



HAL
open science

Estimation de la biomasse forestière et caractérisation de la structure verticale des peuplements de conifères par radar VHF et radar sondeurs aéroportés

J.M. Martinez

► **To cite this version:**

J.M. Martinez. Estimation de la biomasse forestière et caractérisation de la structure verticale des peuplements de conifères par radar VHF et radar sondeurs aéroportés. Sciences de l'environnement. Doctorat Sciences forestières, ENGREF, 2000. Français. NNT : . tel-02583413

HAL Id: tel-02583413

<https://hal.inrae.fr/tel-02583413v1>

Submitted on 14 May 2020

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

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

00/1052



ECOLE NATIONALE DU GENIE RURAL, DES EAUX ET DES FORÊTS

N° attribué par la bibliothèque
/ / / / / / / / / / / / / / / /

T H E S E

pour obtenir le grade de

Docteur de l'ENGREF

Spécialité : Sciences Forestières

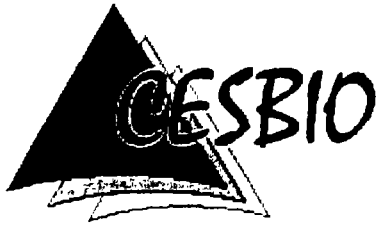
présentée par

Jean-Michel MARTINEZ

**ESTIMATION DE LA BIOMASSE FORESTIERE ET
CARACTERISATION DE LA STRUCTURE VERTICALE
DES PEUPLEMENTS DE CONIFERES PAR RADAR
VHF ET RADAR SONDEURS AEROPORTES.**

Soutenue le 10 Novembre 2000 devant le jury suivant :

M. Claude Millier	Président du jury
M. François Houllier	Rapporteur
M. Shaun Quegan	Rapporteur
Mme Thuy Le Toan	Directeur de thèse
M. André Beaudoin	Examineur
M. Martti Hallikainen	Examineur
M. Michel Vallance	Examineur



ECOLE NATIONALE DU GENIE RURAL, DES EAUX ET DES FORÊTS

N° attribué par la bibliothèque
/ / / / / / / / / / / / / / / /

T H E S E

pour obtenir le grade de

Docteur de l'ENGREF

Spécialité : Sciences Forestières

présentée par

Jean-Michel MARTINEZ

**ESTIMATION DE LA BIOMASSE FORESTIERE ET
CARACTERISATION DE LA STRUCTURE VERTICALE
DES PEUPELEMENTS DE CONIFERES PAR RADAR
VHF ET RADAR SONDEURS AEROPORTES.**

Soutenue le 10 Novembre 2000 devant le jury suivant :

M. Claude Millier	Président du jury
M. François Houllier	Rapporteur
M. Shaun Quegan	Rapporteur
Mme Thuy Le Toan	Directeur de thèse
M. André Beaudoin	Examineur
M. Martti Hallikainen	Examineur
M. Michel Vallance	Examineur

**« La science de la vie consiste à saisir toutes les chances
que le hasard nous présente »**

Joseph Conrad - Fortune

Remerciements

Au début de cette thèse, je n'imaginai pas la quantité de gens que je croiserais et la somme d'épisodes qui jalonnaient ces trois ans. Je n'imaginai pas ainsi transporter précieusement dans un sac de voyage entre San Francisco, Los Angeles et Las Vegas, des transparents de présentation pour un congrès, ou bien fréquenter assidûment ... les plages de Waikiki Beach pour un autre symposium (!), ni traverser l'Argentine des chutes d'Iguazu à Ushuaia (ah! Buenos Aires ... soupir...), mais sans transparents cette fois là. Je n'avais pas plus prévu d'avoir à changer de laboratoire en cours de thèse, de quitter Montpellier et la Maison de la Télédétection pour Toulouse et la CESBIO. De la Méditerranée à la Garonne, de l'huile d'olive à la graisse de canard... Ce changement, s'il aurait pu être déstabilisant, cette avéré comme une formidable chance à saisir : celle de côtoyer des scientifiques travaillant sur les mêmes sujets mais avec des approches différentes, voire complémentaires, ou avec des préoccupations à prime abord divergentes mais pas tant que ça en fin de compte !

Dans ces remerciements, il y a donc les gens de la « Maison » à Montpellier, ceux de Mende, mon site d'étude principal et, bien sur, ceux de Toulouse. Le lecteur voudra bien pardonner la longueur des remerciements qui suivent mais qu'il se rassure : leur lecture est optionnelle !

Commençons par la soutenance finale : merci au président du jury, Mr Claude Millier, aux rapporteurs, MM. Houllier et Quegan, et aux examinateurs d'avoir effectué, pour certains, de grande distance pour y assister, et surtout de leur intérêt vis à vis du manuscrit de thèse et de l'oral.

Tout a donc commencé à Montpellier et plus particulièrement au Laboratoire Commun de Télédétection Cemagref-ENGREF. Je tiens ici à remercier celui sans lequel rien n'aurait été possible, l'initiateur du sujet et mon encadrant en première année, André Beaudoin. Sa curiosité, sa rigueur et son dynamisme sont des qualités que j'ai pu apprécier. La confiance qu'il m'a accordé et le grand espace de liberté qu'il m'a laissé m'ont permis de plonger rapidement dans le travail et à prendre toutes mes responsabilités. C'est à lui que tient le caractère multi-disciplinaire de cette thèse. Merci encore André.

Si ce travail a été passionnant et a débouché sur de bons résultats, c'est en grande partie grâce à Thierry Castel, doctorant dont j'ai pris la suite et qui avait défriché de nombreuses pistes avec André. Les nombreuses questions dont je les assailli ne l'ont pas départie de sa bonne humeur et de l'attention bienveillante envers celui qui continuait son travail. Grâce à un de ces hasards de la vie, nous avons eu le plaisir de partager le même bureau au CESBIO à la fin de ma propre thèse et je le congratule d'avoir réussi à me supporter lors de la rédaction puis la préparation de la soutenance !

Si au LCT j'ai intégré l'équipe radar, ce n'était pas en concurrence avec nos amis de l'optique avec lesquels nous partageons le site d'étude. J'ai nommé Michel Deshayes et ses « forest boys »: Emmanuel Mushinzimana et Nicolas Stach. Avec grand bonheur nous avons pu mêler nos travaux sur la fin de thèse. Les conseils avisés de Michel pour préparer une présentation orale sont déjà devenus une légende et je ne peux que les louer à mon tour. Un grand salut amical à mes anciens collègues de bureaux à Montpellier, Nicolas et Emmanuel, qui ont réalisé un énorme travail sur le Causse de Mende et dont certains résultats ont été utilisés dans cette thèse.

J'ai quelques scrupules à passer rapidement sur le reste de la famille montpelliéraine mais il faut m'y résoudre sous peine d'en écrire un roman entier : merci à François pour nos fameuses discussions sur les statistiques, le bassin versant du Sousson, les « Austrian Pine » ... le championnat de France de football et les parties de beach volley ! Une attention particulière à la gente féminine de la maison : Isabelle, Julie, Alice, Delphine, Véronique. Remerciements à Sylvain Labbé et Laurent pour leur compétence informatique que je n'ai cessé de regretter depuis lors. Enfin, merci aux titulaires du laboratoire pour leur gentillesse et leur simplicité.

Pour leur soutien lors des différentes campagnes de terrains, je tiens également à remercier les équipes du CEMAGREF et de l'ENGREF du centre de Montpellier et Sciences du Sol de l'INRA. Un grand merci également au CIRAD et à l'équipe AMAP, Yves Caraglio en tête, pour leur collaboration et leurs travaux extrêmement précieux à cette thèse.

Passons à la Lozère, le terrain de jeux de cette thèse. Il est nécessaire ici de faire un arrêt pour saluer le grand rôle de Philippe Durand dans cette thèse. Sans l'intérêt d'un « forestier », cette thèse n'aurait sans doute pas eu la même coloration. Mes remerciements vont également aux agents, stagiaires et objecteurs de l'ONF de Mende qui ont participé aux mesures terrains quelles que soient les conditions météorologiques. Je n'oublierai pas les semaines entières passés dans les parcelles, les quelques péripéties (sangliers, routes enneigées ...) et surtout les retours sur Mende au soir venu après une journée entière passée dans les parcelles avec le sentiment du travail accompli.

Last but not least, la communauté du CESBIO. Tout d'abord Mme Le Toan qui m'a accueilli en début de seconde année, sa gentillesse et son constant enthousiasme pour nos travaux m'ont permis de m'intégrer rapidement dans ma nouvelle équipe. Je tiens spécialement à souligner son soucis récurrent de mettre en avant le travail de ses thésards et de leur mettre en quelque sorte le pied à l'étrier pour leur future carrière. Un grand merci donc, Thuy.

Dans l'équipe radar du CESBIO, je m'empresse de saluer Nicolas Floury dont j'ai pu apprécier l'efficacité et le sens du travail en commun. Une pensée aussi pour Pierre Melon avec qui j'ai effectué les travaux sur les données CARABAS et avec qui nous nous sommes creusés la tête bien des fois pour interpréter ces données. Enfin, merci à plusieurs personnes pour leur bonne humeur qui ont égayé ces deux années passées au CESBIO : Pierre Louis, Pierre, Christophe, Lionel, Jean-Pierre, Malcolm, Florence et Gaëtan.

Lors de cette thèse j'ai eu la chance de travailler avec plusieurs instituts étrangers. Notamment avec Urs Wegmüller et Tazio Strozzi de Gamma Remote Sensing : la rigueur, la simplicité et leur efficacité dans leur travail vont rester pour moi comme des modèles. Le rôle de l'équipe de Martti Hallikainen a été déterminant par la rapidité et l'excellence de leur travaux dans le traitement des données HUSTCAT. Une mention spéciale à Marko Mäkinen pour ses réponses à mes nombreuses questions concernant le traitement. Restons en Scandinavie, mais cette fois en Suède, pour mes derniers remerciements et saluer l'équipe CARABAS, Lars Ulander en tête.

Enfin, avant de laisser le lecteur entamer cette thèse, je voudrais associer mes parents qui ne se doutaient pas que ce bébé né une fin d'après midi du mois de Septembre 74, finirait par être docteur. Ce n'est pourtant qu'un début, le meilleur reste à venir !

Résumé

Les préoccupations liées à l'estimation et au suivi de la ressource forestière se sont considérablement accrues ces dernières années, notamment afin de surveiller et de prévoir l'impact d'une pression anthropique croissante sur les écosystèmes forestiers. Ces efforts nécessitent une meilleure caractérisation des couverts forestiers. La télédétection micro-ondes active (télédétection « radar ») apparaît comme un outil adapté à ces préoccupations, par la sensibilité des ondes radar aux caractéristiques biophysiques des couverts. Pourtant, l'inversion de variables d'intérêts descriptives des couverts, à partir des capteurs radar spatiaux actuels, reste limitée. Cette thèse se propose de poursuivre les travaux menés dans le domaine de la télédétection radar appliquée à l'étude des forêts, en étudiant le potentiel de nouveaux capteurs radar aéroportés présentant des configurations originales. Une approche complète est mise en œuvre, allant de l'analyse expérimentale, supportée par l'interprétation de modèles de diffusion électromagnétique des couverts forestiers, jusqu'au développement d'algorithmes d'inversions semi-empiriques.

Les sites test sont deux plantations monospécifiques, de pin maritime et de pin noir d'Autriche, pour lesquelles de nombreuses données terrain sont disponibles, et intégrées dans un SIG pour la seconde forêt. Le premier capteur étudié est un diffusiomètre hélicopté non-imageur, HUTSCAT, qui sonde le couvert à deux longueurs d'onde (bande X : 2,1 cm et bande C : 5,6 cm) et génère des profils verticaux de rétrodiffusion à une résolution verticale de 68 cm. Le second capteur, CARABAS, est un système imageur aéroporté SAR, travaillant aux fréquences VHF (20-90 MHz, longueurs d'onde de 3 à 15 mètres). Pour l'interprétation des données, deux types de modèles de diffusion électromagnétique sont utilisés : un modèle de transfert radiatif (RT) reposant sur une formulation énergétique où seule l'intensité du signal est simulée, et un modèle cohérent, simulant la propagation du champ électrique (amplitude et phase de l'onde). Ces modèles nécessitent une description géométrique précise du couvert, difficile à obtenir par des mesures terrain, d'autant plus nécessaire lorsque l'on désire modéliser des données haute résolution. Cette description fine est fournie par le modèle architectural AMAP (Atelier de Modélisation Architectural de Plantes du CIRAD).

Les résultats expérimentaux obtenus avec HUTSCAT montrent que l'on peut estimer la hauteur des arbres avec une précision absolue de l'ordre du mètre. De ces estimations, d'autres variables d'intérêt peuvent être également obtenues : volume de bois sur pied, indice de fertilité local. Le coefficient de rétrodiffusion mesuré par CARABAS montre une forte sensibilité aux variables du couvert sans saturation sur des gammes de volume de bois sur pied allant jusqu'à 900 m³/ha. Le signal est fortement corrélé aux caractéristiques géométriques des fûts (diamètre, hauteur et volume) et les relations en fonction du volume de bois sur pied sont très proches entre les deux sites. Une forte dépendance du signal à la topographie est observée. Pour une inversion du signal en terrain accidenté, une correction semi-empirique de cet effet serait nécessaire.

L'interprétation des profils verticaux fournis par HUTSCAT nécessite l'utilisation d'un modèle capable de prendre en compte la variabilité verticale du couvert. Le modèle RT, couplé à AMAP, s'avère approprié car il décrit les houppiers par une superposition de couches horizontales infinies. Les résultats de simulations montrent cependant la faiblesse de l'hypothèse des couches infinies, pour de faibles incidences, et une correction prenant en compte la forme des houppiers est introduite, pour reproduire correctement les profils expérimentaux. Le modèle montre que les aiguilles sont les principaux diffuseurs. Ces simulations prouvent qu'aux longueurs d'onde centimétriques toutes les parties du houppier contribuent à la réponse finale mesurée par le capteur. A partir de ces conclusions, un algorithme d'inversion visant à estimer la répartition de la biomasse foliaire à l'intérieur des houppiers est proposé et validé grâce à des mesures terrain.

L'étude des données CARABAS nécessite d'utiliser le modèle cohérent afin de prendre en compte les interactions cohérentes entre les différents mécanismes de diffusion (réflexions bistatiques sol-végétation). Pour les deux espèces de conifères étudiées, le tronc est le principal diffuseur et les branches ne contribuent que faiblement. La sensibilité observée du signal à la topographie est expliquée par la chute de la réflexion diédrale tronc-sol à mesure que la pente locale augmente. Il est conclu que pour des espèces présentant un tronc prédominant en terme de volume par rapport aux autres éléments du couvert, le signal sera fortement corrélé au volume de bois sur pied et peu variable d'une espèce à l'autre. Ces observations démontrent la possibilité de s'affranchir d'une grande partie de la variabilité du milieu et des effets de structure des arbres en utilisant des longueurs d'onde métriques.

L'ensemble des résultats prouve l'intérêt et la complémentarité des capteurs haute résolution et travaillant aux deux extrémités du spectre (X et VHF) utilisé en télédétection radar pour l'étude des forêts. Si de telles configurations techniques sont actuellement inenvisageables à bord de satellites, ces données aéroportées peuvent néanmoins s'avérer d'un grand intérêt pour le suivi et une gestion fine de la ressource forestière.

Mots clés : Télédétection radar, forêt, modélisation électromagnétique, modèle architectural de croissance, simulation, inversion, diffusiomètres, VHF, hauteur des arbres, variables descriptives du couvert, haute résolution, SIG, biomasse foliaire, volume de bois sur pied.

Abstract

Interest about monitoring and predicting the evolution of forest resource has considerably increased these last years, notably to supervise and predict the impact of the growing anthropogenic pressures on forest ecosystems. These efforts require a better characterisation of the forest covers. Microwave remote sensing ("radar" remote sensing) appears as a powerful tool for these problems, considering the sensitivity of microwaves to the biophysical properties of the forests. However, retrieving variables of interest linked to forest covers, using current radar spatial sensors, is not sufficiently reliable. This thesis aims at carry on with previous works on radar remote sensing of forests, focusing on the potential of original airborne sensors. This is, using an approach starting from the experimental analysis of the data, supported by theoretical modelling of microwave interaction with forest media, towards the development of semi-empirical retrieval algorithms.

The two test-sites are composed of monospecific plantations of Maritime pine and Austrian pine. A great amount of forests measurements are available, and integrated, for one site, in a GIS. The first sensor under study is a helicopter borne, non-imaging, ranging scatterometer, HUTSCAT, which gives backscattering profiles inside tree canopy with a vertical resolution of 68 cm at two wavelengths (X-band : 3 cm and C-band : 5,6 cm). The second sensor is an imaging airborne SAR operating at VHF frequencies (20-90 MHz, wavelengths of 3 to 15 m). For the interpretation of the data, two models were used : a radiative transfer model (RT) simulating only the propagation of the energy, and a coherent model, describing the propagation of the electric field (both amplitude and phase of the microwave). These models require a precise description of the geometry of the trees, difficult to obtain through ground measurements, even more necessary when the task is to model high resolution remote sensing data. This precise description is given by the architectural plant model AMAP (Atelier de Modélisation Architectural de Plantes du CIRAD).

Results of the experimental analysis of HUTSCAT show that the height of the trees can be estimated with an absolute accuracy of about 1 m. From these estimations, others variables of interest can also be retrieved : stem volume, site index. CARABAS radar backscattering coefficient is found to be closely related to forest variables in a large range of stem volume values : up to 900 m³/ha. The signal is strongly correlated to the trunks geometric characteristics (diameter, height, volume) and the relations of the backscatter versus stem volume appear to be very close between both sites. A strong dependence to the topography (slope) is also observed. For the derivation of biomass retrieval algorithms, it would be necessary to develop a semi-empirical correction.

Interpretation of HUTSCAT vertical backscatter profiles requires a model that can accommodate the vertical variability of the canopy. The RT model, coupled with AMAP, is appropriate because it describes the vegetation as a superposition of horizontal and infinite layers. Results of simulation demonstrate that the infinite layers assumption is not valid at shallow incidence angles and a correction is proposed taking into account the shape of the tree crowns. From there, comparisons of simulated and experimental profiles show a good agreement. The model show that the needles are by far the main scatterers. These simulations prove, at centimetric wavelengths and for low incidence angles, that all the part of the canopy contribute to the signal measured by the sensor. Based on these conclusions, a retrieval algorithm of the foliage distribution within tree canopy is developed and validated using ground measurements.

Theoretical study of CARABAS data is conducted using the coherent model in order to take into account coherent interactions between scattering mechanisms such as double bounce scatterings between the ground and the vegetation. For both species, result show that the trunk is the main scatterer and the branches contribute lowly to the total signal. The decrease of the backscatter as a function of the topography is explained by the loss of the preponderant scattering mechanism (bistatic trunk-ground reflection) as the slope increases. We conclude that for species presenting a trunk larger compared to all other vegetation elements (in terms of volume), as for the coniferous, the measured backscatter will be strongly correlated to the stem volume and little variation will be observed between species. These observations demonstrate that using metric wavelengths allow to diminish the impact of the tree species and the forest complexity.

All the presented results show the interest and the complementarity of airborne sensors working at high resolution and at both edges of the radar spectra (X-band and VHF). Even if these sensors configurations cannot be applied to satellites in a near future due to technical difficulties, these data will be of great interest for forest managers to monitor and predict the evolutions of forest resource at local to regional scales.

Key words : Radar remote sensing, forest, electromagnetic model, architectural tree growth model, simulation, inversion, ranging scatterometer, VHF, tree height, high resolution, GIS, foliar biomass, stem volume.

Liste des abréviations et acronymes

AMAP	Atelier de Modélisation de l'Architecture des Plantes
Bande C	Fréquence 5,3 GHz, longueur d'onde 5,6 cm
Bande L	Fréquence 1,2 GHz, longueur d'onde 25 cm
Bande P	Fréquence 450 MHz, Longueur d'onde de 70 cm
Bande X	Fréquence 9.8 GHz, longueur d'onde 3 cm
CARABAS	Coherent All Radio Band Sensing
Cemagref	Institut de recherche pour l'ingénierie de l'agriculture et de l'environnement
CESBIO	Centre d'Etudes Spatiales de la BIOSphère
CIRAD	Centre de Coopération Internationale en Recherche Agronomique et Développement
CNES	Centre National d' Etudes Spatiales
dB	Décibels
DBH	Diamètre à hauteur de poitrine
E.M.	Electromagnétique
ENGREF	Ecole Nationale du Génie Rural des Eaux et des Forêts
ERS-1/2	Earth Resource Satellite
ESA	European Space Agency
EUFORA	European Forest Observations by Radars
FAO	Food and Agricultural Organisation of the United Nations
FOA	Defence Research Establishment
GHz	Giga Hertz
ha	hectare
HH	Emission polarisée Horizontalement-Réception polarisée Horizontalement
HV	Emission polarisée Horizontalement-Réception polarisée Verticalement
HUT	Helsinki University of Technology
HUTSCAT	Helsinki University of Technology SCATterometer
IFN	Inventaire Forestier National
IGN	Institut Géographique National
INRA	Institut National de la Recherche Agronomique
JERS-1	Japanese Earth Remote-Sensing Satellite
LANDSAT TM	Land Satellite, capteur Thematic Mapper
LCT	Laboratoire Commun de Télédétection
MIT	Massachusetts Institute of Technology
MNT	Modèle Numérique de Terrain
MHz	Mega Hertz
ONERA	Office National D'Etudes et de Recherches Aérospatiales
ONF	Office National des Forêts
RADAR	RADio Detection And Ranging
RADARSAT	Radar Satellite, Satellite radar canadien
RT	Radiative Transfer (modèle de transfert radiatif)
SAR	Synthetic Aperture Radar (Radar à Synthèse d'Ouverture)
SIG	Système d'Information Géographique
SIR-C	Spaceborne Imaging Radar-C
SPOT	Système Probatoire d'Observation de la Terre
VHF	Very High Frequency
VV	Emission polarisée Verticalement- Réception polarisée Verticalement
X-SAR	Antenne radar bande X

Introduction

1. La ressource forestière

- 1.1 Situation de la forêt dans le monde
- 1.2 Fonctions productives des forêts
- 1.3 Fonctions écologiques des forêts
- 1.4 L'évolution des besoins en matière d'information sur les forêts

2. La télédétection radar appliquée aux milieux forestiers

- 2.1 Bref historique de la télédétection radar
- 2.2 Etat de l'art

3. Objectifs de l'étude

4. Approche méthodologique

- 4.1 Expérimentation
- 4.2 Analyse des données
- 4.3 Modélisation
- 4.4 Inversion

5. Description de l'étude

- 5.2 Contexte
- 5.2 Publications
- 5.3 Structure de la thèse

Chapitre 1 : Résumé des travaux

1. Recueil et analyse des données

- 1.1 Les sites d'études
- 1.2 Les campagnes de terrains : HUTSCAT'97 et RAMCAR'98
- 1.3 Bases de données forestières
- 1.4 Analyse des données

2. Modélisation électromagnétique

- 2.1 Présentation des modèles utilisés
- 2.2 Amélioration du modèle de transfert radiatif et interprétation des données HUTSCAT
- 2.3 La modélisation cohérente pour l'analyse des données basses fréquences

3. Application

- 3.1 Le diffusiomètre HUTSCAT pour une meilleure estimation de la hauteur des arbres
- 3.2 Estimation de la biomasse foliaire à l'intérieur de la canopée

Chapitre II : Expérimentation et modélisation

Article A

« **Measurements and modeling of vertical backscatter distribution in forest canopy** »

J.M. Martinez, N. Floury, T. Le Toan, A. Beaudoin M. Hallikainen, and M. Makynen, *IEEE Transactions on Geoscience Remote Sensing*, Mars 2000, p 710-719.

Article B

« **On the retrieving of forest stem volume from VHF SAR data : observation and modelling** »

P. Melon, J.M. Martinez, T. Le Toan, N. Floury, L.M.H. Ulander and A. Beaudoin, soumis à *IEEE Transactions on Geoscience Remote Sensing*

Chapitre III : Inversion

Article C

« **Estimation de la hauteur des peuplements forestiers par diffusiomètre radar** »

J.M. Martinez, A. Beaudoin, P. Durand, T. Le Toan, N. Stach, *Revue Canadienne de Recherche Forestière*, Décembre 2000, p 1983-1991.

Article D

« **Retrieving vertical foliage distribution using high resolution airborne scatterometer data** »

J.M. Martinez, T. Le Toan, E. Mushinzimana, M. Deshayes, soumis à *Tree Physiology*.

Chapitre IV : Conclusions et perspectives

- 1. Bilan de l'étude**
- 2. Perspectives**

Annexe 1 : Etude du potentiel de l'interférométrie radar pour la foresterie.

« **ERS INSAR data for remote sensing over hilly forested areas** »

T. Castel, J.M. Martinez, A. Beaudoin, U. Wegmuller, T. Strozzi, *Remote Sensing Environment*, Juillet 2000, p 73-86.

Annexe 2 : Cartographies des massifs forestiers par interférométrie radar : une étude sur plusieurs sites européens.

« **Landuse Mapping with ERS SAR Interferometry** »

T. Strozzi, P. Dammert, U. Wegmüller, J.M. Martinez, J. Askne, A. Beaudoin, and M.Hallikainen, *IEEE Transactions on Geoscience Remote Sensing*, Mars 2000, p 766-775.

Annexe 3 : Synthèse de l'évaluation par télédétection des dégâts forestiers causés par les tempêtes de décembre 1999

Annexe 4 : Liste des communications réalisées dans le cadre de la thèse

Références bibliographiques

1. La ressource forestière

1.1 Situation de la forêt dans le monde

« Nous savons bien des choses sur la lune mais nous ignorons l'étendue de la superficie terrestre qui est couverte de forêts et de terres boisées » écrivait Persson en 1974. Certes, la situation a quelque peu changé depuis cette citation, mais elle souligne bien la dichotomie entre le rôle omniprésent de la forêt dans l'histoire des civilisations et le manque de connaissances des écosystèmes forestiers. La forêt a toujours été en effet un enjeu économique, un lieu de pouvoir disputé mais aussi un lieu chargé de symboles culturels. En France, la première ordonnance étendant l'autorité royale à toutes les surfaces boisées date de 1669, indiquant le souci déjà ancien de contrôler les ressources de bois. Par la suite, l'intérêt n'a pas cessé de s'affirmer et l'on peut relever la phrase du ministre Martignac en 1827 lors de la promulgation du premier Code Forestier : « La conservation des forêts est l'un des premiers intérêts des sociétés, et par conséquent l'un des premiers devoirs des gouvernements ». Pourtant, il a fallu attendre la fin du 20^{ème} siècle pour que la perception et les préoccupations vis à vis de la forêt se modifient sensiblement. Car, si la crainte de voir s'épuiser la ressource de bois est millénaire, c'est seulement avec l'amélioration des savoirs et la fantastique accélération des techniques au cours de ce dernier siècle, que l'homme a pu réellement modifier les équilibres de régions entières. Notamment, en exploitant des zones jusque-là inaccessibles, et ce à la surface de tout le globe. Un tel pouvoir a conduit à des excès qui ont provoqué la prise de conscience par la communauté scientifique, puis par le grand public, de ce que les écosystèmes naturels sont fragiles et que les ressources naturelles, forestières en particulier, ne sont pas infinies. Pourtant, si l'attention est plus marquée il reste bien souvent à passer des paroles aux actes.

Jamais les pressions exercées sur les milieux forestiers n'ont été aussi fortes, notamment sous l'influence d'un monde en croissance démographique continue. Dans les pays pauvres, cette accélération se traduit par une forte demande en bois mais aussi par un besoin grandissant de terrains agricoles aux dépens des forêts. Dans les pays riches, où la demande en bois est aussi élevée, d'autres préoccupations viennent se greffer : la conservation de la diversité biologique, la préservation des paysages, et les nouvelles

demandes en matière de récréation et d'agrément. Dans un souci de clarté, il est pratique de regrouper en trois grands groupes les différents rôles de la forêt : la production de bois, son implication dans la biosphère, les aspects sociaux et culturels. Nous allons nous attacher à voir plus précisément les deux premières fonctions qui rentrent dans le cadre du travail de thèse.

1.2 Fonctions productives des forêts

Malgré l'évolution des préoccupations, la production de bois reste bien la fonction majeure et principale de la forêt. L'étude menée par la FAO à l'occasion du Forest Resource Assessment en 1990 (FAO 1995) le montre clairement. Différents usages y étaient dénombrés parmi lesquels la production de bois, le rôle de protection, la chasse, la réserve d'eau, la récréation. L'importance accordée à chaque usage y était classée en 3 catégories fort/moyen/faible. Il apparaissait, en Europe, que la production de bois était bien la fonction première, suivie de la chasse et de la récréation (figure 1). Cet ordre variera selon les continents, mais il est certain que la fonction de production de bois restera toujours prédominante.

