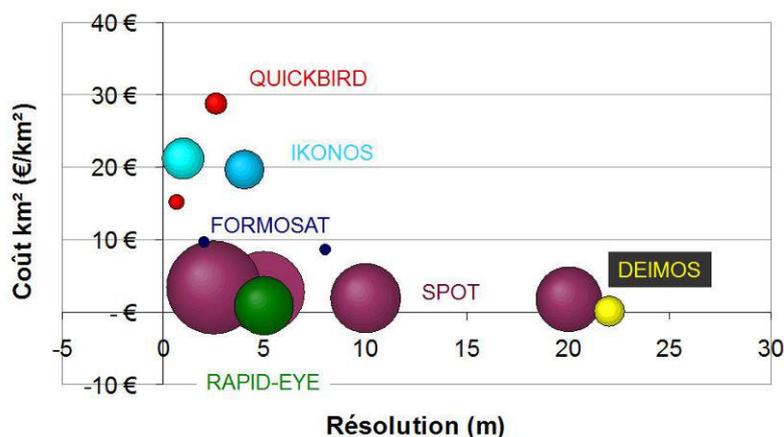


Figure 10. Coût des images satellites en fonction de leur résolution spatiale (La taille des bulles correspond à une gamme de prix en euros).

Comparée aux images satellites, l'imagerie aérienne est généralement beaucoup plus chère. Les coûts d'acquisition d'images aéroportées peuvent être élevés à cause de la nécessité d'inclure les frais de location d'avion, le coût des capteurs et autres équipements et de leur montage, les frais de personnel et les frais de voyage. Les coûts ont été estimés à 2 à 3 fois supérieurs à ceux d'un coût d'acquisition d'images d'archive du capteur à résolution métrique Quickbird (bien qu'une acquisition à la demande puisse augmenter les frais)cf-. Le mosaïquage d'image et le géoréférencement peuvent prendre beaucoup de temps et exigent des opérateurs qualifiés. Il a été estimé qu'une demi-heure par image serait nécessaire pour la géoréférencer, équilibrer ses couleurs et l'insérer dans une mosaïque. Pour une série de 20 images, cela équivaldrait à environ 10 heures de travail préalablement à toute classification. Un autre exemple de capteur aéroporté est le LiDAR avec un coût d'acquisition autour de 130 à 150 euros/km². Le coût total d'une analyse, incluant l'achat des logiciels de mosaïquage et de traitement d'images, devrait être inclus dans toute recommandation finale de méthode.

Comme montré dans les chiffres présentés dans cette section, les produits de télédétection sont souvent encore très chers. A moyen et long terme, les coûts devraient diminuer du fait d'une plus large utilisation de ces données. Pour convaincre les spécialistes du suivi de la biodiversité des avantages de l'utilisation des produits de télédétection, il est nécessaire d'utiliser les données déjà disponibles sans coût supplémentaire pour les organismes, telles que les photos aériennes qui sont habituellement utilisées par ces mêmes spécialistes. Par exemple en France, l'IGN met à disposition la couverture nationale de photographies aériennes pour tous les établissements et structures exerçant une mission de service public. Vanden Borre *et al.* (2011) soutiennent l'idée qu'il existe un compromis entre l'importance accordée aux différents critères de qualité et le coût du produit: un produit de télédétection qui est inférieur en détail thématique, mais beaucoup plus récent qu'un produit comparable de terrain, peut-être tout à fait bon à prendre, surtout quand c'est aussi moins cher à produire. Au contraire, un gain considérable sur la qualité des données peut parfois justifier le recours à un produit qui est plus cher.

3. EXTRACTION DE L'INFORMATION ET CLASSIFICATION DES DONNÉES DE TÉLÉDÉTECTION

Une fois que les données d'images adéquates sont acquises, l'étape suivante consiste à en extraire des informations pertinentes sur les habitats étudiés. L'interprétation visuelle continue de jouer un rôle important dans l'analyse d'image en particulier dans le traitement des photographies aériennes. Les variations dans les conditions d'éclairage et entre les lignes de vol compliquent la classification automatisée, et de nombreux programmes de surveillance qui utilisent l'imagerie aérienne sont encore dépendant des méthodes de photo-interprétation, par exemple le programme suédois NILS (Ståhl et al., 2010). Cependant, Langanke *et al.* (2007) mettent en évidence deux limites principales dans l'interprétation visuelle des images : d'une part il est difficile de définir explicitement des procédures d'interprétation, ce qui rend difficile de s'assurer que l'interprétation inter-opérateur est uniforme¹. Deuxièmement, délimiter la végétation à une échelle fine prend beaucoup de temps. En raison de la nature de la photo-interprétation, celle-ci est souvent utilisée comme un contrôle visuel lors de l'évaluation de la précision d'autres données thématiques (par exemple, à partir de jeux de données dérivées de SIG). Dans notre étude, nous avons volontairement exclu l'interprétation purement visuelle des photographies aériennes en tant que méthode pour l'extraction de l'information parce que «télé-détection» est utilisée ici pour indiquer des techniques plus avancées et assistées par ordinateur.

En ce sens, de nombreuses approches pour l'extraction d'information automatique ou semi-automatique à partir de la télé-détection ont été développées dans les années passées. Une revue de toutes les méthodes disponibles est au-delà de la portée de ce rapport, par conséquent, seules les principales approches d'extraction d'information seront traitées, tout en évitant les détails trop techniques.

3.1. APPROCHE PIXELLAIRE VERSUS ORIENTÉE-OBJET

Les données de télé-détection ont été, jusqu'au début des années 2000, des données à résolution mono- ou pluri-décamétrique, et les classifications de ces données étaient faites sur la réponse spectrale ("couleur") de chaque pixel, indépendamment de ceux qui l'entourent. Le début des années 2000 a vu l'arrivée sur le marché d'images satellitaires à résolution métrique. Avec ces images, des objets qui apparaissaient auparavant relativement uniformes, devenaient fortement texturés (Wang et al., 2010). Par exemple sur un couvert forestier observé avec une image à résolution métrique, on distingue maintenant les parties de couronne au soleil, celles à l'ombre, et les trouées inter-couronnes, ces trois éléments avec des signatures spectrales différentes. Une classification par pixel donne présente alors un effet "poivre et sel" (Figure 11). Par un heureux hasard, au moment de l'arrivée de ces images et grâce à l'amélioration continue des capacités informatiques de calcul et de stockage, est apparu sur le marché le premier logiciel de classification dite orientée-objet (e-Cognition). Ce type de logiciel commence par segmenter l'image en zones relativement homogènes (segments), puis classe ensuite chaque segment obtenu, selon sa couleur, mais aussi selon sa surface, sa forme, sa texture, la nature des segments voisins ou encore en prenant en compte l'information contenue dans d'autres couches géographiques co-géoréférencées (Laliberte et al., 2004). Ce type de traitement d'image crée un lien conceptuel avec la perception humaine en essayant d'imiter la capacité de perception du photo-interprète (Weinke et al., 2008; Lang et al., 2009). De plus, la segmentation produite peut être hiérarchique à plusieurs niveaux, c'est-à-dire que les limites d'un niveau de segmentation plus fin sont constituées de celles des niveaux de segmentation plus grossiers, complétées par les limites spécifiques de ce niveau de finesse (Benz et al., 2004).

L'applicabilité des approches semi-automatiques et orientés-objet en vue de la cartographie et du suivi des habitats a fait l'objet de recherches récentes (Bock et al., 2005b; Laliberte et al., 2006b; Lucas et al., 2007; Lang et al., 2009). Toutes ces études s'accordent sur le fait que les méthodes orientées-objet permettent une

¹ Il faut noter ici que la reproductibilité de la cartographie de terrain a aussi ses limites, ainsi que l'ont montré, au Royaume-Uni, Cherrill and McClean (1995), (1999a), (1999b) et Hearn et al. (2011).

plus grande flexibilité dans la capacité à transférer des stratégies de classification basées sur des images et des relevés de terrain récents vers des classifications sur des images passées où les relevés de terrain sont souvent inexistantes. Comparées aux techniques traditionnelles de cartographie des habitats (interprétation de photos aériennes, étude sur le terrain), les méthodes orientées-objet fournissent des résultats d'une précision similaires, tout en fournissant en même temps plus de détails spatiaux et une plus grande capacité à détecter, au sein d'un habitat, les variations et les gradients (comme les écotones), par une approche dite floue.

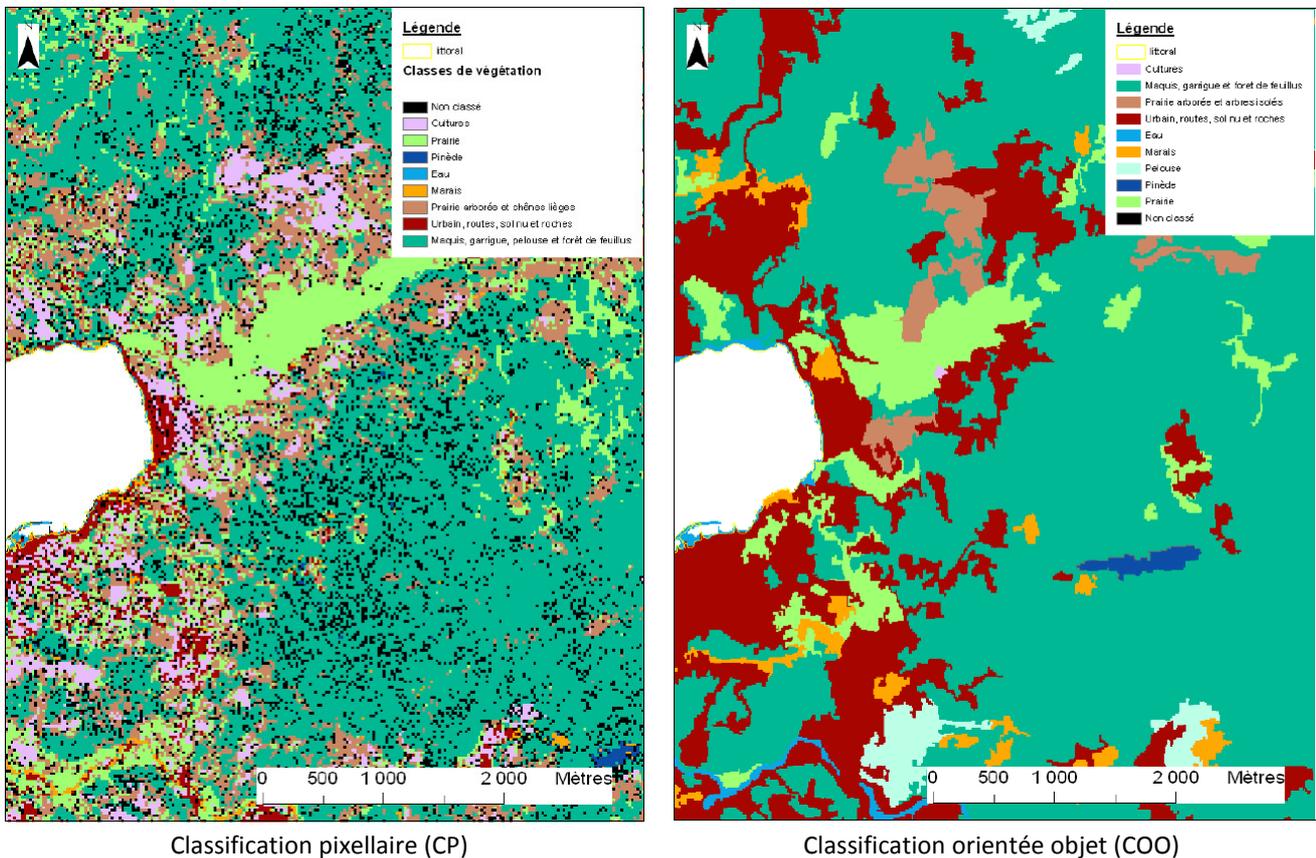


Figure 11. Avantage de la classification orientée objets par rapport à une classification pixellaire. L'effet « poivre et sel » disparaît. Classification de la Baie de Propriano (Corse) basée sur une image SPOT (Guis, 2004)

3.2. CLASSIFICATION BOOLÉENNE VERSUS CLASSIFICATION FLOUE

Dans la théorie classique des ensembles mathématiques, un objet appartient soit à un ensemble particulier, soit il n'appartient pas (Hill and Binford, 2002). Ces ensembles (ou classes) sont généralement caractérisés par une valeur et/ou par un critère clairement défini et sont appelés ensembles booléens ou « crisp sets » (Burrough, 1989). La classification sous hypothèse booléenne prévoit que les classes à identifier sont nettement distinctes les unes des autres, que peu de changements ont lieu à l'intérieur de chaque classe, et que tous les changements importants ont lieu entre les classes, ce qui est loin d'être le cas général avec les données naturelles, souvent de nature continue. C'est cette approche qui est cependant retenue dans la plupart des restitutions cartographiques, avec des couleurs différentes selon les classes.

A l'inverse, la classification floue a été pensée pour exprimer une meilleure expression de la situation écologique et des différents types d'incertitude liés aussi bien à la télédétection qu'aux observations de terrain. Dans le logiciel d'analyse d'image orienté-objet eCognition (Definiens, 2004), la classification d'image est basée sur des fonctions d'appartenance floues. La classification floue traduit la valeur des objets en valeur normalisée d'appartenance floue entre 0 et 1, indiquant l'appartenance à une classe spécifique (Figure 12). Un de ses principaux avantages est d'exprimer l'incertitude d'appartenance à une classe. L'appartenance d'un

objet à plus d'une classe est définie par différents degrés d'appartenance. Ce concept se rapporte bien à l'hétérogénéité des habitats naturels et aux limites écologiques (Bock, 2003). Cette approche a été retenue par Allenbach *et al.* (2010) en modélisant la prédiction de distribution des milieux naturels sur l'agglomération de Genève. Des cartes d'habitats servent de base pour établir la relation statistique entre les milieux et les caractéristiques spectrales et environnementales. L'outil GRASP (Lehmann *et al.*, 2003) a été employé (Lehmann *et al.* 2002;2003) dans Splus pour sélectionner le modèle statistique décrivant la meilleure relation entre chaque habitat et son environnement. Ces modèles statistiques permettent de réaliser des cartes prédictives d'appartenance à une classe et sont intégrés dans le modèle de décision expert.

Un autre avantage est la possibilité de réduire le besoin de définir des limites strictes pour les types d'habitats qui peuvent ne pas être spectralement ou écologiquement distincts. Par exemple, les prairies artificielles et naturelles se confondent dans l'espace écologique, mais une carte peut inclure des objets qui contiennent un mélange de deux types, ou une classe intermédiaire qui pourrait être considérée comme l'un de deux types (Lucas *et al.*, 2007).

Enfin, tel que recommandé par Lucas *et al.* (2011), pour les communautés en mosaïques complexes, des valeurs d'appartenance floues peuvent fournir une mesure relative approximative des proportions d'espèces dominantes associées à chaque objet; offrant ainsi encore plus de détails dans les résultats de la classification. La principale difficulté réside dans la difficulté à évaluer l'exactitude et de valider des valeurs correctes d'appartenance floue (à l'exception du 0 ou du 1) sur le terrain : les valeurs floues nécessitent l'opinion d'experts sur l'appartenance à des classes avec des frontières floues (Nguyen and Walker, 2000) plutôt que comme une mesure observable comme la proportion ou la couverture.

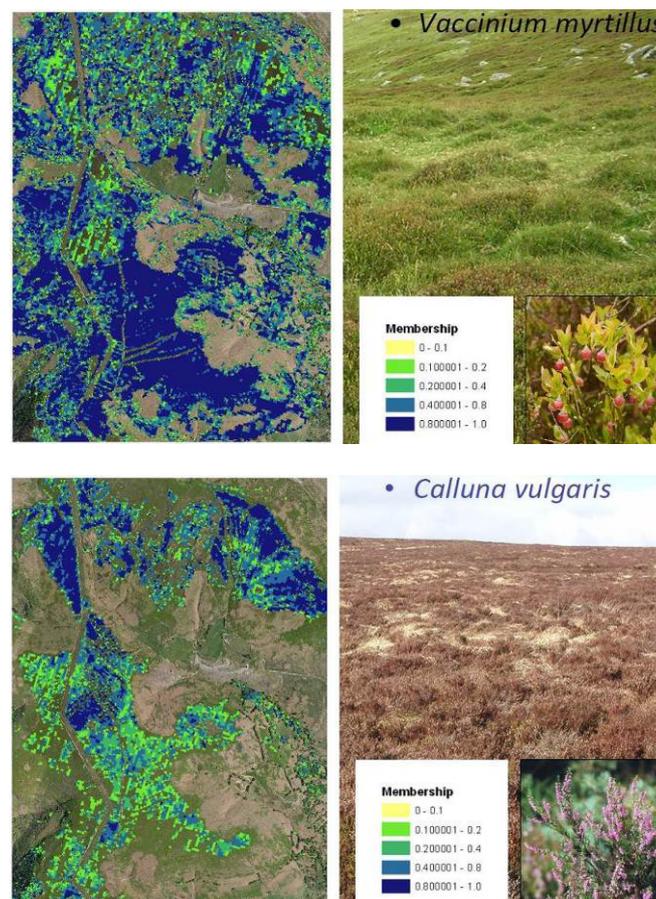


Figure 12. Exemple de classification floue d'une mosaïque de deux types de landes du Pays de Galles, Chaque carte présente, en dégradé de couleurs, le degré d'appartenance (*membership*) à un type de lande, mesuré entre 0 et 1 (Brown, 2012)

3.3. CLASSIFICATION SUPERVISÉE VERSUS MÉTHODE EXPERTE

Indépendamment de la méthode d'analyse d'image choisie (orientée-objet ou à base de pixels), la classification des objets ou des pixels peut être envisagée, soit par une classification supervisée ou par méthode de règles de décision (également connue sous le nom règles de connaissance ou à base de règles de classification ou règles expertes). Nous nous limiterons ici à l'examen de ces deux principaux types de classification qui sont les plus communément utilisées pour la cartographie de la végétation, malgré l'existence de nombreuses autres comme par exemple les réseaux de neurones, les machines à vecteur de support (en anglais *Support Vector Machine*, SVM) ou les chaînes de Markov.

En classification supervisée, l'algorithme de classification ou classificateur (par exemple le plus proche voisin ou le maximum de vraisemblance) doit être entraîné à l'aide de sites d'entraînements correspondant à des zones homogènes qui peuvent être identifiées soit directement sur l'image ou en utilisant des produits thématiques (par exemple les cartes existantes), ou dérivées de visites de terrain ou par la combinaison des deux approches.

Les avantages incluent la possibilité de spécifier les classes d'information (MacAlister and Mahaxay, 2009). Bock *et al.* (2005) (Bock *et al.*, 2005b) utilisent à la fois une photo-interprétation de l'image et des données recueillies à partir d'enquêtes de terrain pour entraîner un algorithme de classification « plus proche voisin » qui a ensuite été utilisé pour cartographier des pelouses sèches et des zones humides. Roelfsema et Stuart Phinn (2010) ont utilisé un transect photographique pour étalonner le classificateur et pour cartographier les communautés benthiques de récifs coralliens. L'approche par classification supervisée permet d'obtenir des niveaux de précision élevés grâce à l'analyse des propriétés statistiques de sites d'entraînement homogènes (Laliberte *et al.*, 2006a). Toutefois, cette approche présente des limites liées à i) la disponibilité d'un nombre suffisant de sites d'entraînement statistiquement représentatifs, ii) la dépendance du résultat final à la qualité des sites d'entraînement et iii) la faible performance de la méthode dans des environnements très complexes et hétérogènes.

Dans ce contexte de complexité, les classifications basées sur les arbres de décision semblent être plus appropriées (Rapinel, 2012). En utilisant cette approche, l'analyste peut progressivement et hiérarchiquement classifier l'image et ajuster itérativement les règles de décision pour les classes les plus problématiques. Habituellement, les règles de décision sont progressivement développées en comparant les connaissances écologiques sur la distribution des habitats avec le contenu de l'information de télédétection (Lucas *et al.*, 2011). Cette approche facilite l'intégration des connaissances externes aux procédures de classification des images. Plusieurs études sur la cartographie des habitats avec des données de télédétection ont adopté des règles de décision dans leur schéma de classification (Bock *et al.*, 2005a; Lucas *et al.*, 2007; Díaz Varela *et al.*, 2008) (Blaschke *et al.*, 2008). Le meilleur exemple sur la mise en œuvre réussie des arbres de décision pour la cartographie des habitats détaillée est l'œuvre de Lucas *et al.* (2011) (Figure 13). En utilisant une imagerie multi-saisonnière, à haute résolution (de 10m à 20m), et une segmentation de leur territoire en 14 écozones, ils ont réussi à discriminer et à cartographier 105 types d'habitats élémentaires sur l'ensemble du Pays de Galles (environ 21.000 km²). Plus de 200 règles ont été élaborées dans un ordre logique, basées sur les données de réflectance, des ratios et des différences de bandes, des indices dérivés, des contextes de voisinage et des valeurs de saisonnalité. Toutes les règles et les données utilisées prennent en considération les caractéristiques écologiques ou biophysiques (par exemple, la différence de réflectance ou de stades de croissance entre espèces, l'activité photosynthétique, la proportion de matière morte, la teneur en humidité, la rugosité, la pente). L'inconvénient de cette approche est la quantité de temps nécessaire pour i) construire l'arbre de décision et ii) assurer la transférabilité des règles de classification établies sur une éco-zone avec un jeu multi-saisonnier d'images à d'autres domaines avec des types similaires d'habitats.

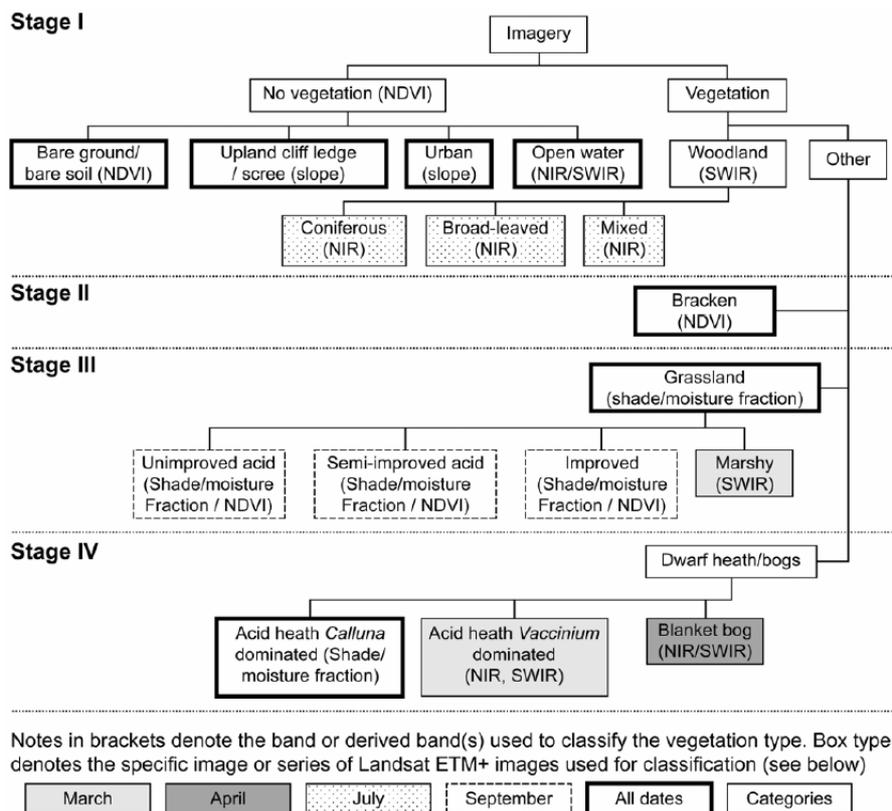


Figure 13. Exemple d'arbre de décision utilisé pour une cartographie détaillée des habitats du pays de Galles (Lucas et al., 2007).

3.4. INTÉGRATION DES DONNÉES DE TÉLÉDÉTECTION ET DE SYSTÈMES D'INFORMATIONS GÉOGRAPHIQUES (SIG)

La section précédente discute de l'utilisation des arbres de décision pour la cartographie des habitats. Les règles utilisées pour mettre en œuvre l'arbre de décision utilisent bien souvent non seulement des informations spectrales dérivées des données de télédétection, mais aussi d'autres connaissances relatives aux conditions environnementales biotiques (distribution spatiale, préférences écologiques ...) et abiotiques (climat, géologie, sol). Cette information est généralement mise en œuvre au sein d'un Système d'Information Géographique (SIG). L'intégration des SIG à la télédétection est considérée ici du point de vue de la contribution des SIG à fournir de données auxiliaires qui peuvent être utilisées pour le processus de classification. Les données de base telles que l'occupation du sol, la pédologie ou la répartition de l'eau (plans d'eau, cours d'eau) dans le paysage sont primordiales pour appréhender la distribution de la végétation et que les types (*patterns*) de distribution des espèces sont associés aux distributions des variables environnementales (Murthy et al., 2003; Weiers et al., 2004).

De nombreuses études ont démontré les avantages de l'intégration de la télédétection et des SIG pour la cartographie des habitats. Foody (2008) commente de nombreux exemples de télédétection et de SIG intégrés dans des applications de biodiversité. Par exemple Sluiter (2005) s'est servi de données SIG couplées à la télédétection pour modéliser et suivre la végétation naturelle de milieux méditerranéens. Allenbach *et al.* (2010) ont suivi cette démarche pour cartographier des milieux naturels autour de Genève en modélisant la végétation à partir d'une image SPOT et de variables environnementales dérivées d'un Modèle Numérique d'Altitude (altitude, pente, indices topographiques, expositions, ombrage) et du réseau hydrographique (densité, distances aux rivières). Costanza *et al.* (2011) trouvent différentes relations entre l'hétérogénéité du paysage (mesurée en utilisant l'indice (NDVI) pour mesurer la productivité) et la richesse floristique en fonction de l'occupation du sol et ceci à quatre niveaux d'échelles. Förster et Kleinschmit (2008) ont utilisé une classification floue orientée-objet de données de télédétection accompagnées de données d'altitude,

d'orientation, de pente et de type de sol pour obtenir des informations sur des types forestiers et des habitats Natura 2000 dans une région préalpine de la Bavière (sud de l'Allemagne).