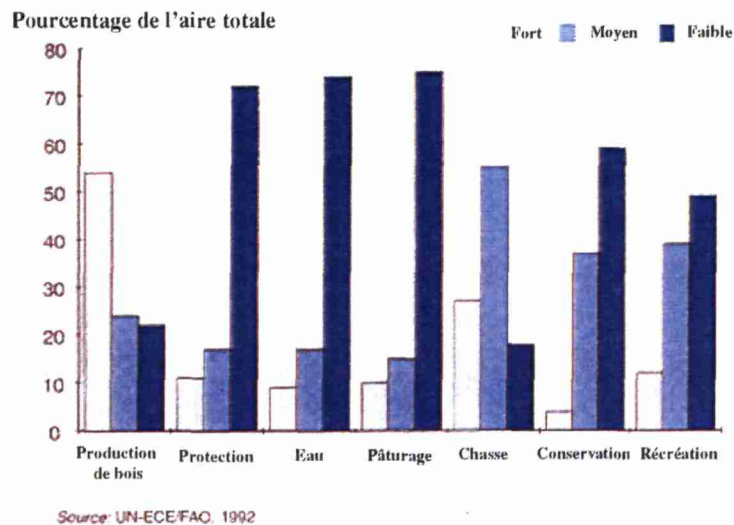


Figure 1 : Les différentes fonctions de la forêt (forêts publiques et privées incluses) en Europe. L'importance relative des niveaux d'attention (fort - moyen - faible) accordée à une fonction est évalué en terme de pourcentage de l'aire totale. (Source FAO 1995).

En effet, la demande de bois n'a cessé de croître au cours des dernières décennies en raison de l'expansion démographique et de l'accélération du développement économique. Entre 1961 et 1991 la consommation mondiale de bois a ainsi augmenté de 80% (FAO 1995). L'utilisation à des fins de combustible est la forme dominante d'usage dans les pays en voie de développement (80%), mais n'est que mineure dans les pays industrialisés (16%) où les utilisations courantes des produits ligneux sont la production de bois rond industriel, de bois de sciages et de pâte à papier.

Cette augmentation de la demande en bois se traduit par l'exploitation sans cesse de nouvelles terres. Ainsi, on estime que la moitié des forêts naturelles du monde (non modifiées par l'exploitation ou la sylviculture), principalement situées hors d'Europe, sont aujourd'hui « exploitables », c'est-à-dire qu'elles ne sont soumises à aucune restriction juridique et présentent un couvert forestier exploitable de manière rentable. La surface des forêts naturelles dans les pays en développement a réduit chaque année de 13,7 millions d'hectares au début des années 90 (FAO 1995), et au total la planète a perdu entre 1990 et 1995 une surface de 56,3 millions d'hectares de forêts, soit la superficie totale de la France. De plus, outre la perturbation directe des couverts forestiers, les opérations de récolte ont des impacts secondaires majeurs sur d'autres aspects de l'écosystème forestier (déstabilisation des sols, régulation des bassins versants, diminution de la diversité biologique).

Si l'on ne veut pas courir le risque de voir se tarir la ressource en bois et de se dégrader gravement l'environnement, il faut donc que les gouvernements prennent des décisions raisonnées et encouragent une gestion durable des forêts, à savoir une gestion qui tienne compte à la fois des intérêts économiques mais aussi écologiques et sociaux. L'aménagement forestier et la sylviculture ne doivent pas seulement avoir pour fonction de renforcer la croissance des arbres et des forêts, mais aussi de faire en sorte que la qualité des arbres produits soit améliorée et que l'environnement soit protégé. Le débat est donc centré sur les efforts à produire pour maintenir un équilibre entre production et protection.

Pour surveiller les milieux forestiers et éventuellement intervenir face aux problèmes qui se dressent, il y a un besoin grandissant de supports d'informations. Parmi les produits d'informations on pourra distinguer ceux touchant à la cartographie et ceux liés au suivi des ressources. Les données cartographiques donneront des informations sur l'étendue des surfaces forestières, les usages du sol, l'inventaire des différents types forestiers et l'inventaire de la ressource en bois à travers l'estimation de paramètres liés à la biomasse comme le volume de bois sur pied (m^3/ha ou tonnes/ha), la surface terrière

(m²/ha), la hauteur des arbres ou l'indice de fertilité local. Le suivi de la ressource permettra de connaître l'évolution des déboisements ou des régénérations, l'état sanitaire des peuplements et l'impact de catastrophes naturelles (incendies, tempêtes).

Ces informations doivent être obtenues à plusieurs échelles spatiales. Une information fine peut être nécessaire à des gestionnaires nationaux ou régionaux. A l'inverse des informations globales peuvent être utiles aux gestionnaires locaux. Il faut donc développer des solutions multiples, pouvant intéresser le gestionnaire local mais aussi les responsables des inventaires nationaux. Se pose donc le problème de disposer d'informations spatialisées, dont les protocoles de mesures sont non-dépendants du site ou du pays afin qu'elles puissent être utilisées par toutes les personnes impliquées dans la gestion et le suivi des ressources forestières.

1.3 Fonctions écologiques des forêts

Les forêts sont impliquées dans nombre de processus écologiques aussi bien en relation avec l'atmosphère qu'avec le milieu terrestre (cycle du carbone, cycle de l'eau, biodiversité végétale et animale) dans lesquels elles jouent souvent un rôle de protection.

On peut affirmer que les forêts naturelles sont certainement les plus grandes dépositaires de la diversité biologique terrestre. Raven (1988) a ainsi estimé que deux tiers à trois quarts de la biodiversité totale se trouvent dans les forêts, tropicales surtout. Ainsi, le taux de déforestation élevé de ces forêts peut conduire à une réduction du nombre des végétaux comme des animaux.

L'implication des forêts dans la régulation de la biosphère continentale peut être appréciée à plusieurs niveaux. Les forêts jouent par exemple un rôle important dans la régulation du cycle hydrologique. Quand une pluie tombe sur une forêt, une partie de l'eau est interceptée par certaines parties de la plante et par la suite s'évapore. La pluie qui atteint le sol s'infiltré en profondeur ou coule à sa surface avant de finir dans le réseau hydrographique. Le passage de l'eau à travers l'écosystème forestier est influencé par un certain nombre de facteurs tels que la couverture végétale, les propriétés du sol, la topographie. Des variations dans le couvert suite à des coupes, des reboisements ou d'autres causes peuvent affecter le cycle de l'eau, notamment dans le rapport précipitations/ruissellement dans les bassins versants.

La végétation forestière affecte également le climat. Elle peut effectivement absorber une plus grande partie du rayonnement solaire incident par rapport à la terre dénudée diminuant ainsi l'albédo de la surface. Cette variation peut affecter le bilan thermique

régional et donc le climat. On peut citer également l'impact du couvert forestier sur la circulation des courants d'air (on parle de rugosité de surface).

Les concentrations croissantes de dioxyde de carbone (CO₂) dans l'atmosphère sont reconnues comme l'une des principales causes de changement climatique (Schimel *et al.* 1995). Or, les forêts contribuent activement au cycle du carbone (C) et interviennent donc dans les changements du climat mondial. Les forêts font office de réservoir, de puits mais aussi de sources de gaz à effet de serre. En tant que réservoir, elles stockent le carbone dans la biomasse et dans les sols; en tant que puits, elles absorbent le CO₂ contenu dans l'atmosphère en fonction de leur surface et de leur productivité. A l'inverse, elles sont émettrices de carbone lors de la combustion et de la décomposition de la biomasse ainsi que des altérations infligées aux sols entraînant des émissions de CO₂ et d'autres gaz à effet de serre. A l'heure actuelle, les émissions de CO₂ attribuables aux changements dans l'utilisation des sols, notamment au déboisement dans les régions tropicales, représenteraient près de 20 % des émissions de CO₂ dues aux interventions humaines à l'échelle mondiale (Schimel *et al.*, 1995).

L'estimation des stocks de carbone varie énormément selon les études et les modèles utilisés. Il convient donc de prendre avec précaution les chiffres avancés par les différents travaux existants. A titre d'ordre de grandeur, on peut citer les travaux de Brown qui indiquent que l'ensemble des écosystèmes forestiers du monde contiennent 830 giga tonnes de carbone, 40% dans la végétation et 60 % dans les sols. Cette même étude montre que les bilans de carbone des forêts des pays tempérés et boréaux sont à l'heure actuelle un puits net de carbone atmosphérique, d'environ 0,7 Pg/an, mais que les zones tropicales sont une source nette d'environ 1,6 Pg/an. Au total, les forêts du monde seraient donc une source de CO₂ de $0,9 \pm 0,5$ Pg/an (Brown, 1997). Ces chiffres sont à comparer à celui de la quantité de carbone provenant de l'utilisation de combustibles fossiles, qui est de l'ordre de 5,5 giga tonnes. Il apparaît donc aujourd'hui que les forêts ne contribuent que faiblement à l'accumulation du CO₂ dans l'atmosphère. Ceci pourrait pourtant changer dans le futur, en particulier si l'âge moyen des forêts tempérées et boréales augmentait globalement (suite en particulier au classement en aires protégées d'une proportion significative de celles-ci).

Le rôle joué par les forêts dans l'atténuation des changements climatiques de la planète a été reconnu prioritairement dans le protocole de Kyoto. Ce dernier prévoit des clauses contraignantes en matière de réduction des émissions de gaz à effet de serre par les pays industrialisés. Des dispositions encouragent notamment ces pays à investir sur leurs

propres territoires mais aussi à l'extérieur, dans des activités forestières qui augmentent le captage du carbone et/ou réduisent les émissions.

Une bonne gestion des ressources forestières peut contribuer à réduire les émissions nettes, que ce soit par une diminution de la part des forêts au niveau mondial, ou par une promotion de leur rôle en tant que puits de carbone. Or, l'adaptation de la gestion forestière à une augmentation de la fixation du carbone et à une diminution des émissions passe par une meilleure connaissance de l'état et de l'évolution dans le temps de la biomasse des écosystèmes forestiers. Nombre de ces besoins se recoupent avec ceux exprimés par la fonction productive. Seules les échelles diffèrent, car de nombreux modèles de fonctionnement visant à estimer les ressources en terme de carbone fixé et leur évolution travaillent à une échelle globale avec des résolutions spatiales kilométriques. Ces approches pèchent par la validation et l'incertitude qu'il convient généralement d'associer aux résultats produits. Il reste donc beaucoup de travail à effectuer pour préciser à la fois le rôle des forêts dans les changements climatiques et l'impact de ces éventuels changements sur l'évolution des milieux forestiers.

1.4 L'évolution des besoins en matière d'information sur les forêts

Historiquement, les inventaires forestiers ont été entrepris pour évaluer les ressources en bois exploitables. Au milieu du 19^{ème} siècle, les premiers inventaires consistaient souvent à pointer systématiquement les arbres désignés à être exploités, avant que les techniques d'échantillonnages soient introduites (Peng 2000, Perrson et Janz 1997). Par la suite, l'estimation des changements et des accroissements a été renforcée nécessitant la répétition des inventaires, conduisant au suivi d'année en année de placettes de mesures fixes. L'apparition dans les années 50 de la photographie aérienne a constitué une révolution en ce qu'elle permettait de couvrir des grandes étendues avec une bonne précision. Cette technique est sans doute la plus fiable actuellement pour la cartographie et l'estimation des surfaces boisées. Pourtant, le travail de terrain n'a pas toujours diminué dans la mesure attendue. L'estimation de paramètres dendrométriques par exemple (volume sur pied, hauteur) restant difficilement accessible autrement que par les mesures terrains.

Néanmoins, si à l'origine l'estimation de la ressource forestière était réalisée à des fins de production, nous venons de voir que la forêt n'est pas qu'une réserve de bois. Le rôle écologique de la forêt en tant que réserve de la biodiversité ainsi que son importance dans les changements climatiques sont en passe de devenir des priorités tout aussi déterminantes que les fonctions de production. Les demandes liées à l'estimation des

ressources forestières touchent désormais aussi bien la production que les préoccupations environnementales. Les tableaux 1 et 2 résument différents types d'informations recensés par le groupe de travail Pléiades du CNES (Jolly et Le Toan, 2000), réunion d'experts forestier et de télédétection visant à définir les demandes et les moyens d'y répondre en matière de forêt. Les experts ont segmenté les principaux produits d'information en trois classes : cartographie des ressources, suivi des ressources, la troisième catégorie recensant les informations en matière de risques de déboisements et d'incendies de forêts.

Si les besoins sont bien cernés, il reste à déterminer quels types d'approches il faut appliquer pour répondre aux demandes exprimées. A la vue des tableaux 1 et 2, il apparaît que l'on peut classer à notre tour en deux catégories les techniques à développer : celles permettant de cartographier les massifs forestiers et celles touchant à l'inversion de variables forestières d'intérêts. La première classe recouvre la cartographie des surfaces forestières, l'inventaire des types forestiers, l'état sanitaire des forêts, l'impact de catastrophes naturelles (incendies, tempêtes, attaques parasitaires). L'inversion de variables regroupe l'évaluation des ressources en bois, les accroissements en biomasse, le suivi des régénérations, le volume de coupes. Pour l'inversion, la variable

Description	Fonction concernée	Précision géométrique	Fréquence de mise à jour
<ul style="list-style-type: none"> • Zone boisées/non boisées • Usage du sol (forêt, agriculture, urbain) • Suivi des déboisements et reboisements 	(Production) Ecologie	Faible à moyenne (1 :200000)	1 à 5 ans
<ul style="list-style-type: none"> • Inventaires et suivi des types forestiers 	Production Ecologie (Protection)	Elevée (1 :10000) A Moyenne (1 :200000)	1 à 5 ans
<ul style="list-style-type: none"> • Suivi des types forestiers vulnérables ou à fonction de protection (érosion, ressource en eau), habitats 	Ecologie (Protection)	Elevée (1 :10000 à 1 :25000)	5 ans
<ul style="list-style-type: none"> • Inventaire de la ressource en bois 	Production (Ecologie)	Elevée (1 :25000) à moyenne selon les régions du globe	5 ans

*Tableau 1 : Evaluations des besoins en matière de cartographie des ressources forestières.
(Source groupe Pléiades (Jolly et Le Toan 2000))*

Description	Fonction concernée	Précision géométrique	Fréquence de mise à jour
• Suivi de la ressource en bois	Production Ecologie	Moyenne (1 :50000 à 1 :200000)	1 an
• Evaluation et suivi des stocks de carbone	Ecologie	Moyenne à faible (1 :50000 à 1 :200000)	5 ans
• Suivi des régénérations	Ecologie (Protection)	Moyenne	1 à 5 ans selon les milieux
• Etat sanitaire	Ecologie Protection Production	Elevée (1 :10000 à 1 :25000)	1 an
• Impact de facteurs biotiques ou abiotiques (incendies, tempêtes, attaques d'insectes,...) → cartographie des dégâts	Ecologie Production (Protection)	Elevée (1 :25000) à moyenne (1 :100000)	Occasionnel mais Délais très courts (→ archives indispensables)

Tableau 2 : Evaluations des besoins en matière de suivi des ressources forestières. (Source groupe Pléiades (Jolly et Le Toan 2000))

à atteindre sera différent selon le type d'application. Si l'on parle de biomasse en terme de production, on cherchera à obtenir le volume de bois sur pied (matière vivante du tronc exprimé en m³/ha ou en tonnes/ha) ou d'autres paramètres corrélés comme la hauteur des arbres. Pour un écologue la même estimation sera faite en terme de stock de carbone (matière sèche) ou de surface foliaire (indice foliaire m²/m²).

Les tableaux 1 et 2 définissent pour chaque information la précision géométrique avec laquelle doivent être traités les problèmes. On y remarque que les besoins sont très disparates et qu'il n'existe pas une seule résolution spatiale capable de répondre à tous les besoins. De même, le besoin de réactualisation de l'information varie de quelques jours (quelques heures ?) dans la cas de cartographies de dégâts à plusieurs années pour la cartographie des types forestiers.

Ce foisonnement de demandes nécessite de nouvelles techniques, parmi lesquelles la télédétection apparaît comme la plus prometteuse. La télédétection offre en effet la possibilité d'étendre à différentes échelles spatiales l'estimation de paramètres d'intérêts (surfaces forestières, niveau de biomasse). Mis en parallèle avec le développement des Systèmes d'Informations Géographiques (SIG), cette technique ouvre de nouvelles voies d'analyse des données en permettant de croiser des informations provenant de plusieurs sources. Toutefois, si séduisantes que puissent être ces méthodes, elles n'ont pour

l'instant pas supplanté les techniques traditionnelles. Le problème est que les techniques sont jugées par les gestionnaires forestiers comme souvent incompatibles avec leurs besoins. En effet, à l'heure actuelle les méthodes utilisant de manière opérationnelle la télédétection afin d'estimer différents paramètres forestiers (surface, niveau de biomasse) sont effectuées à des échelles globales (avec des résolutions kilométriques) et à l'aide de méthodes supervisées. Ces informations sont utiles pour les écologues travaillant à l'échelle de la biosphère terrestre pour prédire les tendances en matière d'évolution du taux de carbone ou des climats. Elles sont utiles également pour les organisations internationales ayant pour missions de suivre et de prévoir les évolutions des écosystèmes naturels. Mais, il y a encore un fossé entre ces méthodes et les besoins d'une information spatialisée et quantitativement précise. Le défi est aujourd'hui de développer des méthodes fiables à l'échelle régionale et locale, faiblement ou non supervisées, qui pourraient être ensuite utilisées pour des estimations globales. De tels procédés seraient alors utiles à toutes les personnes concernées par la gestion et la préservation des écosystèmes forestiers.

2. La télédétection radar appliquée aux milieux forestiers

2.1 Bref historique de la télédétection radar

La récente histoire de la télédétection dans le domaine des micro-ondes, appelée communément télédétection radar prend ses racines dans le développement de technologies à des fins militaires. On cite habituellement les recherches sur les radars de surveillance par la Royal Air Force au Royaume-Uni, au début de la deuxième guerre mondiale, comme la première tentative d'utilisation du potentiel des ondes électromagnétiques à des fins de détection. Si depuis les développements civils ont été nombreux, les traces de cette origine sont encore présentes, ne serait-ce que dans les noms codés des bandes de fréquences utilisées (on parle de bande C, X, L, P) ou du vocabulaire couramment employé (« cibles » au lieu de diffuseurs).

Les premiers efforts sérieux visant à chercher à caractériser et comprendre comment les micro-ondes interagissent avec les milieux naturels datent de la deuxième moitié des années 50. Notamment grâce à l'équipe de William Peake de l'Ohio State University, qui produisit les premières tables de mesures sur la rétrodiffusion de surfaces naturelles à 10, 15 et 35 GHz. Les premières observations de la terre à partir de l'espace au moyen de capteurs radars datent du début des années 70 avec le laboratoire spatial Skylab de la NASA. Mais il a fallu attendre 1978 pour voir le premier satellite radar, Seasat, qui

malgré sa courte vie et ses faibles performances radiométriques au regard de ce qui se fait aujourd'hui, a permis de montrer le potentiel des données micro-ondes pour l'étude de nombreuses thématiques (océanographie, géologie, hydrologie, étude des milieux terrestres). A partir des années 80 les expériences se sont suivies à un rythme soutenu, on peut citer parmi elles, les missions des navettes spatiales (SIR-A,-B et -C), avant d'arriver aux lancement des satellites désormais bien connus ERS (1 et 2) de l'Agence Spatiale Européenne, de J-ERS de l'agence spatiale japonaise et du satellite canadien RADARSAT 1 (tableaux 3 et 4).

Satellites	Années en opération	Configuration radar	Résolution
Seasat	1978 (105 jours)	Bande L Polarisation HH	25 m
JERS-1	1992-1998	Bande L Polarisation HH	18 m
SIR-C/X-SAR	1994 (2 X 10 jours)	L,C,X Polarimétrique	30 m
ERS-1	1991 - 2000	Bande C Polarisation VV	25 m

Tableau 3 : Systèmes SAR passés, sur plates-formes spatiales.

Satellites	Date de lancement	Configuration radar	Résolution
ERS-2	1995	Bande C Polarisation VV	25 m
RADARSAT-1	1995	Bande C Polarisation HH	10-100 m

Tableau 4 : Systèmes SAR en service, sur plates-formes spatiales.

Pour synthétiser les efforts produits pendant cette période de quarante ans, on peut subdiviser le domaine en quatre grandes catégories (Ulaby, 1998): (a) les développements techniques, avec les développements des radar à synthèse d'ouverture (RSO ou SAR en anglais) puis les constants progrès faits dans le traitement des données ou la calibration ; (b) les pré-traitements des images produites comme l'orthorectification des images, le géocodage ou les traitement du speckle (chatoiement en français), bruit de fond propre aux images radars ; (c) la modélisation électromagnétique afin de mieux comprendre les interactions entre l'onde émise par le capteur et les milieux étudiés ; (d) la mise au point d'algorithmes d'inversion robustes à des fins d'applications. Si les progrès ont été phénoménaux dans les deux premiers domaines, les efforts de modélisation n'ont pas encore permis de pleinement comprendre ce que « voit » un capteur radar lorsqu'il mesure l'amplitude et la phase de l'onde radar rétrodiffusée par

une surface naturelle selon les configurations utilisées. Enfin, les résultats applicatifs sont aujourd'hui encore bien trop limités pour être jugés satisfaisants.

2.2 Etat de l'art

Le domaine de la télédétection des milieux forestiers a été marqué de grandes avancées, ces dix dernières années. Cette section présente une revue synthétique des principaux résultats obtenus en télédétection radar, en distinguant les travaux sur la cartographie des zones forestières et ceux effectués sur l'inversion de variables descriptives des couverts forestiers.

Les résultats obtenus et les méthodes utilisées dépendent du type de capteur employé. Les capteurs expérimentaux, la plupart aéroportés, ont des configurations riches (plusieurs fréquences, plusieurs polarisations), au contraire des satellites opérationnels qui ont des configurations limitées. En effet, l'allocation des fréquences et la nécessité d'utiliser des antennes de taille réduite pour réduire l'encombrement du satellite, a poussé les concepteurs à n'utiliser que des capteurs opérant dans le domaine des longueurs d'ondes allant de la bande X (3 cm) et C jusqu'à la bande L (25 cm). A l'heure actuelle, les plates-formes précitées n'utilisent qu'une polarisation et une seule incidence à l'exception de RADARSAT qui travaille selon plusieurs « modes » à la fois en résolution (30 m et 500 m) et en incidences (de 23° à 53 °).

La disponibilité de plusieurs canaux autorise l'utilisation de méthodes empiriques et supervisées à la manière de ce qui se fait en télédétection optique et infrarouge. Ils permettent également de développer des algorithmes complexes basés sur la connaissance physique des mécanismes d'interaction entre l'onde électromagnétique et les couverts forestiers. A l'opposé, l'utilisation des données de satellites impose de développer des algorithmes et des techniques spécifiques qui exploite au mieux le peu de canaux à disposition. Nous séparerons donc ce qui se fait à l'aide des instruments expérimentaux, qui préfigurent les capteur futurs, des méthodes utilisant les données spatiales.

Enfin, il convient de distinguer le niveau d'opérationnalité des travaux présentés. Pour la plupart il s'agit de résultats de recherches demandant à être validés. Certains travaux sont à un niveau de démonstration, c'est-à-dire que des algorithmes sont appliqués en grandeur réelle sur des scènes entières et validés de manière objective. Le dernier stade est le niveau opérationnel, quand les résultats de recherche ont passé avec succès les stades de la démonstration et de la validation.

2.2.1 Cartographie des zones forestières

La cartographie des zones forestières recouvre, on l'a vu, la caractérisation des types d'occupations des sols et des zones boisées/non-boisées, la détection de changements dans les couverts consécutifs à des catastrophes ou des attaques parasitaires, ainsi que l'inventaire des types forestiers (discrimination des espèces et de la structure des peuplements).

Capteurs expérimentaux :

De nombreuses méthodes utilisent les données multi-polarimétriques. Une onde électromagnétique est polarisée, c'est-à-dire que son champ électrique est orienté dans l'espace selon une direction privilégiée. On utilise généralement des polarisations linéaires (dites verticales ou horizontales). L'intérêt réside dans la sensibilité aux propriétés géométriques des cibles : une onde polarisée verticalement interagira préférentiellement avec les éléments du couvert verticaux (le tronc par exemple) alors qu'une onde polarisée horizontalement aura tendance à interagir avec les éléments horizontaux du couvert. La polarisation employée influera donc sur les mécanismes. Afin d'exploiter cette sensibilité, l'idée de nombreux travaux a été de cartographier des types d'occupations du sol et les massifs boisés en fonction de leur principaux mécanismes de rétrodiffusion (Cloude et Pottier, 1996 ; Freeman et Durden 1998). Dans l'algorithme proposé par Freeman et Durden, les surfaces sont ainsi classées : rétrodiffusion de volume ou multi-diffusion pour la végétation, rétrodiffusion de Bragg pour une surface, et double réflexion ou « effet de coin » pour les zones urbaines. Toutefois, en pratique un seul mécanisme ne suffit pas à caractériser un thème et dans le cas de la forêt la classification doit être adaptée à la longueur d'onde utilisée.

Cartographier diverses essences au sein de forêts reste à l'heure actuelle difficile au moyen des données radar. La sensibilité du coefficient de rétrodiffusion aux caractéristiques structurales des couverts devrait permettre de discerner diverses espèces. Toutefois, à l'exception de quelques travaux théoriques (Floury, 1999, Imhoff 1995), il existe très peu d'études montrant la possibilité de discriminer des structures différentes de peuplements. En effet, la saturation du signal pour les faibles biomasses permet difficilement de discerner quelconques évolutions du signal parmi des peuplements matures. Néanmoins, on peut citer les travaux de Imhoff (1997) sur des plantations tropicales éparées à faible biomasse qui donnent des bons résultats pour discerner des groupes de végétation différant par leur structure et leur type floristique.

Des techniques, non plus basées uniquement sur l'analyse de l'intensité du coefficient de rétrodiffusion, mais aussi sur sa distribution spatiale (texture), sont prometteuses. Il s'agit alors de discerner des forêts présentant des structures très différentes (au niveau de l'arbre et de l'arrangement spatial des individus au sein d'un peuplement) grâce à l'utilisation de données aéroportées haute résolution. De bons résultats sont en particulier obtenus dans les forêts tropicales pour discriminer forêts primaires et secondaires (Saatchi et al., 2000, Oliver 1998).

Les données de satellites :

Des progrès importants ont été réalisés ces dernières années sur le développement de méthodes de cartographie de la forêt à partir de données de satellites (type ERS). La plupart des algorithmes existants se base sur l'analyse de la variation au cours du temps de l'intensité du signal mesuré par le capteur (coefficient de rétrodiffusion). Les forêts se caractérisent par la stabilité temporelle de leur signature radiométrique au contraire d'autres thèmes d'occupation du sol (agriculture, eau, landes). L'utilisation d'une série temporelle d'images, en discriminant les aires où aucun changement de rétrodiffusion n'est apparu (ou dans une faible amplitude qu'il conviendra de fixer avec un seuil de rejet), permettra donc de discerner les forêts des zones non-boisées. Diverses techniques ont été utilisées pour quantifier les changements radiométriques dans une série temporelle d'images, parmi lesquelles on peut citer les travaux de Quegan et Le Toan (Quegan et Le Toan 1998, Quegan et al. 2000). Toutefois, ces méthodes présentent la limitation de ce que les règles de décision (souvent par un simple seuil) sont à affiner selon le site et les dates d'acquisitions.

La cohérence interférométrique à passages répétés par le même satellite consiste à combiner (corrélation complexe) le signal de deux images acquises à des dates différentes et sur le même site (voir Annexe 1). Ces changements peuvent être partiellement reliés aux propriétés biophysiques et structurales des types d'occupation du sol. De manière générale, les couverts montrent des cohérences faibles dues à l'agitation de la végétation sous l'effet du vent (décorrélation temporelle). A l'inverse, les sol nus ou les zones urbaines sont des surfaces géométriquement plus stables et exhibent des cohérences élevées. A l'aide de ces observations, diverses études ont donné d'excellents résultats (Strozzi et Wegmuller 1997) lorsque l'on classe des thèmes simples (taux de bonne classification forêt/non-forêt supérieur à 90%). La principale limitation réside dans la disponibilité des données, la plupart des études utilisant des données ERS acquises avec un intervalle de 24h (passage successifs de ERS 1 et 2), mode qui n'est plus exploitable

depuis l'arrêt définitif d'ERS-1 en Mars 2000. Des solutions utilisant des images acquises à 35 jours d'intervalle sont proposées, mais les résultats sont sensiblement inférieurs.

La survenue d'une catastrophe naturelle (tempête, incendie, attaque parasitaire) ou les interventions humaines (coupes, reboisements) induisent des changements dans le couvert forestier qui sont susceptibles d'être détectables par un capteur radar. La cartographie de ce type d'événements requiert une bonne répétitivité temporelle des acquisitions (journalières), ou une plus grande flexibilité des acquisitions, et une résolution suffisante. Les algorithmes se basent sur les mêmes principes que la cartographie des zones boisées et non-boisées, à savoir l'analyse du coefficient de rétrodiffusion et de ses variations au cours du temps, et l'interférométrie. Il apparaît d'ores et déjà que la télédétection radar, par sa possibilité d'observation tout temps (jour et nuit et quelles que soient les conditions météorologiques) présente un potentiel important. Plusieurs études ont ainsi montré que l'utilisation de données ERS, J-ERS et interférométriques est pertinente pour cartographier les incendies ainsi que la déforestation dans les forêts tropicales (Kwoh et al. 1997, Ribbes et al. 1997).