(Bernard-Brunet and Bornard, 2004) ont utilisé la télédétection et les SIG pour cartographier des habitats alpins. Dans un premier temps, une carte de classes physionomiques a été dérivée à partir des données de télédétection et dans une deuxième étape, les variables environnementales (Modèle Numérique de Terrain, type de sol, rayonnement solaire) ont été intégrés dans une analyse SIG utilisant des règles statistiques de répartition des habitats pour produire la carte finale des habitats.

Lors de l'intégration de la télédétection et des SIG dans le but d'une classification, une attention particulière doit être accordée à l'échelle spatiale des différents jeux de données. La résolution spatiale des données de télédétection peut être plus grossière ou plus fine que l'échelle spatiale des principales données auxiliaires. Par exemple, les données auxiliaires portant sur les caractéristiques d'un site où l'on étudie les habitats Natura 2000 à une échelle locale varient du 1:25 000 / 1:50 000 (cas de certaines cartes pédologiques) au 1:1 000 / 1:5 000 pour certains modèles numériques de terrain ou certaines cartes d'habitats produites à partir du terrain (Costanza et al., 2011). L'intérêt d'intégrer des données auxiliaires à la télédétection est en général plus marqué pour les habitats qui dépendent de facteurs auxiliaires distincts et bien définis (par exemple, les forêts alluviales, ou les milieux montagnards). Les données auxiliaires sont d'autant mieux prédictives de la répartition des habitats qu'ils n'ont pas ou peu été modifiés par l'homme. Par ailleurs, le choix de ces données auxiliaires est déterminé principalement par leur disponibilité. Par exemple, en France, les cartes pédologiques détaillées (1:25 000 à 1:10 000) sont soit absentes soit difficilement accessibles. C'est aussi le cas pour les données géologiques, produites plutôt au 1/200 000, et parfois sans représenter les couches géologiques superficielles, ou pour les données climatiques, qui ne sont pas disponibles au 1/25 000.

4. APPLICATIONS DE LA TÉLÉDÉTECTION A L'ÉTUDE DES HABITATS NATURELS

Pour un examen approfondi des applications de télédétection sur les questions de conservation de la nature et en écologie, les articles de Kerr et Ostrovsky (2003) et Turner *et al.* (2003) publiés dans la revue « *Trends in Ecology and Evolution* », représentent des documents précieux. Selon Turner *et al.* (2003) il existe deux approches générales en télédétection de la biodiversité. La première est la télédétection directe d'organismes individuels, d'espèces ou de communautés écologiques par les capteurs aéroportés ou satellitaires. L'autre approche est la détection indirecte de la biodiversité grâce à l'acquisition de connaissances sur les paramètres environnementaux qui les gouvernent. Par exemple, de nombreuses espèces sont limitées à des habitats discrets, comme une forêt, des prairies ou des herbiers marins qui peuvent être clairement identifiés avec des données de télédétection. Les trois paramètres environnementaux souvent cités qui peuvent être détectés en raison des progrès récents dans les techniques de télédétection sont : la productivité primaire (souvent obtenue par l'Indice normalisé de différence de Végétation, plus connu sous son acronyme anglais NDVI (Normalised Difference Vegetation Index), le climat et la structure des habitats (y compris la topographie). Les paramètres de l'habitat, comme l'occupation du sol, la composition spécifique, etc, peuvent être considérés comme un substitut à l'estimation précise de répartition des espèces potentielles et l'estimation de la richesse spécifique (Gaston, 2000). Kerr et Ostrovsky (2003) estiment qu'en combinant des données satellite, des données de terrain, de structure du paysage et des informations d'abondance d'espèces, l'essentiel des habitats peuvent être identifiés. Comme en témoignent ces deux articles, les sujets des applications de la télédétection pour les questions de biodiversité peuvent être abordées à partir d'au moins deux angles différents: soit en examinant les approches directes de télédétection, soit en analysant l'état de l'art dans la littérature sur les approches indirectes (Nagendra, 2001). Dans cette revue de la littérature actuelle, nous avons décidé d'aborder ces questions du point de vue des approches par télédétection. En d'autres termes, l'examen porte sur les études visant à cartographier directement des types d'habitats (les forêts, les prairies, les landes et les terres humides) ou à discriminer les différents types d'habitats existants en relativement grandes unités spatialement contiguës.

4.1. TÉLÉDÉTECTION DE LA DIVERSITÉ DES HABITATS

La cartographie des grands types d'habitats (forêts, prairies, landes, etc) par télédétection est une pratique courante si elle est considérée à travers l'angle de la cartographie du couvert végétal. De nombreuses études peuvent être évoquées à ce sujet.

Garcia *et al.*, (2011) ont appliqué une méthode experte utilisant des règles de décision basées sur la hauteur moyenne des retours LiDAR sur les résultats d'une classification obtenue à partir de données multispectrales qui a permis de cartographier différents types physiologiques, à savoir herbe, arbustes et arbres, mais aussi éboulis et milieux peu végétalisés.

Les données spatiales Hyperion hyperspectrales se sont avérées utiles pour distinguer plusieurs types de végétation dans des écosystèmes naturels complexes selon la typologie emboîtée Corine Land Cover (Fusilli *et al.*, 2007). (Jelaska *et al.*, 2005) ont utilisé d'une manière intégrée des données Landsat et des données de terrain pour produire la classification de treize communautés végétales dans un parc naturel en Croatie.

Les données satellitaires et aériennes intégrées aux mesures terrestres ont été utilisées pour la cartographie des communautés végétales naturelles dans le Parc National du Pollino (Italie du Sud) (La Norte *et al.*, 2002). Sur la base d'images Landsat multi-temporelles fusionnées avec des données SPOT panchromatiques, différentes classes de végétation (plusieurs types de forêts, des classes différenciées de maquis, de la pseudo-steppe et la végétation arbustive) ont pu être détectées (Grignetti *et al.*, 1997). Cette étude a montré comment la fusion de données SPOT à haute résolution spatiale (10m) avec des données Landsat multispectrales (30m) produit un nouvel ensemble de données dont la réponse multi-spectrale permet une meilleure classification des types d'habitats. Dans le nord de la Finlande, différents habitats (pinède, pessière,

forêt décidue, deux classes de bouleau de montagne, tourbière ouverte, prairies, landes et rochers nus) ont été cartographiés en utilisant un algorithme par arbre de décision incorporant des données de télédétection optiques et micro-ondes ainsi que des informations issues de MNT et d'une base de données pédologiques (Hatunen et al., 2008). Parmi le nombre limité d'études portant sur la classification automatique des photos aériennes pour la cartographie générale des habitats, le travail de Chapman *et al.* (2009) était assez unique. Les auteurs ont utilisé exclusivement des photographies aériennes couleur et infrarouge qui ont été acquises sur les landes des hautes terres de Grande-Bretagne. Les photos aériennes ont été automatiquement classées en sept classes dominantes d'occupation du sol (par exemple, bruyère récemment brûlée; bruyère pionnière; bruyère mature ; bruyère dégénérée ; fougère ; graminées ; carex ; roseaux; tourbe, etc) en utilisant un algorithme de classification dénommé « *Random Forest* ».

Peu d'études ont réussi à cartographier la distribution de plusieurs types d'habitat et de communautés végétales en Europe en utilisant des approches directes de télédétection.

En 2003, Bock (2003) a utilisé des images Landsat pour définir des types de végétation spectralement homogènes (prairies, fourrés ligneux, forêts conifères et pelouses). Puis il a essayé d'établir une correspondance entre les classes ainsi définies et les types d'habitats et d'occupation du sol. Par rapport aux photographies aériennes la classification a montré un modèle généralisé de végétation et d'habitat. La principale limite était dans la reconnaissance des ligneux bas sur les sols gorgés d'eau qui ont été sous-estimés ou surestimés. Weirs *et al.* (2004) ont indiqué qu'une correspondance sémantique parfaite entre les types de végétation spectralement dérivés et le biotope n'est souvent pas possible.

Dans (Keramitsoglou et al., 2005), un algorithme de re-classification par noyau (kernel-based) a été développé et testé sur plusieurs sites Natura 2000 situés dans les régions biogéographiques différentes, en utilisant l'imagerie à très haute résolution afin de cartographier les habitats à échelle fine selon la classification EUNIS (European Commission, 2003). Les résultats sur le site situé au Royaume-Uni dans une région biogéographique continentale ont montré que l'algorithme est très efficace dans toutes les classes identifiées (respectivement 75%, 83,3% et 77,7% pour les classes E1.2 [pelouses calcaires], E2.11 [pâturages], G1.A22 [forêts britanniques]). Sur le site méditerranéen, la performance était de 60%, 64%, 83%, 81% et 40% pour respectivement G1.112 (galeries hautes méditerranéenne), C1.3 (végétation flottante), C3.5 (végétation pionnière et éphémère), G1.1 (ripisylve) et E5.4 (végétation herbacée humide haute, fougères, prairies). Cependant, l'algorithme ne fonctionne pas pour les sites Natura 2000 français en utilisant des images de haute résolution en raison de la résolution grossière ainsi que du manque de texture.

Il semble que plus fine est la résolution spatiale meilleure est la performance de la classification. Bock *et al.* (2005a) ont réussi, par une classification orientée-objet sur une image Quickbird (résolution panchro 60cm, multispectrale 2,40m), à faire la distinction entre des pelouses calcaires (E1.2) et des pâturages mésotrophes (E2.1), ce qui est pourtant reconnu comme un exercice difficile à réaliser par télédétection. Ils ont cependant échoué à discriminer certaines classes de ligneux linéaires, principalement en raison de l'absence de feuillage au moment où l'image a été prise.

Le travail de Lucas *et al.* (2011) est considéré comme la première étude à cartographier avec succès jusqu'à 105 sous-types d'habitats par une classification orientée-objet basée sur des règles de décision sur des images satellitaires multi-résolutions et multi-dates.

La cartographie de plusieurs types d'habitats a été largement abordée au travers de la cartographie d'une ou de quelques espèces dominantes dans la canopée supérieure (Nagendra, 2001) ou en établissant des liens avec des caractéristiques biophysiques plus larges (par exemple, les différences saisonnières dans les quantités relatives de composantes photosynthétiques (Lucas et al., 2011)). La cartographie est relativement simple pour des mosaïques d'habitats relativement simple mais d'autant plus difficile que les paysages sont hétérogènes et que la variation entre les habitats est plus graduelle (Díaz Varela et al., 2008). La structure et la complexité des paysages varient souvent selon les zones protégées, ce qui nécessite bien souvent des approches de cartographie adaptées et donc différentes. Plus les paysages sont hétérogènes et plus le nombre de classes augmente, plus ceci complexifie la cartographie directe par télédétection. Dans ce cas,

d'autres approches indirectes, telles que celles basées sur la modélisation doivent être prises en considération (Rocchini et al., 2010a). Le travail de (Allenbach et al., 2010) suit cette démarche (Figure 14). Les auteurs ont pu dresser une carte au 1/10 000 des milieux naturels d'un périmètre prioritaire de l'agglomération de Genève (Vuache-Sion-Laire, 113 km²). Dans le logiciel Definiens, ils commencent par segmenter le territoire étudié en fonction d'une scène SPOT (Bleu, vert, rouge, PIR, MIR, NDVI) et de variables environnementales basées sur un Modèle Numérique d'Altitude (altitude, pente, indices topographiques, expositions, ombrage) et des paramètres liés au réseau hydrographique (densité, distances aux rivières). Puis la prédiction des divers types de milieux est modélisée par l'utilisation de l'outil GRASP (Lehmann et al., 2003) par croisement des cartes d'occurrence de végétation connue avec les données satellites et environnementales citées ci-dessus. Ces cartes de prédiction du milieu naturel sont alors intégrées dans une classification experte pour cartographier l'ensemble du territoire étudié. Certains segments non classifiés ont dû cependant être classés manuellement en s'appuyant sur des expertises locales. Cette méthode pu être réalisée avec succès du fait d'un territoire petit et homogène (une seule scène SPOT et une seule écozone) et d'un bon échantillonnage à priori des milieux à cartographier.

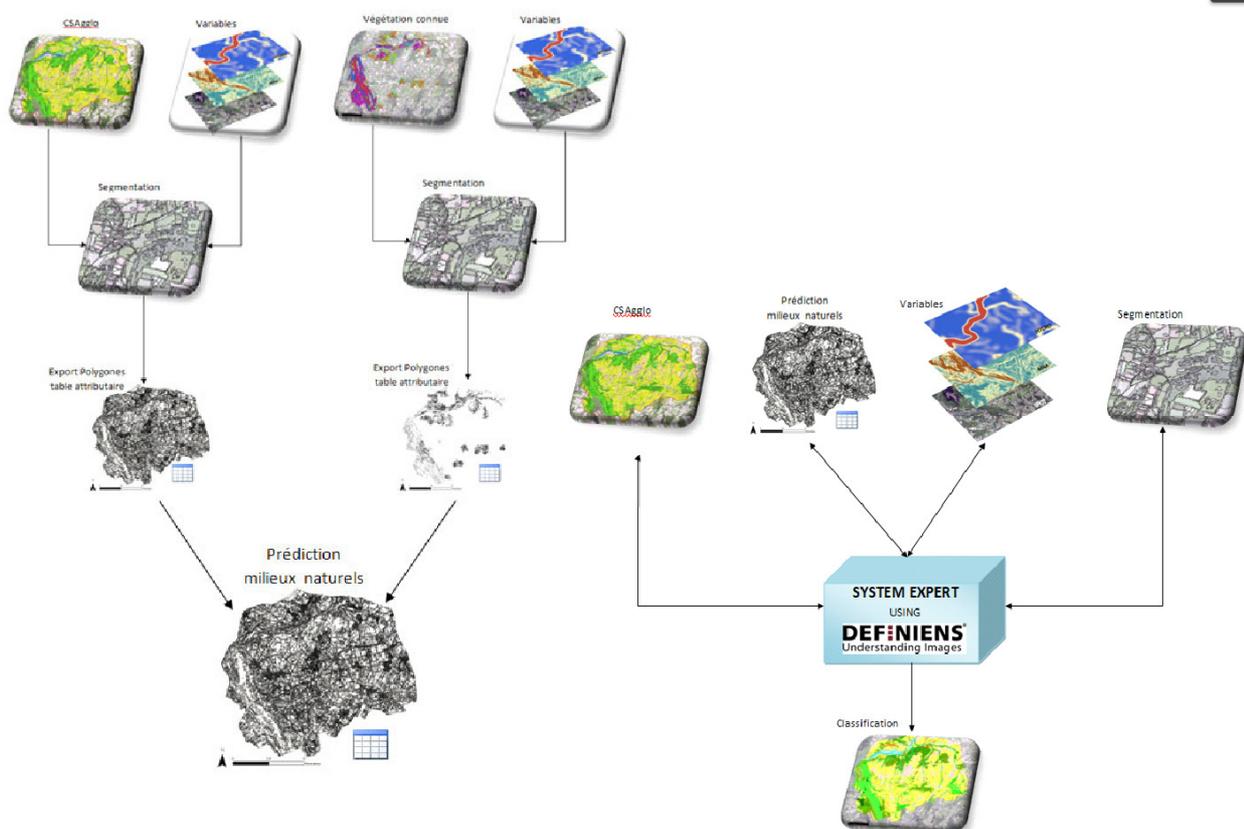


Figure 14. Organigramme de la méthodologie proposée pour la cartographie des milieux naturels dans l'agglomération franco-valdo-genevoise (Allenbach et al., 2010).

4.2. TÉLÉDÉTECTION DES FORÊTS

La télédétection pour l'étude des forêts est un des domaines où elle a été beaucoup utilisée, avec des réussites mais aussi certaines limites. Ces réussites et ces limites sont liées d'une part aux possibilités de la télédétection, mais aussi aux caractéristiques des forêts inventoriées. Il est par exemple plus simple de travailler en Finlande, où trois espèces (pin sylvestre, épicéa, bouleau) appartenant à 3 groupes d'espèces identifiables par satellite (pins, autres espèces de résineux et feuillus), sont dominantes sur 99% des surfaces forestières, que de travailler en France, où l'on trouve une bien plus grande diversité d'espèces. Par exemple douze espèces (sept espèces résineuses et cinq espèces feuillues) sont dominantes sur 75% du territoire (IGN, 2012). Nous commencerons par présenter les acquis de la photographie aérienne, l'outil le plus utilisé à ce jour, puis nous examinerons ce que les différents types de capteurs satellitaires peuvent apporter.

4.2.1. Les photographies aériennes pour l'étude des forêts

En France, l'imagerie de télédétection qui a été majoritairement utilisée pour la cartographie forestière a toujours été la photographie aérienne, analogique puis digitale (Boureau, 2008). C'est le cas en particulier à l'inventaire forestier national (IFN, maintenant IGN), en charge de la cartographie forestière en appui à l'inventaire forestier. La méthode IFN-IGN repose sur deux composantes importantes, d'une part l'accès à une couverture infrarouge et d'autre part, des ateliers régionaux de photo-interprètes expérimentés. Jusqu'au milieu des années 2000, les couvertures aériennes infrarouges, soit noir et blanc, soit en fausses couleurs, analogues puis digitales, étaient réalisées par des prestataires, à raison d'une dizaine de départements par an. Depuis 2005, l'IGN réalisant des acquisitions aériennes digitales à 4 caméras, couvrant les 3 canaux du visible et le proche infrarouge, l'IFN se fournit auprès de l'IGN. On peut distinguer historiquement plusieurs phases dans l'interprétation de l'imagerie aérienne. Dans une première phase, celle-ci était faite sur des photos non ortho-rectifiées, et les contours étaient reportés à la main sur le fond de carte topographique. Avec l'arrivée de l'imagerie digitale, les couvertures livrées par les prestataires ont été ortho-rectifiées. Depuis l'acquisition de l'imagerie par l'IGN, d'une part l'imagerie aérienne livrée est ortho-rectifiée, et d'autre part le traitement commence par une phase de segmentation multi-hiérarchique automatique, suivie d'une pré-classification des surfaces arborées et boisées, ce qui allège le travail des photo-interprètes qui produisent la carte finale. De plus, depuis les débuts de la cartographie forestière à l'IFN, le travail des photo-interprètes expérimentés comprend des missions régulières sur le terrain afin de valider leurs travaux et d'entretenir leur expertise. Celle-ci repose sur une segmentation du territoire en territoires forestiers homogènes, dont une première version a été les petites régions forestières (PRF), au nombre de 307 (IFN, 1987)(IFN, 1987), regroupées en 1989 en 91 sylvo-écorégions (SER)(IFN, 2009). Cette segmentation permet de restreindre, lors de la photo-interprétation, le choix aux seuls types de peuplements présents dans l'écorégion.

En Grande-Bretagne et au Canada, les besoins d'information pour la foresterie ont été examinés par Maltus et al (2002) et Pitt *et al.* (1997). Les méthodes de terrain présentent des caractéristiques (coûts élevés, subjectivité, et faible couverture spatiale et temporelle) pouvant potentiellement limiter le processus de décision. La constitution d'une information à moyenne échelle en complément de l'information tirée d'enquêtes de terrain a reposé sur l'interprétation visuelle des photographies aériennes (Hibberd, 1991), (Pitt et al., 1997), (Malthus et al., 2002), celle-ci offrant la meilleure combinaison de haute résolution spatiale, de couverture stéréo, d'échelle d'image, d'option de film et de caméras, de polyvalence et de coût. Des applications pratiques de la photographie aérienne au secteur forestier ont été mises en évidence pour l'inventaire forestier (Duhaime et al., 1997), Rhode Island, USA), pour la cartographie des accrus forestiers (Boureau and Deshayes, 1999), pour l'évaluation de la régénération (Pouliot et al., 2006): conifères, Ontario (Canada) ;(Pitt et al., 2000) (Köhl and Hussendörfer, 2000), pour les changements biotiques et abiotiques (Miller et al., 2000), dégâts de tempête) et pour la hauteur du couvert (Baker *et al.* 1995, Nakashizuka *et al.* 1995, (Miller et al., 2000), Katsch et Stocker 2000). La photo-interprétation est considérée comme un progrès évident sur l'enquête sur le terrain, mais est reconnue comme étant fastidieuse, à forte intensité de compétences et subjective. Avec les progrès de l'informatique, le traitement d'images numérisées de photographies a été utilisé pour augmenter la vitesse et la précision de production de l'information, et donc réduire les coûts ((Gougeon and Leckie, 2003). Par exemple, l'orthorectification numérique de photographies a permis la comparaison quantitative précise du changement à partir d'archives historiques ((Cameron et al., 2000), en Écosse ; (Véga and St-Onge, 2008), au Québec), la production de modèles numériques de terrain (Miller et al., 2000) et l'intégration avec d'autres ensembles de données numériques (Duhaime et al., 1997).

Parmi les progrès des 10 dernières années, liés à l'arrivée de l'imagerie digitale à résolution métrique, aérienne ou satellitaire, figure la possibilité d'identifier les espèces forestières, en peuplements purs ou en petites structures, haies ou arbres isolés. Carleer et Wolff (2004) ont travaillé sur des peuplements purs dans la région de Bruxelles à partir de deux images Ikonos de juin et octobre. Ils ont pu identifier sept espèces forestières, trois feuillus (chênes, hêtre, hêtre pourpre) et quatre résineux (douglas, pin sylvestre, pin laricio et mélèze), chaque espèce en une ou deux classes d'âge. Dans le sud de l'Angleterre, (Foody et al., 2005) ont cherché à cartographier, dans une forêt de 400ha et à partir d'une imagerie aérienne, l'érable sycomore (*A. pseudoplatanus*) et le frêne, le premier ayant tendance à supplanter le second. Une classification simple (par

réseau de neurones) n'ayant pas été suffisante (précisions de classification, seulement 46% et 64%), ils ont utilisé une approche en deux étapes, qui a conduit à des précisions de classification de 83% et 94%. Une analyse spatiale leur a ensuite permis de constater une distribution spatiale agrégée et inter-dépendante des 2 espèces, à différentes échelles (Atkinson et al., 2007). Dans le sud des USA, (Cottone and Ettl, 2001)) se sont intéressé au pin à écorce blanche (*Pinus abicaulis*), en régression, et ils ont pu cartographier sa répartition, pur ou en mélange avec deux autres espèces résineuses, à partir d'imagerie aérienne.

4.2.2. Télédétection multispectrale pour l'étude des forêts

L'imagerie satellite multispectrale a très tôt été appliquée pour cartographier les types forestiers. Par exemple quatre ans après le lancement du premier satellite civil d'observation de la Terre, Landsat 1, Dodge et Bryant (1976) ont cartographié deux grands types de peuplement, conifères (*softwoods*) et feuillus (*hardwoods*) sur 2 cantons du New Hampshire. Vingt ans plus tard, (Wolter et al., 1995) ont cartographié l'espèce forestière dominante sur 30.000 km² dans le Wisconsin, dans une zone de transition entre la forêt boréale et la forêt tempérée, où coexistent 22 types de peuplements forestiers, avec une vingtaine d'espèces dominantes ou co-dominantes. Voulant capturer pleinement les différences phénologiques entre les espèces, ils ont utilisé une imagerie multi-temporelle, associant une imagerie Landsat TM de début d'été avec quatre images Landsat MSS acquises à certaines périodes, au printemps, en début d'automne, en automne et en hiver. A titre d'exemple, les deux images d'automne ont été choisies à des dates aussi proches que possible du maximum de teinte d'automne d'une part de l'érable à sucre et d'autre part du chêne rouge (Sayn-Wittgenstein, 1961). De même l'image de printemps est prise au moment du débourrement du feuillu le plus précoce, le tremble, soit une semaine avant le débourrement des autres espèces feuillues. La classification finale a été faite par arbre de décision en neuf étapes, avec une utilisation raisonnée à chaque étape à la fois sur l'imagerie à utiliser (une seule image pour huit des neuf étapes, et pour la huitième, l'ensemble des images) et sur le type d'information, canaux bruts ou indice multi-canaux normalisé (Figure 15).

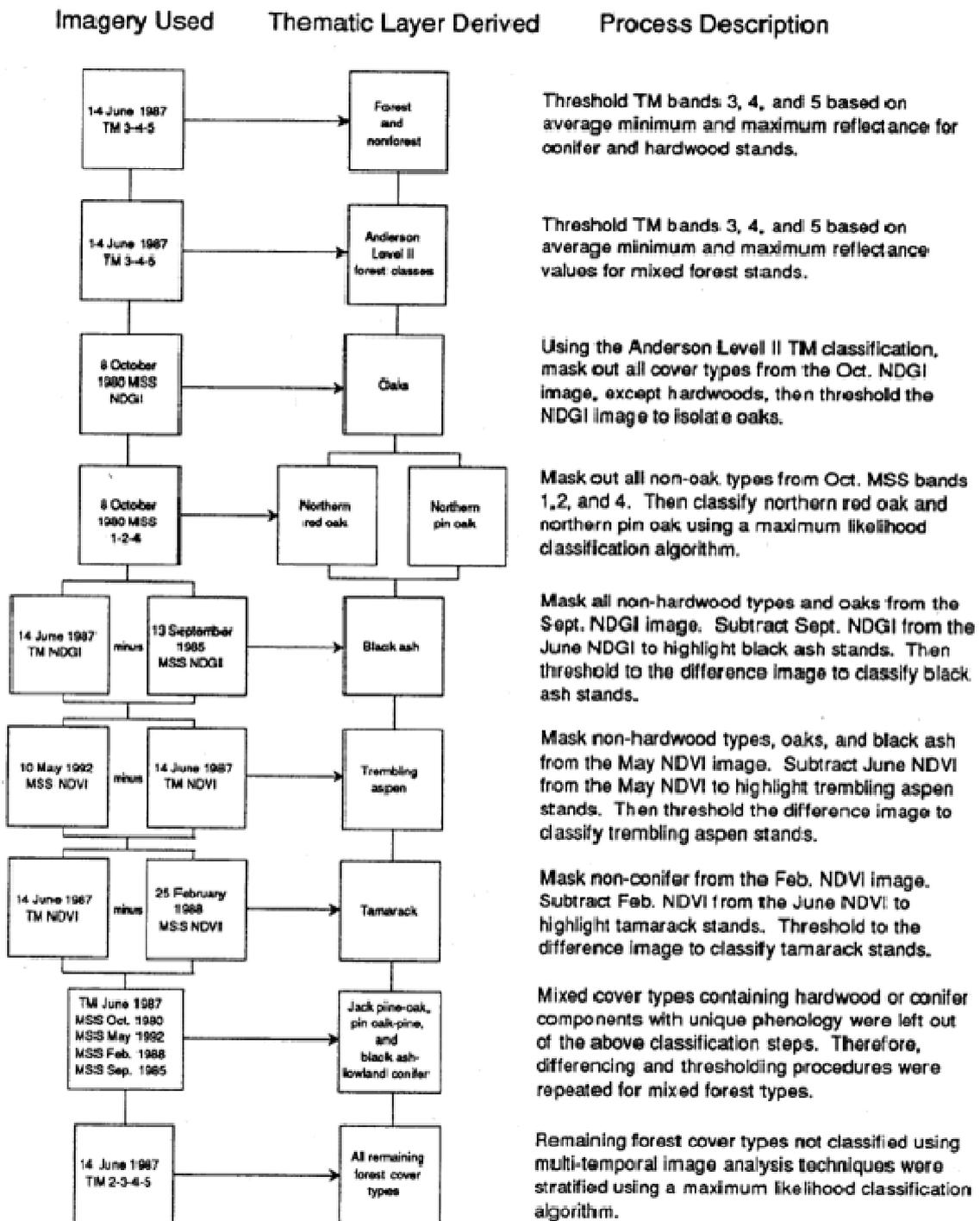


Figure 15. Arbre de décision pour la production de la carte forestière du nord du Wisconsin (région des grands lacs, USA) par classification de l'imagerie Landsat multi-temporelle (TM et MSS)

Trois ans plus tard, (He et al., 1998) ont utilisé cette cartographie pour produire, à échelle fine, une information triple, espèce dominante, espèces associées et âge du peuplement, en associant à l'information satellitaire multi-temporelle celle provenant de placettes d'inventaire forestier (Figure 16). Ils ont commencé par stratifier leur territoire en 11 écorégions, de 1.000 à 10.000 ha, sur la base de données pédologiques et climatiques à haute résolution. Ensuite pour chaque écorégion, les informations d'inventaire forestier relatives à l'espèce co-dominante et à l'âge du peuplement sont recherchées et agrégées. Ces informations sont ensuite associées aux informations satellitaires sur l'espèce dominante pour produire la cartographie finale.

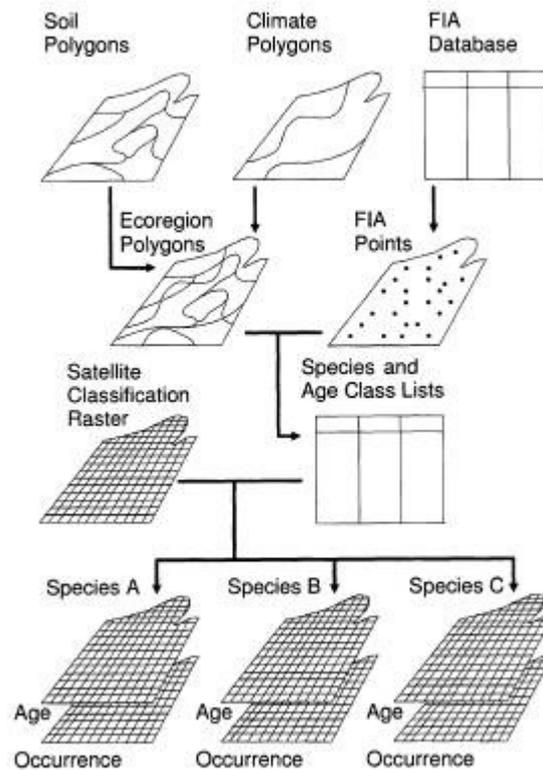


Figure 16. Diagramme d'intégration de données géographiques et satellitaires pour l'évaluation de la ressource forestière dans le nord du Wisconsin (région des grands lacs, USA)

Une autre application de la technique de classification par arbre de décision est celle qui a consisté à cartographier les huit types forestiers et la surface terrière dans une région du nord-est des USA, non loin de Washington (Xian et al., 2002). Cette méthode par arbre de décision a été choisie parce que 1) elle est non-paramétrique et donc indépendante de la distribution des signatures des classes, 2) elle peut traiter à la fois des variables continues et catégorielles, 3) elle génère des règles de classification interprétables, et 4) sa mise au point est assez rapide et elle est souvent aussi précise, parfois plus précise, que beaucoup d'autres méthodes de classification. Cette méthode a été appliquée en utilisant des couvertures multi-saisonnières Landsat-7 ETM, du printemps, de l'été et de l'automne, les informations topographiques d'altitude et de pente, et les informations des placettes d'inventaire forestier de la zone. Pour chaque date, la transformation Tasseled Cap a permis de compresser l'information spectrale originale contenue dans six canaux en trois canaux synthétiques : brillance (*brightness*), verdure (*greenness*) et humidité (*wetness*) (Huang et al., 2002). Les précisions de classification ont été de 80% pour la classification en feuillus/résineux/mixtes et de 65% pour les huit types forestiers.

Parmi les grands utilisateurs actuels de l'imagerie satellitaire pour l'inventaire forestier, figurent les pays scandinaves. Comme nombre de pays européens, ces pays basaient leur inventaire forestier sur des relevés de placettes forestières, sans s'appuyer sur une cartographie forestière réalisée préalablement ou simultanément. C'était ainsi le cas jusqu'en 1989 en Finlande, avec production de statistiques fiables au-dessus de 150.000 ha. Afin de faire baisser ce seuil, par exemple pour produire des statistiques au niveau d'une commune, des recherches ont été lancées pour tester l'intérêt de l'information satellitaire, en complément des mesures de terrain (Tomppo and Katila, 1991). Les recherches ont conduit à mettre au point une méthode originale, dite des *k* plus proches voisins, ou méthode *k*NN (pour "*k Nearest Neighbours*") (Katila and Tomppo, 2001). Cette technique non-paramétrique est basée sur la covariance entre les variables radiométriques et les variables forestières et consiste à estimer une variable forestière en un point donné à partir des valeurs de *n* points, à la fois plus proches dans l'espace radiométrique et correspondant à des points mesurés sur le terrain, avec ou sans pondération des valeurs de ces points, par exemple par l'inverse des distances dans l'espace radiométrique. Cette méthode a été adoptée dans les pays scandinaves, Suède (Holmgren and Thuresson, 1998) (Fazakas et al., 1999) et Norvège (Gjertsen, 2007), mais aussi aux USA

(McRoberts et al., 2002a) et en Nouvelle-Zélande (Tomppo et al., 1999). Il faut cependant remarquer que si elle permet de produire des résultats statistiquement valables sur de plus petites surfaces, elle n'améliore pas la précision de la carte des peuplements qui lui sert de base, laquelle est cependant assez simple à réaliser, du fait du faible nombre d'espèces présentes en forêt boréale.

Des travaux utilisant des méthodes plus classiques ont aussi été menés, comme une adaptation de la méthode par maximum de vraisemblance dans le contexte des deux projets de cartographie d'occupation du sol menés conjointement en Suède, le projet national (avec surface minimale de représentation de 1ha) et le projet européen Corine Land Cover (avec surface minimale de représentation de 25ha) (Hagner and Reese, 2007). Dans ces deux projets, neuf types forestiers sont cartographiés sur la base de la composition (feuillus/résineux/mixtes), de l'âge (régénération/jeunes/matures<15m/matures>15m), ainsi que les deux classes coupes et résineux sur lichens. La méthode consiste à ajuster les poids attachés à chacune des classes jusqu'à ce que les fréquences obtenues par la classification correspondent aux fréquences obtenues par les références de terrain. Un test a d'abord été mené sur 3 régions au nord, au milieu et au sud de la Suède, avec une image Landsat ETM+ sur chaque zone. La méthode a comme attendu corrigé les biais, et a ainsi permis de corriger la sur-représentation des classes les plus fréquentes et la sous-représentation des classes les moins fréquentes. Après ce test, la méthode a été appliquée sur les 50 images Landsat utilisées par les deux projets suédois de cartographie d'occupation du sol.

4.2.3. Télédétection hyperspectrale pour l'étude des forêts

Les limites dans la distinction des espèces forestières avec l'imagerie multispectrale et ses bandes spectrales larges ont entraîné un intérêt pour l'imagerie hyperspectrale, et ses dizaines ou centaines de bandes spectrales étroites, a priori mieux à même d'identifier une espèce grâce à la signature spectrale d'un de ses composants.

(White et al., 2010) ont étudié 62.000 ha de forêt tempérée, dans l'île de Vancouver (Colombie Britannique, Canada) en utilisant des données hyperspectrales Hyperion EO-1 (220 bandes de 10nm, produites par deux spectrophotomètres, l'un couvrant le visible et le PIR, l'autre le MIR, avec une résolution de 30m) et les informations de 800 placettes d'inventaire forestier. Le site comprend 16 espèces forestières (12 résineux et 4 feuillus), avec 3 espèces résineuses dominantes ainsi que 3 espèces résineuses et 3 espèces feuillues co-dominantes. Leurs résultats montrent que les données hyperspectrales sont nettement plus sensibles à deux paramètres de structure du peuplement, à son âge moyen ou à sa hauteur moyenne, qu'à sa diversité spécifique. Une autre étude menée au sud de l'île de Vancouver a utilisé des images hyperspectrales AISA Dual (492 bandes, du visible au moyen infrarouge, à 2m de résolution) sur des forêts hétérogènes, avec 11 espèces, 5 résineuses et 6 feuillues (Jones et al., 2010). Cette étude a aussi montré des limites pour la cartographie des espèces, avec des précisions utilisateurs acceptables pour 7 espèces (88%, 80%, 75%, 75%, 73%, 70% et 64%), très moyennes pour 2 espèces (48% et 43%), et franchement mauvaises pour 2 espèces (20% et 0%!).

En Europe, une étude a été menée dans une vallée des Alpes italiennes du sud, dans des forêts hétérogènes (5 résineux, bouleau et autres feuillus), avec à la fois des données du capteur hyperspectral AISA (126 bandes de 4,6nm du visible au PIR, de 400 à 990nm, avec une résolution de 1m) et des données du capteur multispectral satellitaire GeoEye-1 (4 bandes visible et PIR à 2m de résolution et une bande panchromatique à 0,5m) (Dalponte et al., 2012). Les classifications ont été réalisées en utilisant deux méthodes non-paramétriques, *Support Vector Machine* (SVM) et *Random Forest* (RF). Les données hyperspectrales ont permis d'obtenir de bons résultats de classification, avec des précisions kappa allant de 72% pour la classification en 5 types forestiers à 66% pour la classification au niveau de l'espèce. Les précisions se sont dégradées en utilisant les données multispectrales, avec des précisions kappa allant de 59% pour la classification par méthode SVM en 5 types forestiers à 52% pour la classification au niveau de l'espèce. Une autre étude menée en Italie, dans un parc régional de la vallée du Po, a cherché à identifier des espèces forestières invasives (robinier, chêne rouge et cerisier noir) en utilisant des données hyperspectrales du capteur italien MIVIS (102 bandes du visible à l'infrarouge thermique, mais inutilisables dans le MIR) acquises avec une résolution de 4m (Boschetti et al., 2007b). Les autres espèces forestières présentes sont chêne

rouvre, charme, châtaignier, aulne et peupliers, ainsi que 4 espèces de pin. Au niveau espèce, les taux de bonne classification-utilisateur varient de 90% (pins) à 55% (aulne), avec un taux de 77% pour les espèces invasives. En fait ces espèces invasives sont sous surveillance et arrachées lorsqu'elles sont repérées par les gardes du parc. En conséquence elle sont dispersées, en mélange, et le pixel de 4m est peut-être un peu trop grossier. Au niveau des paramètres de structure, (Blackburn and Milton, 1997) ont montré, sur une forêt feuillue du sud de l'Angleterre, qu'il était possible de cartographier finement les vides à l'intérieur du couvert forestier et les trouées forestières avec le capteur hyperspectral CASI (8 bandes spectrales étroites, de 460 à 800nm, visible et PIR, à 2m de résolution).

En France, une étude a été menée pour identifier la colonisation par le frêne des pelouses du Parc National des Pyrénées, en utilisant des données du capteur hyperspectral aéroporté Hypspx (160 bandes du visible au proche infrarouge, à 0,5m de résolution) (Sheeren et al., 2011). Douze espèces arborées ont été identifiées dans le paysage. La classification des arbres est précise à plus de 90%, mais présente des confusions avec d'autres objets du paysage non pris en compte dans la classification, comme entre noisetiers et pelouses. Les bons résultats sont obtenus en utilisant la méthode SVM, supérieure à la méthode de classification par maximum de vraisemblance sur ces données à haute dimensionnalité.

De leur côté, (Mannel and Price, 2012) ont comparé l'intérêt de coupler des données hyperspectrales monotemporelles (données AVIRIS, 224 canaux du visible au moyen infrarouge, acquises en été) avec des données multispectrales multi-saisonnières (données Landsat TM de printemps et de début d'automne) pour l'étude de peuplements forestiers dans les Black Hills (Dakota du Sud, USA), avec des traitements par arbre de décision. Ils ont montré que les données multi-saisonnières donnaient de bien meilleurs résultats que les données hyperspectrales de plein été.

4.2.4. Télédétection radar pour l'étude des forêts

Après le lancement du premier satellite radar civil (Seasat, lancé en 1978) et ses résultats prometteurs (Krohn et al., 1983), quelques travaux pionniers (Shuchman et al., 1979) (Wu, 1986), et le début des années 90 de la publication d'études sur radar et forêt. En France, un des premiers travaux a porté sur les données du radar scientifique aéroporté américain NASA-JPL, à trois longueurs d'onde (bandes C, L et P) en mode polarimétrique, qui a mené en 1989 une campagne européenne d'acquisition de données. En France, un vol fut effectué sur la forêt de pin maritime des Landes, sur des parcelles de différents âges, depuis de très jeunes peuplements jusqu'à des peuplements adultes de 46 ans (Le Toan *et al.*, 1992). Les résultats ont montré de très bonnes corrélations entre les données radar et l'âge, la hauteur et la biomasse des peuplements. Les meilleures corrélations sont toujours obtenues en polarisation croisée (HV), et sont meilleures avec la bande P ($r^2 = 0,95$ pour la biomasse) et décroissent avec la longueur d'onde (par ex. $r^2 = 0,80$ pour la biomasse en bande L), pour cause de baisse du seuil de saturation avec la longueur d'onde. Ce type de résultats a par la suite été confirmé sur d'autres forêts résineuses dans le sud des USA (Harrell *et al.*, 1997), des forêts résineuses et feuillues du nord des USA (Ranson and Sun, 1997), et sur des forêts tropicales (Rignot *et al.*, 1997).

Si le radar permet de bonnes évaluations de paramètres structuraux, il a des performances inférieures aux données multispectrales pour l'identification des espèces. Une étude menée sur des forêts mélangées tempérées du Minnesota (USA) le démontre (Wolter and Townsend, 2011). La meilleure identification, mesurée par leur surface terrière relative, des 12 espèces forestières présentes sur la zone (3 pins, 5 autres résineux et 4 feuillus) est obtenue par régression PLS d'une imagerie multi-saisonnière Landsat TM (à 7 dates), avec des r^2 variant de 0,50 (pour 2 pins) à plus ou moins 0,90 pour 4 espèces (2 feuillus et 2 résineux) (Figure 17). Par contre les classifications par régression PLS avec imagerie radar obtiennent des R^2 en général deux fois moins élevés, que ce soit avec imagerie satellitaire multi-saisonnière (été et hiver) RadarSat-1 (bande C, résolution 30m) ou avec imagerie aérienne mono-temporelle PALSAR (bande L, résolution 12,5m), ou avec utilisation simultanée de ces deux imageries radar. Par contre, l'information sur la structure de la végétation apportée par le radar est naturellement complémentaire de l'information apportée par l'imagerie multispectrale (Leckie, 1990)(Wolter and Townsend, 2011)(Lehmann et al., 2012).

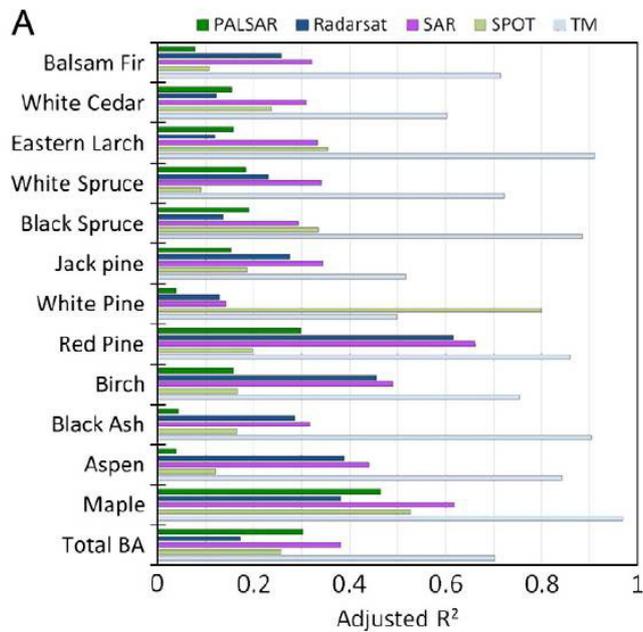


Figure 17. Coefficients des régressions PLS obtenus pour les surfaces terrières (BA) relatives et totale de 12 espèces forestières, à partir de données multispectrales Landsat TM, SPOT et micro-ondes PALSAR et RadarSat, séparément et ensemble (Wolter and Townsend, 2011)

4.2.5. Le LiDAR pour l'étude des forêts

Le lidar multi-échos ou encore mieux le lidar à forme d'onde offrent l'avantage de scanner le volume de la végétation. Après quelques travaux pionniers (Maclean and Krabill, 1986) (Nelson et al., 1988), les premiers travaux significatifs datent du début des années 1990, grâce à plusieurs facteurs concomitants : la modification de lidar altimétriques existants pour enregistrer l'écho retour avec une plus grande fréquence, le développement de systèmes GPS et de petites centrales inertielles, et l'augmentation des capacités des systèmes informatiques (Blair et al., 1994). Pour pouvoir apporter une information précise sur le couvert forestier, les données lidar sont souvent acquises avec plusieurs points au m² (Hyypä et al., 2001). Ce sont alors des données 3D volumineuses, notamment les données à forme d'onde, avec un certain bruit, et le challenge est donc d'extraire l'information utile de la manière la plus efficace et avec la meilleure précision (Dubayah and Drake, 2000). Les efforts ont porté sur l'amélioration des procédés de filtrage pour détecter de manière sûre le premier écho (toit de la canopée) et le dernier, le sol, plus ou moins accessible selon la densité du couvert forestier ou celle du sous-bois (Næsset, 2004). Ces deux détections permettent l'estimation des hauteurs des arbres et des peuplements (St-Onge et al., 2004). Les développements ont aussi porté sur la qualité de détection du contour des couronnes, et son influence sur l'estimation des paramètres indirects, tels que le volume sur pied (Næsset, 2007).

Peu d'études ont cherché à identifier des arbres au niveau de l'espèce. Kim *et al.* (Kim et al., 2009) ont cherché à le faire dans un arboretum de l'état de Washington (USA), en utilisant des données lidar bi-saisonnières acquises en période feuillée et défeuillée. Le travail a concerné quinze espèces, sept résineuses et huit feuillues. La méthode a consisté à évaluer la séparabilité feuillus/résineux par analyse linéaire discriminante, en calculant neuf paramètres, réduits ensuite par analyse en composantes principales. La séparabilité feuillus/résineux a bien évidemment été excellente en situation défeuillée, meilleure avec les deux saisons, mais la distinction au niveau de l'espèce n'a pas été possible, même si deux à deux, nombre d'espèces étaient différenciables. Une autre étude a été conduite dans l'est des USA sur des feuillus en période hivernale sur un site de 6ha (Brandtberg et al., 2003). Les données aéroportées lidar ont été acquises avec une empreinte au sol d'environ 10cm, à une densité de 12 points/m². Chaque impulsion laser a rencontré peu d'échos, seulement un ou deux par émission. Sur 48 arbres, la hauteur a été sous-estimée de 1,1m (avec r²=0,69). Une classification par analyse linéaire discriminante utilisant plusieurs variables pour séparer 2 espèces et un groupe d'espèces (érable rouge, peuplier jaune, chênes, N=200 pour chaque) a

donné une précision globale de classification de 60% (avec 100 chênes/200, 119 érables/200, and 139 peupliers/200 bien classifiés).

4.2.6. Données multi-sources pour l'étude des forêts

Nous venons de voir que les données multispectrales à larges bandes, aériennes ou satellitaires, et les données Lidar ou radar sont complémentaires, les premières renseignant sur la composition des peuplements et les secondes sur leur structure. Différents travaux ont tenté d'associer ces deux types de données.

En associant des données à haute résolution Lidar (50 pts/m²) et des données optiques aéroportées (données panchromatiques à 10cm, données multispectrales à 60cm), (Holmgren et al., 2008) ont cherché à discriminer les principales espèces de la forêt boréale (pin sylvestre, épicéa, feuillus) au niveau de l'arbre, avec un taux de bonne classification de 96% (n=1700).

D'autres études ont associé données Lidar et données hyperspectrales. (Anderson et al., 2008) ont travaillé dans des forêts hétérogènes et mélangées du nord-ouest des USA pour identifier 5 espèces communes, et souvent dominantes, et pour estimer leurs paramètres forestiers. Les données sont les données du lidar aéroporté LVIS en forme d'onde à empreinte de 10m de diamètre et les données hyperspectrales AVIRIS (224 bandes du visible au MIR). La référence terrain comprend 400 placettes d'inventaire forestier. L'abondance ou l'abondance relative d'une espèce a été mesurée à travers l'utilisation de la biomasse épigée. Au niveau de chacune des 5 espèces, une estimation satisfaisante est obtenue en utilisant soit la donnée hyperspectrale ou la donnée lidar, mais lorsqu'il s'agit d'estimer les proportions dans un mélange d'espèces, la meilleure estimation est obtenue avec la donnée hyperspectrale seule (sans le lidar). (Puttonen et al., 2010) ont travaillé en Finlande pour identifier les 3 espèces de la forêt boréale au niveau de l'individu, en utilisant un nouveau lidar terrestre et des données hyperspectrales. Les meilleurs résultats de classification (>90%) ont été obtenus en utilisant à chaque fois 4 variables, 2 paramètres de forme de houppier lidar, et la réflectance de 2 bandes spectrales (dans le vert et dans le rouge). Dans une forêt naturelle de la plaine du Po, avec 19 espèces feuillues, dont 4 espèces dominantes, ainsi que de la prairie, (Dalponte et al., 2008) ont associé données lidar (5,6 pts/m²) et données hyperspectrales (126 bandes VIS+PIR à 1 m de résolution) pour identifier les espèces au niveau de l'arbre. Ils ont aussi testé 3 classificateurs, la méthode par maximum gaussien de vraisemblance (variante *Leave-one-out-covariance*, MGVL-LOOC), la méthode SVM (*Support Vector Machine*) et la méthode des *k* plus proches voisins (méthode *k*NN, cf. § 4.2.2). Que ce soit avec des données lidar seules, ou associées à des données hyperspectrales, la méthode la plus efficace est la méthode SVM, devant la méthode MGVL-LOOC et la méthode *k*NN. Par exemple en utilisant 40 bandes hyperspectrales et 2 paramètres lidar, et en reclassant les arbres qui ont servi aux apprentissages, les kappa sont Kappa-SVM = 0,89, Kappa-MGV-LOOC = 0,81, et Kappa-*k*NN = 0,71. Le taux kappa de bonne classification diminue lorsque l'on évalue la précision sur un jeu distinct de l'apprentissage : avec 40 bandes hyperspectrales et 2 paramètres lidar, le Kappa-SVM tombe à 0,72.

4.3. TÉLÉDÉTECTION DES PRAIRIES

Les prairies (traduction de *grassland*, voir section 2.4) présentent une variabilité importante dans l'espace et dans le temps. Leur composition floristique et leur structure sont fortement influencées par l'intensité de leur gestion (par exemple, la fertilisation, le nombre de fauches) et diffèrent considérablement pendant les périodes de croissance et de repousse. Dans de nombreuses prairies, la variabilité de réflectance est évidente, à la fois spatialement et spectralement. Une telle variabilité est attribuable à leur composition floristique et à leur état, qui à leur tour sont déterminés par un certain nombre de facteurs (Tableau 3). Cela rend difficile l'évaluation de ces paramètres en utilisant des techniques de télédétection (Vohland and Jarmer, 2008).

Tableau 3. Facteurs influençant la réponse spectrale des prairies (Breyer, 2010)

Facteurs de variabilité spectrale	Effets
Facteurs édaphiques (pour communautés sensibles au type de sol)	Ph ; sols argileux, limoneux ou sableux
Conditions d'humidité du sol	Disponibilité en eau, réponse à la sécheresse et à l'inondation
Facteurs de terrain	Drainage et profondeur du sol
Fortes densités d'animaux pâturants	Faible biomasse / hauteur d'herbe liée au surpâturage
Faibles densités d'animaux pâturants	Variabilité de la biomasse et de l'état du couvert herbacé à cause de l'impact de pâturage
Autres facteurs anthropiques tels que fertilisation, réensemencement et régime des fauches	

Les méthodes traditionnelles de cartographie de la biomasse des prairies impliquent des mesures directes, qui prennent du temps, sont coûteuses et nécessitent des travaux de terrain. Par ailleurs, les estimations fiables sont limitées à l'échelle locale, tandis que les écologistes et les gestionnaires ont parfois besoin d'estimations à l'échelle d'un territoire. Les recherches en télédétection sur les prairies se concentrent spécifiquement sur une meilleure estimation de leur composition floristique, ainsi que sur leur biomasse et leur productivité. Dans la suite de ce document, les études qui ont évalué ces différentes caractéristiques sont abordées au travers des techniques de télédétection utilisées.

4.3.1. Télédétection multispectrale pour l'étude des prairies

L'analyse des habitats de prairie par approche de télédétection multispectrale a été généralement abordée au travers des indices de végétation qui peuvent être corrélés de manière efficace à des paramètres biophysiques (Zha et al., 2003) et à la biomasse (Schino et al., 2003).