Les travaux venant d'être cités sont tous des travaux de recherche acquis sur des sites connus par leurs auteurs et qui ainsi ont nécessité des phases aller-retour entre le développement des algorithmes et la validation sur le site d'étude. L'opérationnalité d'un algorithme se juge à son efficacité lorsqu'il est appliqué à des scènes entières dont on ne connaît que peu d'informations a priori. A ce titre, il est utile de citer les résultats venant d'études de démonstration. Nous allons ici utiliser les travaux du projet européen FMERS (Forest Monitoring in Europe with Remote Sensing), et l'étude qui a porté sur la cartographie des dégâts survenus dans les forêts françaises lors du passage des tempêtes exceptionnelles de fin 1999 (Annexe 3).

Le projet FMERS (Håme et al. 1998) visait à comparer la précision de la cartographie des massifs forestiers à partir de données de satellites optiques/infrarouges (LANDSAT/SPOT/IRS, Resurs) et radar (ERS). L'objectif était de cartographier, sur six sites répartis en Europe, les zones boisées et non-boisées, puis de discriminer plusieurs types forestiers (conifères majoritaires, feuillus majoritaires, mixtes conifères-feuillus, autres). Pour la cartographie forêt/non-forêt, les données radar ont donné des résultats égaux voire meilleurs que les données SPOT et Landsat (80-95% de bonne classification). L'analyse radar portait sur des séries temporelles d'images, de 2 à 15 images. L'usage de deux images optimales (choisies en fonction de la saison et du type site : boréal/tempéré) s'avérait presque aussi pertinent qu'une série entière d'images. Toutefois, la cartographie de différents types forestiers s'est avérée impossible avec les données ERS

alors que les données des autres satellites permettaient de discriminer entre 2 et 4 types forestiers, mais avec une précision assez médiocre (40-70%).

L'Inventaire Forestier National (IFN) a validé l'étude menée en Janvier 2000 et qui visait à cartographier les dégâts causés par les tempêtes de fin 1999. La validation a montré que l'interférométrie donnait les meilleurs résultats (50% de bonne classification) devant l'optique puis l'analyse multi-temporelle. Les conditions défavorables d'observations pendant la période d'étude (hiver) expliquaient pour parti la faiblesse des résultats et la précision finale a été jugée non compatible avec une phase opérationnelle. Toutefois, ce test « grandeur nature » indique l'intérêt évident des données interférométriques pour la cartographie forêt/non-forêt et le suivi des changements survenant dans les couverts.

2.2.2 Inversion de variables descriptives des couverts

Différents paramètres d'intérêts peuvent être estimés à partir de données de télédétection. Parmi ces variables on trouve le volume de bois sur pied, la surface terrière, la hauteur des arbres, la biomasse foliaire. Nous allons ici répéter la distinction capteurs aéroportés / capteurs sur satellites. L'utilisation de capteurs aéroportés s'est en effet avérée déterminante pour étudier expérimentalement la sensibilité du signal au niveau de biomasse en fonction de différentes configurations.

Capteurs expérimentaux :

De manière générale, le signal rétrodiffusé par un couvert forestier est la somme des contributions de la couche de végétation et du sol. A mesure que la végétation croît, l'atténuation du milieu augmente et par conséquent la contribution du sol diminue. Selon les niveaux respectifs de la rétrodiffusion du sol et de la végétation, le coefficient de rétrodiffusion peut croître ou décroître avant d'atteindre le niveau de saturation, le niveau à partir duquel une augmentation de biomasse ne se traduit plus par une augmentation du signal rétrodiffusé. Une onde aura tendance à interagir de manière préférentielle avec les éléments du couvert de la même taille que sa longueur d'onde. Ainsi, il est reconnu que les bande X et C sont principalement sensibles aux plus petits éléments du couvert, à savoir les aiguilles et les feuilles, tandis que plus la fréquence diminue plus on sera sensible à des éléments grands comme les troncs et les branches primaires. Ainsi, les principales sources de rétrodiffusion en bande L semblent être les branches secondaires et primaires (Castel 1998). En bande P (450 Mhz, 0,7 m),

différentes études ont montré (Le Toan et al. 1992, Hsu et al. 1994, Beaudoin et al. 1994) que les branches primaires étaient le principal diffuseur suivi du tronc.

Si l'on cherche donc à atteindre des grandeurs comme le volume sur pied ou d'autres variables corrélées à la quantité de biomasse totale (hauteur, surface terrière), l'utilisation de grandes longueurs d'ondes semble la plus appropriée. Toutefois, le lien physique unissant les caractéristiques structurales du couvert au signal mesuré posent des problèmes de robustesse, puisque ces caractéristiques structurales sont différentes selon les espèces, et peuvent varier au cours de la croissance des arbres.

L'estimation de la biomasse foliaire peut se faire en terme de matière sèche ou d'indice foliaire (surface foliaire par unité de surface terrain généralement exprimée en m^2/m^2). L'estimation de tels paramètres reste un problème épineux, puisque il existe un grand nombre de méthodes d'estimations indirectes (au sol et par télédétection optique/infrarouge) et qui donnent des résultats divergents. Comme cela se fait en télédétection optique, il est possible d'estimer la biomasse foliaire à partir de la combinaison de différents canaux. Il s'agit d'approches empiriques, consistant à calibrer des relations liant le coefficient de rétrodiffusion à la biomasse foliaire à partir d'un jeu de placettes d'entraînements. Quelques études (Bergsen et Dobson 1999, Kimball et al. 2000) ont ainsi montré la faisabilité de telles méthodes à partir de données de capteurs multi-fréquences et polarimétriques et sur des sites bien maîtrisés. La généralisation de telles approches reste à démontrer.

Données de satellites :

Les études menées ont surtout porté sur les milieux tempérés et boréaux. En bande C, le coefficient de rétrodiffusion est sensible à la biomasse jusqu'à 100 m^3/ha en moyenne (Pulliainen et al. 1994), avec une dynamique variant de 1-2 jusqu'à 4-5 dB selon les sites. Dans ces configurations, la contribution du sol nu est aussi forte que celle de la végétation et apparaît très sensible en fonction de sa rugosité et de sa teneur en eau, ce qui explique bien souvent la variabilité des relations observées en fonction des sites et des périodes d'observations. A plus grande longueur d'onde, en bande L, la dynamique du signal est plus limitée qu'en bande C, en général de 2 dB, alors que le niveau de saturation est atteint plus haut, autour de 200 m^3/ha en moyenne. L'étude des données multi-incidences RADARSAT a montré également une perte de sensibilité à mesure que l'incidence augmente (Floury 1999). On peut donc conclure que l'estimation des volumes de bois est limitée avec les capteurs satellites actuels et restreinte aux faibles classes de volume.

L'utilisation de la cohérence interférométrique est ici aussi intéressante, notamment en repoussant le niveau de saturation. La cohérence décroît avec la biomasse, à mesure que la contribution du sol diminue (fortement cohérente) et que la contribution de la végétation (faiblement cohérente) croît. Plusieurs études ont montré une sensibilité jusqu'à 500 m³/ha (Smith et al. 1998, Annexe 1). Toutefois, la variabilité des relations, en fonction des conditions environnementales rencontrées (vent, pluie, types de sols, topographie) rend difficile le développement d'algorithmes robustes à partir de la seule cohérence.

L'estimation de la hauteur des arbres est le sujet d'étude de nombreux travaux à partir de techniques très variées. Estimer directement la hauteur à partir de données satellitaires est impossible. L'inversion se fait donc par des relations empiriques liant l'intensité du signal mesuré à la biomasse (LAI, volume de bois) qui peut être, ensuite, corrélée à la hauteur. Hyypä et al. (2000) montrent que de telles méthodes donnent des résultats très proches quelque soient les capteurs avec une précision relative variant entre 36 et 42%.

En utilisant l'interférométrie radar, l'analyse des déphasages des ondes entre les deux acquisitions permet de retrouver des informations utiles sur la hauteur des surfaces. Cette technique a été appliquée pour la génération de Modèles Numériques de Terrains (MNT) (Zebker et al. 1994, Massonnet et Rabaute 1993). Si l'on possède déjà un MNT sur un site il est possible de retrouver la hauteur des arbres en retranchant de l'altitude déduite par interférométrie (haut de la canopée) l'altitude donnée par le MNT (surface du sol). Si séduisante que soit cette technique, les résultats sont à l'heure actuelle très variables (Hagberg et al. 1995, Beaudoin et al. 1995), et la précision est au mieux de quelques mètres quand les inversions ne donnent pas parfois des hauteurs ... négatives ! Il s'avère en effet que la hauteur varie en fonction de la pénétration de l'onde et de la contribution relative du sol (Floury 1999). De plus, la qualité de l'estimation des déphasages est déterminée par le niveau de cohérence. Or, la cohérence est faible au dessus des couverts forestiers ce qui affecte donc la précision des estimations.

3. Objectifs de l'étude

Nous venons de voir brièvement que la télédétection radar présente un potentiel important pour l'étude des forêts mais que de nombreuses limitations ont également été démontrées. L'objectif de cette thèse est de poursuivre les travaux engagés dans le domaine de la télédétection radar mais dans une voie originale. L'étude se propose ainsi de :

- **Explorer le potentiel de nouveaux systèmes radars** pour l'extraction de variables d'intérêts. L'utilisation des **très basses fréquences** (bande VHF) doit permettre d'obtenir une plus grande dynamique en fonction de variables liées à la biomasse (volume, surface terrière). Les instruments classiques ne possèdent pas de résolution verticale permettant de caractériser le milieu dans sa dimension verticale. Les **radars sondeurs** aéroportés apportent une solution en fournissant la distribution du signal dans le couvert forestier en fonction de la hauteur avec une haute résolution. De telles données peuvent être extraites des variables comme la hauteur des arbres et la répartition de la biomasse à l'intérieur des houppiers.
- **Poursuivre les travaux de modélisation théorique** visant à mieux comprendre comment le signal radar est relié aux variables géophysiques et biophysiques des couverts. Ceci à l'aide de **modèles de diffusion radar couplés à un modèle de croissance d'arbre** (AMAP) fournissant une description fine de la végétation. La comparaison des simulations avec les données expérimentales permettra de valider les modèles qui seront utilisés ensuite pour interpréter les observations en terme de mécanismes d'interactions et de diffuseur prépondérant.
- **Etendre les possibilités des capteurs actuels à travers l'utilisation de méthodes originales**. Notamment l'interférométrie à partir des satellites ERS pour la cartographie des milieux forestiers : discrimination forêt/non-forêt, conifères-feuillus.

L'écriture de la thèse se focalisera sur les deux premiers points de ce travail pour lesquels une approche de modélisation a été utilisée. Les travaux sur l'interférométrie sont cités à titre d'information en annexes 1 et 2.

4. Approche méthodologique

L'approche utilisée dans cette étude se veut approfondie au sens où elle part de l'acquisition de données à travers plusieurs expérimentations, passe par une phase de

modélisation et se conclut par le développement d'algorithme d'inversion. La figure 2 résume la démarche utilisée, qui a été séparée pour plus de lisibilité en trois grandes phases : analyse des mesures (qui regroupe les expérimentations et l'analyse elle-même des données), compréhension du signal mesuré et inversion du signal. Chacune de ses phases est présentée dans les paragraphes suivants.

① Analyse des mesures

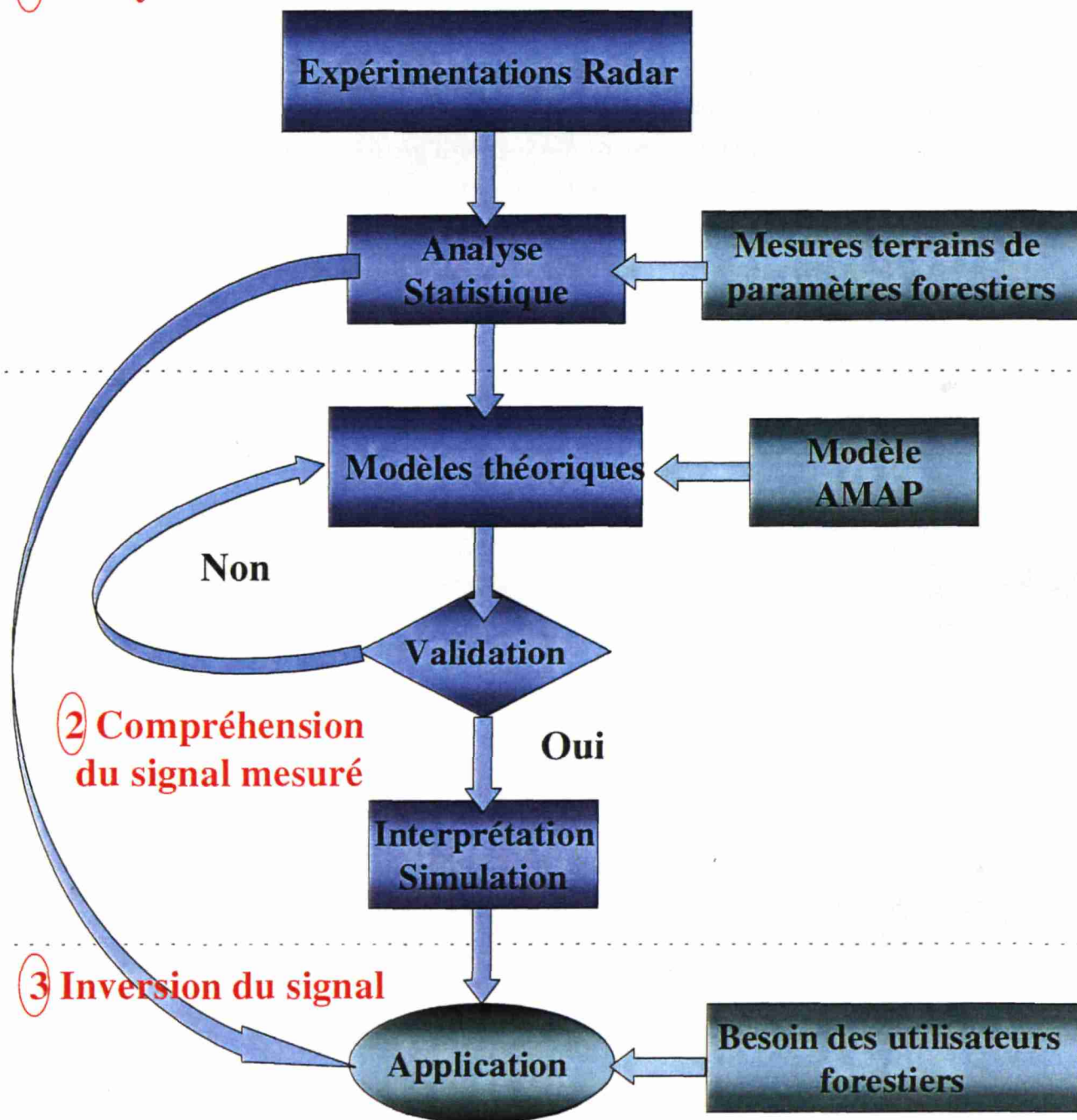


Figure 2 : Schéma représentant la méthodologie adoptée dans cette thèse

4.1 Expérimentation

Sites d'étude :

Le choix des sites d'études a répondu à plusieurs soucis :

- Une relative simplicité permettant l'étude et l'interprétation des observations radar. Le choix s'est donc porté sur des plantations équiennes et monospécifiques.
- La disponibilité d'une grande quantité de données terrain. Les sites d'études du Laboratoire commun de Télédétection (LCT) en Lozère et du Centre d'Etudes Spatiales de la Biosphère (CESBIO) dans les Landes, apparaissaient comme les plus appropriés considérant l'important dispositif expérimental sur ces sites (voir Chap. I).
- La possibilité d'étudier différentes caractéristiques grâce à la complémentarité des sites (différentes espèces, conditions topographiques variées)
- Enfin, la présence d'une large gamme de niveau de biomasse.

Campagnes de terrain :

Nous avons eu l'opportunité d'avoir deux campagnes européennes :

- La campagne sur le site de Lozère du diffusiomètre sondeur HUSCAT (Helsinki University of Technology SCATterometer) en novembre 1997 dans le cadre du programme européen EUFORA (European Forest Observation by Radar).
- L'expérimentation franco-suédoise RAMCAR sur les deux sites des Landes et de Lozère avec les capteurs aéroportés CARABAS de la FOA (basses fréquences) et RAMSES de l'ONERA (multipolarisations/bifréquence L et X).

4.2 Analyse des données

L'analyse statistique des données (HUTSCAT, CARABAS) vise à cerner les diverses relations existant entre la rétrodiffusion radar et les variables représentatives du couvert forestier. Cette phase est utilisée pour guider l'étape ultérieure d'interprétation physique des mécanismes de rétrodiffusion. Il est possible également de proposer des algorithmes d'inversion sans passer par une phase de modélisation. Les résultats d'analyse sont alors directement utilisés pour une inversion empirique. Ce fut notamment le cas pour l'estimation de la hauteur des arbres à partir des données HUTSCAT.

4.3 Modélisation

La phase de modélisation vise à mieux interpréter les observations et expliquer les tendances observées, par la caractérisation des mécanismes d'interactions entre les ondes et le couvert forestier ainsi que par l'identification des principales sources de rétrodiffusion en fonction des configurations utilisées. L'objectif est de s'assurer de la robustesse et de la généralisation possible des relations observées entre le signal mesuré et les variables du couvert.

Les résultats obtenus par les modèles théoriques sont confrontés aux mesures expérimentales afin de valider l'approche modélisatrice. Ce processus exige souvent des aller-retour entre l'expérimentation et la modélisation, afin d'affiner certains paramètres du modèle ou de corriger certaines hypothèses faites dans la première étape de modélisation. Par la suite, différentes simulations peuvent être conduites pour quantifier l'influence de différentes variables (topographie, effet de la structure selon l'espèce, ...). Nous avons travaillé sur deux types de modèles de diffusion, le modèle de transfert radiatif MIT/CESBIO et le modèle cohérent développé par Floury au CESBIO. Les deux modèles sont couplés au modèle de croissance d'arbres AMAP du CIRAD qui fournit une description fine et réaliste des couverts étudiés.

4.4 Inversion

Que ce soit directement après la phase d'analyse des données ou après une phase de modélisation, la finalité reste la production d'algorithmes d'inversion des variables d'intérêts susceptibles d'intéresser les communautés des gestionnaires forestiers et des scientifiques travaillant sur les aspects environnementaux liés aux forêts. Cette phase nécessite une validation rigoureuse, phase trop souvent sacrifiée dans les travaux de recherche en télédétection, où se pose le problème de la représentativité et de l'adéquation des mesures terrains avec ce que mesure réellement un capteur.

Il faut préciser qu'il ne s'agit pas d'inverser directement les modèles de diffusion. Le nombre de paramètres d'entrée rend impossible une méthode d'inversion sans l'utilisation d'algorithmes spécifiques (réseau de neurones par exemple) qui déborderait du cadre de cette thèse. L'inversion est effectuée à partir de résultats de simulations dans lesquelles le nombre de variables d'entrée a été réduit, en isolant la réponse d'un type de diffuseur ou d'un seul mécanisme, identifié comme prépondérant.

5. Description de l'étude

5.2 Contexte

Cette thèse s'effectue dans le cadre de deux projets destinés à développer les connaissances sur la télédétection par radar des couverts forestiers. Ainsi, l'étude sur les radars sondeurs est effectuée dans le cadre du projet européen EUFORA du 4ème PCRD financé par l'Union Européenne faisant intervenir 7 laboratoires dont le LCT, le CESBIO et le Laboratoire des Techniques Spatiales de l'université d'Helsinki (HUT). L'analyse des données basses fréquences a lieu dans le cadre du projet « Modélisation du couvert forestier » cofinancé par la Direction Générale de l'Armement (DGA) et le Centre National d'Etudes Spatiales (CNES) dans lequel sont impliqués 4 laboratoires français : le LCT, le CESBIO, le laboratoire des Signaux et Systèmes de Sup'Elec et l'IRESTE de Nantes.

Ce travail s'insère dans la suite de 2 thèses précédentes, celles de Thierry Castel du Laboratoire Commun de Télédétection Cemagref-ENGREF, soutenue en 1998, et de Nicolas Floury du Centre d'Etudes de la Biosphère, soutenue en 1999. Ces thèses, en particulier, ont notamment développée l'idée et réalisé le couplage d'un modèle électromagnétique de diffusion d'un couvert forestier avec un modèle de croissance d'arbres.

La première année de thèse (1997-98) a été effectuée au Laboratoire Commun de Télédétection Cemagref-ENGREF (LCT) à Montpellier avec pour encadrant Mr André Beaudoin. Suite à son départ, le travail s'est poursuivi à partir d'octobre 1998 au Centre d'Etudes de la Biosphère (CESBIO), UMR CNRS-CNES-UPS, sous la direction de Madame Thuy Le Toan dans le cadre d'une convention de transfert des activités de recherche en radar du LCT au CESBIO.

Lors de cette thèse, de nombreuses collaborations ont été développées à tous les stades des travaux. Afin, d'éclairer le lecteur à ce sujet, la tableau 5 présente les différents personnes et laboratoires qui ont apporté leurs connaissances et leurs efforts. Pour plus de clarté, les travaux y sont séparés en fonction des différents types de données utilisées et selon les étapes de la méthodologie employée.

	HUTSCAT	CARABAS
Expérimentation radar	J.M. Martinez, A. Beaudoin, T. Castel, N. Stach (LCT) N. Floury (CESBIO) M. Hallikainen et ses collaborateurs (HUT - Finlande) ONF - Mende	J.M. Martinez, A. Beaudoin, N. Stach (LCT) T. Le Toan (CESBIO) L. Ulander, P. Frörlind et leurs collaborateurs (FOA - Suède) ONERA ONF - Mende
Mesures forestières	J.M. Martinez N. Stach E. Mushinzimana T. Castel (LCT) T. Le Toan (CESBIO) INRA Sciences du Sol - Montpellier ONF - Mende CIRAD AMAP Cemagref - Montpellier ENGREF	
Analyse des données	J.M. Martinez N. Floury T. Le Toan (CESBIO) M. Hallikainen, M. Mäkynen (HUT - Finlande)	J.M. Martinez P. Melon T. Le Toan (CESBIO) L. Ulander (FOA - Suède)
Modélisation	J.M. Martinez N. Floury T. Le Toan (CESBIO) Y. Caraglio - J.F. Barczi (CIRAD AMAP)	P. Melon J.M. Martinez T. Le Toan N. Floury (CESBIO) Y. Caraglio - J.F. Barczi (CIRAD AMAP)
Application	J.M. Martinez T. Le Toan (CESBIO) P. Durand - P. Duplat (ONF) E. Mushinzimana - M. Deshayes - N. Stach - A. Beaudoin (LCT) Y. Caraglio (CIRAD AMAP)	

Tableau 5 : Résumé des collaborations intervenues pendant la thèse.

5.2 Publications

Six publications dans des revues internationales avec comités de lecture ont été préparées durant la thèse. Quatre d'entre elles sont définitivement acceptées et deux sont soumises et en cours d'examen par les revues. Trois publications traitent de l'analyse des données HUTSCAT, une des données CARABAS et deux de l'étude des données interférométriques ERS :

- « Understanding Backscatter Mechanisms inside tree canopy: theory and experiment »
J.M. Martinez, N. Floury, T. Le Toan, A. Beaudoin M. Hallikainen, and M. Makynen, *IEEE Transactions on Geoscience Remote Sensing*, Mars 2000, p 710-719.
- « Landuse Mapping with ERS SAR Interferometry »
T. Strozzi, P. Dammert, U. Wegmüller, **J.M. Martinez**, J. Askne, A. Beaudoin, and M. Hallikainen, *IEEE Transactions on Geoscience Remote Sensing*, Mars 2000, p 766-775.
- « ERS INSAR data for remote sensing over hilly forested areas »
T. Castel, **J.M. Martinez**, A. Beaudoin, U. Wegmuller, T. Strozzi, *Remote Sensing Environment*, Juillet 2000, p 73-86.
- « Estimation de la hauteur des peuplements forestiers par diffusiomètre radar »
J.M. Martinez, A. Beaudoin, P. Durand, T. Le Toan, N. Stach, *Revue Canadienne de Recherche Forestière*, Décembre 2000, p 1983-1991.
- « On the retrieving of forest stem volume from VHF SAR data : observation and modeling »
P. Melon, **J.M. Martinez**, T. Le Toan, N. Floury, L.M.H. Ulander and A. Beaudoin, soumis à *IEEE Transactions on Geoscience Remote Sensing*
- « Retrieving vertical foliage distribution using high resolution airborne scatterometer data »
J.M. Martinez, T. Le Toan, E. Mushinzimana, M. Deshayes, soumis à *Tree Physiology*.

5.3 Structure de la thèse

La thèse comprend un résumé des travaux effectués, à partir des 4 articles traitant les études effectuées sur les données HUTSCAT et CARABAS. Deux des articles sont regroupés dans le chapitre « Expérimentation et modélisation » tandis que les deux autres sont regroupés dans le chapitre « Inversion ». Le corps principal de la thèse sera conclu par un chapitre portant sur les conclusions de l'étude et sur les perspectives de la télédétection radar appliquée aux milieux forestiers. Enfin, les deux articles traitant de l'interférométrie seront regroupés en annexe.

Chapitre I : Résumé des travaux

Chapitre II : Expérimentation et modélisation

Article A

- « **Measurements and modeling of vertical backscatter distribution in forest canopy** »

J.M. Martinez, N. Floury, T. Le Toan, A. Beaudoin M. Hallikainen, and M. Makynen, *IEEE Transactions on Geoscience Remote Sensing*, Mars 2000, p 710-719.

Article B

- « **On the retrieving of forest stem volume from VHF SAR data : observation and modelling** »

P. Melon, J.M. Martinez, T. Le Toan, N. Floury, L.M.H. Ulander and A. Beaudoin, soumis à *IEEE Transactions on Geoscience Remote Sensing*.

Chapitre III : Inversion

Article C

- « **Estimation de la hauteur des peuplements forestiers par diffusiomètre radar** »

J.M. Martinez, A. Beaudoin, P. Durand, T. Le Toan, N. Stach, *Revue Canadienne de Recherche Forestière*, Décembre 2000, p 1983-1991.

Article D

- « Retrieving vertical foliage distribution using high resolution airborne scatterometer data »

J.M. Martinez, T. Le Toan, E. Mushinzimana, M. Deshayes, soumis à *Tree Physiology*.

Chapitre IV : Conclusions et perspectives

Annexes

Annexe 1 : Etude du potentiel de l'interférométrie radar pour la foresterie.

« ERS INSAR data for remote sensing over hilly forested areas »

T. Castel, J.M. Martinez, A. Beaudoin, U. Wegmuller, T. Strozzi, *Remote Sensing Environment*, Juillet 2000, p 73-86.

Annexe 2 : Cartographies des massifs forestiers par interférométrie radar : une étude sur plusieurs sites européens.

« Landuse Mapping with ERS SAR Interferometry »

T. Strozzi, P. Dammert, U. Wegmüller, J.M. Martinez, J. Askne, A. Beaudoin, and M.Hallikainen, *IEEE Transactions on Geoscience Remote Sensing*, Mars 2000, p 766-775.

Chapitre I

Résumé des travaux

Ce chapitre propose un résumé des résultats obtenus au cours de la thèse et présentés à travers les articles. Les principaux enseignements et conclusions seront en particulier soulignés, tandis que le lecteur se référera aux articles pour les détails des méthodes et des techniques de traitement employées. Toutefois, afin de permettre une meilleure compréhension des travaux, différentes notions seront ici plus profondément détaillées que dans les articles. L'accent sera en particulier mis sur la présentation des modèles de diffusion et de description du couvert forestier pour lesquels quelques rappels fondamentaux sont nécessaires. Dans la section « Recueil et analyse des données », après une brève introduction des sites d'études et des capteurs, les résultats des analyses expérimentales sont présentés. La partie « Modélisation », commence par des rappels théoriques et généraux sur les modèles de diffusion des couverts puis spécifiquement sur les modèles utilisés dans l'étude. Les principaux résultats de la modélisation et de l'interprétation sont ensuite explicités et une brève discussion sur leur généralisation est présentée. Enfin, dans la section « Inversion », les résultats de l'inversion de variables d'intérêts sont montrés.

1 Recueil et analyse des données

1.1 Les sites d'études

Lozère :

Le département de la Lozère a été choisi pour l'acquisition des données radar, considérant l'important dispositif expérimental développé par le LCT et intégré dans un Système d'Information Géographique (SIG) (Beaudoin et al. 1994). Le calage du modèle architectural de croissance d'arbres AMAP pour le pin noir d'Autriche sur ce site est également un point fort.

Le site présente un grand intérêt par les différents types de forêts rencontrés ainsi que les conditions topographiques variées. Il est caractérisé par de grands plateaux calcaires aux pentes douces s'élevant à une altitude moyenne de 1200 mètres au-dessus de la surface de la mer. Ces plateaux sont intersectés par des gorges, profondes de plusieurs

centaines de mètres (gorges du Tarn, de la Jonte), avec des pentes qui peuvent dépasser les 50°. Dans les vallées, on trouve des pâturages, des champs cultivés et quelques villes (Mende notamment) et villages. Les plateaux sont recouverts de landes et de quelques plantations de pins noirs d'Autriche (*Pinus nigra nigricans*) et de pins Sylvestre (*Pinus sylvestris*).