L'utilisation des indices de végétation provenant des satellites à faible résolution spatiale (ESA-MERIS et NASA-MODIS), pour estimer la production primaire brute (PPB) d'une prairie subalpine a été modélisée avec succès. Les résultats ont montré que les indices de végétation conçus pour être plus sensibles à la teneur en chlorophylle permettent d'expliquer la plupart de la variabilité de la PPB des écosystème étudiés, caractérisés par une forte dynamique saisonnière (Rossini et al., 2012).

Boschetti *et al.* (2007a) ont montré que l'utilisation intégrée de mesures spectrales de terrain avec des informations dérivées de satellites multispectraux peut fournir une aide précieuse à l'évaluation de la production de biomasse des pâturages dans l'environnement alpin. Une analyse de régression logarithmique entre la biomasse fraîche et des indices de végétation spectrale indiquent que les indices de végétation ajustés pour le sol (par exemple SAVI², MSAVI² et OSAVI²) montrent une meilleure corrélation que les indices les plus couramment utilisées comme le simple ratio (NIR / Rouge) ou le NDVI². Une étude de Zha et al (2003)

² SAVI : *Soil-Adjusted Vegetation Index* (Huete, 1988) ; MSAVI : *Modified Soil-Adjusted Vegetation Index* (Qi et al., 1994) ; OSAVI : *Optimised Soil-Adjusted Vegetation Index* (Rondeaux et al., 1996) ; NDVI : *Normalised Difference Vegetation Index*

sur la réflectance de prairies semi-arides et basée sur des NDVI issus de Landsat a été menée pour quantifier avec précision le couvert herbacé. Bien que l'étude a uniquement porté sur des prairies semi-arides de l'ouest de la Chine, il a été conclu que couplé à des mesures spectroradiométriques de terrain, les images Landsat peuvent être utiles pour quantifier de façon fiable le couvert herbacé dans un environnement où la couverture d'herbe est spatialement hétérogène. Ces résultats ont également été confirmés par (Schino et al., 2003) qui ont également constaté que, dans une zone montagneuse protégée dans le centre de l'Italie, le NDVI dérivé de Landsat fournit l'estimation la plus précise sur la biomasse herbacée.

Les capteurs à très haute résolution multispectrale tels que QuickBird ont été utilisés pour obtenir des informations fines sur la richesse floristique des prairies semi-naturelles en Suède (Hall et al., 2012). Les auteurs ont constaté que la richesse spécifique et le renouvellement des espèces étaient significativement associés à l'indice de végétation, démontrant une relation non-linéaire, en forme de U. De toutes les variables dérivées de l'image, l'hétérogénéité spectrale dans le proche infrarouge a eu le plus grand pouvoir explicatif dans ce contexte. Des études au Pays de Galles (Breyer, 2010) ont suggéré que les gammes d'ondes « *red edge* » sont les plus sensibles à la biomasse herbacée et donc à l'intensité du pâturage. La disponibilité de cette bande de fréquences sur plusieurs capteurs (par exemple, WorldView-2, en opération aujourd'hui ou sur les futurs satellites européens Sentinel-2) peut être l'occasion pour une détection fine de la pression de pâturage et pour la différenciation de types de prairies avec différents niveaux d'intensification agricole. Franke *et al.* (2012) ont évalué le potentiel des données RapidEye multi-temporelles à 6,5m de résolution pour une évaluation quantitative de l'utilisation des prairies sur une grande zone dans le sud de l'Allemagne. Ils ont constaté que la sélection des dates d'acquisition des images est très importante, trois images au moins sont nécessaires pour obtenir des résultats fiables.

Ces études suggèrent que les capteurs multispectraux sont actuellement adaptés pour le suivi spatio-temporel de systèmes hautement dynamiques tels que les prairies, même à grande échelle. Il apparaît que le choix des dates d'observation appropriées est aussi important que le choix de la résolution spatiale et des bandes spectrales.

4.3.2. Télédétection hyperspectrale pour l'étude des prairies

De nombreuses études de télédétection portant sur les prairies utilisent des images aériennes ou spatiales hyperspectrales pour obtenir de l'information détaillée sur la composition des prairies ou sur d'autres caractéristiques. Les données hyperspectrales sont bien adaptées à cet objectif parce qu'elles possèdent une plus grande résolution spectrale et (souvent) spatiale en comparaison avec les capteurs multispectraux (Breyer, 2010). Vohland and Jarmer (2008) ont évalué la structure et les propriétés biochimiques des prairies (indice foliaire, chlorophylle, teneur en eau et en matières sèches) à partir de données de différents spectroradiomètres de terrain dans l'objectif de modéliser le transfert radiatif et démontrer la faisabilité d'appliquer leur approche à divers capteurs hyperspectraux opérationnels (par ex. Hyperion ou HYMAP).

La détermination de la composition floristique des prairies, en particulier celles d'une grande diversité, est prioritaire pour la conservation. Par conséquent plusieurs études ont tenté de cartographier les espèces des prairies à l'aide de données hyperspectrales aéroportées : Jacobsen *et al.* (2000) ont déterminé que les caractéristiques spectrales d'un certain nombre de prairies semi-naturelles sont liées à leur composition floristique. Leurs conclusions étaient basées sur une analyse par discrimination canonique d'images CASI (*Compact Airborne Spectrographic Imager*). Schmidlein et Sassin (2004) ont modélisé les gradients de distribution floristiques et la distribution des types fonctionnels des prairies bavaroises en utilisant de l'imagerie à très haute résolution hyperspectrale aéroportée. Leurs résultats indiquent le potentiel de la télédétection hyperspectrale pour la cartographie des gradients continus dans les assemblages d'espèces.

Il existe un nombre limité d'études qui portent sur la relation entre la télédétection hyperspectrale et la production de biomasse des écosystèmes de prairies mixtes. L'imagerie hyperspectrale a été utilisée en combinaison avec des modèles de transfert radiatif pour évaluer l'indice foliaire (ou LAI) de certaines prairies méditerranéennes du parc national de Majella (Italie), indice bien corrélé avec l'intensité du pâturage (Darvishzadeh et al., 2011) (Figure 18). Dans le même parc national italien de Majella, Cho *et al.* (2007) ont

démontré l'utilité des régressions des moindres carrés partiels (régression PLS) appliquées à des images hyperspectrales aéroportées pour prédire la biomasse herbacée. Psomas *et al.* (2011) ont analysé le potentiel de la télédétection hyperspectrale pour estimer la biomasse des prairies le long d'un gradient sec-mésique durant toute une saison de croissance, en Suisse. Leurs analyses ont souligné l'importance de l'acquisition multi-temporelle et multi-spectrale pour mesurer la biomasse en particulier depuis le début de la saison de croissance, afin de capturer une gamme plus large de la variabilité.

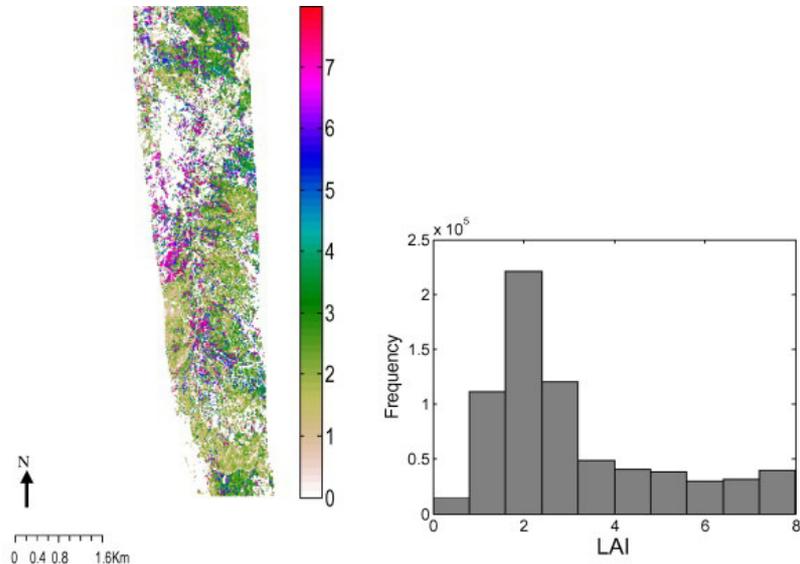


Figure 18. Carte de distribution (à gauche) et histogramme de fréquence de l'indice foliaire (à droite) des prairies pour une zone du Parc national Majella, en Italie (Darvishzadeh et al., 2011).

4.3.3. Télédétection active (SAR and LiDAR) pour l'étude des prairies

Les capteurs actifs de télédétection tels que le radar à synthèse d'ouverture (SAR³) et LiDAR se sont révélés utiles pour récupérer de l'information sur la biomasse épigée ainsi que sur la structure de la végétation ligneuse, paramètres en liaison avec l'état de conservation de la forêt et son régime de perturbation. Cependant, leur utilisation a été quelque peu limitée pour l'étude de la biomasse ou de la composition floristique des formations prairiales. Su et Bork (2007) ont montré que les données LiDAR utilisées seules étaient utiles pour quantifier la hauteur de la végétation, le taux de couvert et la densité des communautés forestières. Cependant, ces mêmes données semblent limitées pour caractériser les végétations herbacées de sous-bois.

L'hétérogénéité biophysique des prairies, utilisé comme indicateur de la richesse spécifique, a été étudiée en se basant sur les caractéristiques texturales des données de Radarsat-1 (Zhang et al., 2006). Les résultats ont montré que les indices de texture calculés sur la matrice de co-occurrence (contraste, moyenne, corrélation) peuvent aider à détecter les variations de biomasse dans les prairies. Buckley et Smith (2010, 2011) ont analysé le potentiel de plusieurs configurations d'acquisitions d'images SAR pour le suivi des prairies. Les polarisations double (HH+HV ou VV+VH) et quadruple (HH+VV+HV+VH) ont été évaluées sur les capteurs satellites RADARSAT-2 et TerraSAR-X. Leurs résultats ont montré que la quadri-polarisation des images RADARSAT-2 est efficace pour séparer les terres cultivées des zones de pâturages, et au sein de cette dernière classe pour séparer les prairies naturelles des pâturages améliorés. Il a également été montré que l'utilisation d'angles multiples avec un paramètre de décomposition *Freeman-Durden* améliore significativement l'efficacité de la classification.

Les données multitemporelles radar ERS ont été utilisées en pays alpin bavarois pour la détermination de l'évolution temporelle de la biomasse des prairies (Stolz and Mauser, 1997). Il a été démontré qu'il existe une

³ SAR : Synthetic Aperture Radar

corrélation entre l'intensité du signal et la hauteur de la végétation des prairies. En raison du fait que la hauteur est fortement corrélée avec la biomasse, la biomasse des prairies peut être estimée avec précision.

Lorsqu'elles sont utilisées en conjonction avec d'autres données de télédétection (principalement avec des données optiques), les données SAR et LiDAR peuvent aider à améliorer l'évaluation de la structure et de la biomasse des prairies. A titre d'exemple, Bork et Su (2007) ont montré que les prairies mixtes et les prairies de fétuque n'ont pas pu être cartographiées en utilisant les données LiDAR ou optiques séparément. L'intégration des deux sources de données a non seulement permis la discrimination entre ces deux catégories de prairies, mais a aussi permis de cartographier huit classes de végétation avec une précision globale de 84%. La fusion des données optiques (Landsat), lidar (AVIRIS, *Airborne Visible and Infrared Imaging Spectrometer*) et radar (AirSAR, *Airborne Synthetic Aperture Radar*) a été effectuée pour dériver le pourcentage d'herbacées, mais aussi la proportion d'herbacées et de buissons de sagebrush dans un écosystème de l'Ouest des États-Unis (Huang et al., 2010).

4.4. TÉLÉDÉTECTION DES LANDES

Compte tenu du nombre limité de publications en télédétection qui ont abordé spécifiquement le problème de la cartographie et du suivi des landes, il était difficile de classer ces publications par type de capteur comme cela a été fait avec les autres types d'habitats. Ceci pourrait en partie être expliqué par une définition des landes qui varie selon les auteurs. Moore (1976) a utilisé une définition qui comprenait des broussailles et des prairies acidiphiles tandis que Webb et Haskins (1980) ont cartographié un mélange d'arbustes nains, de tourbières et de broussailles. Chapman *et al.* (1989) ont utilisé une définition comparable à celle utilisée par Moore. Veitch *et al.* (1995) ont utilisé une autre définition pour les landes du Dorset, dans le sud de l'Angleterre, qui incluent des landes herbeuses, des landes à arbustes nains et des haut-marais. Les auteurs ont utilisé une série de données de télédétection issues de Landsat Thematic Mapper afin de cartographier l'étendue des biotopes de landes et d'en évaluer leur état de conservation.

Les premières études sur les landes suggèrent que les techniques de télédétection ne sont pas en mesure de caractériser les variations détaillées dans la composition des espèces de la végétation des landes (par exemple (Treitz et al., 1992)). Cependant Foody & Trodd (1993) ont observé que les communautés de landes étaient spectralement séparables, et Trodd (1996) a montré que la réflectance multispectrale reflétait le continuum de végétation. L'auteur a donc montré que la télédétection a du potentiel pour caractériser les variations détaillées de la composition spécifique de la végétation des landes et, ce faisant, pour surmonter certaines des limites inhérentes aux classifications conventionnelles.

En termes d'utilisation de données multispectrales pour l'étude des landes, Bock (2003) utilise des données Landsat-TM de printemps et d'été pour classer finement les landes du nord de l'Allemagne. Concernant l'imagerie hyperspectrale, des données hyperspectrales CHRIS-Proba ont été testées pour la cartographie d'un site Natura 2000 de landes du nord de la Belgique (Chan et al., 2011, 2012). Des classificateurs par arbre de décision ont été testés et ont été comparés avec les classificateurs Support Vector Machines (SVM). La plupart des classificateurs ont une plus grande précision avec les landes dominées par *Molinia sp.* (> 75 %). Pour les landes dominées par la Callune la précision est de 38,7 à 45,1% et dans les landes à Erica, la précision est de 37,3 à 48,1%. Cependant la précision globale est faible en raison de la similitude spectrale entre les différentes classes de landes et de la gamme spectrale limitée du capteur CHRIS-Proba (0.4-1 μ m). Pourtant, les auteurs ont indiqué le potentiel des capteurs hyperspectraux avec une large gamme spectrale comprise (0,42,5 μ m) et celui des futures missions hyperspectrales qui seront équipées de capacité de visualisation multi-angulaire.

Concernant les études LiDAR sur les landes et fourrés, Su et Bork (2007) ont travaillé sur un site d'Alberta (Canada), à climat tempéré, comprenant, sur les pentes orientées au nord, des zones de fourrés à *Symphoricarpos occidentalis* (hauteur moyenne 45cm et taux de couvert moyen 40%) et à *Elaeagnus commutate* (hauteur moyenne 45cm et taux de couvert moyen 40%). Ils y ont acquis des données d'un lidar aéroporté, fonctionnant en mode échantillonneur avec des empreintes de 30cm tous les 1,5m (densité finale 0,5 pt /m²) et une précision verticale moyenne de 15cm. Ils ont constaté que les données LiDAR utilisées ne

sont pas appropriées pour caractériser les fourrés en termes de hauteur et de couverture, du fait de leur structure très discontinue.

L'évaluation de l'état de conservation des landes tel que requis dans le contexte européen Natura 2000 a été rarement explorée avec les techniques de télédétection. Hooftman et Bullock (2012) ont présenté un moyen de quantifier l'ampleur de la perte d'habitat dans les landes à l'échelle d'un paysage et sur une période de 70 ans. Mùcher *et al.* (2012) ont développé une méthode basée sur l'utilisation de cartes de fractions continues, dérivées de l'analyse du mélange spectrale de l'imagerie hyperspectrale en combinaison avec une approche orientée objet, pour faciliter l'évaluation de la qualité de l'habitat dans un site de landes aux Pays-Bas. La directive Habitat ayant imposé une obligation de rendre compte de l'état de conservation des habitats, des travaux ont porté sur la définition de paramètres pour évaluer l'état de conservation des habitats de landes sèches, avec par exemple la prise en compte des classes dans plusieurs États membres de l'UE (Søgaard *et al.*, 2007). Par conséquent, certaines études ont tenté d'évaluer la structure d'âge des formations de bruyère en utilisant des données de télédétection. Mùcher *et al.* (2012) ont tenté de distinguer les classes d'âge des landes en utilisant des données hyperspectrales. Toutefois, en raison de la date d'acquisition tardive de l'image hyperspectrale, à la fin de la saison de croissance, les classes d'âge des landes n'ont pas pu être évaluées. Les classes d'âge des landes pourraient être mieux évaluées en utilisant plusieurs images durant la saison de croissance. De plus, Mùcher *et al.* (2012) suggèrent que l'incorporation d'informations sur la hauteur de la végétation à partir de données LiDAR pourrait être utile pour remédier à cette lacune.

À l'opposé, dans (Delalieux *et al.*, 2012) la structure d'âge de la bruyère *Calluna vulgaris* a été estimée avec succès à l'aide d'une méthode de décomposition (démixage) du pixel appliquée à des données hyperspectrales, suivie d'une classification par arbre de décision. L'avantage de l'approche réside dans la combinaison de la décomposition du pixel et de la classification par arbre de décision (basée sur des règles de décision), laquelle emploie souvent des règles simples et compréhensibles par les utilisateurs potentiels (comme par exemple le schéma de classification élaboré par Lucas *et al.* (2007)). *Les classificateurs pour la cartographie des habitats semi-naturels, basés sur le démixage du pixel et sur des règles de décision, sont considérés comme plus transparents pour les utilisateurs car ils tentent de combler le fossé entre les connaissances écologiques et la classification de télédétection, en intégrant des connaissances écologiques dans les règles de classification.*

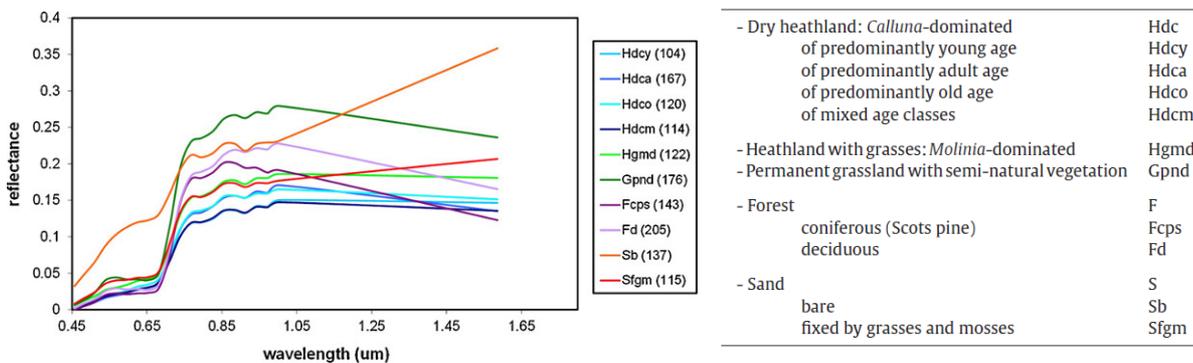


Figure 19. Signatures spectrales de classes de végétation de landes, à partir d'imagerie hyperspectrale. Les chiffres entre parenthèses indiquent le nombre de pixels utilisés pour le calcul du spectre moyen. Les différentes classes d'âge de la lande à *Calluna* (Hd--) montrent des différences relativement faibles de réflectance (Mùcher *et al.*, 2012).

4.5. TÉLÉDÉTECTION DES ZONES HUMIDES

La télédétection peut être utile pour détecter et caractériser les zones humides qui sont bien souvent des milieux très difficiles à pénétrer. A l'heure actuelle, une large gamme d'images de télédétection est disponible pour la cartographie de la végétation des zones humides à différentes échelle spatiales. Ces images issues de capteurs aéroportés ou satellitaires, multi-spectraux ou hyperspectraux aux spectres optiques différents, ont des résolutions spatiales sub-métriques ou kilométriques, ainsi que des résolutions

temporelles d'une demi-heure à mensuelle. Parmi cette variété les photographies aériennes et les images Landsat TM et SPOT sont les plus fréquemment utilisées pour identifier les milieux humides.

4.5.1. Les photographies aériennes pour l'étude des zones humides

Historiquement, les photographies aériennes furent les premiers documents de télédétection utilisés dans le but de cartographier la végétation des zones humides (Shima et al., 1976) ;(Lehmann and Lachavanne, 1997) ;(Basham May et al., 1997); (Howland, 1980). Ce type d'image est principalement exploité par photo-interprétation. Les premières études ont conclu que la photographie aérienne est très efficace pour cartographier ce type de milieu de manière détaillée notamment en raison de la finesse du grain de l'image. L'infrarouge a apporté encore plus de confort pour détecter la végétation humide (Stewart *et al.*, 1980). Cependant, indépendamment de l'émulsion et de la résolution, certains types de végétation humides demeurent difficilement identifiables (Rapinel, 2012). L'acquisition mono-temporelle des images ne permet pas d'accéder aux informations liées à la saisonnalité (période d'inondation, phénologie), utiles pour détecter certaines formations de milieux humides. Par exemple, la couverture nationale de l'IGN au pas de temps de 5 ans ne permet pas ce genre d'analyse. De plus, l'emploi des photographies aériennes à une échelle régionale implique un investissement important en terme de temps de photo-interprétation d'images.

4.5.2. Télédétection multispectrale pour l'étude des zones humides

En raison d'une large couverture spatiale et d'une fréquence d'acquisition temporelle relativement élevée, la télédétection multispectrale satellitaire se révèle être d'un très bon rapport coût-efficacité pour le suivi des zones (Töyrä and Pietroniro, 2005a). La télédétection optique a été utilisée pour la cartographie des zones humides dès le lancement du satellite ERTS-1, le premier satellite de la série Landsat MSS, dans les années 1970 (Best and Moore, 1979) et (Wickware, 1978). Aujourd'hui, les capteurs tels que SPOT et Landsat TM sont les plus communément utilisés pour la cartographie de ce type de milieu. Par exemple, Hubert-Moy *et al.* (2006) ont appliqué une approche orientée-objet afin d'inventorier les zones ripariennes des fonds de vallées de Bretagne à l'aide d'images SPOT 5. En Camargue, Poulin *et al.* (2010) ont traité des données SPOT-5 multi-saisonnières, associées à des relevés de terrain, afin d'évaluer le pouvoir prédictif de l'imagerie satellitaire pour modéliser des indicateurs de structure du roseau (*Phragmites australis*) : hauteur, diamètre, densité et rapport biomasse verte/biomasse sèche (Figure 20). Tous ces indicateurs ont pu être prédits avec précision grâce à une combinaison des bandes Moyen InfraRouge et Proche InfraRouge (MIR, PIR) au travers d'indices (SAVI⁴, OSAVI⁴, NDWI⁴, DVI⁴, DVW⁴, MSI⁴) utilisant des données acquises à différentes périodes de la saison de végétation(mars à décembre). L'intérêt d'utiliser des données multi-saisonnières est également souligné par Baker *et al.* (2006) dans le cadre d'une cartographie des zones humides et des zones riveraines en utilisant Landsat ETM+. Les images Landsat multi-saison avaient cependant été combinées avec des données topographiques auxiliaires issues de MNT et de cartes pédologiques.

⁴ SAVI : *Soil-Adjusted Vegetation Index* (Huete, 1988) ; OSAVI : *Optimised Soil-Adjusted Vegetation Index* (Rondeaux et al., 1996) ; NDWI : *Normalised Difference Water Index* (Gao, 1996) ; DVI : *Differential Vegetation Index* (Richardson and Everitt, 1992) ; DVW : *Difference between Vegetation and Water*, NDVI-NDWI (Gond et al., 2004) ; MSI : *Moisture Stress Index* (Hunt Jr. and Rock, 1989)

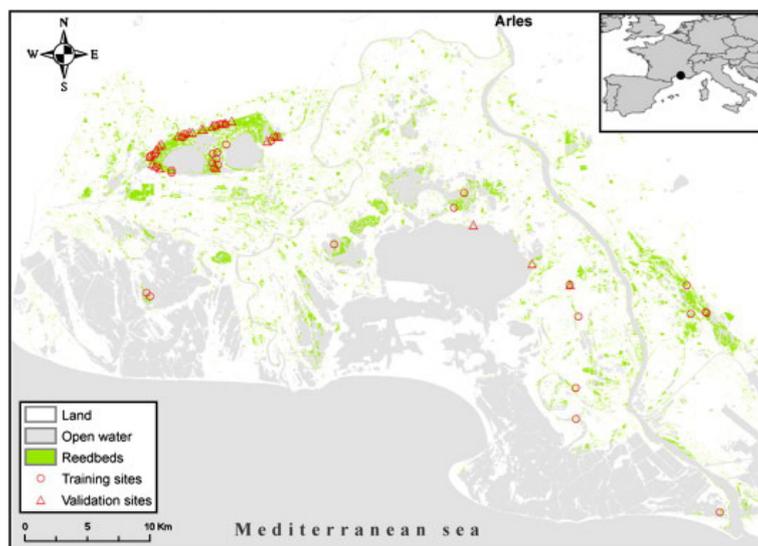


Figure 20. Distribution de roselières en Camargue avec la répartition des sites d'entraînement en 2005 (ronds) et de validation en 2006 (triangles) (Poulin et al., 2010)

Basham May et al. (1997) ont comparé l'intérêt d'images Landsat TM et d'images SPOT-1 acquises en 1987, pour l'identification des formations végétales de milieux humides en Californie du Nord. Cette végétation comprend des formations ligneuses représentées par du maquis de type « chaparral », des saules et des aulnes et les zones herbacées de prairies très humides ou moyennement humides. Ils ont conclu que Landsat était plus efficace que SPOT-1 pour différencier entre les zones ligneuses des zones prairiales en raison de la présence d'une bande MIR (présent sur SPOT-4, lancé en 1998). Cependant, aucun des deux capteurs n'a permis de discriminer les différents types de prairies.

McCarthy *et al.* (2005) au Botswana ont montré que la haute résolution spatiale et temporelle de Landsat n'était pas suffisante pour cartographier de façon satisfaisante la végétation du delta de l'Okavango. Des travaux concernant les zones humides australiennes ont prouvé que Landsat TM était utile pour caractériser la végétation en termes de densité, de vigueur et de teneur en eau, mais inapproprié pour identifier la composition d'espèces végétales (Johnston and Barson, 1993). Toujours en Australie, Harvey et Hill (2001) ont comparé des photographies aériennes, des images SPOT XS et des images Landsat TM afin de déterminer leur efficacité et leur précision pour discriminer des types de végétations humides. Les résultats ont montré que les photographies aériennes sont clairement supérieures à SPOT XS et Landsat TM pour cartographier de façon détaillée les communautés végétales des zones humides tropicales. Ils ont également trouvé que la Landsat TM permet une meilleure classification que SPOT XS, du fait de la présence d'une bande MIR. Le fait que les images SPOT et Landsat ne soient pas efficaces dans la discrimination détaillée des végétations humides est due à plusieurs facteurs (Basham May et al., 1997 ; McCarthy et al., 2005 ; (Harvey and Hill, 2001) : (1) la difficulté rencontrée pour distinguer finement certaines catégories écologiques dues à leur résolution décimétrique (2) la largeur grossière des bandes spectrales comparée à la finesse des gradients écologiques et aux petites unités de végétation recherchées (Adam et al., 2009).

De nos jours, les senseurs optiques de très haute résolution tels qu'IKONOS et Quickbird sont idéaux pour délimiter avec précision des petites surfaces. Au Minnesota (USA), en utilisant une image IKONOS, Sawaya *et al.* (2003) ont pu cartographier à une échelle fine et avec une très grande précision (80% de bonne classification) des groupements végétaux aquatiques (5 classes de végétation émergente et 4 classes de végétation submergée). Le traitement de ce type d'image permet de distinguer la végétation riparienne (Laba et al., 2008); (Suchenwirth et al., 2012), des tourbières (Frick et al., 2011), des végétations aquatiques et littorales associées aux plans d'eau (Dogan et al., 2009) ; (Heblinski et al., 2010). Depuis 2011, le senseur Worldview-2 peut capturer des images encore plus précises et montre un fort intérêt dans la cartographie détaillée des habitats humides (Mutanga et al., 2012). Malheureusement, l'augmentation de la résolution spatiale s'accompagne souvent d'une augmentation des frais d'acquisition (Töyrä and Pietroniro, 2005a).

4.5.3. Télédétection hyperspectrale pour l'étude des zones humides

De nombreuses expériences ont été menées avec succès pour discriminer et classifier les espèces des zones humides à partir de la réflectance des feuilles fraîches en laboratoire (Vaiphasa et al., 2005), ou encore pour extrapoler des mesures spectroradiométriques de terrain vers des images aéroportées (Rosso et al., 2005). Des chercheurs ont testé si les associations végétales pouvaient être différenciées en utilisant la réflectance hyperspectrale du visible à l'infrarouge. Les premières expériences ont été menées par Anderson (1970) qui a évalué la discrimination entre 10 plantes de marais de la baie de Chesapeake (USA) en utilisant un spectroradiomètre aéroporté. Il a conclu que la différence spectrale entre ces espèces est minime dans le spectre du visible mais significative dans le proche infrarouge. D'autres études comme celles d'Adam *et al.* (2009) ou Best *et al.* (1981) ont montré la variation de la réponse spectrale en fonction de la saison c'est-à-dire de l'état phénologique de la plante. Best *et al.* (1981) se sont intéressés à l'utilisation de 4 bandes spectrales du radiomètre Exotech pour discriminer 10 espèces d'hydrophytes. Les mesures spectrales ont été réalisées durant 3 stades phénologiques : floraison et fructification précoce, sénescence, et début d'émergence. Ils ont montré que la meilleure période pour faire la discrimination entre les 8 espèces étudiées était durant la floraison et la fructification précoce. Une seule espèce a présenté une différence spectrale quel que soit son stade phénologique. Schmidt et Skidmore (2003) ont mesuré à l'échelle d'une parcelle les caractéristiques spectrales de 27 types de végétation de prés salés, dans la zone humide du Waddensee (Pays-Bas). Parmi les 647 bandes (de 325 à 2500nm) du spectroradiomètre GER 3700 de terrain, 6 bandes distribuées dans le visible, proche et moyen infra-rouge ont été optimales pour cartographier ce type de végétation.

Wang *et al.* (2007) ont tenté de cartographier la végétation très variée dans les marais salants de la lagune de Venise en Italie. Le matériel utilisé est le capteur spectroradiométrique aéroporté Compact Airborne Spectral Imager (CASI), couplé avec des vérités terrain pour la caractérisation précise des communautés végétales. Parmi 15 bandes disponibles, six bandes significatives ont été choisies pour la classification. Les résultats ont montré que dans cette situation de pixels mixtes, la précision était meilleure avec une classification supervisée basée sur un réseau de neurones (91%). Plus tôt, Belluco *et al.* (2006) ont comparé 5 instruments (3 senseurs hyperspectraux ROSIS, CASI, MIVIS et 2 multispectraux IKONOS et QuickBird) sur la même zone humide. Ils constatent que, pour l'objectif de la classification de la végétation intertidale, les données hyperspectrales brutes contiennent des informations largement redondantes. Une réduction du nombre de bandes est donc incontournable comme cela a été également vu dans les travaux cités avant. Leurs conclusions sont que les classifications à partir de données hyperspectrales sont légèrement supérieures à celles des données multispectrales, cependant les performances proches ainsi que la nécessité absolue de réduire le nombre de bandes montrent que la résolution spatiale est beaucoup plus importante que la résolution spectrale.

Des travaux supplémentaires sont nécessaires pour compléter les bibliothèques spectrales des différentes plantes des zones humides différentes. L'imagerie hyperspectrale s'est avérée utile pour discriminer les espèces des zones humides avec une plus grande précision. Cependant, l'imagerie hyperspectrale est encore coûteuse à acquérir comme en temps de traitement, même sur de petites zones. De nouvelles méthodes innovatrices qui profitent de la couverture relativement large et haute résolution spatiale de nouveaux senseurs hyperspectraux pourrait se traduire par des modèles plus précis de discrimination des espèces des zones humides avec un coût beaucoup plus raisonnable (Adam et al., 2009).

4.5.4. Télédétection radar pour l'étude des zones humides

Les images radar sont principalement utilisées pour la détection des surfaces inondées et pour la mise en évidence des différences de teneur en eau dans les sols nus ou faiblement végétalisés. La plupart des études menées avec des données radar sur les zones humides ont utilisé des images SAR (Synthetic Aperture Radar). Les données radar ont surtout servi à mettre en évidence des zones inondées. Il a été possible, par exemple, de détecter les surfaces inondées et la végétation associée le long de l'Amazonie, y compris sous couvert forestier (Hess et al., 1995; Jung et al., 2012). Townsend and Walsh (1998) ont également modélisé les zones potentielles d'inondation de la rivière Roanoke (Caroline du Nord) grâce à un couplage d'images SAR

multitemporelles (satellites JERS-1 en bande L and ERS-1 en bande C), d'une série multi-temporelle Landsat TM et d'un modèle numérique de terrain. L'utilisation de séries multi-temporelles d'images radar permet d'améliorer significativement la cartographie des zones humides (Kushwaha et al., 2000). Marechal *et al.* (2012) ont évalué des données multi-temporelles polarimétriques RADARSAT-2 afin d'identifier et de localiser la dynamique saisonnière des surfaces inondées des zones humides. Les résultats ont montré qu'il est possible de produire des cartes détaillées des surfaces en eau permettant de les délimiter et d'effectuer un suivi de la dynamique saisonnière des zones saturées en eau dans les zones humides. Ces produits fournissent des informations utiles pour identifier et délimiter les zones humides à des fins de conservation et de gestion de ces écosystèmes sur de vastes secteurs.

Les données radar peuvent également apporter des informations sur la structure de la végétation des zones humides. Kasischke et Bourgeau-Chavez (1997) ont notamment montré la relation entre la variation de la rétrodiffusion RADAR et la structure de la végétation (herbacée versus arborée), le taux d'humidité du sol, la rugosité du sol et la présence ou l'absence d'eau stagnante. Les résultats de travaux de Koch *et al.* (2012) sur des zones humides semi-arides d'Espagne suggèrent que les données multipolarisées SAR permettent une meilleure séparation de la structure de la végétation et de la fragmentation qu'avec les données optiques.

Le couplage de la bande C-HH du capteur RADARSAT avec la bande C-VV du capteur ERS (*European Remote Sensing Satellite*) pourrait permettre de discriminer divers types de zones humides, notamment grâce à leur sensibilité à la structure de ces types de végétation (Pope et al., 1997).

Le potentiel de TerraSAR-X, un radar de très haute résolution spatiale (métrique) n'avait pas encore été exploré en marais salé avant les travaux récents de Lee *et al.* (2012). Des données multi-temporelles ont été acquises pendant les périodes d'inondation (hiver) et les périodes d'assèchement (été) sur la zone d'étude de la péninsule coréenne. Les résultats ont montré que l'hiver était la meilleure saison pour faire la distinction entre *Suaeda japonica*, espèce annuelle caractéristique des prés salés et *phragmites australis*, espèce des roselières. Cependant ce sont là des formations végétales fortement marquées par leurs structures verticales. L'été est idéal pour analyser les changements de distribution spatiale des plantes annuelles des marais salants.

Selon Gala et Melesse (2012), les techniques fréquemment utilisées avec les données RADARSAT-1 sont : la détection de seuil (Brun, 1990), l'indice de saturation potentielle (SPI) (Gineste et al., 1998), l'analyse en composition principale (ACP) (Troch et al., 2001; Bourgeau-Chavez et al., 2005) et la technique de seuil flou (Sass and Creed, 2008) ; (Clark et al., 2009). Gala et Melesse (2012) ajoutent que bien que chaque méthode fonctionne bien dans des conditions très spécifiques, leurs applications plus larges et dans d'autres régions ne sont pas toujours évidentes. Par exemple, la valeur de seuil proposé par Brun (1990) sur des données RADARSAT-1, n'est pas performante sur les végétations autres que les prairies humides (Gineste et al., 1998).

Une des limites les plus fortes à l'utilisation des images RADAR est l'importance du bruit (chatoiement ou speckle) contenu dans les images, qui nécessite d'importants prétraitements par des opérateurs avertis (Rapinel, 2012). De plus, dans le cas de l'utilisation d'un seul capteur avec une seule polarisation, la présence de la végétation peut gêner, voire empêcher la mise en évidence de l'humidité des sols (Gineste et al., 1998). Leur capacité à discriminer différents types de couverts végétaux dans des contextes climatiques différents et sur différents types de zones humides doit encore faire l'objet d'évaluations, d'autant que les polarisations, les fréquences et la résolution spatiale des radars se sont multipliées ces dernières années (Rapinel, 2012).

Comme l'ont montré d'autres expériences de télédétection, il se pourrait qu'une solution soit dans l'intégration des images radar avec d'autres types de capteurs. L'expérience de Gala et Melesse (2012) montre l'intérêt de coupler du RADARSAT-1 Synthetic Aperture Radar (SAR) avec des données de LANDSAT (ETM+) et du Lidar afin de cartographier des prairies humides canadiennes.

4.5.5. Systèmes LiDAR pour l'étude des zones humides

Les données Lidar sont essentiellement utilisées pour plusieurs usages : la création de modèles numériques de terrains (MNT) et d'altitudes (MNA) de haute précision ainsi que la discrimination de types de végétation à travers leurs différences de structure (Vierling et al., 2008).

Töyrä and Pietroniro, (2005b) ont estimé l'étendue spatiale et la fréquence des inondations dans des zones humides de l'Alberta (Canada) en utilisant des données radar (RadarSat) et multispectrales (Landsat et SPOT, chaque année pendant 6 ans. Des données d'altitude Lidar, acquises en période de basses eaux et interpolées en MNT sont ensuite utilisées pour comprendre la répartition des zones herbacées et des zones de buissons de peupliers en fonction de l'altitude et des rythmes d'inondation. . Ces données d'altitude, à base de données lidar, peuvent également être utilisées comme entrée dans des modèles hydrodynamiques (Cobby et al., 2003). Cependant, de nombreux modèles hydrologiques ne permettent pas de simuler des conditions hydrologiques aux échelles spatiales et temporelles fines, ce qui est important pour la distribution de nombreuses espèces végétales et pour les processus écologiques (Maclean et al., 2012). C'est pourquoi, les auteurs proposent un modèle hydrologique qui simule l'humidité du sol et les conditions quotidiennes d'eau de surface à une résolution spatiale de 1 mètre.

Le lidar est souvent utilisé comme information complémentaire à une classification multispectrale (Lee and Shan, 2003), (Cook et al., 2009) ou hyperspectrale (Onojeghuo and Blackburn, 2011). Par exemple, pour (Ecker et al., 2010), les photographies numériques aériennes associées à des données Lidar ont un haut potentiel pour cartographier la végétation des complexes de tourbières, en Suisse. Les auteurs ont dérivé, à partir des données Lidar, jusqu'à 30 variables topo-structurelles globalement aussi performantes que les photos aériennes, mais nettement plus performantes en terme de prédiction de certains facteurs écologiques développées par Landolt (1977) à partir des indicateurs d'Ellenberg, à savoir la teneur en eau, la composition granulométrique et la porosité du sol (*Dispersitätszahl und Durchlüftungsmangelzahl*), et la lumière disponible. L'utilisation couplée des données LIDAR avec une imagerie aérienne multispectrale (bleu, vert, rouge, PIR, résolution 0,50m) a également été testée par Chust et al. (2008). Les classifications qui en résultent (Figure 21) donnent une précision moyenne de 88% pour les 11 habitats d'une zone humide, dans un estuaire du Pays Basque espagnol. Les auteurs ont montré que la fusion des données a permis la discrimination de *Spartina alternifolia* et *Phragmites australis*, qui étaient confondues par la classification conventionnelle en bandes multispectrales seules. Ce travail souligne l'importance de l'intégration des données LIDAR avec l'imagerie multispectrale pour la cartographie de l'habitat dans une frange intertidale complexe.

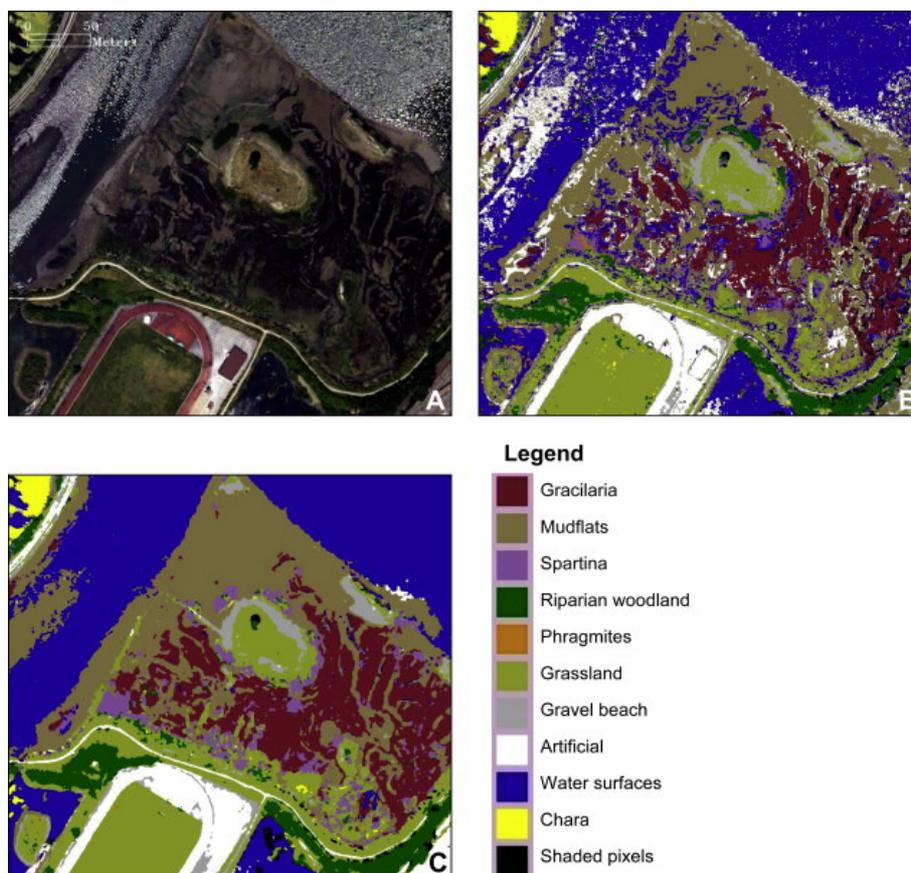


Figure 21. Détail du site test zones humides: (A) image aérienne vraies-couleurs; (B) classification des habitats avec les trois canaux du visible (C) classification utilisant les bandes visible et proche infrarouge, le MNT et l'intensité LIDAR filtrée. Toutes les classes d'habitats présentes dans la zone humide sont indiquées dans la légende, mais certaines d'entre elles n'apparaissent pas dans cette image zoomée (Chust et al., 2008).

Onojeghuo and Blackburn, (2011) cherchent à détecter des roselières sur 2 sites situés près de Lancaster (Angleterre), en couplant des mesures de structure de la canopée issues du Lidar et des images hyperspectrales. Les auteurs montrent que l'utilisation des données Lidar améliore significativement la précision du processus de cartographie de la végétation. Zlinszky et al. (2012) ont souligné que les données Lidar peuvent à elles seules servir à quantifier la structure de la végétation en 3 dimensions. Un algorithme expert par arbre de décision a été développé afin de délimiter les zones humides, et au sein de ceux-ci, les sites dominés par *Typha sp.*, *Carex sp.* et *Phragmites australis*. L'état des roseaux (*Typha sp.*) a été cartographié en quatre catégories : sain, stressé, rudéralisé et dépérissant. Une très bonne précision de classification (82.5%) suggère que l'utilisation des données Lidar aéroportées peut à elle seule permettre de cartographier la végétation des milieux humides.

Les principales limites des données LiDAR sont : 1) leur coût d'acquisition encore élevé en raison de la mobilisation d'un avion mais aussi des phases de prétraitement qui sont importantes (Rapinel, 2012) ; 2) Les impulsions LiDAR ont également des difficultés à pénétrer les couverts végétaux denses, notamment en présence du phragmite commun (*Phragmites australis*), une espèce de roseau typique des zones humides (St-Onge, 2004) ; 3) Les difficultés d'intégration des données Lidar aéroportées avec celles obtenues par l'imagerie satellite optique en raison de la disparité des résolutions spatiales. Cependant, la technologie LiDAR détient un potentiel important pour améliorer le suivi des habitats des zones humides lorsqu'elle est combinée avec d'autres sources de données de télédétection à haute résolution.

4.6. TABLEAU SYNTHÉTIQUE

Le Tableau 4 tente de donner une comparaison générale des différentes techniques de télédétection discutées dans le chapitre 4 selon les types de paramètres qui peuvent être potentiellement identifiés à chaque niveau d'organisation écologique (de l'individu jusqu'à l'échelle du paysage). Les différents signes indiquent le degré de pertinence du capteur à l'identification d'un paramètre.

- - = inapproprié
- -/+ = plus ou moins approprié
- + = approprié
- ++ = recommandé

Il est évident que la combinaison d'images issues de différents capteurs adaptés augmenterait les capacités d'extraction d'information pour un paramètre donné.

Tableau 4. Évaluation des capteurs vis-à-vis de leur pertinence à discriminer des paramètres associés aux niveaux d'organisation écologique.

		TYPE DE CAPTEUR DE TELEDETECTION					
		Très grande résolution spatiale (ex. IKONOS, QuickBird, GeoEye, WorldView-2)	Moyenne à haute résolution spatiale / résolution temporelle (ex. Landsat, IRS, SPOT)	Résolution spatiale grossière et très grande résolution temporelle (ex. MODIS, AVHRR)	Hyperspectrale (ex. HyMap, CASI, Hyperion)	Balayage Laser (LiDAR)	Capteur micro-ondes actif (ex. SAR)
INDIVIDU	Présence	++	-	-	+	++	-
	Espèce	+	-	-	++	-	-
POPULATION	Espèce	++	+	-	++	-	-
	Phénologie	++	++	-	-/+	-	-/+
	Structure	+	+	-/+	+	++	+
	État de conservation	+	++	+	-/+	-/+	-/+
COMMUNAUTE	Structure	++	+	+	+	++	+
	Diversité (richesse)	++	+	-/+	++	-	-
	Fragmentation	++	++	+	+	+	+
	Détection de changement	+	++	+	-/+	-/+	+
PAYSAGE	Diversité (richesse)	+	++	++	-	-	-/+
	Détection de changement	-	++	++	-	-	++

5. RECOMMANDATIONS

Cette revue de littérature montre comment la télédétection peut contribuer de manière significative au suivi et à la cartographie de la biodiversité. Pour évaluer l'efficacité d'une méthode de télédétection, celle-ci devrait être jugée en comparaison avec les méthodes classiques en termes de temps, de coûts financiers et de précision (Foody, 2008). Les techniques de télédétection ont été largement utilisées dans des applications en écologie et pour la conservation des milieux (Kerr and Ostrovsky, 2003) car elles génèrent un remarquable éventail de métriques de grande valeur écologique, portant sur la distribution des habitats et leurs propriétés biophysiques (mesures intégrées des écosystèmes). De plus, elles permettent de détecter les changements naturels et anthropiques (détection de changement). Les données de télédétection sont de plus en plus considérées par les Etats membres de l'UE pour répondre aux obligations de la directive Habitats (Lengyel et al, 2008; Vanden Borre et al, 2011). Étonnamment, dans la pratique, l'utilisation de la télédétection pour l'évaluation précise et l'état de conservation détaillée et complète et le suivi des habitats naturels est encore rarement exploitée (Vanden Borre et al., 2011).

Comme le montre ce rapport, plusieurs études ont permis de cartographier et de suivre des habitats au niveau d'un site particulier. Par contre, peu d'études en Europe ont été convaincantes dans l'utilisation des techniques de télédétection pour la cartographie des habitats aux niveaux régional et national (Lucas et al., 2011). Il semble que cette technologie reste un instrument imparfait (Plummer, 2000) qui nécessite encore des travaux importants de recherches multidisciplinaires afin d'atteindre son plein potentiel.

Les principaux obstacles pour obtenir des méthodes standardisées pouvant s'appliquer au suivi des habitats complexes sont:

1. L'immense polyvalence des techniques de télédétection et des produits, conduisant à de nombreuses approches possibles mais toutes dépendantes d'une série de facteurs (Grillo and Venora, 2011) : i) la grande hétérogénéité de la qualité des variables d'entrée du point de vue de leur sémantique, des thématiques et de la précision géométrique ; ii) l'hétérogénéité des résolutions spectrales, spatiales et temporelles des données d'entrée ; iii) la disponibilité des données de télédétection appropriées et des données auxiliaires qui sont une condition préalable à la transférabilité des méthodes entre les sites.
2. Le coût souvent élevé pour les images et les autres données géographiques. En général, l'imagerie des satellites les plus récents et de plus haute résolution spatiale est plus chère que l'imagerie de plus basse résolution. La télédétection aéroportée est aussi plus chère que la télédétection par satellite. Cependant, la tendance générale est à une baisse du coût des données de télédétection en général. Cette tendance est liée à la démocratisation de la télédétection et la baisse du coût des logiciels de traitement d'images. Mais elle pourrait être également liée à la mise à disposition gratuite d'images de moyenne résolution (données Landsat, et à venir Sentinelle-2), d'images de très haute résolution (ex : Données Orbview 3 http://www.usgs.gov/newsroom/article_pf.asp?ID=3070, fournies gratuitement par USGS), de données géospatiales libres (ex : Open Street Map initiative <http://www.openstreetmap.org/>) et de logiciels SIG et de traitement d'images open source (ex : Orfeo Toolbox, Quantum GIS, GRASS).
3. L'absence d'une relation simple entre les habitats et les paramètres biophysiques comme l'occupation du sol (Groom et al., 2005) : il est par conséquent important d'être critique quand une carte d'occupation du sol est utilisée comme substitut à une carte d'habitat. Au niveau de la Communauté européenne, les critères appropriés pour obtenir la bonne relation entre les habitats et l'occupation du sol devraient être réalisés au travers du système EUNIS (Martínez et al., 2010).
4. L'absence de définitions claires et de bonnes descriptions des types d'habitats bien que ce soient des conditions préalables à leur bonne identification spatiale par les techniques de télédétection. Selon Evans (2006): i) De nombreux habitats font partie d'un système dynamique et ne s'excluent pas mutuellement, ils se présentent plutôt en mosaïques le uns avec les autres, ce qui rend difficile leur discrimination systématique et l'évaluation de leur étendue; ii) La classification comprend de nombreux

biotopes qui se chevauchent, par exemple lorsque une communauté végétale se produit dans une plus grande unité paysagère;

Cependant Vanden Borre *et al.* (2011) soutiennent que, même si une typologie normalisée devient disponible pour l'Europe, il est probablement illusoire de penser qu'une telle typologie pourrait également devenir la référence pour la télédétection. C'est parce que la télédétection et les travaux sur le terrain mesurent différents aspects d'une même réalité. Le lien pratique entre télédétection et observation *in situ* des habitats requiert des efforts intensifs pour combler les lacunes entre ces disciplines qui divergent en termes de techniques d'observation, de résolution spatiale et temporelle et d'intérêts spécifiques, et la compréhension réciproque des points de vue basés sur des intérêts spécifiques différents.

Un défi se pose donc aux spécialistes de la biodiversité qui souhaitent intégrer les technologies de télédétection dans leur travail, c'est celui d'acquérir l'expertise technique nécessaire pour traiter des images et d'autres produits spatialisés (Turner et al., 2003). Comprendre le contenu des données de télédétection nécessite une formation en particulier pour le traitement des données multispectrales / hyperspectrales qui implique des compétences spécifiques. Aujourd'hui, les nouveaux logiciels rendent cependant les démarches de télédétection plus accessibles. L'analyse orientée-objet suit cet objectif en essayant de calquer la façon dont les humains interprètent l'imagerie aérienne ou satellitaire. Malgré les progrès considérables dans les applications en télédétection, de nombreux types de données image (hyperspectrale, lidar et radar) sont encore en grande partie ou exclusivement en phases de recherche et de développement et par conséquent difficiles d'accès pour la plupart des chercheurs et a fortiori pour les praticiens de la biodiversité.

6. INTÉGRATION DE LA TÉLÉDÉTECTION AVEC DES DONNÉES DE TERRAIN

La télédétection peut jouer un rôle clé, en particulier lorsqu'elle est associée à des données de terrain de bonne qualité (Nagendra, 2001). Il s'agit d'intégrer des deux types de données afin d'aboutir à un nouveau niveau d'information plus précis que chacun des deux types pris séparément. Un autre objectif, moins ambitieux, serait l'utilisation d'un type de données pour améliorer la précision de l'autre type de données, ou pour rendre son recueil de terrain plus efficace (Gerard et al., 2012).