Le dispositif expérimental principal se situe dans la forêt domaniale de Mende, qui couvre 5400 ha, constituée de parcelles équiennes de 0 à 130 ans et de 10 ha de surface moyenne (Office National des Forêts 1989). Elle est issue des plantations de pins noirs réalisées de 1864 à 1910, en application des lois sur le RTM (Restauration des Terrains de Montagne). Son rôle de production est apparu dans les années 1960 lorsque l'on a entrepris l'éclaircie des peuplements adultes. Actuellement, la majorité des peuplements est âgé de 100 à 130 ans mais une partie du massif a déjà fait l'objet d'un renouvellement et une deuxième génération, âgée de 0 à 40 ans, est présente sur le site. On a donc affaire à deux populations, une première, âgée, qui était caractérisée par des densités extrêmement élevées (semis à plus 10000 tiges/ha) sur laquelle aucune intervention n'a eu lieu avant les années 60. L'autre population, de 0 à 40 ans, est au contraire gérée depuis le début selon une sylviculture dynamique (éclaircies pratiquées tout les 10 ans).

Landes :

L'autre site d'étude se situe dans les Landes. La forêt des Landes est la plus grande forêt artificielle de France avec une superficie de plus de 1 million d'hectares. Il s'agit de plantations monospécifiques de pins maritimes (*Pinus pinaster*) située en terrain plat et sur sol sablonneux. L'étude a été effectuée sur le site test de Nezer qui est composé de vastes parcelles homogènes et équiennes allant de 0 à 50 ans, ce qui correspond à des valeurs de volume de bois variant de 0 à 200 m³/ha.

1.2 Les campagnes de terrains : HUTSCAT'97 et RAMCAR'98

Le système HUTSCAT est un diffusiomètre radar hélicopté non imageur. Il a été construit entre 1987 et 1990 par le Laboratory of Space Technology de l'université d'Helsinki (Hallikainen et al. 1993). HUTSCAT opère simultanément à deux fréquences, en bande C (5,6 cm de longueur d'onde) et en bande X (3 cm de longueur d'onde) dans trois polarisations : HH, VV, HV.

L'objectif de l'expérimentation était d'acquérir des données au-dessus d'un site différant nettement des sites déjà survolés par HUTSCAT, exclusivement des forêts boréales, relativement inhomogènes et possédant une composition en espèces variée. A l'instar de

ces forêts, le site lozérien a l'avantage de posséder quelques « invariants » (une seule espèce, parcelles relativement homogènes) qui rendent possible une étude plus détaillée, à la fois expérimentale et théorique, des données HUTSCAT.

Le fonctionnement du diffusiomètre, illustré par la figure 1, est le suivant : une antenne, située sous l'hélicoptère qui survole les peuplements, émet un faisceau avec une fréquence régulière vers le sol et enregistre les échos qui lui reviennent. Le système mesure alors le coefficient de rétrodiffusion σ^0 , qui représente le rapport de la puissance rétrodiffusée par la cible à la puissance émise par le capteur, normalisé par l'aire de la surface diffusante. La mesure est une intégration sur une aire circulaire au sol, en incidence normale, de 7 à 9 mètres de diamètre selon l'altitude de vol. Le signal émis est modulé en fréquence (diffusiomètre FM-CW) ce qui permet, en mesurant le déphasage en fréquence entre le signal rétrodiffusé par une cible et un échantillon du signal originel, de connaître à quelle distance se situe la cible. Il est ainsi possible d'obtenir la variation du coefficient de rétrodiffusion en fonction de la hauteur (Figure 1), donc un sondage vertical du couvert forestier le long de la trajectoire de l'hélicoptère. L'estimation de la hauteur des arbres se fait en mesurant l'intervalle en fréquence, donc en distance, entre l'écho le plus proche de l'antenne (sommet du houppier) et le plus lointain (sol). L'estimation est donc faite relativement au sol, ce qui implique une indépendance de la mesure à la topographie.

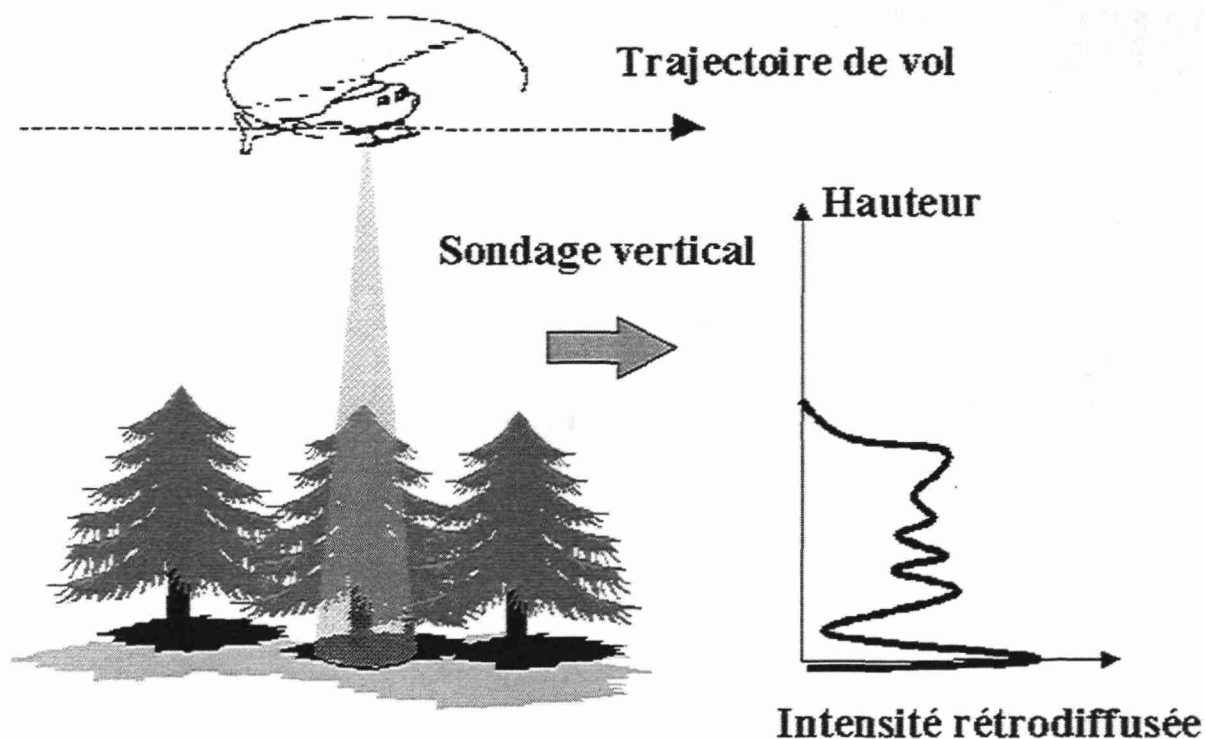


Figure 1 : Schéma d'acquisition d'un sondage vertical par le diffusiomètre hélicoptéré HUTSCAT (Article C).

La campagne HUTSCAT a eu lieu les 22 et 23 Novembre 1997 au-dessus de la forêt domaniale de Mende. 18 vols ont été acquis sur cinq transects à 23° et 3° d'incidence. Les transects avaient été définis de manière à couvrir les situations les plus variées en conditions stationnelles et en âge. Des problèmes d'acquisitions ont malheureusement rendu impossible l'analyse des profils en bande C.

La campagne conjointe de deux capteurs RAMSES (ONERA) et CARABAS (FOA) a eu lieu les 18 et 19 Mai 1998, au-dessus des deux sites test, dans les Landes et en Lozère. L'objectif de cette mission consistait à acquérir des données sur des sites bien connus en utilisant une configuration radar peu utilisée jusqu'ici comme la bande VHF de CARABAS. Plus d'une dizaine de scènes CARABAS ont été acquises, notamment sur le Causse de Sauveterre et le Causse de Mende, sous plusieurs angles de vue et d'incidence.

La figure 2 montre le capteur aéroporté CARABAS (Coherent All Radio Band Sensing). C'est un radar à synthèse d'ouverture à large bande développé par le Swedish Defence Research Establishment (FOA) (Hellsten et al. 1996). Ce radar imageur opère dans la partie basse de la bande VHF, entre 20 et 90 MHz (3 à 15 m de longueur d'onde), en polarisation HH. Il se distingue de la plupart des autres capteurs radars par une l'utilisation de fréquences beaucoup plus basses que celles couramment utilisées tout en gardant une résolution fine (3 mètres). Cette résolution est obtenue grâce à un traitement SAR adapté (acquisition sur un angle d'ouverture très large (-45/+45°) et l'utilisation d'un algorithme dit « step-frequency » qui consiste à illuminer la scène à chaque point de la trajectoire par 26 sous-bandes).



Figure 2 : Le capteur aéroporté CARABAS. Les deux antennes du capteur sont visibles à l'avant de l'appareil.

1.3 Bases de données forestières

Sur le site lozérien, les différentes données disponibles et intégrées dans un SIG sont les suivantes :

- un inventaire forestier fourni par l'IFN sur le département entier qui caractérise plus de 30 thèmes forestiers à la fois en espèces et en structures (taillis, boisements lâches...);
- un Modèle Numérique de Terrain (MNT) fourni par l'Institut Géographique National (IGN) sur le département entier avec une maille de 50 m et une précision altimétrique de 5 mètres ;
- un parcellaire forestier de la forêt domaniale de Mende fourni par l'ONF couvrant plus de 500 parcelles avec leur âge et leurs limites ;
- des données dendrométriques détaillées incluant l'âge, la hauteur, la surface terrière et le volume de bois sur pied de 58 parcelles de la forêt domaniale de Mende et du Causse Méjean (Castel et al., 2000).

La figure 3 présente le parcellaire forestier de l'ONF sur la forêt domaniale de Mende avec en fond le MNT. Les mesures déjà incluses dans le SIG sur les 58 parcelles avait été effectuées en vue de l'analyse d'images de satellites (Castel 1998). Les valeurs mesurées n'étaient valables qu'à l'échelle d'une parcelle (plusieurs hectares en général) et ne permettaient pas d'apprécier finement la variabilité intra-parcellaire. Afin, d'analyser les données hautes résolutions HUTSCAT et CARABAS il s'est avéré nécessaire de disposer de mesures plus précises à la fois géographiquement et quantitativement. C'est pourquoi des mesures dendrométriques supplémentaires ont été effectuées sur 77 placettes de 14 mètres de diamètre réparties sur 8 parcelles (Article A). Ces placettes ont été repérées par GPS (Global Positioning System) différentiel et un protocole plus lourd que les mesures à l'échelle de la parcelle a été utilisé (Le protocole de ces mesures est détaillé dans l'article C).

Sur le site des Landes, un parcellaire forestier est disponible. Régulièrement mis à jour, il permet de connaître avec précision l'année de plantation de chaque parcelle. Pour chaque âge, une description statistique de la forêt a été obtenue à partir de mesures terrains effectuées lors de campagnes précédentes (Beaudoin 1992). On notera que la précision des mesures est plus faible que celles effectuées en Lozère (15-20% pour l'estimation du volume de bois selon les protocoles). Les parcelles échantillonnées en 1992

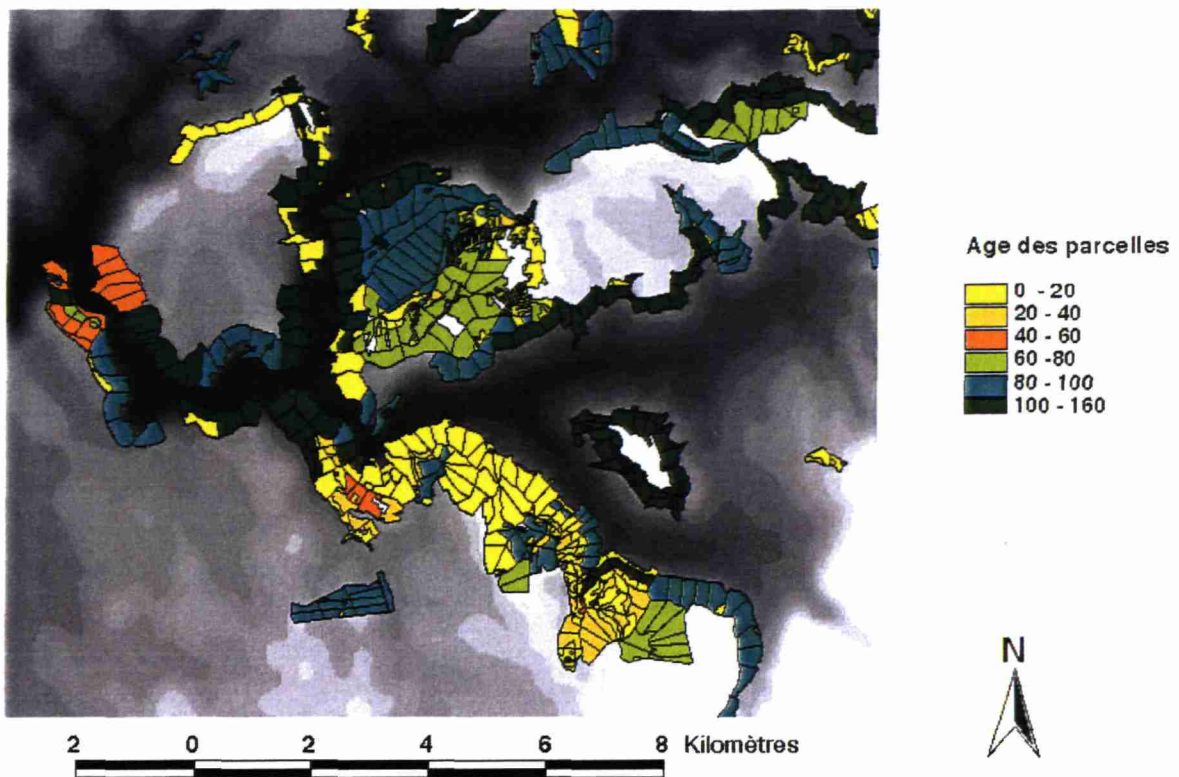


Figure 3 : Parcelle forestier de l'ONF sur la forêt domaniale de Mende. LE MNT disponible sur le site est montré en fond, l'altitude maximale est de 1200 m et l'altitude minimale de 700 m.

ne correspondent pas toutes à celles qui ont servi à l'analyse des données CARABAS. A partir de régressions sur les mesures forestières (Le Toan et al. 1992), des relations donnant les différentes variables forestières en fonction de l'âge ont été utilisées pour retrouver leur valeur sur les parcelles non échantillonnées. De plus, il s'avère qu'il existe trois types de sylviculture coexistants sur le site, ce qui se traduit principalement par des variations de densités de plantation de l'ordre de $\pm 15\%$. Les mesures terrains n'ont pas été segmentées en fonction du type de sylviculture appliquée et l'erreur finale introduite par cette approximation a été estimée à 25% sur les mesures de volume de bois sur pied. Enfin, une campagne supplémentaire a été menée pour calibrer les maquettes AMAP de pins maritimes sur ce site. Elle consistait en de simples mesures de hauteurs (totale et houppier) et de diamètres des troncs à plusieurs âges.

On pourra noter la complémentarité des deux sites. Bien qu'il s'agisse de forêts monospécifiques de conifères, les deux sites diffèrent nettement quant à leur conditions bio et géophysiques : le site des Landes est extrêmement simple (topographie plane, conditions stationnelles très homogènes, sylviculture visant à une production très rapide (rotation de moins de 50 ans des parcelles) avec des densités de tiges faibles (200-250 tiges/ha à maturité). A l'inverse, le site de Lozère est caractérisé par un climat montagneux, rude, conduisant à une pousse plus lente (un pin noir « moyen » de 100 ans

en Lozère correspond à un pin maritime de 40 ans des Landes), des conditions stationnelles très variées (variation de 50% de la hauteur à l'intérieur de parcelles de même âge), et deux types de sylvicultures radicalement différentes (voir plus haut). Le tableau 1 résume les principales caractéristiques des deux forêts, tandis que la figure 4 compare les évolutions de la hauteur moyenne (4a) et de la surface terrière (4b) en fonction du site et de l'âge. On s'aperçoit, que pour un âge donné, les niveaux de biomasse sont très différents.

	Lozère Min-Max	Landes Min-Max
Age (années)	6 - 100	1 - 46
Diamètre moyen (cm)	6.0 - 35.6	0 - 40.4
Hauteur moyenne (m)	1.5 - 26.2	0 - 20.6
Volume de troncs (parcelles) (m ³ /ha)	10 - 903	0 - 217
Densité (tiges/ha)	573 - 2907	240 - 1443
Pente (°)	0 - 50	0

Tableau 1 : Résumé des caractéristiques des forêts des Landes et de Lozère étudiées.

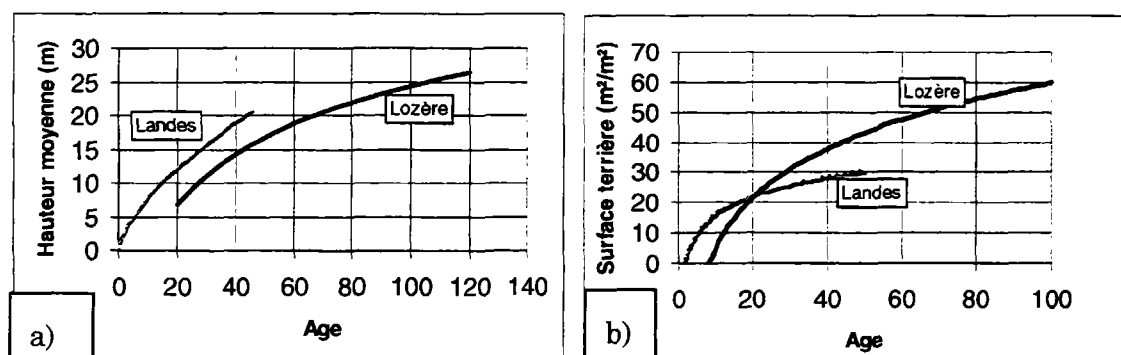


Figure 4 : Comparaison de l'évolution en fonction de l'âge pour les sites de la Lozère et des Landes a) de la hauteur moyenne b) de la surface terrière moyenne par parcelle.

1.4 Analyse des données

HUTSCAT :

Les données HUTSCAT ont été prétraitées par l'équipe du HUT. La figure 5 présente une succession de profils dans le plan de vol acquis à 3° d'incidence, en bande X et en polarisation HH. Chaque colonne représente un profil, codé en couleur selon l'intensité du retour et provient de chaque cellule. On y distingue une parcelle de 40 ans entourée par deux autres parcelles matures de 90 ans. On peut déjà faire les observations suivantes :

- On distingue nettement le haut de la canopée et la mesure de la hauteur des arbres semble être possible ;
- L'onde pénètre dans tout le couvert, avec une zone d'interaction maximale (zone rouge-orangée) qui s'étend sur plusieurs mètres juste en-dessous du haut du houppier ;
- Au sein de chaque parcelle on peut apprécier, de profils en profils, la variabilité du couvert, notamment dans la parcelle de 40 ans. De telle variations doivent pouvoir être reliées avec les conditions stationnelles locales.

Enfin, on notera qu'alors que ces 3 parcelles sont séparées par des couloirs de quelques mètres de largeur, le profil indique une transition douce entre les sections de différents âges. Ceci est dû à la taille de l'aire diffusante au sol (disque de 7 à 9 mètres au sol) qui a pour conséquence de produire des estimations de hauteur moyennées sur une aire suffisamment large pour toujours intercepter des éléments du couvert.

De chaque profil individuel on peut extraire le coefficient de rétrodiffusion du sol, du houppier ($\sigma^0_{\text{houppier}}$, sommation de toutes les cellules de résolution au dessus de la surface)

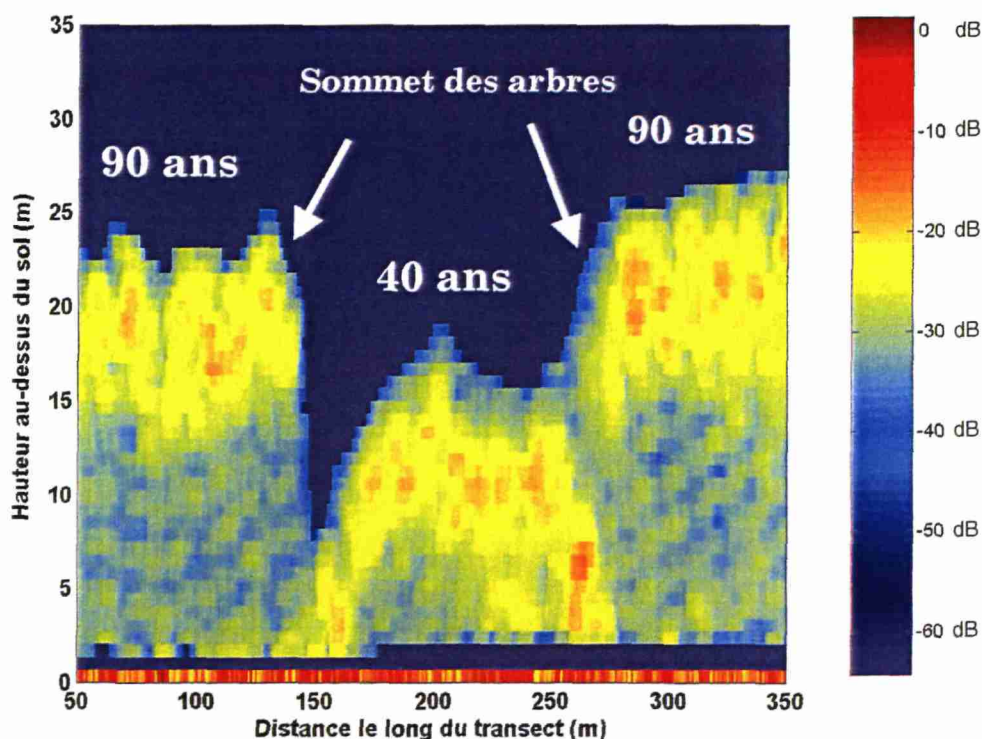


Figure 5 : Succession de profils de rétrodiffusion (en dB) fournis par HUTSCAT dans le plan de vol le long de la trajectoire au-dessus de peuplements de pin noir.

et total (σ^0_{total} , houppier + sol). Ce dernier s'apparente au coefficient de rétrodiffusion tel qu'il est mesuré par un capteur SAR satellite (type ERS). Les figures 6 et 7 montrent successivement le comportement de σ^0_{total} et $\sigma^0_{houppier}$ en bande C et en fonction du volume de bois sur pied. Les mesures ont été moyennées par parcelle afin d'avoir suffisamment d'échantillons.

L'utilisation de $\sigma^0_{houppier}$ à la place de σ^0_{total} permet de séparer les contributions du sol et de la végétation. En séparant ainsi la contribution du houppier, le niveau de saturation est atteint plus tardivement qu'avec σ^0_{total} . Toutefois, l'absence de mesures sur des peuplements ayant un volume de bois sur pied entre 100 et 300 m³/ha ne permet pas de conclure définitivement quant au seuil de saturation, qui doit se situer autour de 200 m³/ha avec $\sigma^0_{houppier}$. Cette valeur est plus haute que celles communément observées avec d'autres capteurs fonctionnant dans la même longueur d'onde (bande C) tels les satellites ERS 1/2 ou RADARSAT. L'utilisation de $\sigma^0_{houppier}$ peut s'avérer donc plus utile que σ^0_{total} pour inverser le niveau de biomasse (Article C).

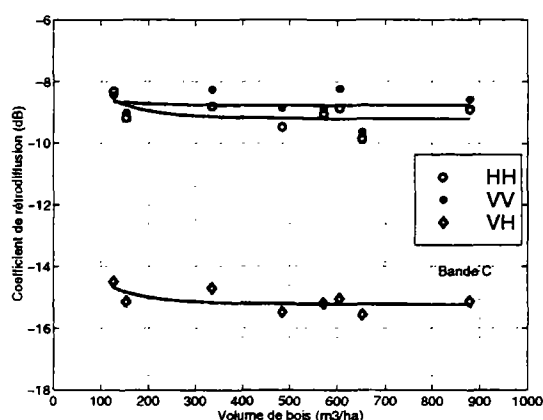


Figure 6 : Coefficient de rétrodiffusion total de parcelles de pin noir d'Autriche en bande C et pour les trois polarisations (HH, VV, VH) (Article C).

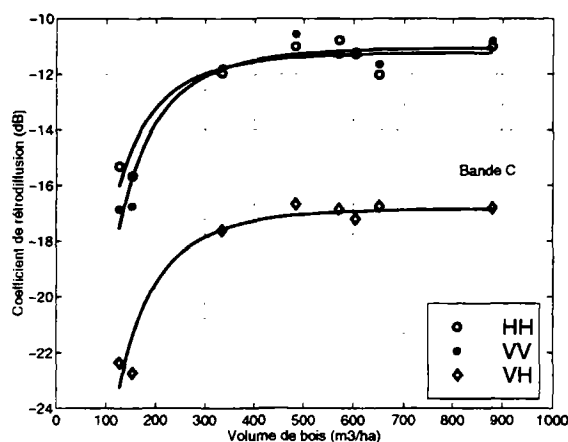


Figure 7 : Coefficient de rétrodiffusion du houppier de parcelles de pin noir d'Autriche en bande C et pour les trois polarisations (HH, VV, VH) (Article C).

CARABAS :

Plusieurs études (Smith et Ulander 1998, Fransson et al. 1999) ont déjà montré la sensibilité de CARABAS à la biomasse sans observer de saturation du signal jusqu'à 500 m³/ha. Il a été également montré (Israelsson et al. 1997, Smith et Ulander 1998) que le mécanisme prépondérant d'interaction entre l'onde et le couvert était la réflexion troncosol. Si l'on approxime le tronc à un cylindre, la diffusion à basses fréquences est proportionnel à son volume au carré. On peut donc s'attendre à ce que le signal soit fortement corrélé aux caractéristiques géométriques du tronc (diamètre, hauteur, volume).

L'originalité de la présente étude réside dans l'analyse de deux jeux de données acquis sur des sites complémentaires afin d'apprécier l'influence de différents facteurs. De plus, la présence de très forts volumes dans le site de Lozère peut permettre de fixer la limite du point de saturation du signal VHF. Enfin, ce même site Lozérien permet d'étudier la sensibilité du signal à la topographie, ce qui n'avait pu être effectué avant cette campagne de mesure.

La figure 8 montre le comportement du coefficient de rétrodiffusion en fonction du volume de bois sur pied par parcelle, pour les deux sites. Les parcelles en Lozère ont été sélectionnées en terrain plat, sur le haut des Causses. La figure 9 montre ces mêmes variations mais exclusivement pour la gamme de valeurs 0-200 m³/ha. Les figures 10a et 10b présentent le comportement du même coefficient de rétrodiffusion en fonction du diamètre des troncs et de la hauteur moyenne par parcelle. Le Tableau 2 résume les corrélations (modèle quadratique) entre le coefficient de rétrodiffusion et les différentes variables d'intérêts. On peut tirer les conclusions suivantes :

- **Le signal ne montre pas de saturation jusqu'à la plage de valeurs de 700-900 m³/ha.** Le manque de point dans cette fenêtre ne permet pas de conclure définitivement sur le seuil de saturation mais les tendances observées indiquent que le point de saturation se situe sûrement entre 700 et 1000 m³/ha. Valeur à comparer aux saturations communément observées en bande C (100 m³/ha) et L (~200m³/ha). On peut noter que l'essentiel de la dynamique est obtenue entre 100 et 500 m³/ha et qu'au dessus le signal n'augmente plus que de 2 dB.
- **Le comportement de σ^0 en fonction du volume de bois sur pied est très proche entre les deux sites.** Une analyse sur le segment de valeurs communes de biomasse (0-200 m³/ha) entre les deux sites montre qu'il est impossible de différencier les deux populations avec un intervalle de confiance de 95% (Article B). Si l'on obtient également de remarquables corrélations avec les variables diamètre et longueur des fûts, les relations différent entre les deux sites. Ceci peut être expliqué par les

différences de pratiques sylvicoles entre les deux peuplements (voir 1.3 Base de données terrains). En effet, pour une classe commune de diamètre ou de hauteur donnée, les densités (et donc le volume de bois) diffèrent nettement entre les deux sites.

- **Le volume de bois sur pied est donc la meilleure variable pour relier le coefficient de rétrodiffusion à la biomasse** par son caractère « intégrateur » des différentes variables descriptives de la parcelle (diamètre moyen et hauteur moyenne des fûts, densité de tige).

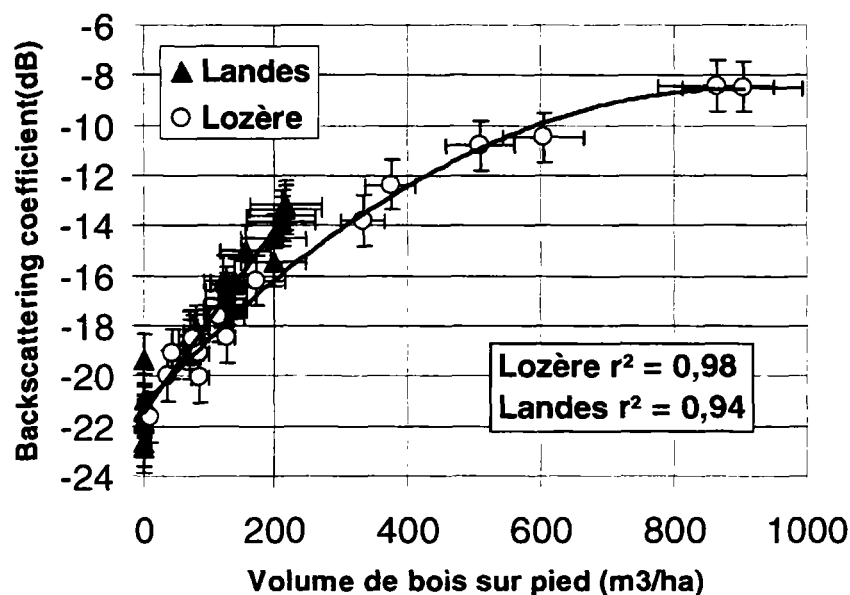


Figure 8 : Coefficient de rétrodiffusion mesuré par CARABAS au-dessus des peuplements des Landès et de Lozère en fonction du volume de bois sur pied.