Dans ce qui suit nous considérons les deux principales formes d'intégration:

- 1) l'utilisation de la télédétection pour appuyer le travail de terrain ;
- 2) l'utilisation des données de terrain pour calibrer et valider la classification des habitats par télédétection.

6.1. LA TÉLÉDÉTECTION AU SERVICE DU TRAVAIL DE TERRAIN

Les organismes de conservation de la nature ont presque entièrement intégré les photographies aériennes dans leur travail. La photo-interprétation visuelle est de plus en plus utilisée dans le cadre des enquêtes sur le terrain. Cependant, la photo-interprétation est un travail intensif et donc coûteux. En outre, elle est très dépendante de la connaissance du photo-interprète. Cette subjectivité inhérente peut avoir de sérieuses répercussions sur la cohérence des résultats et dans la comparaison croisée entre différentes photo-interprétations. Comme mentionné à la section 3.5.1, la segmentation automatique des photographies aériennes dans le contexte de l'approche objet peut aider à réduire le temps consacré à la digitalisation des polygones et peut assurer une certaine cohérence. Cette approche peut être appliquée systématiquement sur toute une gamme d'images pour laquelle la segmentation se base sur une combinaison de la réflectance, de la texture ou de la forme. Comme l'illustre la Figure 22, la segmentation d'images de télédétection peut radicalement soutenir le travail de terrain en raison non seulement de son rapport coût-efficacité, mais aussi de sa consistance et de sa précision par rapport à la numérisation manuelle (Gerard et al., 2012).

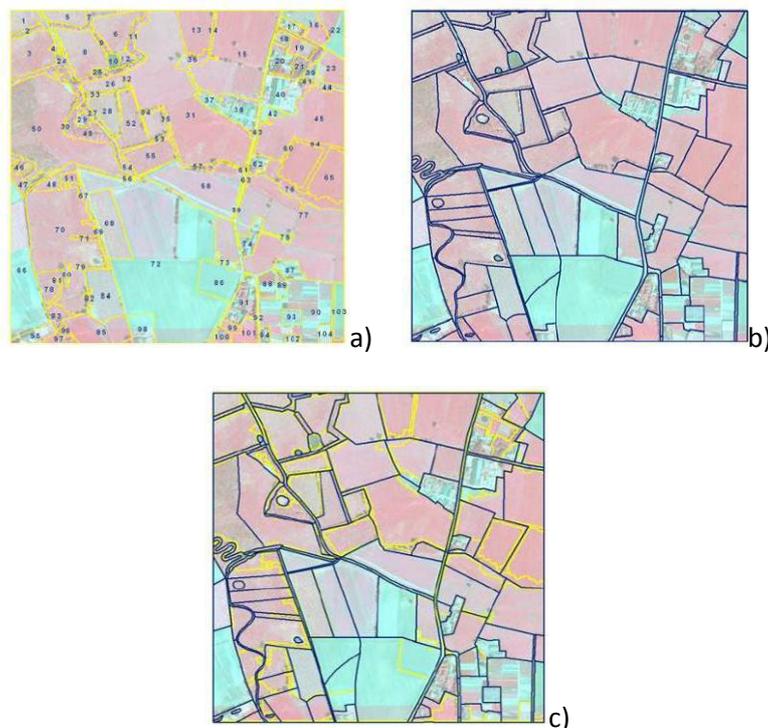


Figure 22. Les polygones de cartographie d'habitats créés par (a) segmentation automatisée de photographie aérienne et de lidar combinés ; (b) interprétation manuelle de la photographie aérienne et (c) superposition de ces deux approches (Gérard et al., 2012)

Le potentiel des techniques de télédétection a été clairement démontré plus pour la cartographie de la physionomie de la végétation que pour l'identification des espèces. Ce sont les formes biologiques (herbes, arbustes ou arbres) de la strate dominante ou supérieure qui vont prédominer dans la classification du type de végétation. Les classes physionomiques peuvent être utilisées en liaison avec des informations physiographiques (abiotiques) et biologiques existantes pour fournir un cadre plus ciblé pour l'inventaire in situ des habitats. La carte des classes physionomiques peut également être couplée avec des données de présence d'espèces et des données auxiliaires existantes afin de fournir une base pour une classification détaillée des habitats. Dans une approche plus holistique, les cartes physionomiques peuvent être utilisées en conjonction avec des modèles prédictifs et de l'information de terrain pour prédire des changements dans certaines espèces d'intérêt (Nagendra et al., 2012). Le couplage de la télédétection et des données de terrain peuvent se traduire par une augmentation de la précision des estimations de localisation et de superficies des différentes classes d'habitats (McRoberts et al., 2002b). Un exemple d'une telle intégration précieuse est l'utilisation de cartes physionomiques dérivées de la télédétection pour une post-stratification d'inventaires d'habitats à partir d'échantillons terrain. L'augmentation de la précision obtenue en utilisant la post-stratification signifie également que les estimations des surfaces des classes d'habitats peuvent être présentés, sans aucune réduction de précision, pour des domaines plus petits que ceux possibles en utilisant uniquement les données de terrain seules (Gérard et al., 2012).

6.2. LES DONNÉES DE TERRAIN POUR CALIBRER ET VALIDER LES CLASSIFICATIONS PAR TÉLÉDÉTECTION

Alors que la grande majorité des études de végétation par télédétection se concentrent sur la cartographie des types de physionomiques, la cartographie détaillée de l'habitat est beaucoup plus difficile à entreprendre. Lucas *et al.*, (2007) et (2011), ont été les premiers à développer une approche à base de règles pour générer une carte détaillée des habitats à l'échelle du Pays de Galles. La correspondance entre les classes physionomiques et les types d'habitats est loin d'être simple. Pour établir un lien entre ces deux niveaux d'observation, une bonne cohérence doit être établie entre les informations de terrain et l'interprétation experte par télédétection. L'étalonnage des classifications supervisées d'images et des modèles à base de règles est une étape essentielle pour extraire de l'information utile sur les habitats à partir des données de télédétection. Traditionnellement, l'étalonnage de tout algorithme de classification par télédétection doit s'appuyer sur des échantillons de terrain qui correspondent à des zones spectralement homogènes de la classe d'intérêt (appelés sites d'entraînement). Les relevés sur le terrain nécessaires pour calibrer certaines classifications peuvent être extrêmement coûteux. Par exemple, 1325 parcelles homogènes soigneusement sélectionnées ont été nécessaires pour classer une mosaïque de 6 images hyperspectrales aéroportées en huit classes d'habitats différents (Haest et al., 2010).

Dans certains cas, les approches par classification non supervisée pourraient être exécutées dans une première étape et utilisées comme un outil pour explorer le contenu de l'information spectrale d'une image et donc pour guider le travail sur le terrain. Un échantillonnage bien conçu spécifiquement dans le but de créer des sites d'entraînement pour la télédétection est plus beaucoup plus efficace que toute récupération de description de terrain qui n'était pas destinée à cet objectif. Tout suivi des changements par télédétection, que ce soit pour suivre la phénologie ou l'évolution de la structure ou de l'extension spatiale de certains habitats, doit être accompagné d'un échantillonnage temporel de terrain adapté. Dans ce cas, il est recommandé d'établir des parcelles d'échantillonnage permanentes.

L'intégration des données de terrain et de télédétection est également traditionnellement appliquée pour la validation des cartes réalisées automatiquement. Le but de la validation est d'établir si la représentation des habitats donnés par la télédétection est en accord avec les données collectées par les écologues de terrain. La validation comprend à la fois une évaluation des avantages et des limites de la cartographie. Un cadre spécifique de validation de la qualité des informations issues de la télédétection devrait être mis en place systématiquement. "Un tel cadre devrait évaluer non seulement la précision classique, mais également la conformité à d'autres exigences telles que l'aptitude à l'usage prévu, la reproductibilité du résultat obtenu, la transférabilité à d'autres contextes, une comparaison des coûts associés » (Vanden Borre et al., 2011).

Quel que soit le but et le niveau d'intégration des données de télédétection et de terrain, la compatibilité des échelles doit être examinée avec attention. Trouver une concordance parfaite entre les images de télédétection et les parcelles de végétation de terrain est difficile. De toute évidence, les pixels doivent être plus petits que les parcelles de vérité-terrain pour une calibration et une validation appropriées des données de télédétection. Néanmoins, comme indiqué précédemment, lorsque les pixels ont une très haute résolution spatiale (de l'ordre du mètre), les ombres créent une plus grande hétérogénéité spatiale dans les réponses spectrales créant plus de bruit que d'information. D'autre part, une plus faible résolution spatiale peut limiter la capacité de détecter de petites variations dans les types d'habitats à cause des processus de lissage de l'information qui peuvent gêner la détection des variations fines (Rocchini et al., 2010a). Turner *et al.* (2003) ont résumé le problème de l'appariement des échelles en déclarant que «le défi pour le chercheur est de s'assurer que l'échelle de l'imagerie corresponde à celle de la donnée de terrain et que les deux soient envisagés à l'échelle adaptée pour permettre de tester la théorie en question».

Une solution à ce problème réside dans l'analyse multi-échelle qui permettrait d'accroître la probabilité de détecter une éventuelle corrélation entre les données de biodiversité et les données de télédétection (Nagendra, 1999). Limiter les plans d'échantillonnage à un seul niveau d'échelle pourrait cacher des processus importants qui s'opèrent à d'autres échelles. Les plans d'échantillonnage multi-échelles sont élaborés pour être en mesure de détecter des grains fins ou grossiers de la diversité des habitats (Rocchini et al., 2010b). L'échantillonnage de la végétation à plusieurs échelles spatiales est également important pour appréhender la relation aire/espèces et pour comprendre les patrons multi-échelles de répartition des formations végétales. Bien conçues, les techniques d'approches multi-échelles, qui sont testées dans plusieurs types de végétation et de biomes, peuvent avoir de nombreux avantages par rapport aux techniques mono-échelle et mono-objectif couramment utilisées. Par-dessus tout, les données collectées grâce à un plan d'échantillonnage multi-échelle peuvent être mieux reliées aux échelles multiples de la télédétection (considérés soit par une série d'images multi-résolution ou par plusieurs niveaux de segmentation d'une seule image) et donc peuvent permettre d'appréhender l'échelle la plus pertinente pour l'intégration de la télédétection aux données de terrain.

7. PERSPECTIVES

Si nous voulons endiguer la perte continue de biodiversité alors nous devons d'abord comprendre la distribution spatiale des habitats et identifier les régions qui sont particulièrement riches en espèces ou celles qui sont les plus menacées. La façon la plus précise pour acquérir cette connaissance sur la distribution des espèces est la prospection ou les inventaires de terrain intensifs. La présente synthèse bibliographique a montré que la télédétection est sans aucun doute une source d'information complémentaire sur la biodiversité. Elle offre un moyen relativement peu coûteux pour produire de l'information environnementale sur de grandes surfaces d'une manière cohérente avec une possibilité de mise à jour régulière. Le lancement de nombreux nouveaux capteurs satellites au cours des cinq dernières années et le développement des nouvelles technologies nous ont donné un nombre sans précédent d'outils de télédétection pour relever le défi de la cartographie de la distribution spatiale et de la diversité des habitats. Jusqu'à récemment les capteurs Landsat et SPOT ont été les piliers des programmes de surveillance continue (monitoring). L'avènement de nouveaux capteurs de plus haute résolution spatiale (ex. la constellation Pléiades, sub-métrique), et de plus grande fréquence d'observation (ex. Sentinel-2, tous les 5 jours) offrent aujourd'hui de nouvelles capacités pour une cartographie plus détaillée des habitats naturels et une meilleure détection des changements .

La capacité à assurer une couverture complète sur de grandes surfaces est souvent considérée comme un atout majeur de la télédétection. Elle constitue l'un des principaux facteurs qui ont encouragé certains pays à utiliser cet outil comme la principale source d'information ou comme un complément aux données de terrain pour la cartographie des habitats au niveau national (par exemple, au Pays de Galles et au Royaume-Uni). Malgré les expériences positives, il ne faudrait pas négliger les limites associées à l'utilisation de techniques de télédétection sur de grandes étendues. La plupart des expériences de télédétection ont d'abord été développées à l'échelle locale dans des sites très particuliers. Il a été souvent préétabli que les relations entre la variable d'intérêt pour la biodiversité et la réponse de télédétection étaient spatialement stationnaires et donc transférables du site à une région complète. Ceci n'est pas toujours vrai. La résolution spatiale et la dépendance à l'échelle des relations relevées dans la bibliographie indiquent que ces relations peuvent être spatialement non-stationnaires (Foody, 2004). L'hypothèse communément admise que les relations resteront spatialement stationnaires peut être intenable et avoir un impact négatif sur la généralisation des méthodes de télédétection (Gillespie et al., 2008). En raison de la non-stationnarité spatiale, les paramètres des modèles décrivant la relation entre le signal de télédétection et les habitats peuvent effectivement varier considérablement dans l'espace, ce qui limite l'utilité descriptive et prédictive des modèles à grande échelle. Plusieurs méthodes peuvent être utilisées pour modéliser les relations non-stationnaires et ont été appliquées dans la modélisation de la distribution de la faune par télédétection (Foody et al., 2005). Heureusement la télédétection offre aujourd'hui la possibilité d'obtenir des observations et des données multi-échelles pour explorer les relations non-stationnaires soit par l'analyse simultanée de données multi-résolution ou par une analyse de segmentation multi-hiérarchique et orientée objet d'une seule image. De nos jours, la grande variété de capteurs de télédétection et la disponibilité de logiciels de traitement d'images capables de traiter des données multi-résolution et effectuer des analyses multi-résolution offre un cadre souple pour l'analyse multi-échelle des données de télédétection.

Malgré les progrès récents dans les techniques de télédétection et le lancement de nouveaux capteurs, ces outils ne sont pas encore systématiquement intégrés dans les travaux des écologues et des biologistes. Le plus grand obstacle à l'application de ces outils est sans doute plus culturel que technologique (Turner et al., 2003). Ceci est largement dû à des problèmes de perception et de compréhension mutuelle des concepts utilisés par les spécialistes en télédétection d'une part et par les experts de terrain, d'autre part. Pour résoudre ces problèmes de perception et d'incompréhension, les solutions suivantes sont proposées :

- 1) **L'utilisation d'un langage commun, au moins pour l'expression des besoins des deux communautés :** une coopération accrue entre les fabricants de fonds cartographiques et les utilisateurs finaux peut être favorisée par une plate-forme (semblable à la plate-forme GEO BON) pour partager idées, données et information.. Une étude menée dans le cadre du projet HabiStat (Vanden Borre et al., 2011) a montré que les experts de la biodiversité ont souvent besoin de documents complets et simplifiés donnant un aperçu de ce qui est faisable avec la télédétection. Des tentatives visant à compiler ces vues d'ensemble ont été

faites dans le passé, mais ont souvent été très spécifiques et rapidement obsolètes. De leur côté, les spécialistes de la télédétection souhaitent plus d'informations sur les types de données disponibles dans les organisations s'occupant de conservation de la nature et leurs conditions d'acquisition dans un langage qui leur est accessible. Pour profiter pleinement de la télédétection, il serait souhaitable que les écologistes, les biologistes de la conservation, les décideurs, les gestionnaires des aires protégées, les consultants et les praticiens de conservation acquièrent des bases théoriques et techniques en télédétection. Cela leur permettrait d'interagir plus facilement avec les spécialistes en télédétection et de fournir des contributions d'experts pour la collecte et l'interprétation des données (Nagendra et al., 2012).

- 2) **La mise à disposition d'informations dérivées de la télédétection bien adaptées aux besoins des gestionnaires des sites naturels.** Par exemple, ceux-ci suggèrent d'éviter d'utiliser des typologies ou des informations concernant l'occupation du sol lorsque le besoin porte sur l'occurrence des habitats et leur quantification. L'utilisation de cartes dérivées de la télédétection est parfois compromise à cause de classes inadaptées, du manque de précision spatiale ou de l'usage de classes catégorielles dures qui ne correspondent pas aux transitions et aux gradients naturels (Nagendra et al., 2012). Les cartes fournies doivent être facilement intégrées dans les SIG des utilisateurs finaux. Elles doivent être accompagnées de métadonnées appropriées portant sur la définition des caractéristiques thématiques, sur l'exactitude des informations, etc.). Les cartes doivent pouvoir facilement être mises à jour (en utilisant un nombre limité de capteurs de télédétection pour un prix raisonnable) (Lucas et al., 2011). Cependant, la pratique actuelle pour produire des cartes d'habitat repose sur une combinaison d'informations provenant de différents capteurs de télédétection et parfois de données auxiliaires, ce qui rend les mises à jour extrêmement complexes et coûteuses. L'identification par télédétection des habitats doit être adaptée aux caractéristiques de chaque type d'habitat, plutôt que par une approche généraliste. Par exemple, les classificateurs binaires et mono-classe ont été utilisés dans la mise en œuvre de la Directive Habitat (Boyd et al., 2006), (Foody et al., 2005), (Sanchez-Hernandez et al., 2007). En outre, il est fortement recommandé que les approches développées soient fondées sur les connaissances d'experts en écologie permettant de trouver une relation forte entre les espèces clés et leurs habitats potentiels.

8. RÉFÉRENCES

- Adam, E., Mutanga, O., and Rugege, D. (2009). Multispectral and hyperspectral remote sensing for identification and mapping of wetland vegetation: a review. *Wetlands Ecology and Management* 18, 281–296.
- Allenbach, K., Burnier, J., Lehmann, A., Martin, P., Ray, N., and Wyler, N. (2010). Cartographie des milieux naturels dans le périmètre Vuache-Sion-Laire: Rapport technique. (Genève: DGAT-Projet d'Agglo).
- Anderson, G.L., Everitt, J.H., Richardson, A.J., and Escobar, D.E. (1993). Using satellite data to map false broomweed (*Ericameria austrotexana*) infestations on south Texas rangelands. *Weed Technology* 7, 865–871.
- Anderson, J.E., Plourde, L.C., Martin, M.E., Braswell, B.H., Smith, M.-L., Dubayah, R.O., Hofton, M.A., and Blair, J.B. (2008). Integrating waveform lidar with hyperspectral imagery for inventory of a northern temperate forest. *Remote Sensing of Environment* 112, 1856–1870.
- Anderson, R.R. (1970). Spectral reflectance characteristics and automated data reduction techniques which identify wetland and water quality condition in the Chesapeake Bay. (Johnson Space Center, USA), p. 329.
- Aplin, P. (2005). Remote sensing: ecology. *Progress in Physical Geography* 29, 104–113.
- Atkinson, P.M., Foody, G.M., Gething, P.W., Mathur, A., and Kelly, C.K. (2007). Investigating spatial structure in specific tree species in ancient semi-natural woodland using remote sensing and marked point pattern analysis. *Ecography* 30, 88–104.
- Bai, Y., Walsworth, N., Roddan, B., Hill, D.A., Broersma, K., and Thompson, D. (2005). Quantifying tree cover in the forest–grassland ecotone of British Columbia using crown delineation and pattern detection. *Forest Ecology and Management* 212, 92–100.
- Baker, C., Lawrence, R., Montagne, C., and Patten, D. (2006). Mapping wetlands and riparian areas using Landsat ETM+ imagery and decision-tree-based models. *Wetlands* 26, 465–474.
- Basham May, A.M., Pinder, J.E., and Kroh, G.C. (1997). A comparison of Landsat Thematic Mapper and SPOT multi-spectral imagery for the classification of shrub and meadow vegetation in northern California, U.S.A. *International Journal of Remote Sensing* 18, 3719–3728.
- Belluco, E., Camuffo, M., Ferrari, S., Modenese, L., Silvestri, S., Marani, A., and Marani, M. (2006). Mapping salt-marsh vegetation by multispectral and hyperspectral remote sensing. *Remote Sensing of Environment* 105, 54–67.
- Benz, U.C., Hofmann, P., Willhauck, G., Lingenfelder, I., and Heynen, M. (2004). Multi-resolution, object-oriented fuzzy analysis of remote sensing data for GIS-ready information. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 58, 239–258.
- Bernard-Brunet, J., and Bornard, A. (2004). Cartography of highland grazings by teledetection : a tool for the description of their spatial diversity. *Fourrages* 319–334.
- Best, R., and Moore, D.G. (1979). Landsat interpretation of Prairie lakes and wetlands of eastern South Dakota. (Sioux Falls, North Dakota), pp. 499–506.
- Best, R., Wehde, M., and Linder, R. (1981). Spectral reflectance of hydrophytes. *Remote Sensing of Environment* 11, 27–35.
- Blackburn, G.A., and Milton, E.J. (1997). An ecological survey of deciduous woodlands using airborne remote sensing and geographical information systems (GIS). *International Journal of Remote Sensing* 18, 1919–1935.
- Blair, J.B., Coyle, D.B., Bufton, J.L., and Harding, D.J. (1994). Optimization of an airborne laser altimeter for remote sensing of vegetation and tree canopies. In *Geoscience and Remote Sensing Symposium, 1994. IGARSS'94. Surface and Atmospheric Remote Sensing: Technologies, Data Analysis and Interpretation.*, International, pp. 939–941.
- Blaschke, T., Lang, S., and Hay, G. (2008). Object-based image analysis spatial concepts for knowledge-driven remote sensing applications (Berlin; London: Springer).

- Bock, M. (2003). Remote sensing and GIS-based techniques for the classification and monitoring of biotopes: Case examples for a wet grass- and moor land area in Northern Germany. *Journal for Nature Conservation* 11, 145–155.
- Bock, M., Rossner, G., Wissen, M., Remm, K., Langanke, T., Lang, S., Klug, H., Blaschke, T., and Vrščaj, B. (2005a). Spatial indicators for nature conservation from European to local scale. *Ecological Indicators* 5, 322–338.
- Bock, M., Xofis, P., Mitchley, J., Rossner, G., and Wissen, M. (2005b). Object-oriented methods for habitat mapping at multiple scales – Case studies from Northern Germany and Wye Downs, UK. *Journal for Nature Conservation* 13, 75–89.
- Bork, E.W., and Su, J.G. (2007). Integrating LIDAR data and multispectral imagery for enhanced classification of rangeland vegetation: A meta analysis. *Remote Sensing of Environment* 111, 11–24.
- Boschetti, M., Bocchi, S., and Brivio, P.A. (2007a). Assessment of pasture production in the Italian Alps using spectrometric and remote sensing information. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 118, 267–272.
- Boschetti, M., Boschetti, L., Oliveri, S., Casati, L., and Canova, I. (2007b). Tree species mapping with Airborne hyper-spectral MIVIS data: the Ticino Park study case. *International Journal of Remote Sensing* 28, 1251–1261.
- Bouman, B.A.M., and Van Kasteren, H.W.J. (1990). Ground-based X-band (3-cm wave) radar backscattering of agricultural crops. I. Sugar beet and potato; backscattering and crop growth. *Remote Sensing of Environment* 34, 93–105.
- Boureau, J.-G. (2008). Manuel d'interprétation des photographies aériennes infrarouges — Application aux milieux forestiers et naturels (IGN).
- Boureau, J.-G., and Deshayes, M. (1999). Méthodes d'inventaire et de cartographie des accrus forestiers. Ingénieries EAT: Spécial Boisements Naturels Des Espaces Agricoles.
- Bourgeau-Chavez, L.L., Smith, K.B., Brunzell, S.M., Kasischke, E.S., Romanowicz, E.A., and Richardson, C.J. (2005). Remote monitoring of regional inundation patterns and hydroperiod in the Greater Everglades using Synthetic Aperture Radar. *Wetlands* 25, 176–191.
- Boyd, D., and Danson, F. (2005). Satellite remote sensing of forest resources: three decades of research development. *Progress in Physical Geography* 29, 1–26.
- Boyd, D.S., Sanchez-Hernandez, C., and Foody, G.M. (2006). Mapping a specific class for priority habitats monitoring from satellite sensor data. *International Journal of Remote Sensing* 27, 2631–2644.
- Brandtberg, T., Warner, T.A., Landenberger, R.E., and McGraw, J.B. (2003). Detection and analysis of individual leaf-off tree crowns in small footprint, high sampling density lidar data from the eastern deciduous forest in North America. *Remote Sensing of Environment* 85, 290–303.
- Breyer, J. (2010). Habitat classification using airborne and spaceborne remote sensing for biodiversity assessment in Wales (University of Wales, Aberystwyth).
- Brown, A. (2012). Remote Sensing in Habitat Monitoring and Management (Helsinki).
- Brun, C. (1990). Mapping saturated areas with a helicopter-borne C-band. *Water Resources Research* 26, 945–955.
- Buckley, J.R., and Smith, A.M. (2010). Monitoring grasslands with Radarsat 2 quad-pol imagery. (IEEE), pp. 3090–3093.
- Buckley, J.R., and Smith, A.M. (2011). Comparing RADARSAT 2 and Terrasar-X quad-pol SAR imagery of grasslands. (IEEE), pp. 3676–3679.
- Burrough, P.A. (1989). Fuzzy mathematical methods for soil survey and land evaluation. *Journal of Soil Science* 40, 477–492.
- Cameron, A.D., Miller, D.R., Ramsay, F., Nikolaou, I., and Clarke, G.C. (2000). Temporal measurement of the loss of native pinewood in Scotland through the analysis of orthorectified aerial photographs. *Journal of Environmental Management* 58, 33–43.

- Carleer, A., and Wolff, E. (2004). Exploitation of very high resolution satellite data for tree species identification. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 70, 135–140.
- Chan, J.C.-W., Beckers, P., Canters, F., Spanhove, T., Vanden Borre, J., and Paelinckx, D. (2011). Mapping natura 2000 heathland in Belgium - an evaluation of ensemble classifiers for spaceborne angular CHRIS/Proba imagery. (IEEE), pp. 2757–2760.
- Chan, J.C.-W., Beckers, P., Spanhove, T., and Vanden Borre, J. (2012). An evaluation of ensemble classifiers for mapping Natura 2000 heathland in Belgium using spaceborne angular hyperspectral (CHRIS/Proba) imagery. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 18, 13–22.
- Chapman, D.S., Bonn, A., Kunin, W.E., and Cornell, S.J. (2009). Random Forest characterization of upland vegetation and management burning from aerial imagery. *Journal of Biogeography* 37, 37–46.
- Chapman, S.B., Clarke, R.T., and Webb, N.R. (1989). The survey and assessment of heathland in Dorset, England, for conservation. *Biological Conservation* 47, 137–152.
- Chen, Q., Gong, P., Baldocchi, D., and Tian, Y.Q. (2007). Estimating basal area and stem volume for individual trees from lidar data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 73, 1355–1365.
- Cherrill, A., and McClean, C. (1995). An investigation of uncertainty in field habitat mapping and the implications for detecting land cover change. *Landscape Ecology* 10, 5–21.
- Cherrill, A., and McClean, C. (1999a). Between-observer variation in the application of a standard method of habitat mapping by environmental consultants in the UK. *Journal of Applied Ecology* 36, 989–1008.
- Cherrill, A., and McClean, C. (1999b). The reliability of 'Phase 1' habitat mapping in the UK: the extent and types of observer bias. *Landscape and Urban Planning* 45, 131–143.
- Cho, M.A., Skidmore, A., Corsi, F., Van Wieren, S.E., and Sobhan, I. (2007). Estimation of green grass/herb biomass from airborne hyperspectral imagery using spectral indices and partial least squares regression. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 9, 414–424.
- Chust, G., Galparsoro, I., Borja, Á., Franco, J., and Uriarte, A. (2008). Coastal and estuarine habitat mapping, using LIDAR height and intensity and multi-spectral imagery. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 78, 633–643.
- Clark, R.B., Creed, I.F., and Sass, G.Z. (2009). Mapping hydrologically sensitive areas on the Boreal Plain: a multitemporal analysis of ERS synthetic aperture radar data. *International Journal of Remote Sensing* 30, 2619–2635.
- Clinton, N.E., Potter, C., Crabtree, B., Genovese, V., Gross, P., and Gong, P. (2010). Remote sensing-based time-series analysis of cheatgrass (*Bromus tectorum* L.) phenology. *Journal of Environmental Quality* 39, 955–963.
- Cobby, D.M., Mason, D.C., Horritt, M.S., and Bates, P.D. (2003). Two-dimensional hydraulic flood modelling using a finite-element mesh decomposed according to vegetation and topographic features derived from airborne scanning laser altimetry. *Hydrological Processes* 17, 1979–2000.
- Comber, A., Medcalf, K., Lucas, R., Bunting, P., Brown, A., Clewley, D., Breyer, J., and Keyworth, S. (2010). Managing uncertainty when aggregating from pixels to objects: Habitats, context-sensitive mapping and possibility theory. *International Journal of Remote Sensing* 31, 1061–1068.
- Conghe Song, Woodcock, C.E., and Xiaowen Li (2001). Manifestation of forest succession in optical imagery. (IEEE), pp. 2230–2232.
- Cook, B.D., Bolstad, P.V., Næsset, E., Anderson, R.S., Garrigues, S., Morissette, J.T., Nickeson, J., and Davis, K.J. (2009). Using LiDAR and quickbird data to model plant production and quantify uncertainties associated with wetland detection and land cover generalizations. *Remote Sensing of Environment* 113, 2366–2379.
- Costanza, J.K., Moody, A., and Peet, R.K. (2011). Multi-scale environmental heterogeneity as a predictor of plant species richness. *Landscape Ecology* 26, 851–864.
- Cottone, N., and Ettl, G.J. (2001). Estimating populations of whitebark pine in Mount Rainier National Park, Washington, using aerial photography. *Northwest Science* 75, 397–406.

- Cousins, S.A.O., Ohlson, H., and Eriksson, O. (2007). Effects of historical and present fragmentation on plant species diversity in semi-natural grasslands in Swedish rural landscapes. *Landscape Ecology* 22, 723–730.
- Dalponte, M., Bruzzone, L., and Gianelle, D. (2008). Fusion of Hyperspectral and LIDAR Remote Sensing Data for Classification of Complex Forest Areas. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 46, 1416–1427.
- Dalponte, M., Bruzzone, L., and Gianelle, D. (2012). Tree species classification in the Southern Alps based on the fusion of very high geometrical resolution multispectral/hyperspectral images and LIDAR data. *Remote Sensing of Environment* 123, 258–270.
- Darvishzadeh, R., Atzberger, C., Skidmore, A., and Schlerf, M. (2011). Mapping grassland leaf area index with airborne hyperspectral imagery: A comparison study of statistical approaches and inversion of radiative transfer models. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 66, 894–906.
- Delalieux, S., Somers, B., Haest, B., Spanhove, T., Vanden Borre, J., and Mùcher, C.A. (2012). Heathland conservation status mapping through integration of hyperspectral mixture analysis and decision tree classifiers. *Remote Sensing of Environment* 126, 222–231.
- Díaz Varela, R., Ramil Rego, P., Calvo Iglesias, S., and Muñoz Sobrino, C. (2008). Automatic habitat classification methods based on satellite images: A practical assessment in the NW Iberia coastal mountains. *Environmental Monitoring and Assessment* 144, 229–250.
- Dodge, A.G., and Bryant, E.S. (1976). Forest type mapping with satellite data. *Journal of Forestry* 74, 526–531.
- Dogan, O.K., Akyurek, Z., and Beklioglu, M. (2009). Identification and mapping of submerged plants in a shallow lake using quickbird satellite data. *Journal of Environmental Management* 90, 2138–2143.
- Drake, J.B., Dubayah, R.O., Clark, D.B., Knox, R.G., Blair, J.B., Hofton, M.A., Chazdon, R.L., Weishampel, J.F., and Prince, S. (2002). Estimation of tropical forest structural characteristics, using large-footprint lidar. *Remote Sensing of Environment* 79, 305–319.
- Dubayah, R.O., and Drake, J.B. (2000). Lidar remote sensing for forestry. *Journal of Forestry* 98, 44–46.
- Duhaime, R.J., August, P.V., and Wright, W.R. (1997). Automated vegetation mapping using digital orthophotography. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 63, 1295–1301.
- Duncanson, L.I., Niemann, K.O., and Wulder, M.A. (2010). Estimating forest canopy height and terrain relief from GLAS waveform metrics. *Remote Sensing of Environment* 114, 138–154.
- Durrieu, S. (2007). Le Lidar à retour d'onde complet : nature de l'information enregistrée et perspectives d'utilisations. In *Revue Française De Photogrammétrie Et De Télédétection*, (Société française de photogrammétrie et de télédétection), pp. 15–35.
- Ecker, K., Waser, L.T., and Küchler, M. (2010). Contribution of multi-source remote sensing data to predictive mapping of plant-indicator gradients within Swiss mire habitats. *Botanica Helvetica* 120, 29–42.
- European Environment Agency (2008). *European forests: ecosystem conditions and sustainable use*. (Copenhagen; Luxembourg: European Environment Agency ; Office for Official Publications of the European Communities).
- Evans, D. (2006). The habitats of the European Union habitats directive. *Biology & Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy* 106, 167–173.
- Everitt, J., Escobar, D., Alaniz, M., Davis, M., and Richerson, J. (1996). Using spatial information technologies to map Chinese tamarisk (*Tamarix chinensis*) infestations. *Weed Science* 44, 194–201.
- Fazakas, Z., Nilsson, M., and Olsson, H. (1999). Regional forest biomass and wood volume estimation using satellite data and ancillary data. *Agricultural and Forest Meteorology* 98, 417–425.
- Feilhauer, H., Thonfeld, F., Faude, U., He, K.S., Rocchini, D., and Schmidtlein, S. (2013). Assessing floristic composition with multispectral sensors—A comparison based on monotemporal and multiseasonal field spectra. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 21, 218–229.

- Foody, G.M. (2004). Spatial nonstationarity and scale-dependency in the relationship between species richness and environmental determinants for the sub-Saharan endemic avifauna. *Global Ecology and Biogeography* *13*, 315–320.
- Foody, G.M. (2008). GIS: biodiversity applications. *Progress in Physical Geography* *32*, 223–235.
- Foody, G.M., Atkinson, P.M., Gething, P.W., Ravenhill, N.A., and Kelly, C.K. (2005). Identification of specific tree species in ancient semi-natural woodland from digital areal sensor imagery. *Ecological Application* *15*, 1233–1244.
- Foody, G.M., and Trodd, N.M. (1993). Non-classificatory analysis and representation of heathland vegetation from remotely sensed imagery. *GeoJournal* *29*, 343–350.
- Förster, M., Frick, A., and Kleinschmit, B. (2011). Utilization of spectral measurements and phenological observations to detect grassland-habitats with a RapidEye intra-annual time-series. (Trento (Italy): IEEE), pp. 265–267.
- Förster, M., and Kleinschmit, B. (2008). Object-based classification of QuickBird data using ancillary information for the detection of forest types and NATURA 2000 habitats. In *Object-Based Image Analysis*, T. Blaschke, S. Lang, and G.J. Hay, eds. (Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg), pp. 275–290.
- Franceschetti, G., and Lanari, R. (1999). *Radar Processing* (Taylor & Francis Group).
- Franke, J., Keuck, V., and Siegert, F. (2012). Assessment of grassland use intensity by remote sensing to support conservation schemes. *Journal for Nature Conservation* *20*, 125–134.
- Frick, A., Steffenhagen, P., Zerbe, S., Timmermann, T., and Schulz, K. (2011). Monitoring of the Vegetation Composition in Rewetted Peatland with Iterative Decision Tree Classification of Satellite Imagery. *Photogrammetrie - Fernerkundung - Geoinformation 2011*, 109–122.
- Fusilli, L., Bassani, C., Pascucci, S., and Pignatti, S. (2007). Retrieving vegetation cover types in the complex natural ecosystem of the Pollino National Park (South Italy) through Hyperion data. C.R. Bostater, Jr., C.M.U. Neale, K. Stein, L. Bruzzone, M. Ehlers, R. Meynart, A. Comerón, C. Notarnicola, U.N. Singh, G. Pappalardo, et al., eds. pp. 674930–674930–11.
- Gala, T.S., and Melesse, A.M. (2012). Monitoring prairie wet area with an integrated LANDSAT ETM+, RADARSAT-1 SAR and ancillary data from LIDAR. *CATENA* *95*, 12–23.
- Gao, B. (1996). NDWI—A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. *Remote Sensing of Environment* *58*, 257–266.
- García, M., Riaño, D., Chuvieco, E., Salas, J., and Danson, F.M. (2011). Multispectral and LiDAR data fusion for fuel type mapping using Support Vector Machine and decision rules. *Remote Sensing of Environment* *115*, 1369–1379.
- Gaston, K.J. (2000). Global patterns in biodiversity. *Nature* *405*, 220–227.
- Gerard, F., Blank, L., Bunce, R., Carmel, Y., Caudullo, G., Clerici, N., Deshayes, M., Erikstad, L., Estreguil, C., Framstad, E., et al. (2012). Assessing the role of EO in biodiversity monitoring: options for integrating in-situ observations with EO within the context of the EBONE concept (NERC/Centre for Ecology & Hydrology).
- Gillespie, T.W. (2005). Predicting woody-plant species richness in tropical dry forests: a case study from south Florida, USA. *Ecological Applications* *15*, 27–37.
- Gillespie, T.W., Foody, G.M., Rocchini, D., Giorgi, A.P., and Saatchi, S. (2008). Measuring and modelling biodiversity from space. *Progress in Physical Geography* *32*, 203–221.
- Gineste, P., Puech, C., and Mérot, P. (1998). Radar remote sensing of the source areas from the Coët-Dan catchment. *Hydrological Processes* *12*, 267–284.
- Gjertsen, A.K. (2007). Accuracy of forest mapping based on Landsat TM data and a kNN-based method. *Remote Sensing of Environment* *110*, 420–430.

- Goetz, S., Steinberg, D., Dubayah, R., and Blair, B. (2007). Laser remote sensing of canopy habitat heterogeneity as a predictor of bird species richness in an eastern temperate forest, USA. *Remote Sensing of Environment* 108, 254–263.
- Gond, V., Bartholomé, E., Ouattara, F., Nonguierma, A., and Bado, L. (2004). Surveillance et cartographie des plans d'eau et des zones humides et inondables en régions arides avec l'instrument VEGETATION embarqué sur SPOT-4. *International Journal of Remote Sensing* 25, 987–1004.
- Gougeon, F.A., and Leckie, D.G. (2003). Extraction d'information forestière à partir d'images à haute résolution spatiale en utilisant une méthode de reconnaissance individuelle des cimes d'arbres (Centre de foresterie du Pacifique, Service canadien des forêts, Ressources naturelles Canada).
- Grignetti, A., Salvatori, R., Casacchia, R., and Manes, F. (1997). Mediterranean vegetation analysis by multi-temporal satellite sensor data. *International Journal of Remote Sensing* 18, 1307–1318.
- Grillo, O., and Venora, G. (2011). Biodiversity loss in a changing planet.
- Groom, G., Mùcher, C.A., Ihse, M., and Wrбка, T. (2005). Remote Sensing in Landscape Ecology: Experiences and Perspectives in a European Context. *Landscape Ecology* 20, 773–773.
- Guis, H. (2004). Caractérisation par télédétection de l'environnement favorable aux Culicoides vecteurs de la fièvre catarrhale ovine dans le bassin méditerranéen : cas de la Corse (Montpellier).
- Haest, B., Thoonen, G., Borre, J.V., Spanhove, T., Delalieux, S., Bertels, L., Kooistra, L., Mùcher, C.A., and Scheunders, P. (2010). An object-based approach to quantity and quality assessment of heathland habitats in the framework of natura 2000 using hyperspectral airborne ahs images.
- Hagner, O., and Reese, H. (2007). A method for calibrated maximum likelihood classification of forest types. *Remote Sensing of Environment* 110, 438–444.
- Hall, K., Reitalu, T., Sykes, M.T., and Prentice, H.C. (2012). Spectral heterogeneity of QuickBird satellite data is related to fine-scale plant species spatial turnover in semi-natural grasslands. *Applied Vegetation Science* 15, 145–157.
- Harvey, K., and Hill, J. (2001). Vegetation mapping of a tropical freshwater swamp in the Northern Territory, Australia: a comparison of aerial photography, Landsat TM and SPOT satellite imagery. *Remote Sensing of Environment* 2911–2925.
- Hatunen, S., Härmä, P., Kallio, M., and Törmä, M. (2008). Classification of natural areas in northern Finland using remote sensing images and ancillary data. p. 71100W–71100W–11.
- He, H.S., Mladenoff, D.J., Radeloff, V.C., and Crow, T.R. (1998). Integration of GIS data and classified satellite imagery for regional forest assessment. *Ecological Applications* 8, 1072–1083.
- Hearn, S.M., Healey, J.R., McDonald, M.A., Turner, A.J., Wong, J.L.G., and Stewart, G.B. (2011). The repeatability of vegetation classification and mapping. *Journal of Environmental Management* 92, 1174–1184.
- Heblinski, J., Schmieder, K., Heege, T., Agyemang, T.K., Sayadyan, H., and Vardanyan, L. (2010). High-resolution satellite remote sensing of littoral vegetation of Lake Sevan (Armenia) as a basis for monitoring and assessment. *Hydrobiologia* 661, 97–111.
- Hess, L.L., Melack, J.M., Filoso, S., and Yong Wang (1995). Delineation of inundated area and vegetation along the Amazon floodplain with the SIR-C synthetic aperture radar. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 33, 896–904.
- Hibberd, B.G. (1991). *Forestry practice* (Forestry Commission).
- Hill, K., and Binford, M. (2002). The role of category definition in habitat models: practical and logical limitations of using boolean, indexed, probabilistic, and fuzzy categories.
- Holmgren, J., Persson, Å., and Söderman, U. (2008). Species identification of individual trees by combining high resolution LiDAR data with multi-spectral images. *International Journal of Remote Sensing* 29, 1537–1552.

- Holmgren, P., and Thuresson, T. (1998). Satellite remote sensing for forestry planning—A review. *Scandinavian Journal of Forest Research* 13, 90–110.
- Hooftman, D.A.P., and Bullock, J.M. (2012). Mapping to inform conservation: A case study of changes in semi-natural habitats and their connectivity over 70 years. *Biological Conservation* 145, 30–38.
- Howland, W. (1980). Multispectral aerial photography for wetland vegetation mapping. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 87–99.
- Huang, C., Wylie, B., Yang, L., Homer, C., and Zylstra, G. (2002). Derivation of a tasseled cap transformation based on Landsat 7 at-satellite reflectance. *International Journal of Remote Sensing* 23, 1741–1748.
- Huang, S., Potter, C., Crabtree, R.L., Hager, S., and Gross, P. (2010). Fusing optical and radar data to estimate sagebrush, herbaceous, and bare ground cover in Yellowstone. *Remote Sensing of Environment* 114, 251–264.
- Hubert-Moy, L., Michel, K., Corpetti, T., and Clement, B. (2006). Object-oriented Mapping and Analysis of Wetlands using SPOT 5 Data. (IEEE), pp. 3447–3450.
- Huete, A. (1988). A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sensing of Environment* 25, 295–309.
- Hunt Jr., E.R., and Rock, B.N. (1989). Detection of changes in leaf water content using Near- and Middle-Infrared reflectances. *Remote Sensing of Environment* 30, 43–54.
- Hyde, P., Dubayah, R., Peterson, B., Blair, J., Hofton, M., Hunsaker, C., Knox, R., and Walker, W. (2005). Mapping forest structure for wildlife habitat analysis using waveform lidar: Validation of montane ecosystems. *Remote Sensing of Environment* 96, 427–437.
- Hyyppä, J., Hyyppä, H., Inkinen, M., Engdahl, M., Linko, S., and Zhu, Y.-H. (2000). Accuracy comparison of various remote sensing data sources in the retrieval of forest stand attributes. *Forest Ecology and Management* 128, 109–120.
- Hyyppä, J., Kelle, O., Lehtikoinen, M., and Inkinen, M. (2001). A segmentation-based method to retrieve stem volume estimates from 3-D tree height models produced by laser scanners. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 39, 969–975.
- Hyyppä, J., Yu, X., Hyyppä, H., Vastaranta, M., Holopainen, M., Kukko, A., Kaartinen, H., Jaakkola, A., Vaaja, M., Koskinen, J., et al. (2012). Advances in Forest Inventory using Airborne Laser Scanning. *Remote Sensing* 4, 1190–1207.
- IFN (1987). Les régions forestières - Répertoire - Codification. (IFN (Inventaire Forestier National)).
- IFN (2009). Les sylvoécórégions (SER) de France métropolitaine. Étude de définition (IFN (Inventaire Forestier National)).
- IGN (2012). La forêt en chiffres et en cartes (Mémento 2012).
- Ivits, E., Cherlet, M., Mehl, W., and Sommer, S. (2009). Estimating the ecological status and change of riparian zones in Andalusia assessed by multi-temporal AVHRR datasets. *Ecological Indicators* 9, 422–431.
- Jacobsen, A., Nielsen, A.A., Ejrnaes, R., and Groom, G.B. (2000). Spectral identification of plant communities for mapping of semi-natural grasslands. *Can J Remote Sens* 26, 370–383.
- Jelaska, S.D., Kušan, V., Peternel, H., Grgurić, Z., Mihulja, A., and Major, Z. (2005). Vegetation mapping of Žumberak - Samoborsko gorje Nature Park, Croatia, using Landsat 7 and field data. *Acta Botanica Croatica* 64, 303–311.
- Johansson, L.J., Hall, K., Prentice, H.C., Ihse, M., Reitalu, T., Sykes, M.T., and Kindström, M. (2008). Semi-natural grassland continuity, long-term land-use change and plant species richness in an agricultural landscape on Öland, Sweden. *Landscape and Urban Planning* 84, 200–211.
- Johnston, R., and Barson, M. (1993). Remote sensing of Australian wetlands: An evaluation of Landsat TM data for inventory and classification. *Marine and Freshwater Research* 44, 235.
- Jones, H.G., and Vaughan, R.A. (2010). Remote sensing of vegetation : principles, techniques, and applications (Oxford; New York: Oxford University Press).

- Jones, T.G., Coops, N.C., and Sharma, T. (2010). Assessing the utility of airborne hyperspectral and LiDAR data for species distribution mapping in the coastal Pacific Northwest, Canada. *Remote Sensing of Environment* 114, 2841–2852.
- Jung, H.C., Jasinski, M., Kim, J.-W., Shum, C.K., Bates, P., Neal, J., Lee, H., and Alsdorf, D. (2012). Calibration of two-dimensional floodplain modeling in the central Atchafalaya Basin Floodway System using SAR interferometry. *Water Resources Research* 48,.
- Kasischke, E.S., and Bourgeau-Chavez, L.L. (1997). Monitoring South Florida wetlands using ERS-1 SAR imagery. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 281–291.
- Kasischke, E.S., Melack, J.M., and Craig Dobson, M. (1997). The use of imaging radars for ecological applications—A review. *Remote Sensing of Environment* 59, 141–156.
- Katila, M., and Tomppo, E. (2001). Selecting estimation parameters for the Finnish multisource National Forest Inventory. *Remote Sensing of Environment* 76, 16–32.
- Keramitsoglou, I., Kontoes, C., Sifakis, N., Mitchley, J., and Xofis, P. (2005). Kernel based re-classification of Earth observation data for fine scale habitat mapping. *Journal for Nature Conservation* 13, 91–99.
- Kerr, J.T., and Ostrovsky, M. (2003). From space to species: ecological applications for remote sensing. *Trends in Ecology & Evolution* 18, 299–305.
- Kim, S., McGaughey, R.J., Andersen, H.-E., and Schreuder, G. (2009). Tree species differentiation using intensity data derived from leaf-on and leaf-off airborne laser scanner data. *Remote Sensing of Environment* 113, 1575–1586.
- Kirkpatrick, L.A., and Weishampel, J.F. (2005). Quantifying spatial structure of volumetric neutral models. *Ecological Modelling* 186, 312–325.
- Koch, M., Schmid, T., Reyes, M., and Gumuzzio, J. (2012). Evaluating Full Polarimetric C- and L-Band Data for Mapping Wetland Conditions in a Semi-Arid Environment in Central Spain. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing* 5, 1033–1044.
- Köhl, M., and Hussendörfer, E. (2000). Waldumbau: Ansätze zur Bestimmung des potenziellen Verjüngungsfortschritts mit Hilfe von Fernerkundungsdaten und GIS (Conversion of forests: approaches to determine the potential extension of regeneration using remote sensing and GIS). *Allgemeine Forst-und Jagdzeitung* 171, 102–109.
- Kokturk, E. (2003). What is not GIS? In TUJK, (Konya, Turkey), pp. 56–68.
- Krohn, M.D., Milton, N.M., and Segal, D.B. (1983). SEASAT synthetic aperture radar (SAR) response to lowland vegetation types in eastern Maryland and Virginia. *J. Geophys. Res.* 88, 1937–1952.
- Kushwaha, S.P.S., Dwivedi, R.S., and Rao, B.R.M. (2000). Evaluation of various digital image processing techniques for detection of coastal wetlands using ERS-1 SAR data. *International Journal of Remote Sensing* 21, 565–579.
- Laba, M., Downs, R., Smith, S., Welsh, S., Neider, C., White, S., Richmond, M., Philpot, W., and Baveye, P. (2008). Mapping invasive wetland plants in the Hudson River National Estuarine Research Reserve using quickbird satellite imagery. *Remote Sensing of Environment* 112, 286–300.
- Laliberte, A., Koppa, J., Fredrickson, E., and Rango, A. (2006a). Comparison of Nearest Neighbor and Rule-based Decision Tree Classification in an Object-oriented Environment. (IEEE), pp. 3923–3926.
- Laliberte, A.S., Rango, A., and Fredrickson, E.L. (2006b). Separating green and senescent vegetation in very high resolution photography using an intensity-hue-saturation transformation and object based classification. (Reno, Nevada),.
- Laliberte, A.S., Rango, A., Havstad, K.M., Paris, J.F., Beck, R.F., McNeely, R., and Gonzalez, A.L. (2004). Object-oriented image analysis for mapping shrub encroachment from 1937 to 2003 in southern New Mexico. *Remote Sensing of Environment* 93, 198–210.
- Landolt, E. (1977). Oekologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora. Veroff. Geobot. Inst. Rubel 64,.

- Lang, S., Schöpfer, E., and Langanke, T. (2009). Combined object-based classification and manual interpretation–synergies for a quantitative assessment of parcels and biotopes. *Geocarto International* 24, 99–114.
- Langanke, T., Burnett, C., and Lang, S. (2007). Assessing the mire conservation status of a raised bog site in Salzburg using object-based monitoring and structural analysis. *Landscape and Urban Planning* 79, 160–169.
- Lechner, A.M., Stein, A., Jones, S.D., and Ferwerda, J.G. (2009). Remote sensing of small and linear features: Quantifying the effects of patch size and length, grid position and detectability on land cover mapping. *Remote Sensing of Environment* 113, 2194–2204.
- Leckie, D.G. (1990). Synergism of synthetic aperture radar and visible/infrared data for forest type discrimination. *PE&RS, Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 56, 1237–1246.
- Lee, D.S., and Shan, J. (2003). Combining Lidar Elevation Data and IKONOS Multispectral Imagery for Coastal Classification Mapping. *Marine Geodesy* 26, 117–127.
- Lee, Y.-K., Park, J.-W., Choi, J.-K., Oh, Y., and Won, J.-S. (2012). Potential uses of TerraSAR-X for mapping herbaceous halophytes over salt marsh and tidal flats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*.
- Lefsky, M.A., Cohen, W.B., Parker, G.G., and Harding, D.J. (2002). Lidar remote sensing for ecosystem studies. *BioScience* 52, 19–30.
- Lehmann, A., and Lachavanne, J.-B. (1997). Geographic information systems and remote sensing in aquatic botany. *Aquatic Botany* 58, 195–207.
- Lehmann, A., Overton, J.M., and Leathwick, J.R. (2003). GRASP: generalized regression analysis and spatial prediction. *Ecological Modelling* 160, 165–183.
- Lehmann, E.A., Caccetta, P.A., Zhou, Z.-S., McNeill, S.J., Wu, X., and Mitchell, A.L. (2012). Joint Processing of Landsat and ALOS-PALSAR Data for Forest Mapping and Monitoring. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 50, 55–67.
- Lim, K., Treitz, P., Wulder, M., St-Onge, B., and Flood, M. (2003). LiDAR remote sensing of forest structure. *Progress in Physical Geography* 27, 88–106.
- Lucas, R., Medcalf, K., Brown, A., Bunting, P., Breyer, J., Clewley, D., Keyworth, S., and Blackmore, P. (2011). Updating the Phase 1 habitat map of Wales, UK, using satellite sensor data. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 66, 81–102.
- Lucas, R., Rowlands, A., Brown, A., Keyworth, S., and Bunting, P. (2007). Rule-based classification of multi-temporal satellite imagery for habitat and agricultural land cover mapping. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 62, 165–185.
- Luoto, M., Rekolainen, S., Aakkula, J., and Pykälä, J. (2003). Loss of plant species richness and habitat connectivity in grasslands associated with agricultural change in Finland. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 32, 447–452.
- MacAlister, C., and Mahaxay, M. (2009). Mapping wetlands in the Lower Mekong Basin for wetland resource and conservation management using Landsat ETM images and field survey data. *Journal of Environmental Management* 90, 2130–2137.
- Maclean, G., and Krabill, W. (1986). Gross-merchantable timber volume estimation using an airborne LIDAR system. *Canadian Journal of Remote Sensing* 7–18.
- Maclean, I.M.D., Bennie, J.J., Scott, A.J., and Wilson, R.J. (2012). A high-resolution model of soil and surface water conditions. *Ecological Modelling* 237–238, 109–119.
- Malthus, T.J., Woodhouse, I.H., Suarez-Minguez, J., and Shaw, D.T. (2002). Review of remote sensing in commercial forestry.
- Mannel, S., and Price, M. (2012). Comparing classification results of multi-seasonal TM against AVIRIS imagery - Seasonality more important than number of bands. *Photogrammetrie, Fernerkundung, Geoinformation* 2012, 603–612.