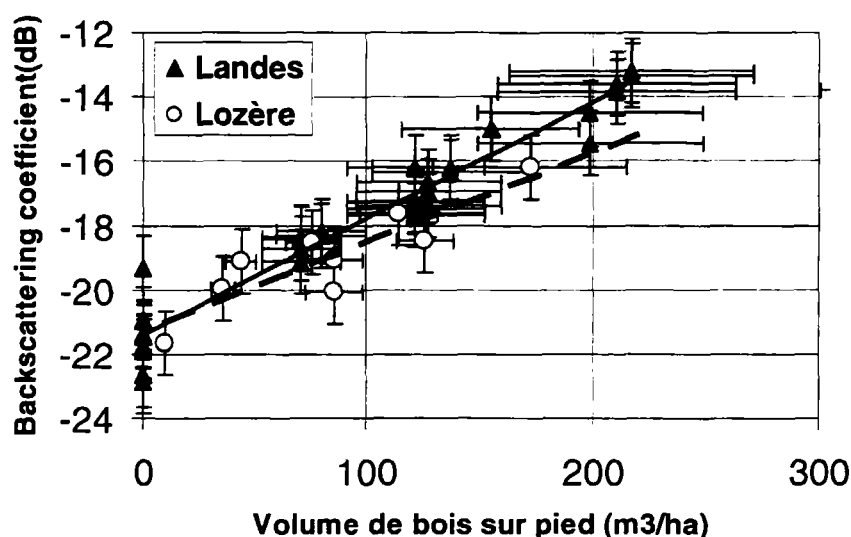


Figure 9 : Gros plan de la figure précédente sur le domaine de valeur en volume de bois commun aux sites des Landès et de Lozère.

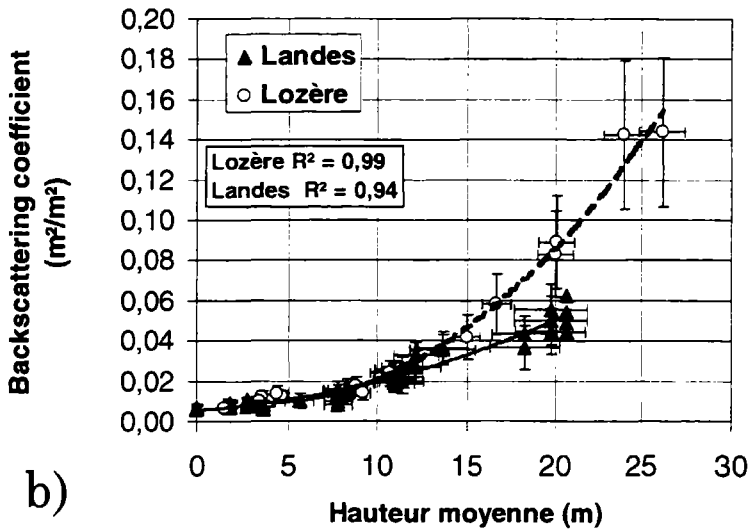
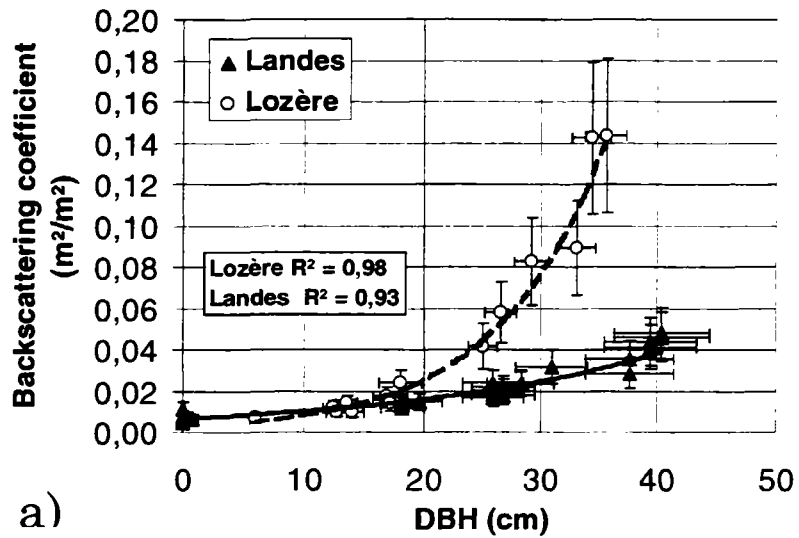


Figure 10 : Variation du coefficient de rétrodiffusion (échelle naturelle) en fonction a) du diamètre à hauteur de poitrine (DBH) moyen des fûts par parcelle, b) de la hauteur moyenne des fûts par parcelle.

	Hauteur des fûts	Diamètre des fûts	Densité de tiges	Surface terrière	Volume de bois
Lozère	0.95	0.98	-0.74	0.48	0.99
Landes	0.93	0.93	-0.92	0.86	0.94
Lozère +Landes	0.83	0.62	-0.43	0.61	0.99

Tableau 2 : Corrélations entre différentes variables descriptives des parcelles mesurées sur le terrain et le coefficient de rétrodiffusion radar.

L'examen visuel des images CARABAS indique une forte sensibilité du coefficient de rétrodiffusion à la topographie locale (pente). Afin d'analyser expérimentalement cet effet, trois images ont été géocodées afin de les mettre en conformité géographique avec le MNT disponible sur la forêt domaniale de Mende, d'une maille de 25 mètres et d'une précision altimétrique de 5 mètres. Les images ont été sélectionnées de manière à couvrir plusieurs configurations en incidence (plage de 40 à 65°) et une grande variabilité de situations topographiques. Nous avons rencontré des difficultés pour géocoder de manière satisfaisante les zones de très fortes pentes ($> 20^\circ$), dues aux déformations extrêmes des images dans ces régions. Ces zones ont donc été exclues de l'analyse qui a suivi. Les images ont été ensuite croisées avec le MNT dans le système d'information géographique disponible sur la zone, permettant d'obtenir des statistiques sur le coefficient de rétrodiffusion, par classes de pentes de 5°. L'analyse des courbes a porté sur les peuplements de 100 ans. Ils permettaient, par leur niveau de rétrodiffusion élevé, de suivre la totalité de la chute du signal. Malheureusement, peu de peuplements jeunes en pente étaient visibles sur les images et leur faible niveau de rétrodiffusion ne permettait pas de suivre la dynamique du signal avant d'atteindre le niveau de bruit (-21 dB). Il n'a donc pas été possible d'étudier la variation d'influence de la topographie en fonction de l'âge des parcelles.

La figure 11 présente la dépendance à la topographie de la rétrodiffusion (en intensité naturelle) des peuplements de 100 ans. La chute est très forte et correspond à une pente de 10 dB. L'analyse sur plusieurs configurations montre que cet effet est le même quels que soient les angles de vue (pente opposée ou face au radar) et l'incidence locale. L'importance de la chute interdit toute analyse du signal sans une connaissance précise de la topographie locale. A des fins d'inversion, il serait nécessaire de corriger les images à l'aide d'un MNT selon une loi semi-empirique. Le lecteur trouvera une simulation théorique de cet effet topographique dans l'article B.

Cette dépendance à la pente locale démontre la prépondérance de la réflexion tronç-sol. La figure 12 illustre la variation de ce mécanisme entre un terrain plat et un terrain en pente. La présence d'une pente d'un angle α affecte la réflexion diédrale en détournant le rayon réfléchi du capteur, avec un angle $\theta - 2\alpha$ au lieu de θ . Ainsi, à mesure que la pente augmente le capteur reçoit progressivement moins de signal, ce qui explique les observations expérimentales.

Les observations montrent l'exceptionnelle sensibilité du signal aux caractéristiques géométriques des troncs. Pourtant, l'influence de l'espèce (structure notamment) reste à évaluer et particulièrement les contributions respectives des différents éléments du

couvert. Un travail de modélisation est donc nécessaire pour comprendre finement ce que mesure CARABAS. Un résumé est présenté dans la section modélisation.

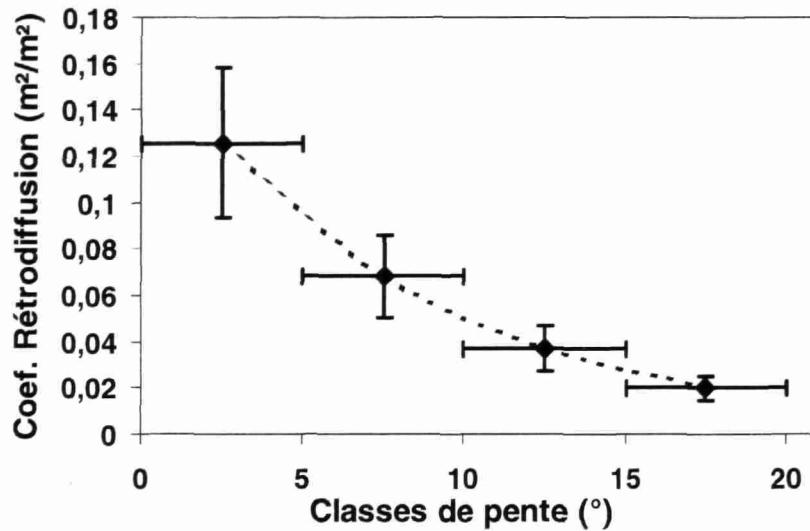


Figure 11 : Variation expérimentale de la variation du coefficient de rétrodiffusion (intensité naturelle) en fonction de la pente (par classes de 5° extraites à partir d'un MNT), pour des peuplements matures de pins noirs.

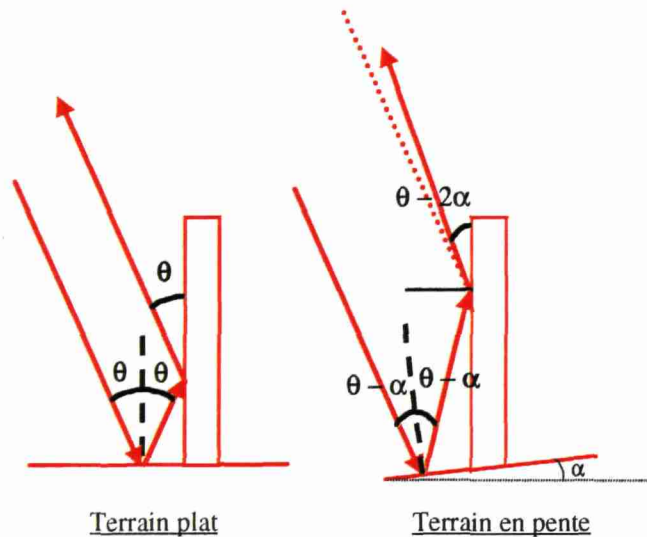


Figure 12 : Illustration de l'effet induit par la pente sur le mécanisme principal de rétrodiffusion (réflexion tronç-sol) en basses fréquences.

2 Modélisation

2.1 Présentation des modèles utilisés

Parmi les approches utilisées en télédétection radar, on peut nettement séparer les approches empiriques, utilisant des observations pour déduire des relations statistiques

afin d'inverser le signal en termes de variables forestières, des approches théoriques, basées sur l'utilisation de modèles afin de reproduire et d'interpréter les observations. Les approches empiriques et semi-empiriques ont été les premières utilisées mais ont montré leurs limites. Souvent, les observations et les relations tirées d'une étude s'avèrent dépendantes du site, de l'espèce, voire de l'époque d'observation. Afin de trouver des « invariants » dans la réponse mesurée et de comprendre la variabilité des relations observées, il s'avère nécessaire de comprendre comment l'onde électromagnétique interagit avec les milieux naturels. Il s'agit d'identifier à la fois quels sont les mécanismes d'interaction prépondérants et quels sont les diffuseurs principaux. Depuis une vingtaine d'années, de nombreuses études se sont attaquées à ce problème. Modéliser la rétrodiffusion radar des forêts impose d'appliquer des théories électromagnétiques sur une description simplifiée de la forêt. Nous allons donc voir dans cette section les différentes approches utilisées en séparant les travaux réalisés sur la description de la végétation de ceux traitant des aspects électromagnétiques. Dans chaque section, après des rappels généraux, les modèles utilisés durant la thèse seront plus spécifiquement présentés.

2.1.1 Modélisation de la forêt

Modélisation de la forêt et rétrodiffusion radar

Combiner une description fine du milieu forestier avec les théories électromagnétiques (E.M.) semble être une gageure. En effet, les modèles de diffusion de forêt utilisent des hypothèses fortement simplificatrices comme la symétrie azimutale des diffuseurs et utilisent des descriptions simplifiées (cylindres, disques, sphères) des cibles naturelles. Une branche y sera par exemple décrite sous la forme d'un ou de plusieurs cylindres emboîtés, décrits par les premier et second ordres des statistiques des variables longueur, diamètre, position et direction dans l'espace. Représenter finement la variabilité du milieu impose donc d'adapter les techniques de description de la végétation aux hypothèses utilisées par les modèles de diffusion.

La plupart des modèles E.M. décrivent la végétation sous la forme d'un assemblage de couches, ou de mailles à l'intérieur desquelles la distribution est supposée homogène, les caractéristiques des diffuseurs variant en fonction de la classe à laquelle elles appartiennent. La figure 13 illustre les différentes voies adoptées. Les premiers modèles décrivaient la végétation sous forme d'une couche unique homogène (Attema et Ulaby, 1978) (figure 13a)). Par la suite plusieurs couches ont été introduites afin de séparer notamment le houppier, des troncs élagués et de la sous-strate arbustive (Ulaby et al.,

1990 ; Karam et al. 1992). Plus récemment, certains modèles ont introduit une variabilité horizontale du milieu au moyen de formes géométriques simples (parallélépipèdes, cônes) qui sont censés représenter différents types de houppiers (Sun et Ranson, 1995) (figure 13b). Dans ces dernières approches, les caractéristiques de la végétation sont encore considérées comme homogènes à l'intérieur des volumes définis. Un nouveau pas a été franchi en discrétisant l'espace en éléments élémentaires ou « voxels » (Ewe et Shuah 2000) (figure 13c)). Enfin, la voie la plus récente propose l'utilisation de modèles cohérents qui prennent en compte la position dans l'espace de tous les diffuseurs sans hypothèse d'homogénéité dans un volume donné (Floury, 1999) (figure 13d)).

Deux caractéristiques fortes de la forêt sont sa complexité et sa variabilité. Mais comment mesurer et introduire ces dernières dans les modèles de diffusion ? L'approche la plus simple consiste à utiliser des mesures dendrométriques sur les éléments du couvert, obtenues à partir d'échantillonnages sur le terrain. Il faut alors s'attacher à apprécier aussi bien la variabilité au sein d'un même arbre (en fonction de la hauteur dans le couvert par exemple), qu'entre différents individus. Cette méthode expérimentale présente l'avantage, si l'échantillonnage est suffisamment conséquent, de pouvoir apporter une bonne idée de la variabilité du milieu en fournissant moyenne, écart-type voire une densité de probabilité sur des variables utilisées par les modèles de diffusion (longueur, diamètre, orientation dans l'espace). Toutefois, les mesures seront entièrement dépendantes du site d'étude et ne pourront être utilisées rigoureusement sur d'autres sites. De plus, aucune connaissance sur les processus biophysiques influençant la croissance n'est apportée. Enfin, la mesure sur le terrain de certaines variables (orientation dans l'espace des éléments) est peu précise.

Une voie alternative réside dans l'utilisation de descriptions plus réalistes, basées sur des algorithmes de reconstruction de l'architecture des arbres. Dans les approches les plus simples, du type « vectorisation », l'arbre est « reconstruit » à partir de mesures terrain lors desquelles ont été mesurées les variables dendrométriques nécessaires à la reconstruction (diamètre/longueur des segments, quantité de feuillage, etc...). Bien que l'arbre ne soit pas entièrement échantillonné, des algorithmes permettent alors de reproduire un arbre en utilisant la base de données des mesures terrains. Cette modélisation, bien que précise, présente le désavantage de ne reposer sur aucune base biologique et botanique. Ainsi il n'est pas possible de faire évoluer ce type de maquettes et de simuler la croissance de l'arbre.

D'autres approches utilisent des modèles mathématiques plus complexes, parmi lesquelles on peut noter celles basées sur les méthodes fractales ou les systèmes de Lindenmayer (ou L-systèmes). Ces modèles présentent l'avantage par rapport aux approches type vectorisation de ne requérir qu'un nombre réduit de mesures pour alimenter les modèles. De plus, il est possible de simuler une dynamique de croissance. Mais, là encore, la validité botanique n'est pas prise en considération. On peut donc conclure que l'idéal serait de combiner l'utilisation de modèles mathématiques, permettant un échantillonnage « allégé », avec une prise en compte des phénomènes biologiques à l'origine de la croissance de l'arbre. C'est ce que proposent les modèles botaniques, parmi lesquels le modèle architectural de croissance d'arbre AMAP (pour Atelier de Modélisation de l'Architecture des Plantes) développé par le CIRAD. C'est cette approche qui sera utilisée pour la description de la végétation dans cette étude. Nous allons maintenant détailler ce modèle.

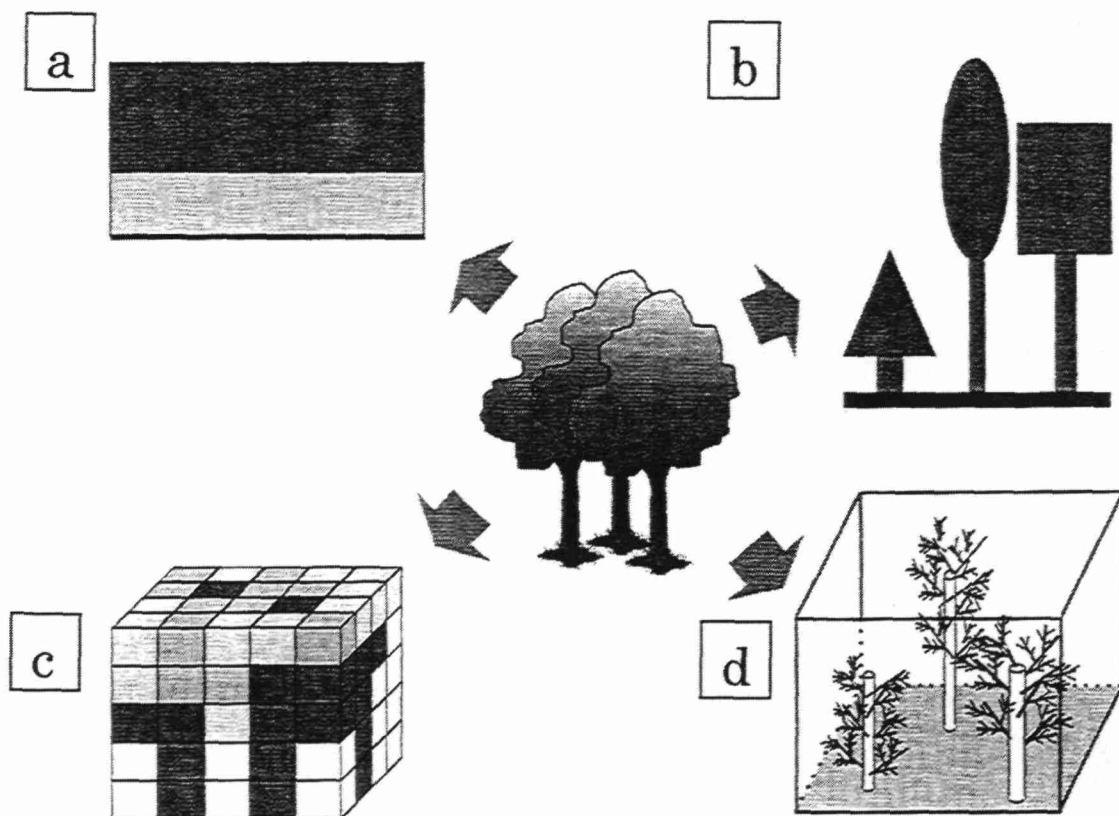


Figure 13 : Les différents modes de description de la végétation dans les modèles électromagnétiques de végétation (d'après Floury 1999).

Le modèle de croissance d'arbre AMAP

Les premiers travaux sur la modélisation architecturale datent des années 70, d'abord d'un point de vue théorique et qualitatif (Hallé and Oldeman 1970, Hallé et al. 1978) puis d'un aspect pratique et quantitatif à travers les études sur le caféier entreprises par Philippe De Reffye (De Reffye 1981a, 1981b, 1982, 1983). AMAP se propose précisément de combiner les connaissances qualitatives et quantitatives issues de ces travaux. La chaîne de traitement se déroule en 4 temps : 1) une observation morphologique et architecturale des végétaux ; 2) l'acquisition de mesures sur la plante; 3) le calcul des paramètres de fonctionnement; 4) la simulation de la croissance qui donnera la maquette, résultat final de la chaîne. Ces principes permettent de simuler aussi bien des herbacés, des plantes annuelles ou des arbres.

• L'analyse morphologique : l'architecture d'une plante dépend de la nature et de la position relative de ses différentes parties. Elle est le résultat d'un équilibre entre les caractéristiques propres d'une espèce et les influences de son environnement.

La structure élémentaire de l'architecture d'un arbre est l'axe feuillé qui comprend (figure 14) :

- le bourgeon terminal ou méristème apical ;
- les nœuds : points d'insertion des feuilles/branches sur la tige ;
- les entre-nœuds : portions de tiges situées entre 2 feuilles/branches consécutives ;
- les bourgeons latéraux au niveau de chaque nœud.

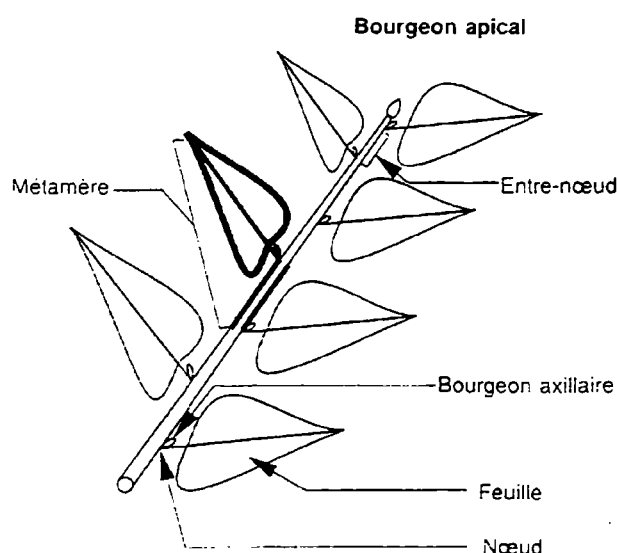


Figure 14 : Description de l'axe feuillé (d'après Barthélémy et al., 1995).

L'idée fondamentale est de considérer la plante comme le résultat de l'activité de ses méristèmes (ou bourgeons). On distingue 3 états pour un méristème : 1) l'inhibition ; 2) le fonctionnement ; 3) l'arrêt total de fonctionnement ou mort. A chaque unité de temps lors d'une simulation, le devenir des bourgeons est alors déterminé en attribuant deux probabilités à chaque bourgeon : sa probabilité de mourir et d'être inhibé (inactif pendant un certain temps). Ainsi, la « vie » d'un méristème va être rythmé par trois phénomènes :

- La croissance qui regroupe l'élongation (apparition d'une nouvelle pousse ou unité de croissance) et la « pause » suite à un effet d'inhibition
- La ramification : des axes latéraux se développent. La répartition des ramifications le long d'un axe est modélisée par une chaîne de Markov à deux états (l'état ramifié et non ramifié) : la probabilité d'apparition d'une ramification sur un entre-nœud ne dépend que de l'état de l'entre-nœud précédent.
- La mortalité qui regroupe la transformation en fleurs (dans le cas d'arbres fruitiers), la fin programmé d'un axe ou l'accident naturel ou provoqué (taille).

On distingue dans la phase de croissance, la phase primaire qui voit la création des entre-nœuds puis leur élongation, et la phase secondaire au cours de laquelle les entre-nœuds voient leur section s'accroître. Cette croissance est directement reliée à la quantité d'assimilats fournis par la photosynthèse et à leur mode de répartition (Fourcaud 1995).

- La réalisation des mesures : Les caractéristiques des unités de croissance peuvent être approximées par des lois de distribution. De même, les processus de croissance et d'arrêt peuvent être exprimés en termes de probabilités. L'observation a montré que la nature ou la forme des distributions observées est indépendante des conditions expérimentales (De Reffye et al., 1991). Il n'y a que les paramètres des lois qui soient modifiés quand les arbres d'une même espèce poussent dans des environnements différents (Barthélémy et al. 1995). Ceci signifie qu'une fois déterminée l'architecture d'une espèce, il suffit de réaliser des mesures sur le terrain pour caler les lois statistiques du modèle et ainsi simuler la croissance d'un arbre. Les mesures sont réalisées par échantillonnage et doivent être effectuées sur un nombre d'individus suffisant à plusieurs âges afin de prendre en compte au mieux la variabilité intra-spécifique. Elles reposent sur un codage particulier (Godin et al. 1996) qui permet de retrouver l'agencement des unités de croissance les unes par rapport aux autres.

- Calcul des paramètres de fonctionnement : A partir des observations *in situ*, les ajustements des distributions se font avec des lois simples (Poisson, binomiale, géométrique) (Jaeger et De Reffye, 1992). Les paramètres de ramification, modélisés à partir de chaînes de Markov, sont également calculés. Cette phase est conduite à l'aide du logiciel AMAPMOD (Godin et al. 1996, 1997) qui intègre automatiquement le codage utilisé durant la prise des mesures.

- Simulation de la croissance : Simuler l'architecture revient à reproduire la succession des unités de croissance au cours de la vie de l'arbre. La notion d'axe de référence (De Reffye et al. 1991) permet de gérer simultanément l'âge chronologique et l'âge physiologique au sein d'un même arbre (un bourgeon de l'année, qui est chronologiquement jeune, est physiologiquement vieux car c'est le stade ultime de développement d'un méristème). L'architecture est alors recrée grâce aux lois stochastiques. La figure 15 montre plusieurs simulations à divers âges pour une maquette de pin noir.

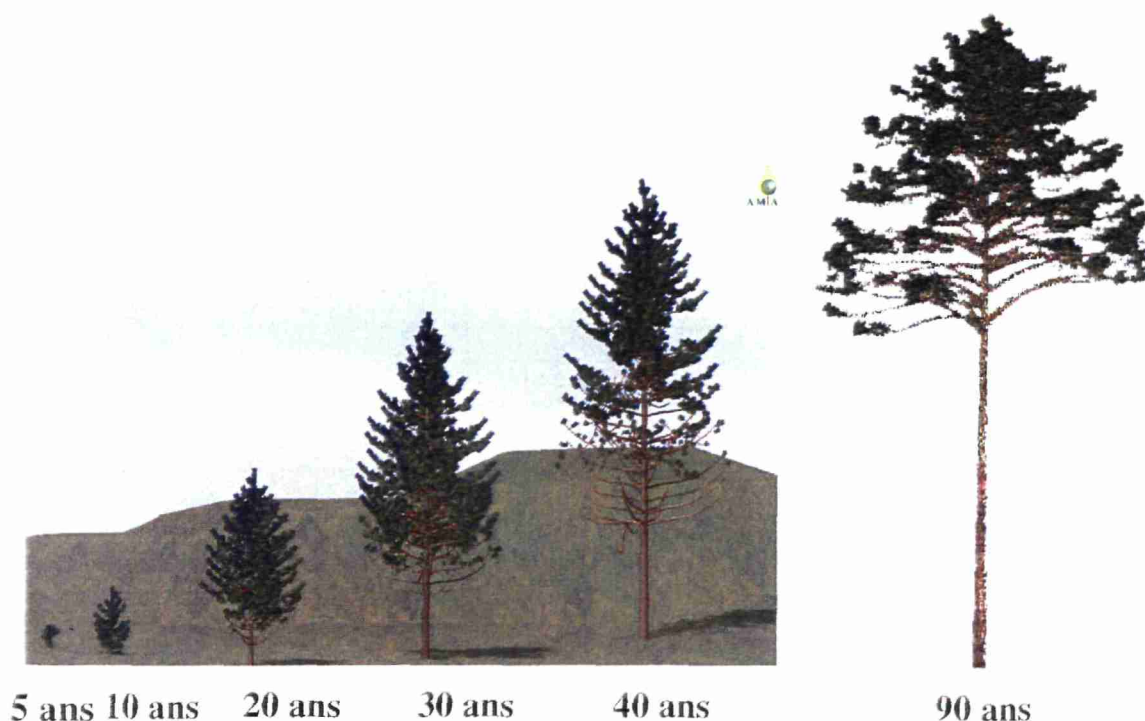


Figure 15 : Maquettes AMAP de pin noir d'Autriche à différents âges calibrées pour la forêt domaniale de Mende.

2.1.2 Modélisation électromagnétique

Les tentatives de modélisation de l'interaction onde-matière sont aussi vieilles que la télédétection radar. Les premières approches, semi-empiriques, décrivaient la végétation comme un nuage de gouttelettes d'eau au-dessus d'une surface réfléchissante. Ce type de modèle permettait de prendre en compte les deux principaux mécanismes de rétrodiffusion aux hautes fréquences (bandes X, C et L) : la rétrodiffusion directe du couvert et la contribution du sol atténuée par la végétation. Toutefois, ce type de modèle ne permet pas d'étudier l'influence réelle des propriétés des diffuseurs de la végétation (taille, orientation).

On peut distinguer les modèles travaillant simplement avec l'énergie de l'onde (amplitude) et ceux utilisant toutes les caractéristiques d'une onde (amplitude et phase) comme les modèles cohérents. Nous allons ici introduire ces deux types de modèles.

La modélisation du transfert radiatif

La théorie du transfert radiatif a été d'abord utilisée en astronomie dans le calcul du transfert d'énergie dans les atmosphères stellaires (Chandrasekhar, 1960), avant d'être utilisée et modifiée pour la télédétection optique et radar des milieux forestiers. Ces équations se traduisent en terme d'énergie (ou puissance), ainsi toute information sur la phase des champs diffusés est perdue. Cette théorie repose sur l'hypothèse que les champs (incidents et diffusés) peuvent s'additionner de manière incohérente, en puissance. Cette supposition sera valable si les points suivants sont respectés :

- le nombre de diffuseurs doit être grand ;
- les diffuseurs sont aléatoirement distribués dans l'espace ;
- les diffuseurs sont en champ lointain les uns des autres (peu de couplage entre les différents diffuseurs) ;
- les fluctuations de permittivité diélectrique du milieu dans lequel sont distribués les diffuseurs sont faibles.

Ces hypothèses sont respectées pour la plupart, la forêt constituant un milieu avec un grand nombre de diffuseurs mais finalement peu dense, sa fraction volumique restant inférieure à 0,1 % (Le Toan et al. 1990). De même, l'hypothèse sur la permittivité diélectrique est respectée étant donné que les fluctuations de permittivité sont faibles dans le houppier (Le Toan et al., 1990). L'hypothèse du champ lointain est la plus critique, notamment dans le cas de diffuseurs comme les agrégats d'aiguilles, ce qui impose de travailler à la limite de validité du modèle.

L'équation générale décrivant la propagation d'une onde à travers un milieu dispersif (atténuant, diffusant, émissif) s'écrit :

$$\cos \theta \frac{d\bar{I}(\theta, \phi, z)}{dz} = -\bar{\kappa}_e(\theta, \phi, z) \cdot \bar{I}(\theta, \phi, z) + \int_{4\pi} d\Omega' \bar{P}(\theta, \phi; \theta', \phi') \cdot \bar{I}(\theta', \phi', z) + J(\theta, \phi, z) \quad (1)$$

L'intensité est notée sous la forme du vecteur de Stokes qui contient 4 termes, deux en co-polarisations (HH et VV) et deux en polarisation croisée (HV et VH). L'équation (1) décrit la variation de l'intensité (membre de gauche) au cours de sa propagation dans un repère cylindrique (θ, ϕ, z) . Ces variations sont expliquées par les trois termes du membre de droite :

- le premier terme $-\bar{\kappa}_e(\theta, \phi, z) \cdot \bar{I}(\theta, \phi, z)$ représente les pertes dues à l'absorption ou à l'extinction. κ_e est appelée la matrice d'extinction. Pour un milieu aléatoire, cette matrice peut être calculée par l'approximation multi-diffusions de Foldy-Lax. Dans le cas d'agrégats d'aiguilles ou de feuilles, Fung a proposé de remplacer cette approximation en prenant en compte les interactions en champ proche entre les diffuseurs (Fung et al. 1987) ;
- $\int_{4\pi} d\Omega' \bar{P}(\theta, \phi; \theta', \phi') \cdot \bar{I}(\theta', \phi', z)$ tient compte de la diffusion des ondes provenant des directions (θ', ϕ') dans la direction (θ, ϕ) . P est la matrice de diffusion qui additionne les propriétés diffusantes (diélectriques et géométriques) de tout les diffuseurs élémentaires du milieu. Cette somme est généralement calculée dans l'hypothèse que tout les diffuseurs sont en champ lointain les uns des autres ;
- $J(\theta, \phi, z)$ représente l'émission du milieu. Ce terme est négligé en télédétection micro-ondes active où la diffusion domine largement l'émission.

L'approximation de Foldy-Lax est utilisée pour le calcul de la l'atténuation du milieu. L'approche de Foldy (Foldy 1945, Lax 1951, Tsang et al. 1985) est en effet utile pour prendre en compte les effets d'absorption et de diffusion des milieux peu denses. Elle repose sur trois points :

- le champ diffusé total est la somme des champs diffusés par chaque diffuseur ;

- le champ diffusé par chaque diffuseur dépend uniquement de ses propres propriétés et de celles du champ incident ;
- le champ incident sur chaque diffuseur est égal à la somme du champ incident initial et des champs diffusés par tous les autres diffuseurs (champ total sans le champ diffusé par le diffuseur en question).

La résolution de l'équation de transfert radiatif (1) peut se faire de manière itérative. Elle consiste à prendre pour hypothèse que l'effet de diffusion est plus faible que celui d'atténuation. Le terme d'atténuation est alors dominant, et la solution à l'ordre 0 est obtenue en négligeant le terme de diffusion. En substituant la solution à l'ordre 0 dans le terme de diffusion du second membre, on obtient alors la solution d'ordre 1. Les solutions aux ordres supérieurs étant obtenus selon le même principe. La figure 16 illustre la solution à l'ordre 1 qui fait apparaître 4 mécanismes en plus de la rétrodiffusion du sol (solution de l'ordre 0). Les solutions d'ordres supérieurs sont difficiles à mettre en œuvre par leur complexité et les temps de calcul nécessaires pour leur résolution. A titre d'exemple, la solution à l'ordre 2 fait déjà apparaître 16 mécanismes.

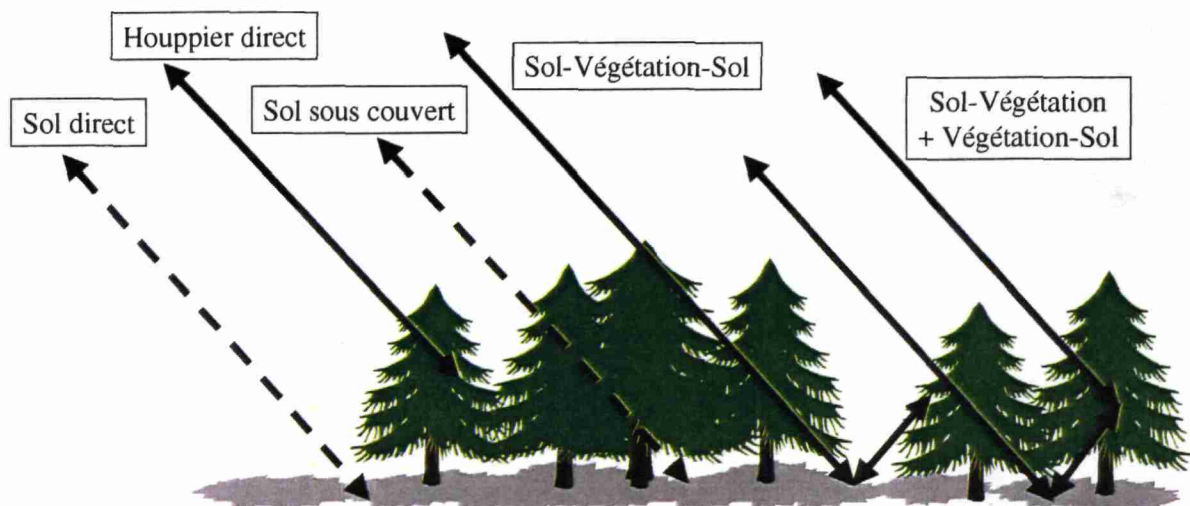


Figure 16 : Solution du premier ordre de l'équation du transfert radiatif qui fait apparaître 4 mécanismes, en plus de la rétrodiffusion du sol (solution de l'ordre 0).

Cette thèse se propose de poursuivre les travaux menés depuis plusieurs années sur l'amélioration de la modélisation en transfert radiatif (RT pour radiative transfert). Le modèle choisi est celui développé dans le cadre d'une collaboration entre le MIT et le CESBIO (Beaudoin et al. 1994, Hsu et al. 1994). Il s'agit d'un modèle monostatique du premier ordre, polarimétrique, traitant la végétation sous forme d'une superposition de

couches horizontales. Initialement, la forêt était représentée en 3 couches : une couche de houppier, une couche de troncs élagués et une couche de sous-bois. La végétation est décrite sous forme de cylindres diélectriques ordonnés en classes de diffuseurs (tronc, branche d'ordre 1, d'ordre 2 ...) caractérisées par une taille (rayon, longueur), une constante diélectrique et une distribution d'orientations homogène dans la couche. La contribution du sol, en diffusion directe, est calculée par l'approximation de Kirchoff, tandis que les réflexions sol-végétation sont calculées en approximant le sol par une surface spéculaire.

Une limitation des modèles en transfert radiatif réside dans la description purement statistique du milieu, au moyen de moyennes et de distributions. Ceci ne permet donc pas de prendre en compte la structure de l'arbre, notamment le positionnement relatif des éléments du couvert qui peuvent induire des phénomènes d'interaction cohérente (additives ou destructives). C'est ce que propose précisément d'affiner la théorie du « branching model » (Yueh et al. 1992) qui tient compte notamment du regroupement des diffuseurs en agrégats de plusieurs échelles : les aiguilles sur une branche tertiaire peuvent être traitées comme des branches secondaires agrégées le long d'une branche primaire. L'arrangement est semblable, seules les dimensions diffèrent (taille, densité linéaire de diffuseurs).

Les travaux réalisés plus récemment (Castel 1998, Flourey 1999) ont proposé de décrire plus finement le couvert en scindant la monocouche de houppier en plusieurs sous-couches afin de mieux décrire la variabilité verticale du milieu. Parallèlement, la description de la végétation a été affinée en utilisant, non plus des données statistiques issues d'échantillonnages terrains, mais des données issues du modèle de croissance d'arbre AMAP.

Le modèle RT décrit la végétation au moyen de cylindres : à une branche correspond un cylindre. AMAP utilise aussi des cylindres pour reconstruire géométriquement un arbre, mais à l'inverse il utilisera autant de cylindres qu'il sera nécessaire pour décrire chaque branche (courbure, variation du diamètre en fonction de la longueur). Pour mettre en adéquation les deux descriptions, une interface (AMAP2SAR, (Barczi et al. 1997)) dégrade les maquettes AMAP pour les adapter au format d'entrée du modèle RT.

La modélisation cohérente

La singularité de cette approche réside dans la sommation cohérente (amplitude et phase) des champs diffusés, ce qui signifie que le modèle a besoin de connaître les positions exactes dans l'espace de chacun des diffuseurs. Parmi les modèles cohérents on distingue les modèles exacts et ceux approchés. Les premiers sont appelés exacts car leur

développement théorique à partir des équations de Maxwell ne nécessite aucune hypothèse simplificatrice autres que celles liées à l'implémentation numérique. Deux approches les plus couramment utilisées sont la méthode des moments et la méthode FDTD (Finite Difference Time Domain). Ces modèles présentent le désavantage d'être très demandeurs en temps de calcul, ce qui les rend inutilisables dans l'étude de scènes naturelles comme les forêts, caractérisées par un grand nombre de diffuseurs. Nous avons donc préféré utiliser un modèle cohérent « approché » reposant sur l'approximation de Born modifié.

L'approximation de Born modifiée est une théorie prenant en compte à la fois l'information d'amplitude et de phase des champs diffusés. Il s'agit de l'extension de l'approximation de Born, qui postule que la réponse d'une distribution de diffuseurs à un champ incident est égale à la somme cohérente de la réponse de chacun de ces diffuseurs au même champ incident. Les diffuseurs sont ici traités de manière indépendante les uns des autres. L'approximation de Born modifiée a pour avantage de prendre en compte l'atténuation de l'onde et sa variation en phase au cours de sa propagation dans le milieu. Afin de calculer ce champ atténué qui sera donc recalculé pour chaque diffuseur, on utilise comme dans la théorie du transfert radiatif l'approximation de Foldy-Lax. En conséquence, on retrouve dans cette approche les mêmes limitations sur la densité de diffuseurs que dans la modélisation radiative.

Dans le cadre de cette thèse, nous avons utilisé un modèle cohérent précédemment développé au CESBIO (Floury 1999). La diffusion des cylindres diélectriques constituant le milieu est calculée par l'approximation du cylindre fini (Karam et Fung 1988). La contribution directe du sol est prise en compte par un modèle IEM (Integral Equation Model) (Fung et al. 1992), les réflexions (pour les interactions végétation-sol) par les coefficients de Fresnel modifiés de la rugosité. Les simulations sont conduites sur N réalisations du milieu tirées par la méthode de Monte-Carlo, plusieurs centaines de cellules sont ainsi généralement calculées pour dériver le calcul de rétrodiffusion (figure 17).

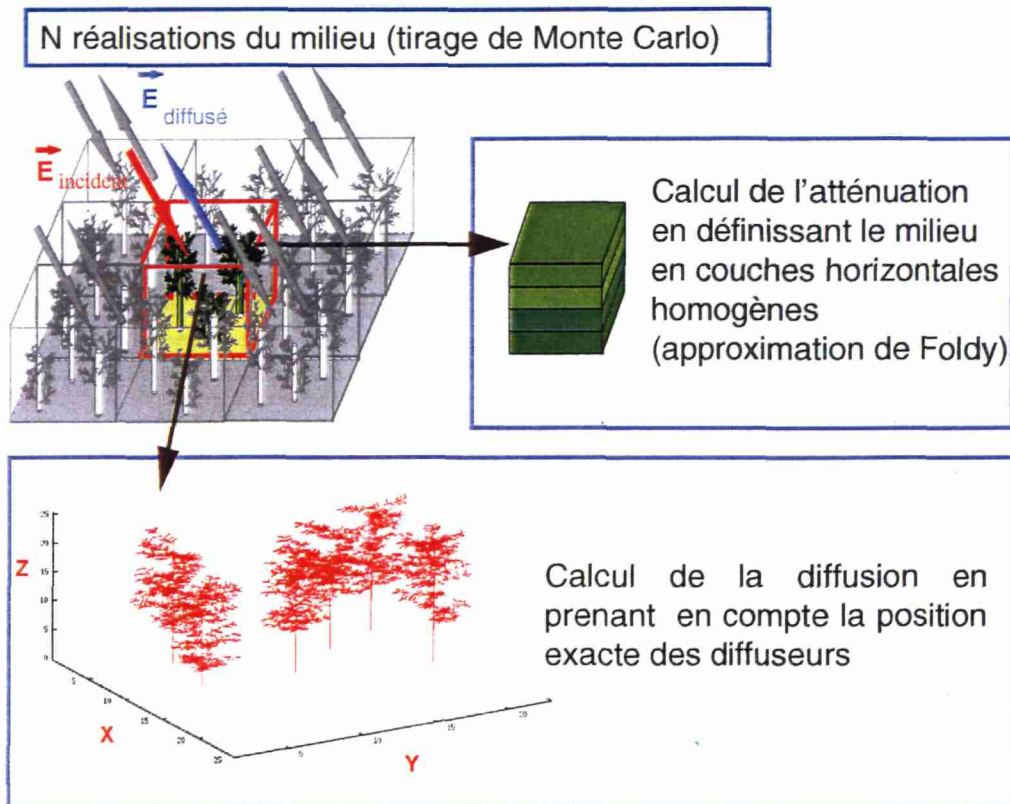


Figure 17 : Schéma simplifié présentant le modèle cohérent (Floury 1999). Les simulations sont conduites sur N cellules élémentaires à l'intérieur desquelles la position des arbres est obtenue par tirage de Monte-Carlo. La diffusion est calculée au moyen de l'approximation de Born modifiée qui tient compte de la position exacte de chaque diffuseur dans l'espace. L'atténuation est calculée par l'approximation de Foldy-Lax en définissant le milieu en couches homogènes similairement à l'approche du modèle de transfert radiatif.

2.2 Amélioration du modèle de transfert radiatif et interprétation des données HUTSCAT

Le couplage modèle E.M. – modèle de croissance repose sur l'idée qu'une description fine du milieu est nécessaire pour reproduire et comprendre les interactions de l'onde électromagnétique avec le couvert. Les premiers travaux sur le modèle RT ont surtout porté sur l'implémentation et l'interfaçage des deux modèles. Il reste à montrer l'utilité de cette approche et particulièrement à la valider. Le choix de données appropriées s'avère ici important. En effet, l'approche la plus simple afin de valider le modèle serait de comparer des coefficients de rétrodiffusion simulés et expérimentaux, obtenus par exemple à partir de données de satellites (Floury et al. 1997). Ceci ne constitue qu'une première étape, et il serait même plus juste d'utiliser le terme d'étalonnage à la place de validation, les valeurs de certaines variables difficiles à mesurer (rugosité et humidité

des sols notamment) étant souvent ajustées pour faire coïncider les valeurs de rétrodiffusion simulées avec celles observées. De plus, simuler un coefficient de rétrodiffusion n'assure pas que les mécanismes prédits par le modèle sont ceux qui prennent effet, réellement, au sein des couverts. A ce titre les données HUTSCAT semblent un outil unique et particulièrement adéquat pour valider l'approche multicouche du modèle MIT/CESBIO. Celui-ci présente l'avantage de pouvoir étudier comment interagit l'onde E.M à l'intérieur même des couverts. HUTSCAT permet précisément d'étudier expérimentalement et à haute résolution cette même distribution.

Nous avons donc adopté une approche à double sens en 1) utilisant les données HUTSCAT à des fins de validation du modèle ; 2) interprétant ensuite les données grâce au modèle validé. La première phase a nécessité une série d'allers-retours entre comparaison et validation. En effet, la comparaison des premières simulations en bande X du modèle RT avec les données expérimentales à incidence normale n'était pas satisfaisante (Article A). Le modèle donnait une zone d'interaction située juste en-dessous du couvert et très fine, contrairement aux données expérimentales qui montrait une zone d'interaction très profonde.

La différence de comportement a été interprétée comme il suit. A des angles d'incidence faibles, les parties basses du houppier (là où se trouvent les branches les plus larges) peuvent être vues directement sans être atténuées par les couches supérieures. Or, ce constat rend invalide l'hypothèse utilisée par le RT selon laquelle la végétation peut être considérée comme un empilement de couches horizontales et infinies. En effet, dans cette hypothèse les contributions des couches du bas du houppier sont atténuées quelque soit l'incidence. Nous avons donc proposé de corriger l'hypothèse des couches horizontales infinies afin de prendre en compte les chemins d'interceptions réels de l'onde par le couvert (Article A).

La figure 18 illustre la différence entre les deux hypothèses. Soit un houppier décomposé en trois couches horizontales. Dans l'hypothèse de couches infinies (droite), la contribution de la couche la plus basse est atténuée par les couches supérieures. Dans l'hypothèse où l'aire diffusante de chaque couche est prise en compte, la rétrodiffusion de la couche la plus basse est la somme de trois contributions (pondérées par leur aire contributive relative): 1) directe et non atténuée par les autres couches; 2) atténuée uniquement par la couche n°2 ; 3) atténuée par les couches n°2 et 3. En itérant sur N couches on peut alors obtenir une nouvelle expression du coefficient de rétrodiffusion (papier A). Dans la correction proposée, l'aire diffusante A_n d'une couche est définie comme un disque dont le rayon est égal à la longueur moyenne des branches primaires,

projetée horizontalement (Figure 18). Le nombre d'éléments végétatifs est le même dans les deux approches, mais dans la correction les éléments sont répartis sur une aire plus petite. Ceci affecte alors l'atténuation puisque l'atténuation est au premier ordre proportionnel à la densité de diffuseurs. Une correction est donc introduite également sur l'atténuation (Floury 1999, Article A). Enfin, il faut noter qu'il s'agit d'une correction *a posteriori*, c'est-à-dire que la correction n'est pas directement implémentée dans le modèle mais simplement effectuée sur les valeurs de coefficients de rétrodiffusion et d'atténuation données par le modèle pour chaque couche.

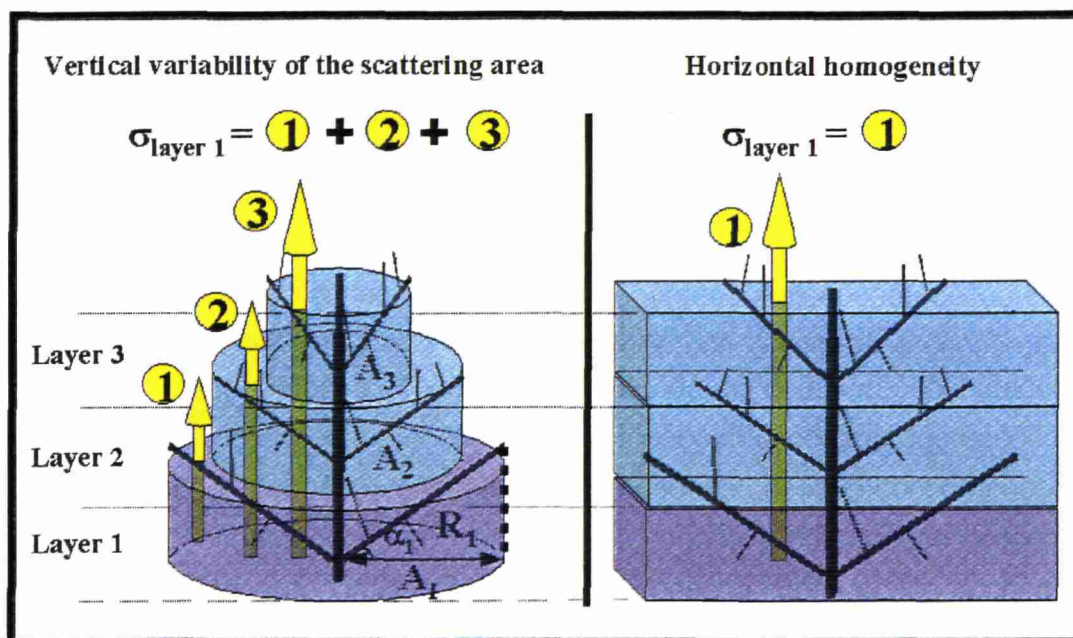


Figure 18 : Comparaison de l'approche tenant compte de l'aire diffusante de chaque couche (gauche) et de l'approche dite « couches infinies » utilisée par le modèle de transfert radiatif (droite) (Article A). La comparaison est présentée pour un houppier divisé en trois couches horizontales.

La figure 19 montre l'effet de la correction en comparant un profil simulé par le modèle RT et un profil corrigé, pour un pin noir de 40 ans. Si le niveau de rétrodiffusion global ne change pas (nous sommes dans la zone de saturation du signal), la distribution est nettement différente. La correction a pour effet d'augmenter la contribution des couches inférieures et de diminuer celles des couches supérieures. Les figures 20 et 21 montrent les comparaisons entre les profils simulés et corrigés avec les données expérimentales pour deux âges, 30 et 40 ans. L'analyse des contributions des diffuseurs montre que les aiguilles sont largement les premiers diffuseurs en polarisation croisée (10 dB), suivis par les branches secondaires (Article A).

La profondeur d'interaction δ_p est définie comme la profondeur à laquelle $I(\delta_p)/I(0)=1/e$, $I(0)$ étant l'intensité incidente arrivant au haut du couvert (Ulaby et al. 1982). La figure 22 montre les profondeurs de pénétration de l'onde simulées et mesurées à partir des profils pour des peuplements de pin noir de différents âges. Les maquettes AMAP n'étant pas disponible au-delà de 45 ans, il n'a pas été possible d'effectuer de simulations au-delà de cet âge.

Enfin, la figure 23 montre deux profils acquis à 0 et 23° selon deux transects parallèles sur la même parcelle de 40 ans. On note peu de différences entre les deux profils ce qui indique que les conclusions tirées de l'analyse des profils à incidence verticale sont probablement valables à des incidences plus large (0-30°), qui sont utilisées par les capteurs satellites actuels (ERS, RADARSAT, J-ERS).

Les résultats présentés vont à l'encontre d'une hypothèse largement répandue selon laquelle la pénétration de l'onde dans le couvert augmente à mesure que la fréquence utilisée diminue et en particulier, que les données en bande X ne permettent que de retrouver les caractéristiques du couvert à son interface supérieure (Ulaby et al. 1982). A la vue des résultats, il semble en fait que le signal mesuré est sensible aux propriétés du couvert sur toute sa profondeur, même avec des longueurs d'onde centimétriques et donc a fortiori aux longueurs d'onde plus haute (C, L, P, VHF). Cette conclusion a un impact direct sur les méthodes d'extraction des variables descriptives du couvert. Grâce à un instrument comme HUTSCAT, en isolant les contributions de chaque couche du houppier, il est donc possible de retrouver les caractéristiques des houppiers à la fois à son sommet (extraction de la hauteur) mais aussi sur toute sa profondeur (extraction de la biomasse et de sa répartition verticale).

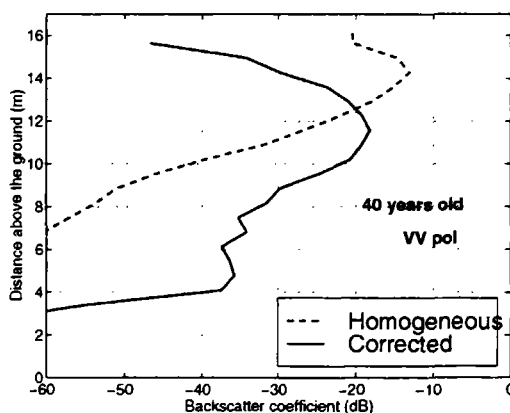


Figure 19 : Comparaison des profils verticaux de rétrodiffusion simulés en utilisant la correction sur l'aire diffusante (« corrected ») et l'hypothèse de couches homogènes infinies (« homogenous »). Les résultats sont présentés pour la bande X et la polarisation VV, au-dessus d'un peuplement de pin noir de 40 ans à une incidence de 3° (Article A).

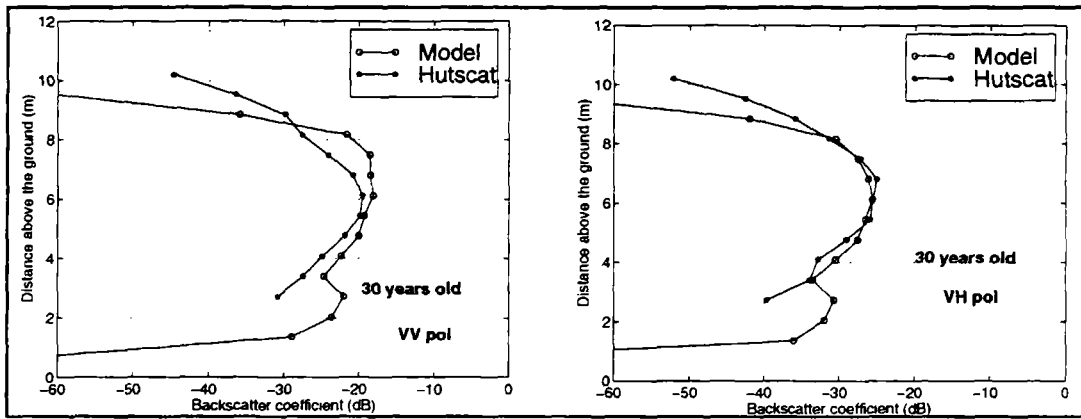


Figure 20 : Comparaison entre les profils expérimentaux (HUTSCAT) et simulés pour un peuplement de 30 ans, en bande X (VV et VH) à une incidence de 3°(Article A).

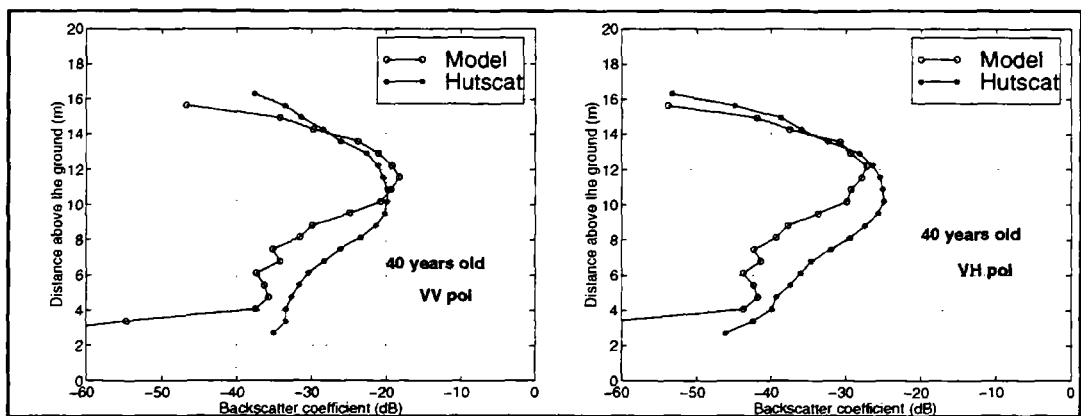


Figure 21 : Comparaison entre les profils expérimentaux (HUTSCAT) et simulés pour un peuplement de 40 ans, en bande X (VV et VH) à une incidence de 3°(Article A).