- Marechal, C., Pottier, E., Hubert-Moy, L., and Rapinel, S. (2012). One year wetland survey investigations from quad-pol RADARSAT-2 time-series SAR images. *Canadian Journal of Remote Sensing* 38, 240–252.
- Martínez, S., Ramil, P., and Chuvieco, E. (2010). Monitoring loss of biodiversity in cultural landscapes. New methodology based on satellite data. *Landscape and Urban Planning* 94, 127–140.
- McCarthy, J., Gumbricht, T., and McCarthy, T.S. (2005). Ecoregion classification in the Okavango Delta, Botswana from multitemporal remote sensing. *International Journal of Remote Sensing* 26, 4339–4357.
- McRoberts, R.E., Nelson, M.D., and Wendt, D.G. (2002a). Stratified estimation of forest area using satellite imagery, inventory data, and the k-Nearest Neighbors technique. *Remote Sensing of Environment* 82, 457–468.
- McRoberts, R.E., Wendt, D.G., Nelson, M.D., and Hansen, M.H. (2002b). Using a land cover classification based on satellite imagery to improve the precision of forest inventory area estimates. *Remote Sensing of Environment* 81, 36–44.
- Meyer, D.J. (1996). Estimating the effective spatial resolution of an AVHRR time series. *International Journal of Remote Sensing* 17, 2971–2980.
- Miller, D.R., Quine, C.P., and Hadley, W. (2000). An investigation of the potential of digital photogrammetry to provide measurements of forest characteristics and abiotic damage. *Forest Ecology and Management* 135, 279–288.
- Moore, P.D. (1976). Fire on heathland. *Nature* 264, 112–113.
- Mücher, C.A., Kooistra, L., Vermeulen, M., Borre, J.V., Haest, B., and Haveman, R. (2012). Quantifying structure of Natura 2000 heathland habitats using spectral mixture analysis and segmentation techniques on hyperspectral imagery. *Ecological Indicators*.
- Murthy, M.S., Giriraj, A., and Dutt, C.B.S. (2003). Geoinformatics for biodiversity assessment. *BIOL. LETT.* 40, 75–100.
- Mutanga, O., Adam, E., and Cho, M.A. (2012). High density biomass estimation for wetland vegetation using WorldView-2 imagery and random forest regression algorithm. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 18, 399–406.
- Næsset, E. (2004). Practical large-scale forest stand inventory using a small-footprint airborne scanning laser. *Scandinavian Journal of Forest Research* 19, 164–179.
- Næsset, E. (2007). Airborne laser scanning as a method in operational forest inventory: Status of accuracy assessments accomplished in Scandinavia. *Scandinavian Journal of Forest Research* 22, 433–442.
- Nagendra, H. (1999). Biodiversity assessment at multiple scales: Linking remotely sensed data with field information. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 96, 9154–9158.
- Nagendra, H. (2001). Using remote sensing to assess biodiversity. *International Journal of Remote Sensing* 22, 2377–2400.
- Nagendra, H., Lucas, R., Honrado, J.P., Jongman, R.H.G., Tarantino, C., Adamo, M., and Mairota, P. (2012). Remote sensing for conservation monitoring: Assessing protected areas, habitat extent, habitat condition, species diversity, and threats. *Ecological Indicators*.
- Nagendra, H., and Rocchini, D. (2008). High resolution satellite imagery for tropical biodiversity studies: the devil is in the detail. *Biodiversity and Conservation* 17, 3431–3442.
- Nayegandhi, A., Brock, J.C., and Wright, C.W. (2009). Small-footprint, waveform-resolving lidar estimation of submerged and sub-canopy topography in coastal environments. *International Journal of Remote Sensing* 30, 861–878.
- Nelson, R., Krabill, W., and Tonelli, J. (1988). Estimating forest biomass and volume using airborne laser data. *Remote Sensing of Environment* 24, 247–267.

- Nelson, R.F., Hyde, P., Johnson, P., Emessiene, B., Imhoff, M.L., Campbell, R., and Edwards, W. (2007). Investigating RaDAR–LiDAR synergy in a North Carolina pine forest. *Remote Sensing of Environment* *110*, 98–108.
- Nguyen, H.T., and Walker, E. (2000). *A first course in fuzzy logic* (Boca Raton, FL: Chapman & Hall).
- La Norte, A., Pignatti, S., and Tramutoli, V. (2002). Environmental mapping of Pollino National Park (southern Italy) by means of airborne remotely sensed data. K. Schaefer, A. Kohnle, S.B. Serpico, F. Berghmans, H. Fujisada, M. Owe, M. Ehlers, U. Schreiber, F. Posa, C.R. Bostater, Jr., et al., eds. pp. 290–297.
- Onojeghuo, A.O., and Blackburn, G.A. (2011). Optimising the use of hyperspectral and LiDAR data for mapping reedbed habitats. *Remote Sensing of Environment* *115*, 2025–2034.
- Pärtel, M., and Helm, A. (2007). Invasion of woody species into temperate grasslands: Relationship with abiotic and biotic soil resource heterogeneity. *Journal of Vegetation Science* *18*, 63–70.
- Peng Gong, Ruiliang Pu, Biging, G.S., and Larrieu, M.R. (2003). Estimation of forest leaf area index using vegetation indices derived from Hyperion hyperspectral data. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* *41*, 1355–1362.
- Peterson, E.B. (2005). Estimating cover of an invasive grass (*Bromus tectorum*) using tobit regression and phenology derived from two dates of Landsat ETM+ data. *International Journal of Remote Sensing* *26*, 2491–2507.
- Pitt, D.G., Runesson, U., and Bell, F.W. (2000). Application of large- and medium-scale aerial photographs to forest vegetation management: A case study. *Forestry Chronicle* *76*, 903–913.
- Pitt, D.G., Wagner, R.G., Hall, R.J., King, D.J., Leckie, D.G., and Runesson, U. (1997). Use of remote sensing for forest vegetation management: a problem analysis. *Forestry Chronicle* *73*, 459–477.
- Plummer, S.. (2000). Perspectives on combining ecological process models and remotely sensed data. *Ecological Modelling* *129*, 169–186.
- Pope, K.O., Rejmankova, E., Paris, J.F., and Woodruff, R. (1997). Detecting seasonal flooding cycles in marshes of the Yucatan Peninsula with SIR-C polarimetric radar imagery. *Remote Sensing of Environment* *59*, 157–166.
- Poulin, B., Davranche, A., and Lefebvre, G. (2010). Ecological assessment of *Phragmites australis* wetlands using multi-season SPOT-5 scenes. *Remote Sensing of Environment* *114*, 1602–1609.
- Pouliot, D.A., King, D.J., and Pitt, D.G. (2006). Automated assessment of hardwood and shrub competition in regenerating forests using leaf-off airborne imagery. *Remote Sensing of Environment* *102*, 223–236.
- Pöyry, J., Luoto, M., Paukkunen, J., Pykälä, J., Raatikainen, K., and Kuussaari, M. (2006). Different responses of plants and herbivore insects to a gradient of vegetation height: an indicator of the vertebrate grazing intensity and successional age. *Oikos* *115*, 401–412.
- Prisloe, S., Wilson, M., Civco, D., Hurd, J., and Gilmore, M. (2006). Use of Lidar Data to Aid in Discriminating and Mapping Plant Communities in Tidal Marshes of the Lower Connecticut River; Preliminary Results. In *Annual Conference of the American Society for Photogrammetry and Remote Sensing*, (Nevada: American Society for Photogrammetry and Remote Sensing),.
- Psomas, A., Kneubühler, M., Huber, S., Itten, K., and Zimmermann, N.E. (2011). Hyperspectral remote sensing for estimating aboveground biomass and for exploring species richness patterns of grassland habitats. *International Journal of Remote Sensing* *32*, 9007–9031.
- Puttonen, E., Suomalainen, J., Hakala, T., Räikkönen, E., Kaartinen, H., Kaasalainen, S., and Litkey, P. (2010). Tree species classification from fused active hyperspectral reflectance and LIDAR measurements. *Forest Ecology and Management* *260*, 1843–1852.
- Qi, J., Chehbouni, A., Huete, A.R., Kerr, Y.H., and Sorooshian, S. (1994). A modified soil adjusted vegetation index. *Remote Sensing of Environment* *48*, 119–126.
- Rapinel, S. (2012). Contribution de la télédétection à l'évaluation fonctionnelle des zones humides : De l'observation à la modélisation prospective. COSTEL UMR CNRS 6554 - Université Rennes 2.

- Richardson, A.J., and Everitt, J.H. (1992). Using spectral vegetation indices to estimate rangeland productivity. *Geocarto International* 7, 63–69.
- Rocchini, D. (2007). Effects of spatial and spectral resolution in estimating ecosystem α -diversity by satellite imagery. *Remote Sensing of Environment* 111, 423–434.
- Rocchini, D., Balkenhol, N., Carter, G.A., Foody, G.M., Gillespie, T.W., He, K.S., Kark, S., Levin, N., Lucas, K., Luoto, M., et al. (2010a). Remotely sensed spectral heterogeneity as a proxy of species diversity: Recent advances and open challenges. *Ecological Informatics* 5, 318–329.
- Rocchini, D., He, K.S., Oldeland, J., Wesuls, D., and Neteler, M. (2010b). Spectral variation versus species β -diversity at different spatial scales: a test in African highland savannas. *Journal of Environmental Monitoring* 12, 825.
- Roelfsema, C., and Phinn, S. (2010). Integrating field data with high spatial resolution multispectral satellite imagery for calibration and validation of coral reef benthic community maps. *Journal of Applied Remote Sensing* 4, 043527.
- Rondeaux, G., Steven, M., and Baret, F. (1996). Optimization of soil-adjusted vegetation indices. *Remote Sensing of Environment* 55, 95–107.
- Rosenqvist, Å., Milne, A., Lucas, R., Imhoff, M., and Dobson, C. (2003). A review of remote sensing technology in support of the Kyoto Protocol. *Environmental Science & Policy* 6, 441–455.
- Rossini, M., Cogliati, S., Meroni, M., Migliavacca, M., Galvagno, M., Busetto, L., Cremonese, E., Julitta, T., Siniscalco, C., Morra di Cella, U., et al. (2012). Remote sensing-based estimation of gross primary production in a subalpine grassland. *Biogeosciences* 9, 2565–2584.
- Rosso, P.H., Ustin, S.L., and Hastings, A. (2005). Mapping marshland vegetation of San Francisco Bay, California, using hyperspectral data. *International Journal of Remote Sensing* 26, 5169–5191.
- Sanchez-Hernandez, C., Boyd, D.S., and Foody, G.M. (2007). One-Class Classification for Mapping a Specific Land-Cover Class: SVDD Classification of Fenland. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 45, 1061 – 1073.
- Sass, G.Z., and Creed, I.F. (2008). Characterizing hydrodynamics on boreal landscapes using archived synthetic aperture radar imagery. *Hydrological Processes* 22, 1687–1699.
- Sawaya, K.E., Olmanson, L.G., Heinert, N.J., Brezonik, P.L., and Bauer, M.E. (2003). Extending satellite remote sensing to local scales: land and water resource monitoring using high-resolution imagery. *Remote Sensing of Environment* 88, 144–156.
- Sayn-Wittgenstein, L. (1961). Phenological aids to species identification on air photographs (Department of Forestry and Rural Development. Ottawa. Canada.).
- Schino, G., Borfecchia, F., De Cecco, L., Dibari, C., Iannetta, M., Martini, S., and Pedrotti, F. (2003). Satellite estimate of grass biomass in a mountainous range in central Italy. *Agrofor. Syst.* 59, 157–162.
- Schmidt, K.S., and Skidmore, A.K. (2003). Spectral discrimination of vegetation types in a coastal wetland. *Remote Sensing of Environment* 85, 92–108.
- Schmidlein, S., and Sassin, J. (2004). Mapping of continuous floristic gradients in grasslands using hyperspectral imagery. *Remote Sensing of Environment* 92, 126–138.
- Schuster, C., Förster, M., and Kleinschmit, B. (2012). Testing the red edge channel for improving land-use classifications based on high-resolution multi-spectral satellite data. *International Journal of Remote Sensing* 33, 5583–5599.
- Sheeren, D., Fauvel, M., Ladet, S., Jacquin, A., Bertoni, G., and Gibon, A. (2011). Mapping ash tree colonization in an agricultural mountain landscape: Investigating the potential of hyperspectral imagery. In *Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS), 2011 IEEE International*, pp. 3672 –3675.
- Shima, L.J., Anderson, R.R., and Carter, V.P. (1976). The Use of Aerial Color Infrared Photography in Mapping the Vegetation of a Freshwater Marsh. *Chesapeake Science* 17, 74.

- Shuchman, R.A., Inkster, R., Lowry, R.T., and Wride, M. (1979). Multi-channel synthetic aperture radar sensing of forest tree species. In *Canadian Symposium on Remote Sensing*, 5 Th, Victoria, British Columbia, Canada, pp. 373–381.
- Silva, J.P. (2007). *LIFE and Europe's wetlands : restoring a vital ecosystem* (Luxembourg: Office for Official Publ. of the Europ. Communities).
- Silva, J.P. (2008). *LIFE and Europe's grasslands : restoring a forgotten habitat* (Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities).
- Simmons, M.A., Cullinan, V.I., and Thomas, J.M. (1992). Satellite imagery as a tool to evaluate ecological scale. *Landscape Ecology* 7, 77–85.
- Slatton, K.C., Crawford, M.M., and Evans, B.L. (2001). Fusing interferometric radar and laser altimeter data to estimate surface topography and vegetation heights. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 39, 2470–2482.
- Sluiter, R. (2005). *Mediterranean land cover change: Modelling and monitoring natural vegetation using GIS and remote sensing*.
- Smith, R. (2012). *Introduction to hyperspectral imaging with TMIPS*.
- Søgaard, B., Skov, F., Ejrnæs, R., Pihl, S., Fredshavn, J., and Nielsen, K.E. (2007). Criteria for favourable conservation status in Denmark Natural Habitat Types and Species Covered by the EEC Habitats Directive and Birds Covered by the EEC Birds Directive (Aarhus).
- Spanhove, T., Vanden Borre, J., Delalieux, S., Haest, B., and Paelinckx, D. (2012). Can remote sensing estimate fine-scale quality indicators of natural habitats? *Ecological Indicators* 18, 403–412.
- Ståhl, G., Allard, A., Esseen, P.-A., Glimskär, A., Ringvall, A., Svensson, J., Sundquist, S., Christensen, P., Torell, Å.G., Högrström, M., et al. (2010). National Inventory of Landscapes in Sweden (NILS)—scope, design, and experiences from establishing a multiscale biodiversity monitoring system. *Environmental Monitoring and Assessment* 173, 579–595.
- Stickler, C.M., and Southworth, J. (2008). Application of multi-scale spatial and spectral analysis for predicting primate occurrence and habitat associations in Kibale National Park, Uganda. *Remote Sensing of Environment* 112, 2170–2186.
- Stolz, R., and Mauser, W. (1997). Knowledge-based multisensoral approach for land-use classification and biomass monitoring. J. Desachy, A.D. Devir, G. Franceschetti, G. Cecchi, D. Arroyo-Bishop, H. Fujisada, J. Fischer, G. Calamai, R. Carla, G. D'Urso, et al., eds. pp. 49–58.
- St-Onge, B. (2004). L'altimétrie laser à balayage. *Revue Internationale De Géomatique* 531–558.
- St-Onge, B., Jumelet, J., Cobello, M., and Véga, C. (2004). Measuring individual tree height using a combination of stereophotogrammetry and lidar. *Canadian Journal of Forest Research* 34, 2122–2130.
- Su, J.G., and Bork, E.W. (2007). Characterization of diverse plant communities in Aspen Parkland rangeland using LiDAR data. *Applied Vegetation Science* 10, 407–416.
- Suchenwirth, L., Förster, M., Cierjacks, A., Lang, F., and Kleinschmit, B. (2012). Knowledge-based classification of remote sensing data for the estimation of below- and above-ground organic carbon stocks in riparian forests. *Wetlands Ecology and Management* 20, 151–163.
- Tomppo, E., Goulding, C., and Katila, M. (1999). Adapting Finnish multi-source forest inventory techniques to the New Zealand preharvest inventory. *Scandinavian Journal of Forest Research* 14, 182–192.
- Tomppo, E., and Katila, M. (1991). Satellite image-based national forest inventory of Finland. In *Geoscience and Remote Sensing Symposium, 1991. IGARSS '91. Remote Sensing: Global Monitoring for Earth Management.*, International, pp. 1141–1144.
- Townsend, P.A., and Walsh, S.J. (1998). Modeling floodplain inundation using an integrated GIS with radar and optical remote sensing. *Geomorphology* 21, 295–312.

- Töyrä, J., and Pietroniro, A. (2005a). Towards operational monitoring of a northern wetland using geomatics-based techniques. *Remote Sensing of Environment* 97, 174–191.
- Töyrä, J., and Pietroniro, A. (2005b). Towards operational monitoring of a northern wetland using geomatics-based techniques. *Remote Sensing of Environment* 97, 174–191.
- Treitz, P.M., Howarth, P.J., Suffling, R.C., and Smith, P. (1992). Application of detailed ground information to vegetation mapping with high spatial resolution digital imagery. *Remote Sensing of Environment* 42, 65–82.
- Troch, P., Verhoest, N.E., Gineste, P., Paniconi, C., and Merot, P. (2001). Variable source areas, soil moisture and active microwave observations at Zwalmbeek and Coet-Dan. In *Spatial Patterns in Catchment Hydrology: Observations and Modeling*, (Cambridge, UK: R. Grayson, G. Bloschl), pp. 187–208.
- Trodd, N.M. (1996). Analysis and Representation of Heathland Vegetation from Near-Ground Level Remotely-Sensed Data. *Global Ecology and Biogeography Letters* 5, 206.
- Turner, W., Spector, S., Gardiner, N., Fladeland, M., Sterling, E., and Steininger, M. (2003). Remote sensing for biodiversity science and conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 18, 306–314.
- Underwood, E. (2003). Mapping nonnative plants using hyperspectral imagery. *Remote Sensing of Environment* 86, 150–161.
- Vaiphasa, C., Ongsomwang, S., Vaiphasa, T., and Skidmore, A.K. (2005). Tropical mangrove species discrimination using hyperspectral data: A laboratory study. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 65, 371–379.
- Vanden Borre, J., Paelinckx, D., Mùcher, C.A., Kooistra, L., Haest, B., De Blust, G., and Schmidt, A.M. (2011). Integrating remote sensing in Natura 2000 habitat monitoring: Prospects on the way forward. *Journal for Nature Conservation* 19, 116–125.
- Véga, C., and St-Onge, B. (2008). Height growth reconstruction of a boreal forest canopy over a period of 58 years using a combination of photogrammetric and lidar models. *Remote Sensing of Environment* 112, 1784–1794.
- Veitch, N., Webb, N.R., and Wyatt, B.K. (1995). The application of geographic information systems and remotely sensed data to the conservation of heathland fragments. *Biological Conservation* 72, 91–97.
- Vesecky, J.F., and Stewart, R.H. (1982). The observation of ocean surface phenomena using imagery from the SEASAT synthetic aperture radar: An assessment. *Journal of Geophysical Research* 87, 3397–3430.
- Vierling, K.T., Vierling, L.A., Gould, W.A., Martinuzzi, S., and Clawges, R.M. (2008). Lidar: shedding new light on habitat characterization and modeling. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6, 90–98.
- Vohland, M., and Jarmer, T. (2008). Estimating structural and biochemical parameters for grassland from spectroradiometer data by radiative transfer modelling (PROSPECT+SAIL). *International Journal of Remote Sensing* 29, 191–209.
- Walsh, S.J., McCleary, A.L., Mena, C.F., Shao, Y., Tuttle, J.P., González, A., and Atkinson, R. (2008). QuickBird and Hyperion data analysis of an invasive plant species in the Galapagos Islands of Ecuador: Implications for control and land use management. *Remote Sensing of Environment* 112, 1927–1941.
- Wang, C., Menenti, M., Stoll, M.-P., Belluco, E., and Marani, M. (2007). Mapping mixed vegetation communities in salt marshes using airborne spectral data. *Remote Sensing of Environment* 107, 559–570.
- Wang, K., Franklin, S.E., Guo, X., and Cattet, M. (2010). *Remote Sensing of Ecology, Biodiversity and Conservation: A Review from the Perspective of Remote Sensing Specialists*. *Sensors* 10, 9647–9667.
- Wang, K., Franklin, S.E., Guo, X., He, Y., and McDermid, G.J. (2009). Problems in remote sensing of landscapes and habitats. *Progress in Physical Geography* 33, 747–768.
- Waser, L.T., Baltasvias, E., Ecker, K., Eisenbeiss, H., Feldmeyer-Christe, E., Ginzler, C., Kùchler, M., and Zhang, L. (2008). Assessing changes of forest area and shrub encroachment in a mire ecosystem using digital surface models and CIR aerial images. *Remote Sensing of Environment* 112, 1956–1968.
- Webb, N.R., and Haskins, L.E. (1980). An ecological survey of heathlands in the poole Basin, Dorset, England, in 1978. *Biological Conservation* 17, 281–296.

- Weiers, S., Bock, M., Wissen, M., and Rossner, G. (2004). Mapping and indicator approaches for the assessment of habitats at different scales using remote sensing and GIS methods. *Landscape and Urban Planning* 67, 43–65.
- Weinke, E., Lang, S., and Preiner, M. (2008). Strategies for semi-automated habitat delineation and spatial change assessment in an Alpine environment. In *Object-Based Image Analysis*, T. Blaschke, S. Lang, and G. Hay, eds. (Springer Berlin Heidelberg), pp. 711–732.
- Weishampel, J.F., Blair, J.B., Knox, R.G., Dubayah, R., and Clark, D.B. (2000). Volumetric lidar return patterns from an old-growth tropical rainforest canopy. *International Journal of Remote Sensing* 21, 409–415.
- Werger, M.J.A., Hirose, T., Daring, H.J., Heil, G.W., Hikosaka, K., Ito, T., Nachinshonhor, U.G., Nagamatsu, D., Shibasaki, K., Takatsuki, S., et al. (2002). Light partitioning among species and species replacement in early successional grasslands. *Journal of Vegetation Science* 13, 615.
- White, J.C., Gómez, C., Wulder, M.A., and Coops, N.C. (2010). Characterizing temperate forest structural and spectral diversity with Hyperion EO-1 data. *Remote Sensing of Environment* 114, 1576–1589.
- Wickware, G.M. (1978). Wetland mapping and environmental monitoring using Landsat data. *Proceedings of the 5th Canadian symposium on remote sensing*. (Victoria, British Columbia), pp. 150–157.
- Wolter, P.T., Mladenoff, D.J., Host, G.E., and Crow, T.R. (1995). Improved forest classification in the Northern Lake States using multi-temporal Landsat imagery. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 61, 1129–1144.
- Wolter, P.T., and Townsend, P.A. (2011). Multi-sensor data fusion for estimating forest species composition and abundance in northern Minnesota. *Remote Sensing of Environment* 115, 671–691.
- Wu, S.T. (1986). Preliminary report on measurements of forest canopies with C-band radar scatterometer at NASA/NSTL. *Geoscience and Remote Sensing, IEEE Transactions On* 894–899.
- Xian, G., Zhu, Z., Hoppus, M., and Fleming, M. (2002). Application of decision-tree techniques to forest group and basal area mapping using satellite imagery and forest inventory data. In *Pecora*, pp. 10–15.
- Yokoya, N., Miyamura, N., and Iwasaki, A. (2010). Detection and correction of spectral and spatial misregistrations for hyperspectral data using phase correlation method. *Applied Optics* 49, 4568.
- Yu, Q., Gong, P., Clinton, N., Biging, G., Kelly, M., and Schirokauer, D. (2006). Object-based Detailed Vegetation Classification with Airborne High Spatial Resolution Remote Sensing Imagery. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 72, 799–811.
- Zha, Y., Gao, J., Ni, S., Liu, Y., Jiang, J., and Wei, Y. (2003). A spectral reflectance-based approach to quantification of grassland cover from Landsat TM imagery. *Remote Sensing of Environment* 87, 371–375.
- Zhang, C., Guo, X., Wilmschurst, J., and Sissons, R. (2006). Application of RADARSAT imagery to grassland biophysical heterogeneity assessment. *Canadian Journal of Remote Sensing* 32, 281–287.
- Zlinszky, A., Mücke, W., Lehner, H., Briese, C., and Pfeifer, N. (2012). Categorizing Wetland Vegetation by Airborne Laser Scanning on Lake Balaton and Kis-Balaton, Hungary. *Remote Sensing* 4, 1617–1650.