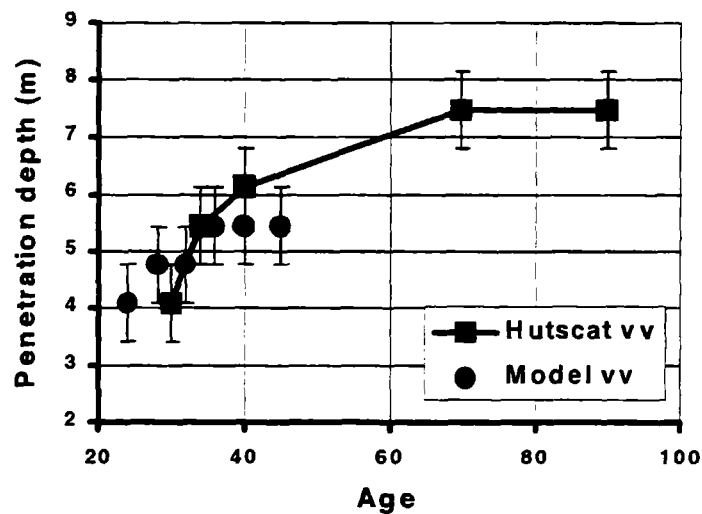


Figure 22 : Pénétration verticale de l'onde dans le couvert en bande X à une incidence de 3° en fonction de l'âge des peuplements. La profondeur d'interaction δ_p est définie comme la profondeur à laquelle $I(\delta_p)/I(0)=1/e$, $I(0)$ étant l'intensité incidente arrivant au haut du couvert (Article A).

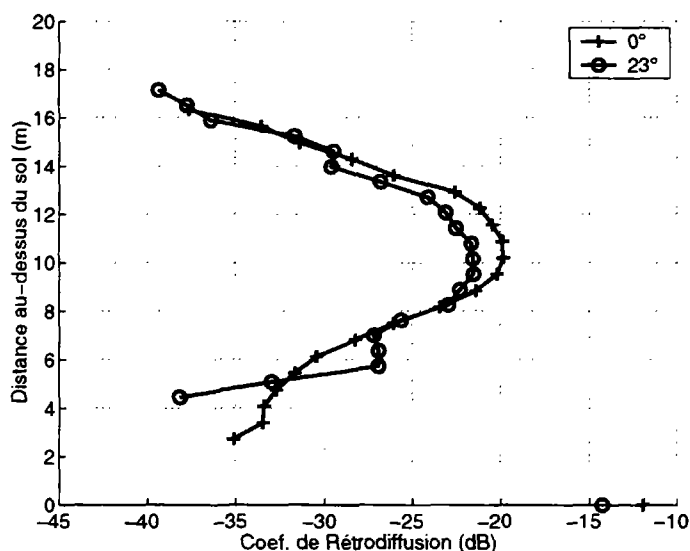


Figure 23 : Comparaison de deux profils HUTSCAT acquis sur la même parcelle de 40 ans selon des transects proches à 0 et 23° d'incidence. Les profils sont ici montrés en bande X et en polarisation VV.

2.3 La modélisation cohérente pour l'analyse des données basses fréquences

Dans le cas des basses fréquences, le tronc est le diffuseur prépondérant. Cette diffusion fait intervenir quatre mécanismes au premier ordre (Figure 24) : réflexion directe de la végétation, réflexions végétation-sol et sol tronc et enfin double réflexions sol-végétation-sol. Ces mécanismes, quoique liés aux mêmes diffuseurs, présentent des chemins différents et interfèrent entre eux (similairement aux interférences en optique), affectant ainsi la réponse mesurée. Il est donc nécessaire d'adopter une modélisation qui tienne compte de la phase de l'onde, comme la modélisation cohérente.

La modélisation des données VHF a été abordée par plusieurs auteurs (Smith et Ulander 2000, Israelsson et al. 2000). Smith a développé un modèle cohérent utilisant une description simple du milieu : l'arbre est représenté par un cylindre vertical auquel sont attachées des branches / cylindres. Israelsson a utilisé une méthode exacte (FDTD) qui aboutissait à la même conclusion que la première étude citée : le mécanisme prépondérant est la réflexion tronc-sol et l'atténuation du milieu est extrêmement faible (1-2 dB). Toutefois, ces études n'utilisaient pas de description fine du milieu, et le rôle des différents éléments du couvert restait encore à préciser. A cette fin, le modèle cohérent du CESBIO a été couplé avec le modèle AMAP.

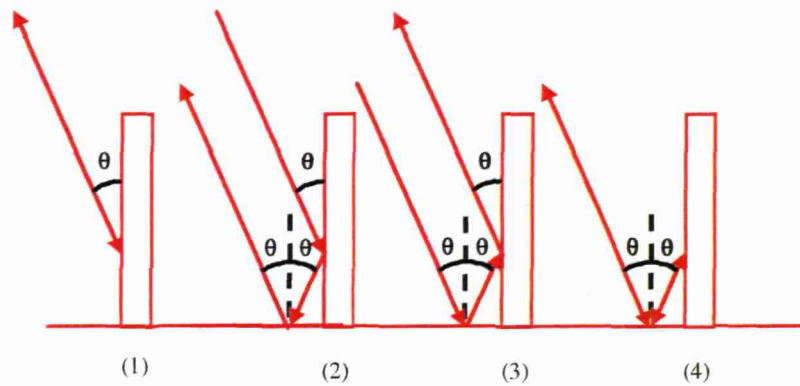


Figure 24 : Présentation des 4 mécanismes d'interaction au premier ordre entre la végétation et l'onde incidente à basse fréquence. Pour une meilleure lisibilité, l'arbre n'est représenté que par son tronc.

Le processus d'acquisition spécifique à CARABAS est très difficile à intégrer dans un modèle. La largeur de la bande fréquence (26-88 MHz) exclut de reproduire les mesures expérimentales. Nous avons donc choisi de simuler à la fréquence centrale (moyenne quadratique), 60 MHz. La largeur du diagramme d'antenne entraîne une variation de l'angle d'incidence local en chaque point au cours de l'acquisition. Bien que ces variations n'affectent que peu la réponse en terrain plat, cet effet peut être important au-dessus de zones en pentes. Ces variations sont prises en compte dans les simulations en calculant l'énergie rétrodiffusée avec des azimuts variant entre -45° et $+45^\circ$.

Des maquettes AMAP de pins maritimes de 0 à 46 ans et de pins noirs de 0 à 45 ans ont été utilisées pour les simulations. Toutefois, afin de travailler sur toute l'étendue des âges du pin noir, une maquette simplifiée (tronc + branches primaires) a été développée spécifiquement par le CIRAD jusqu'à un âge de 100 ans. L'influence de la nature du sol n'a pas été étudiée. Ses propriétés géométriques et diélectriques doivent, en théorie, influencer le niveau de rétrodiffusion de la réflexion tronc-sol. Toutefois, malgré la nature très différente des sols des Landes (sable) et de Lozère (sol rocaillieux et calcaire) il ne semble pas possible expérimentalement de quantifier cette influence. On peut penser qu'à ces longueurs d'onde la rugosité du sol est extrêmement faible. Nous avons donc choisi dans les simulations d'utiliser les mêmes caractéristiques de sol pour les Landes et la Lozère (Article B).

Les figures 25 et 26 présentent la simulation du comportement du coefficient de rétrodiffusion pour les deux sites en fonction du volume de bois sur pied. Le niveau de bruit du système CARABAS (-21 dB) a été additionné afin de pouvoir comparer directement les simulations et les données expérimentales. Le modèle reproduit bien les tendances observées et confirme la similarité du comportement du coefficient de

rétrodiffusion entre les deux sites. La dynamique du signal est également bien reproduite.

Le modèle permet d'étudier les contributions respectives des différents diffuseurs du couvert. La figure 27 présente la décomposition du coefficient de rétrodiffusion en ses différentes contributions pour les peuplements de pins maritimes. On y voit que le tronc est le principal diffuseur (réflexion tronc-sol prépondérante), suivi par les branches. Aux plus jeunes âges, les branches et les troncs ont des diamètres encore proches et leurs contributions respectives à la réponse mesurée sont de ce fait proches. Quelques années plus tard, le tronc s'est développé suffisamment et il devient quasiment l'unique diffuseur. Les mêmes comportements sont simulés sur le pin noir.

On peut raisonnablement extrapoler ces résultats aux espèces où le tronc est le principal élément du couvert (en terme de volume) comme c'est la cas pour les deux conifères étudiés. Pour ces espèces, le coefficient de rétrodiffusion devrait être également fortement corrélé aux caractéristiques géométriques des troncs. Au contraire, pour des espèces aux structures plus complexes (chêne par exemple) avec des branches présentant des volumes significatifs par rapport aux troncs ; le signal total devrait être un mélange de contributions venant des plus grosses branches et des fûts. Dans ce dernier cas, la dynamique du signal pourrait en être diminué.

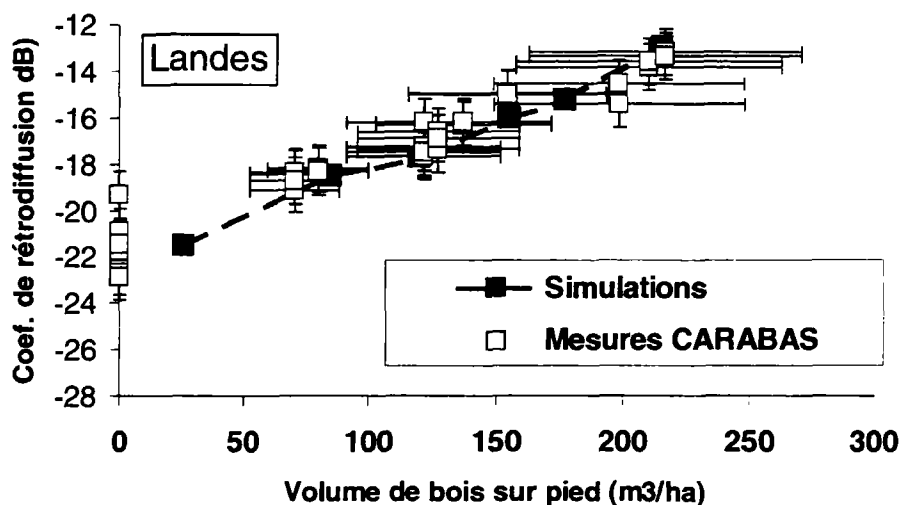


Figure 25 : Simulations avec le modèle cohérent des mesures CARABAS pour des peuplements de pin maritime.

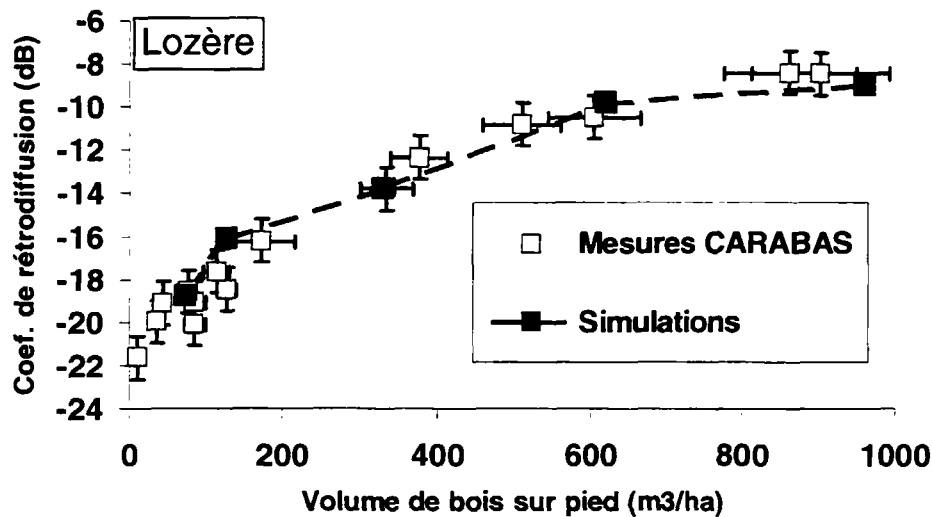


Figure 26 : Simulations avec le modèle cohérent des mesures CARABAS pour des peuplements de pin noir.

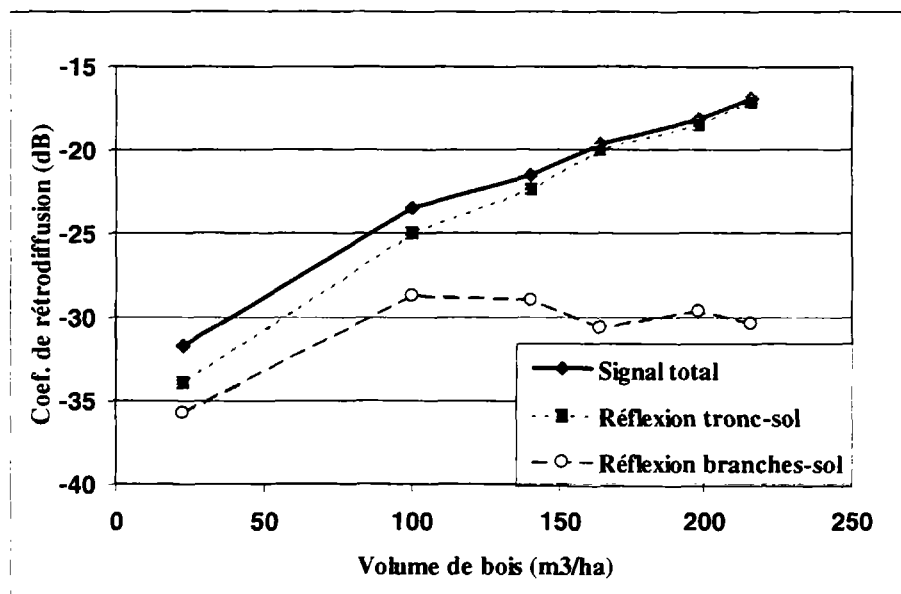


Figure 27 : Décomposition en mécanismes de la réponse simulée grâce au modèle cohérent pour le site des Landes.

3. Application

Les résultats de l'analyse et de la modélisation indiquent le potentiel des données des deux capteurs HUTSCAT et CARABAS pour l'estimation de variables d'intérêts des couverts forestiers. Il semble donc possible de mieux caractériser le milieu qu'à partir des capteurs conventionnels. Nous allons ici présenter deux travaux réalisés sur les données HUTSCAT. Ce capteur apparaît en effet comme le plus opérationnel des deux. Malgré les

excellentes performances du capteur CARABAS, l'inversion du signal nécessiterait en effet le développement d'une correction topographique, à l'aide d'un MNT. Ce travail n'a pu être réalisé au cours de la thèse.

3.1 Le diffusiomètre HUTSCAT pour une meilleure estimation de la hauteur des arbres

Nous avons vu que le diffusiomètre HUTSCAT permettait l'extraction de variables descriptives des couverts. L'analyse de la figure 3 montrait en particulier qu'il était possible d'observer la variation de hauteur des peuplements entre différentes parcelles et à l'intérieur de mêmes parcelles. Afin de valider ces estimations une campagne de terrain a été menée sur la forêt domaniale de Mende (Article C). Plusieurs parcelles de différents âges et conditions stationnelles, survolées lors de la campagne HUTSCAT, ont été choisies afin de couvrir au mieux la variabilité du site. Les placettes choisies se situent toutes dans des pentes allant de 0° à 15°. Sur le terrain, des placettes de 7 mètres de rayon et espacées de 20 mètres le long des trajectoires de l'hélicoptère ont été définies. Le diamètre a été choisi de manière à avoir suffisamment d'échantillons HUTSCAT par placettes, 7 en moyenne. A l'intérieur de chaque placette, toutes les circonférences à 1m30, les hauteurs des houppiers et les hauteurs totales des arbres ont été mesurées à l'exception de quelques placettes dans les peuplements jeunes ayant une très forte densité de tiges.

Ont pu être calculés, pour chaque placette, la surface terrière totale, le volume de bois sur pied, la densité de tiges, l'épaisseur des houppiers, les hauteurs moyennes et dominantes. La hauteur moyenne se réfère à la moyenne arithmétique de toutes les hauteurs mesurées. La hauteur dominante est définie comme la hauteur des 100 plus gros arbres par hectare. En conséquence, la hauteur dominante d'une placette a été prise comme la hauteur du plus gros arbre présent. Au total 77 placettes ont été échantillonnées avec un volume de bois sur pied allant de 70 jusqu'à plus de 1000 m³/ha. Les placettes de mesures et les trajectoires des vols ont été ensuite intégrées dans le SIG. Les emplacements des placettes de mesures, positionnés par GPS différentiel avec une précision d'un mètre, ont été confrontés avec les trajectoires au sein du SIG pour vérifier leur positionnement respectif. 11 placette ont été rejetées après ce test. Ainsi, 66 parmi les 77 placettes ont été utilisées pour la phase d'analyse.

Pour chaque placette mesurée sur le terrain est extraite la séquence de sondages verticaux correspondante, déterminée grâce au SIG. La hauteur moyenne « radar » est

définie comme la moyenne des hauteurs extraites des sondages appartenant à la séquence et la hauteur dominante « radar » comme la hauteur maximale dans cette même séquence. Les figures 28 et 29 montrent les résultats pour les estimations respectivement de la hauteur moyenne et de la hauteur dominante en utilisant le canal correspondant à la bande X en polarisation HH. Les résultats sont très satisfaisants avec un coefficient de corrélation de 0,96 pour la hauteur moyenne et 0.94 pour la hauteur dominante. Le résidu quadratique moyen σ_R sur l'estimation des hauteurs moyennes et dominantes vaut, respectivement, 1.1 m et 1.2 m pour le jeu de 66 placettes. **La précision relative des estimations est de 6% ce qui peut être considéré comme équivalent à la précision des mesures terrains.**

Il apparaît donc que les estimations des hauteurs d'arbres par radar sont très satisfaisante, du même ordre de grandeur que les erreurs sur les observations de terrain. De plus, l'estimation reste fiable même pour des très forts volumes (plus de 1000 m³/ha) correspondant aux parcelles les plus âgées ayant des hauteurs proches de 30 mètres. L'estimation du volume de bois sur pied à partir de la régression de la hauteur et du coefficient de rétrodiffusion est présenté dans l'article C. Un exemple d'estimation de l'indice de fertilité y est aussi montré, en croisant dans le SIG les informations de hauteur avec le plan d'âge de l'ONF et les tables de production calculées par Levy sur le site (Levy 1982).

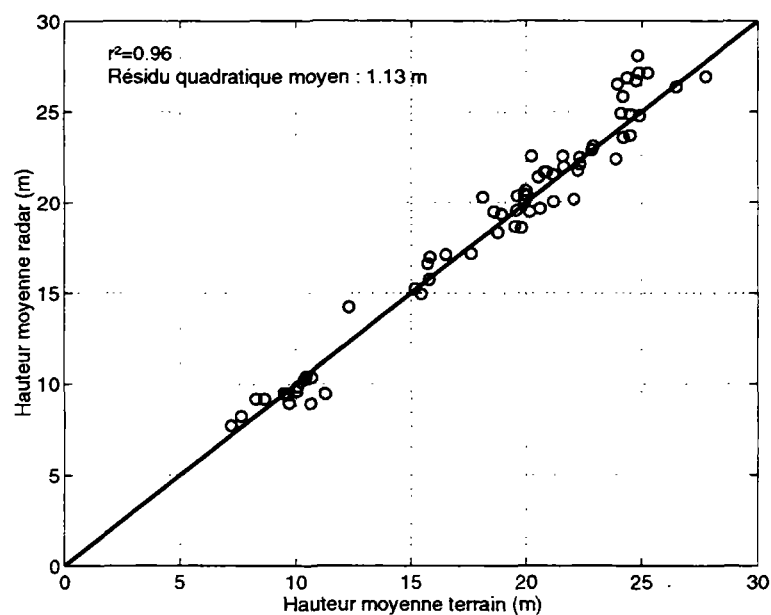


Figure 28 : Comparaison des mesures terrains (abscisse) avec les estimations fournies par HUTSCAT (ordonnée) sur la **hauteur moyenne** de 66 placettes (Article C).

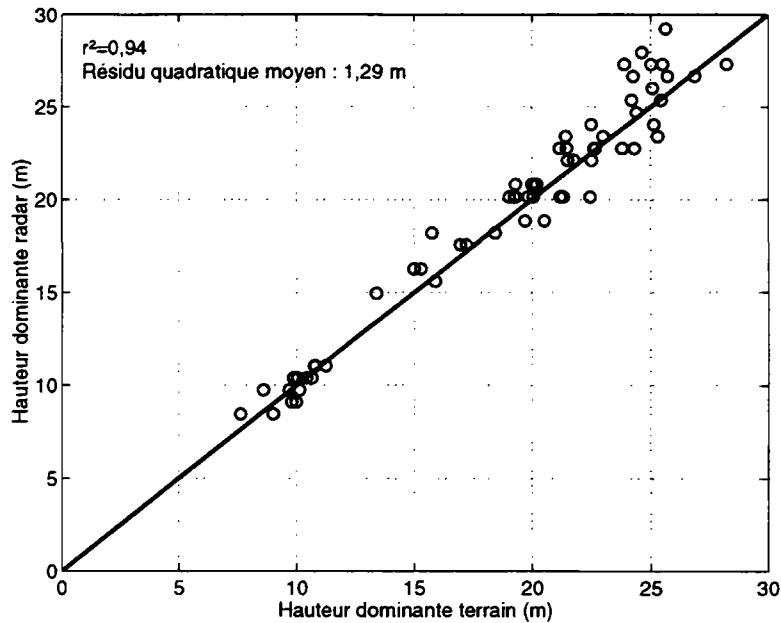


Figure 29 : Comparaison des mesures terrains (abscisse) avec les estimations fournies par HUTSCAT (ordonnée) sur la **hauteur dominante** de 66 placettes (Article C).

3.2 Estimation de la biomasse foliaire à l'intérieur de la canopée

L'analyse grâce au modèle de transfert radiatif a permis de conclure que 1) l'onde, même en bande X, interagit avec toutes les parties du houppier; 2) l'atténuation et la diffusion proviennent très largement des aiguilles. Il est donc possible d'inverser, à partir du coefficient de rétrodiffusion, la biomasse foliaire sur toute la profondeur du houppier. A l'aide du modèle RT, nous avons simulé la réponse d'un nuage d'aiguilles en fonction de sa densité volumique (article D). Un algorithme d'inversion simple a alors été développé, consistant en une inversion par une itération sur les couches en partant du haut et en allant au bas du houppier.

Le jeu de validation a été fourni par le LCT (Deshayes et al., 1999) et provient du travail de thèse d'E. Mushinzimana, doctorant ENGREF en Sciences Forestières. Il s'agit de mesures destructrices effectuées sur deux parcelles de pins noirs âgées de 40 et 100 ans. 16 arbres ont été mesurés, 9 dans la parcelle de 40 ans et 7 dans la parcelle de 100 ans. Le détail des protocoles de mesures est présenté dans l'article D. Les figures 30 et 31 présentent les comparaisons entre les mesures terrains et les données radar inversées. A simple titre d'illustration, des maquettes AMAP aux âges correspondants sont mises en correspondances. Un bon accord est trouvé pour les deux âges. Une discussion sur la méthode est présentée dans l'article D, ainsi qu'un exemple d'application comparant les distributions de biomasse foliaire de plusieurs parcelles en fonction de leur âge. L'intérêt de cette méthode réside notamment dans la précision des mesures et la possibilité de

couvrir des grandes surfaces en très peu de temps. Toutefois, des travaux supplémentaires seraient nécessaires afin de valider la méthode proposée à des peuplements plus complexes (mélanges d'espèces) et notamment pour des feuillus.

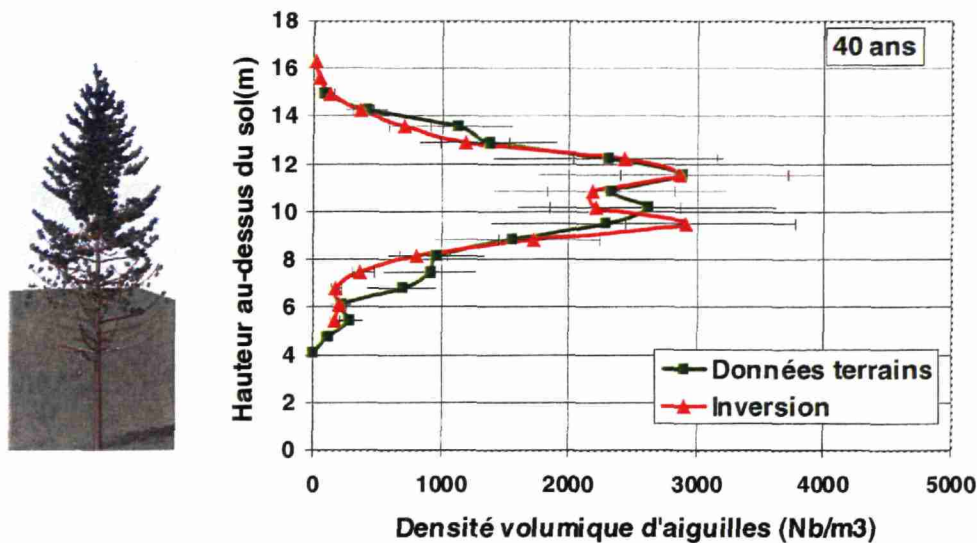


Figure 30 : Comparaison des distributions verticales de biomasse foliaire mesurées sur le terrain et inversées à partir des mesures du diffusiomètre HUTSCAT. La parcelle présentée est âgée de 40 ans.

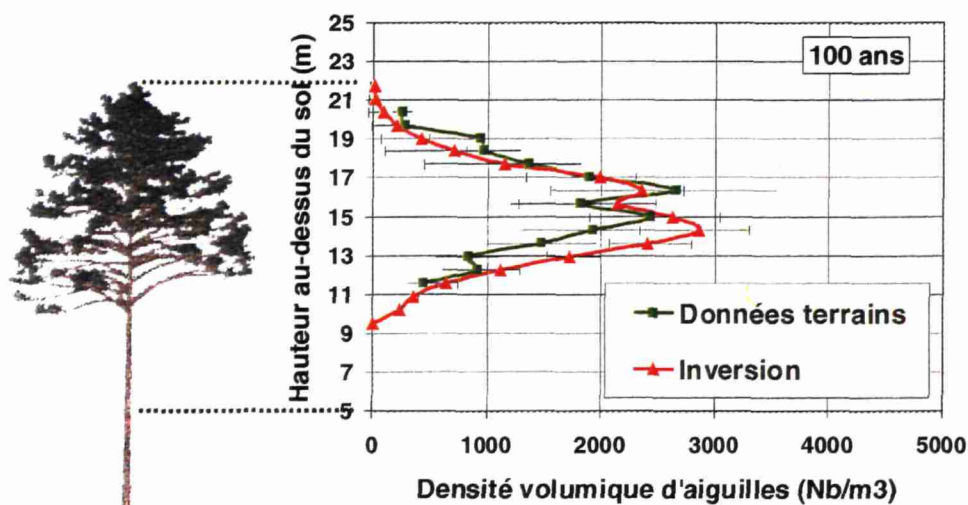


Figure 31 : Comparaison des distributions verticales de biomasse foliaire mesurées sur le terrain et inversées à partir des mesures du diffusiomètre HUTSCAT. La parcelle présentée est âgée de 100 ans.

Chapitre II : Expérimentation et modélisation

Article A

**« Understanding Backscatter Mechanisms inside tree canopy :
theory and experiment »**

**J.M Martinez, N. Flourey, T. Le Toan, A. Beaudoin M. Hallikainen, and M. Makynen,
IEEE Transactions on Geoscience Remote Sensing, Mars 2000, p 710-719.**

Measurements and Modeling of Vertical Backscatter Distribution in Forest Canopy

Jean-Michel Martinez, Nicolas Floury, Thuy Le Toan, André Beaudoin, Martti T. Hallikainen, *Fellow, IEEE*, and Marko Mäkynen

Abstract—This paper presents the results of analysis and modeling of the airborne ranging Helsinki University of Technology Scatterometer (HUTSCAT) data obtained over an Austrian pine forest in southern France. The objective is to use high vertical resolution backscatter profiles to validate a model that is subsequently used to determine the scattering sources within a canopy and to understand the wave/tree interaction mechanisms.

The backscatter coefficients derived from HUTSCAT measurements at X-band at near-normal incidence and polarizations HH, VV, and VH are analyzed. The tree crown backscatter separated from the ground backscattering shows a sensitivity of about 3 dB between 0 and 200 m³/ha. The estimation of tree height using HUTSCAT profiles gives very good results, with a mean precision of 1 m.

The vertical backscatter profiles are compared with the output from the MIT/CESBIO radiative transfer (RT) model coupled with a tree growth architectural model, AMAP, which recreates tree architecture using botanical bases. An *a posteriori* modification to the RT model is introduced, taking into account the vertical and horizontal variability of the scattering area in order to correctly estimate the backscatter attenuation. The results show good agreement between both simulated and HUTSCAT-derived vertical backscatter distribution within the canopy.

The penetration depth at near normal incidence is studied. Both simulated and experimental penetration depth are compared and appear to be of several meters, varying with the stand's age.

Index Terms—Forest parameters retrieval, forest radar backscatter, radiative transfer modeling, ranging scatterometer.

I. INTRODUCTION

IN RECENT years, the use of radars to estimate forest resources has been subject of numerous works, which were carried out using either empirical or theoretical approaches in order to understand the information content of the spaceborne SAR for their best use in forest resource estimation.

The empirical approaches have shown their limits, mainly because the derived relations often appear to be strongly site

and time dependent. The theoretical approach completes the observations by formulating models based on knowledge of the interactions between the electromagnetic waves and the media, to interpret the link between the measured signal and the parameters of interest. The first "historical" models used the water cloud approach [1], [2], in which the vegetation is represented by a homogeneous droplet cloud. They have been used successfully to interpret measurements over simple canopies but cannot take into account the complex canopy structure. Since then, numerous studies have specified the importance of both the canopy architecture and its microstructure in the forest backscatter [3]–[5], especially when advanced multifrequency polarimetric radar systems were used. Consequently, the models became more complex both in the description of forest media and in the application of scattering theories. In particular, the description of the forest media becomes more and more improved, from a single layer medium in which the vegetation was characterized using *in situ* measurements, to a multilayer medium in which the vegetation is characterized using mathematical models or a botanical approach. This latter approach, by providing detailed and realistic information on the canopy, appears to be very interesting for analyzing the interaction between the microwave and the vegetation elements in detail.

The coupling of a radiative transfer (RT) model with the architectural tree growth model AMAP [6], [7] has recently been applied to SAR data such as SIR-C/X-SAR data [8]–[10], leading to improvement in the understanding of backscatter mechanisms.

In order to complete the validation of such a backscatter model, it appeared interesting to use ranging backscatter measurements to assess the capability of the model to correctly determine the scattering sources within the tree canopy.

In the past, high range resolution airborne scatterometer providing vertical backscatter profiles have been used to study the interaction of the microwaves in the canopy, using the experimental approach [11] or the semi-theoretical approach with the simple water cloud model [12].

The objective of this paper is to use airborne scatterometer measurements to validate and improve an electromagnetic model.

In the framework of the European Forest Observations by Radar project (EUFORA), we organized an experiment that was performed in November 1997 using the helicopterborne ranging scatterometer HUTSCAT developed by the Helsinki University of Technology (HUT), Espoo, Finland [13]. The campaign was

Manuscript received April 30, 1999; revised November 30, 1999. This work was supported by the EUFORA European project of the European Union.

J.-M. Martinez, T. Le Toan are with the Centre d'Etudes Spatiales de la Biosphère (CESBIO), Toulouse, France (e-mail: martinez@cesbio.cnes.fr).

N. Floury was with the Centre d'Etudes Spatiales de la Biosphère (CESBIO), Toulouse, France. He is now with the European Space Agency, ESTEC, TOS-EEP, Noordwijk, The Netherlands.

A. Beaudoin was with Laboratoire Commun de Télédétection, LCT Cemagref-ENGREF, Montpellier Cedex 05, France. He is now with Aerospace and Navigation Radar Section, Defense Research Establishment, Ottawa, Ont. K1A 0K2, Canada.

M. T. Hallikainen and M. Mäkynen are with Helsinki University of Technology (HUT), Espoo, Finland (e-mail: hallikainen@ava.hut.fi).

Publisher Item Identifier S 0196-2892(00)02086-6.

carried out on the Lozère forest, France, for which the coupling between the RT model and the AMAP architectural tree growth model was previously developed [10].

The first part of the paper presents the experimental results. The HUTSCAT scatterometer is described in the first section, followed by test site and data description. In this paper, only data acquired in the near-normal incidence mode at X-band were used. The last section summarizes the data analysis and also provides a study of the sensitivity of HUTSCAT data to forest parameters such as stem volume and tree height. This latter section aims at completing previous studies using HUTSCAT over boreal forests [14], [15] with observations on another type of forest (temperate, plantation forest).

The second part of the paper presents the modeling work carried out to interpret the backscatter profiles. The first section summarizes the backscatter model, which consists of a coupling between the MIT/CESBIO RT model [16] and the tree growth model AMAP. The second section compares the backscatter model to the HUTSCAT profiles, and includes the improvement of the backscatter model to fit with the observations. In the last section, the estimation of penetration depth using the RT model and experimental data are discussed.

II. HUTSCAT SCATTEROMETER

HUTSCAT is a helicopterborne, nonimaging FM-CW scatterometer operating simultaneously at frequencies 5.4 GHz (C-band) and 9.8 GHz (X-band) and polarizations HH, VV, HV, and VH [13]. HUTSCAT was designed and constructed from 1987 to 1990 by the Laboratory of Space Technology, HUT. The main parameters of HUTSCAT are presented in Table I. HUTSCAT measures about 20 backscattered power spectra at each channel per second. Simultaneously with the backscattering measurements, the target is observed by a video camera, and the Differential Global Positioning System (DGPS) coordinates of the flight track, with an absolute precision of 1 m, are stored in a laptop computer. The typical flight altitude is 100 m, and the flight speed is around 25 m/s. HUTSCAT is calibrated both internally and externally to eliminate short-term and long-term variations in the backscattered power level. Internal calibration is conducted by a delay line that connects transmitted power to the receiver. External calibration is conducted with active radar calibrators (ARC) and corner reflectors [17].

III. TEST SITE AND DATA

The HUTSCAT campaign took place from November 22 to 23, 1997, over Austrian pine (*Pinus nigra nigrae*) forests located in Lozère, France. These forests are plantations made of even-aged trees ranging from 0 to 130 years old, covering 5400 ha. The stands are of about 10 ha each and are exploited by the French Forestry Board. One interesting point is the large range of stem volume encountered (up to 1000 m³/ha for some stands of one hundred years old). Two examples of stands of 15 and 100 years old are presented in Fig. 1.

A total of 13 flights, all of 4 km long, acquired at 3° or 23° incidence along three main flight paths, were analyzed. The flight paths were included in a Geographic Information System (GIS)

TABLE I
MAIN PARAMETERS OF HUTSCAT
SCATTEROMETER [13], [17]. IN THE LOZÈRE CAMPAIGN, INCIDENCE ANGLES
3° AND 23° WERE USED.

Parameter	Value
Center frequencies	5.4 and 9.8 GHz
Modulation	FM-CW
Sweep bandwidth	230 MHz
Polarization	HH, VV, HV, VH
Measurement range	8 to 167 m
Range resolution	0.68 m
Incidence angle	0 to 45°
Antenna effective two-way 3 dB beamwidth	4.7° (5.4 GHz) 4.4° (9.8 GHz)
Antenna sidelobe level	< -16.5 dB (5.4 GHz) < -16.5 dB (9.8 GHz)
Antenna polarization isolation	26.0 dB (5.4 GHz) 28.5 dB (9.8 GHz)
Relative accuracy of σ^0 90% confidence interval	± 0.3 dB (5.4 GHz) ± 0.3 dB (9.8 GHz)
Absolute accuracy of σ^0 68% confidence interval ¹⁾	± 1.2 dB (5.4 GHz, VV-pol)
Mean noise equivalent tree crown coefficients ²⁾ (measured during the Lozère campaign)	< -40 dB (5.4 GHz HH-pol) < -43 dB (5.4 GHz VV-pol) < -60 dB (5.4 GHz cross-pol) < -30 dB (9.8 GHz HH-pol) < -35 dB (9.8 GHz VV-pol) < -60 dB (9.8 GHz cross-pol)

¹⁾ Accuracy was estimated by comparing HUTSCAT and ERS-1 SAR mean backscattering coefficients of different land-use classes from the Sodankylä test area in northern Finland. The data sets were obtained from 1991 to 1993.

²⁾ Noise equivalent tree crown and total backscattering coefficients depend on the height of the tree crown. These values represent only an average along the range distance.

of the site defined to include various stand conditions in age and density.

The ground measurements were carried out in the forest stands under study on 20 m spaced sample plots of 14 m diameter along the flight track. The plot diameter has been chosen to have sufficient samples of HUTSCAT measurements of 7 m of horizontal resolution. The 20-m space between the sample plots ensures a statistical independence between consecutive HUTSCAT samples. In each sample plot, diameter, height, and crown depth were measured for all the trees. In cases where the stem density was higher than 1500 stems per hectare, all tree diameters were measured, but only ten heights were sampled. Then the basal area, stem volume, tree density, and mean tree height were calculated for each sample plot. The mean height refers to the averaged height of all measured trees. A total of 66 plots were used, with a range of biomass going from 70 to 1000 m³/ha. The stem volume for each stand was obtained by averaging the values measured at the sample plot level. Table II

TABLE II
STATISTICS OF MAIN DERIVED PARAMETERS FROM THE 66 SAMPLE PLOTS

	Basal area (m ² /ha)	Stem volume (m ³ /ha)	Stem density (stems / ha)	Mean height (m)	Crown depth (m)
Mean	49.5	492.1	788.1	18.4	7.0
Std	17.4	266.7	405.5	5.7	1.1
Max	91.1	1023.1	2216.1	27.8	9.8
Min	19.7	71.0	288.1	7.2	4.5

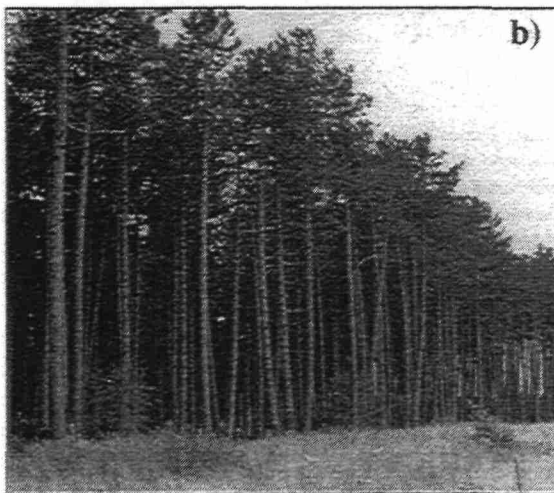
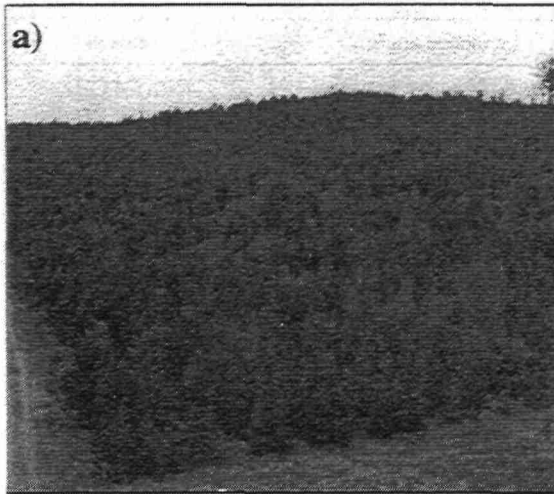


Fig. 1. Austrian pine stands (*Pinus nigra nigrae*) of the Lozere forest (France) of (a) 15 years old and (b) 100 years old.

presents the statistical properties of these 66 samples. Finally, we extracted the HUTSCAT profiles corresponding to each sample plot and stand for the analysis, using the GIS.

IV. DATA ANALYSIS

The calibrated radar data provide the ground and tree crown backscattering coefficients along each measurement transect,

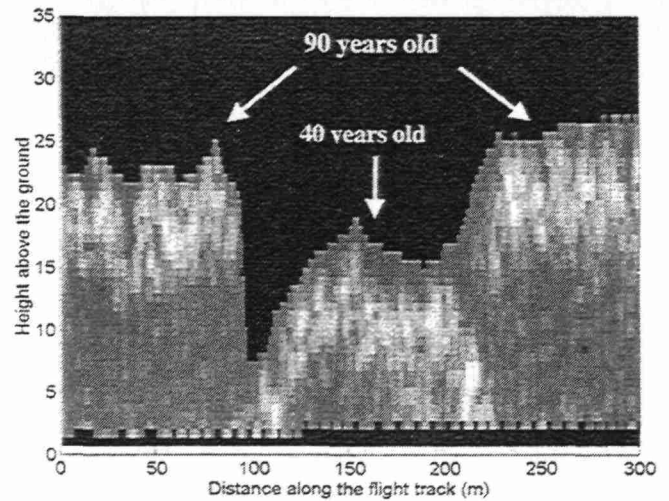


Fig. 2. Succession of 300 vertical backscatter profiles measured by HUTSCAT at X-band and HH polarization along a transect over three Austrian pine stands of (from left to right) 90, 40, and 90 years old. A profile is measured at each meter, and the vertical resolution is of 0.68 cm. The different tones denote the backscatter intensity of each resolution cell.

with a 0.68 m vertical resolution. The forest backscattering profile was calculated only when returns from ground and tree crown were reasonably well separated from each other. Otherwise, only the total backscattering coefficients were provided. For more details on the profiles computation and extraction, the reader can refer to [13]. Fig. 2 shows a succession of profiles along a transect over stands of different ages.

Finally, for a total of 15 stands ranging from 20 to 100 years old, the detailed crown backscattering coefficients have been extracted at X-band. We selected profiles for which 90% of the total above-ground backscattered energy came from the crown layer, removing the cases where the understory layer contributes significantly to the signal. For this calculation, the bottom limits of the crown were determined using the *in situ* measurements of the crown height presented in the previous section. Three examples of vertical backscatter profiles are shown in Fig. 3, extracted from profile sequences over 30, 40, and 90-year old Austrian pine stands at X-band for VV and VH polarizations in the near-normal incidence mode. These profiles, averaged from more than 30 individual profiles, suggest that the penetration depth is of the order of several meters even for old stands.

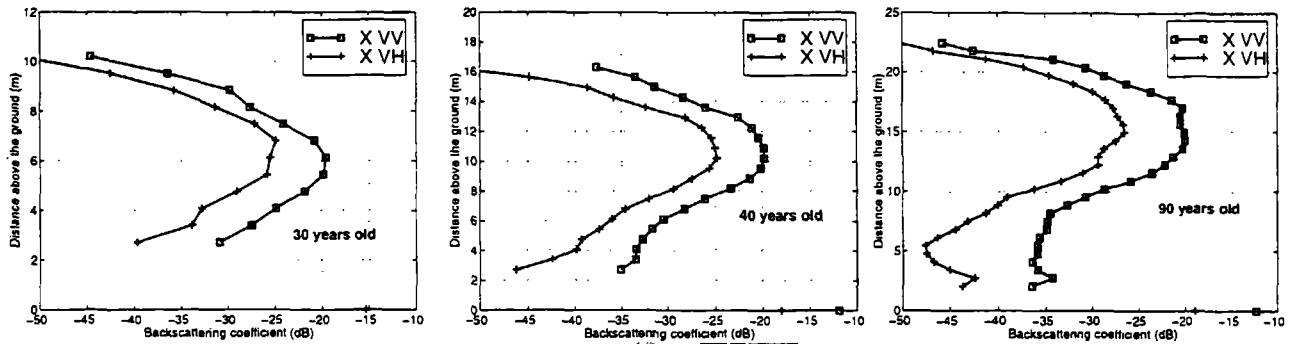


Fig. 3. Vertical backscatter profiles measured at VV and VH polarizations by HUTSCAT over Austrian Pine Stands of (from left to right) 30, 40, and 90 years old.

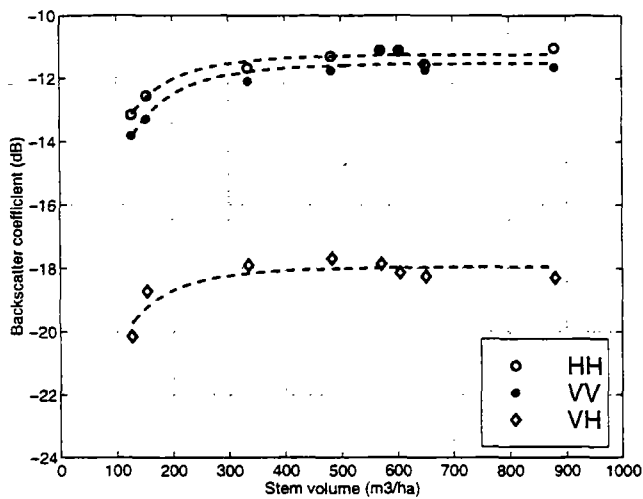


Fig. 4. Crown backscatter of Austrian pine stands, for the near-normal incidence mode and for the three polarizations at X-band versus the stem volume. The crown backscatter is the sum of all the contributions coming from all the resolution cells in the radar backscatter profiles within the crown.

A. Sensitivity to Stem Volume

The vertical and horizontal resolution of HUTSCAT profiles at near normal incidence are of 0.68 m and 7 m, respectively. In order to have a reliable estimate of backscatter coefficients, it is necessary to average measurements over a sufficient number of independent samples (70 to 120 samples).

For each of the stands under study, the crown backscatter σ_{crown}^0 , the ground contribution σ_{ground}^0 , and the total backscatter σ_{total}^0 (the sum of the two previous coefficients), were derived from HUTSCAT profiles. The crown backscatter is obtained by vertically summing the canopy backscattering coefficients for each profile and then by averaging over all the profiles along the transect. The backscatter values were analyzed as a function of stem volume. As expected, σ_{total}^0 exhibits almost no sensitivity to stem volume in the range of stem volume considered (100 to 900 m³/ha).

The sensitivity of the backscatter to biomass parameters is expected to be higher when the crown contribution can be isolated [15]. Fig. 4 shows σ_{crown}^0 versus the stem volume. The data show a dynamic range of about 3 dB between 150 and 300 m³/ha and saturates beyond. However, the lack of data between 150 and 300 m³/ha makes it difficult to clearly determine where the saturation level is reached.

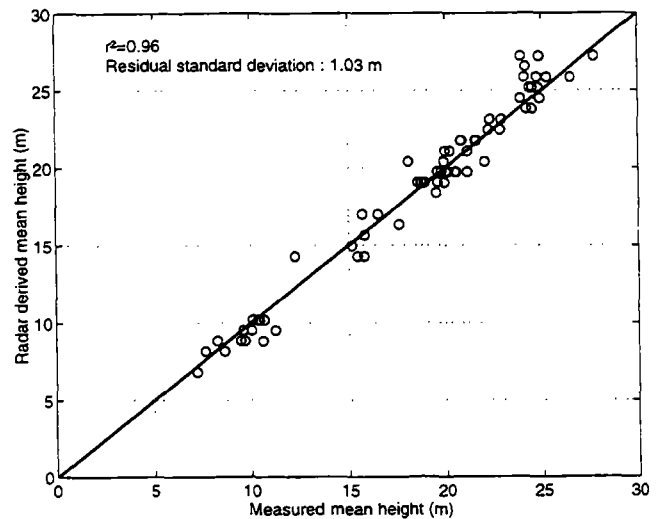


Fig. 5. Radar-derived mean height versus the *in situ* measurements for 66 samples plots of Austrian Pine. Results are presented for the X-band HH channel.

B. Sensitivity to Tree Height

The parameter of interest that can be directly derived from HUTSCAT vertical backscatter profiles is the tree height. The tree height is determined by the first return, above noise level, coming from the crown. Reliable estimation of tree height can be derived from a small number of profiles [9]. As a result, the height can be estimated for each sample plot from the ground truth (Section III) from a seven profile sequence. The corresponding HUTSCAT sequence of profiles over each sample plot has been determined using the DGPS data included in the GIS. Similar results were obtained at HH, VV, and VH. Therefore, only the estimations using the HH polarization are presented. Fig. 5 presents the measured mean height versus the radar derived mean height, averaged height over a seven profile sequence. The correlation coefficient between estimated height and measured mean height is 0.96, and the residual standard deviation is of 1 m for the 66 sample plots. The relative precision of about 6% can be considered equivalent to the *in situ* measurement precision.

These results appear very promising in terms of tree height retrieval and confirm previous studies [8], [9] on boreal forests with mixed deciduous/coniferous species. In [9], the mean pre-

cision is of 1.2 m for all species and 1 m when the data are stratified by species.

V. MODELING

HUTSCAT data are further used for validation of a backscattering model. In the first step, the vertical backscatter distribution within crowns provided by HUTSCAT is used to validate a scattering model, and in the second step, the model is used to interpret the experimental profiles. Finally, both experimental and simulated backscatter vertical distributions will be used to study the penetration depth of the waves into the forest medium.

A. Backscatter Model

In this study, we used the MIT/CESBIO backscatter model [16], which is a first-order radiative transfer model. It describes the medium as a superposition of horizontal layers containing multiscale clusters of dielectric cylinders. The phase matrix and the extinction matrix are formulated in terms of scattering coefficients of the various scattering elements of the medium. As far as the scattering coefficient computation is concerned, trunks, branches, and needles are modeled as dielectric cylinders where finite cylinder approximation is used [18], [19]. The coherent interactions between the responses of the various elements of a cluster are taken into account by using the branching model [20]. The multiple scattering is expected to be significant at X-band. In [21], the importance of multiscattering in a cypress cover is addressed. It appears that at X-band, the second order solution differs from the first-order solution of about 1.5–2 dB at cross polarization. From the tables characterizing the vegetation given in [21], it is possible to compute the cypress leaflet volume fraction, proved to be the main scatterers at X-band. The volume fraction is of 0.073%. In the Austrian pine case, the volume fraction of needles and third and second-order branches (the main scatterers) vary from 0.02% (24 years old) to 0.05% (40 years old). When needles are considered alone, the volume fraction falls under 0.01%. These values indicate that the volume fraction of our pine stands is low, and that in a first approximation, we can use only the first order solution.

The geometric description of the vegetation relies on the Atelier de Modélisation de l'Architecture des Plantes (AMAP) tree growth model developed at the Centre de Coopération Internationale en Recherche Agronomique et Développement (CIRAD) [6], [7].

The AMAP model relies on detailed botanical observations, which allowed us to develop an architectural typology used to simulate trees growth. Specific botanical measurements are necessary to calibrate the model for a given species in its environmental conditions. Then, tree architecture simulation for a given age is realized through a Monte Carlo technique and a Markov process in order to reproduce the buds activity, the branching process, and the associated geometry (angle, length, diameter) of the tree shoots (called growth units). Finally, the crown natural variability is reproduced through successive random AMAP simulations. Fig. 6 presents different simulations results of Austrian pine (without needles) from 16 to 40 years old.



Fig. 6. Three-dimensional (3-D) AMAP simulations of six Austrian pines of (from left to right) 16, 24, 32, 36, and 45 years old.

In recent studies [8]–[10], the coupling between this architectural model and the MIT/CESBIO radiative transfer model has been presented, including an interface that adapts the AMAP description of trees to the specific MIT/CESBIO RT model. The interface [22], AMAP2SAR, transforms the 3-D trees into a collection of cylinders characterized for each cluster scale (branch order 1 to 3) by its mean length, diameter, linear density, and branching angle, after averaging over 20 simulated trees.

The AMAP model has been calibrated for Austrian pine, from 0 to 45 years old, and for the Lozère testsite. For validation purposes, AMAP-derived parameters such as tree height, diameter, and length of primary branches were compared to *in situ* measurements with a satisfactory agreement [5].

AMAP primarily simulates the tree architecture and still requires botanical measurements on needles to be complete. Furthermore, simulations with a complete needle description are very time consuming. For a 40-year old pine, we spent 24 h on a Sun Ultra Station with needles and 2 h without needles. The alternative we adopted is as follows. A mean needle cluster is used with needle diameter, length, density, and insertion angle of 1 mm, 8 cm, 16/cm, and 33°. The length of the cluster, equal to the branch length covered by needles, is assumed to be a constant, depending on the branch order. First-order branches are covered by needle clusters of 20-cm long and upper orders of 10-cm long. The total needles distribution is then obtained using the linear densities of the branches (given by AMAP) supporting the needles.

For validation, we used measurements of needles distribution, carried out by the Laboratoire Commun de Télédétection (LCT), Montpellier, France, within the crown of one 40-year old pine [23]. The *in situ* measurements were carried out on one single tree, the amount of work (300 000 needles for one tree) preventing from more. The needles were weighted for each growth unit and branch order. Then, it was possible to compare directly as a function of height both experimental and simulated needles distributions with a good agreement.

B. Comparison Between Backscatter Model and HUTSCAT Profiles

We will focus on two stands of 30 and 40-years old with a stem volume of 120 and 330 m³/ha, for which we have

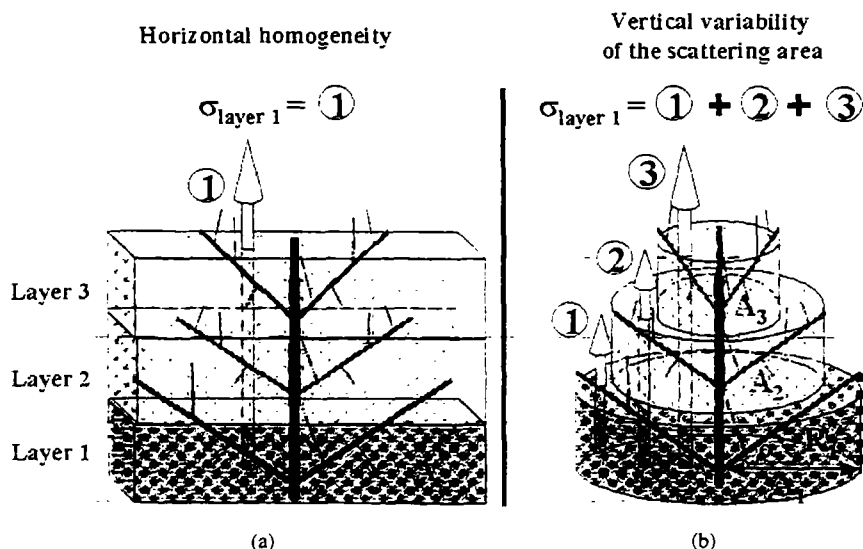


Fig. 7. Three-layer medium describing a crown using two approaches. (a) The scattering area is defined as the disk for which the radius is the mean length of the primary branches belonging to the layer, and (b) the scattering is an infinite homogeneous layer.

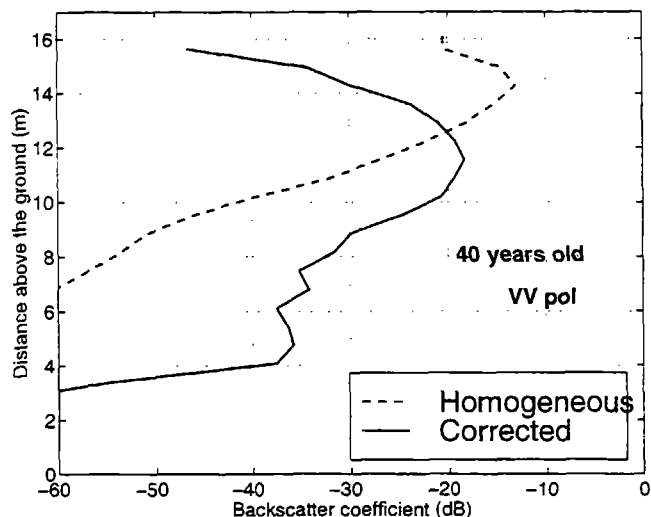


Fig. 8. Vertical backscatter profiles using the real scattering area correction (solid line) and the infinite layer hypothesis (dotted line). Results are presented for X-band at VV polarization for a 40-year old Austrian pine at 3° incidence.

HUTSCAT profiles, *in situ* measurements, and AMAP simulations. The height of each layer defined into the RT model is set to 0.68 m, the vertical resolution of HUTSCAT. The first simulations are conducted using the RT model with the branching model, coupled with AMAP considering the canopy as a horizontally infinite, homogeneous layer. The simulation predicted that the principal backscattering sources are localized in the first top layers of the trees, showing a shallow penetration depth. On the other hand, the HUTSCAT profiles suggest that a significant proportion of the energy backscattered comes from lower parts of the crown. The disagreement can be interpreted as follows. At near-normal incidence, the external part of the largest branches at the lower part of the crown can be seen without attenuation by the upper layers. But when the crown is considered as infinite homogeneous horizontal layers, the contribution of the lower part is always attenuated by the uppermost and therefore, is reduced. We propose to correct

the infinite horizontal layers assumption in order to take into account the real interception paths within the canopy.

In most existing models [24]–[26], the crown is modeled as a unique layer composed of homogeneous, randomly placed ellipsoids or parallelepipeds, of scattering elements. These models compute the backscatter for different scattering paths, weighted by the probability of each path. The sum of all the components constitutes, then, the total backscatter. In the experimental configuration under study, we assume that the wave interacts only with a single tree, provided that the forests under study are plantations with disconnected canopies. Consequently, instead of computing interception probabilities, we propose a simple *a posteriori* correction to the backscattering coefficients of each layer in the RT model by taking into account the vertical variability of the scattering area of each layer and then the real path of the microwaves within each layer.

In the infinite layer hypothesis, the scattering area A is the same for all the layers. In the correction we propose, the scattering area of the n -th layer A_n is defined as a disk whose radius is the horizontal projection of the mean length of the primary branches in the n -th layer. The two-way attenuation of the j -th layer in the actual scattering area approach and the infinite layer hypothesis are K'_j and K_j , respectively. The number of vegetation elements in a layer is the same using the two approaches. However, the vegetation elements are spread over the surface A_j instead of A in the approach, taking into account the actual scattering area. The attenuation being proportional at the first order to the scatterers density, we have $K'_j = K_j/F_j$ where $F_j = A_j/A$.

Fig. 7 illustrates the difference in the description using the infinite layer and the actual scattering area hypothesis. In this illustration, the crown is composed of three horizontal layers. In the first hypothesis, the backscatter from the bottom layer (Fig. 7) is attenuated by all upper layers. When the actual scattering area is taken into account, the corrected backscatter σ_1^0 from the bottom layer is the sum of three contributions: 1) direct backscatter from the part of this layer directly seen by the

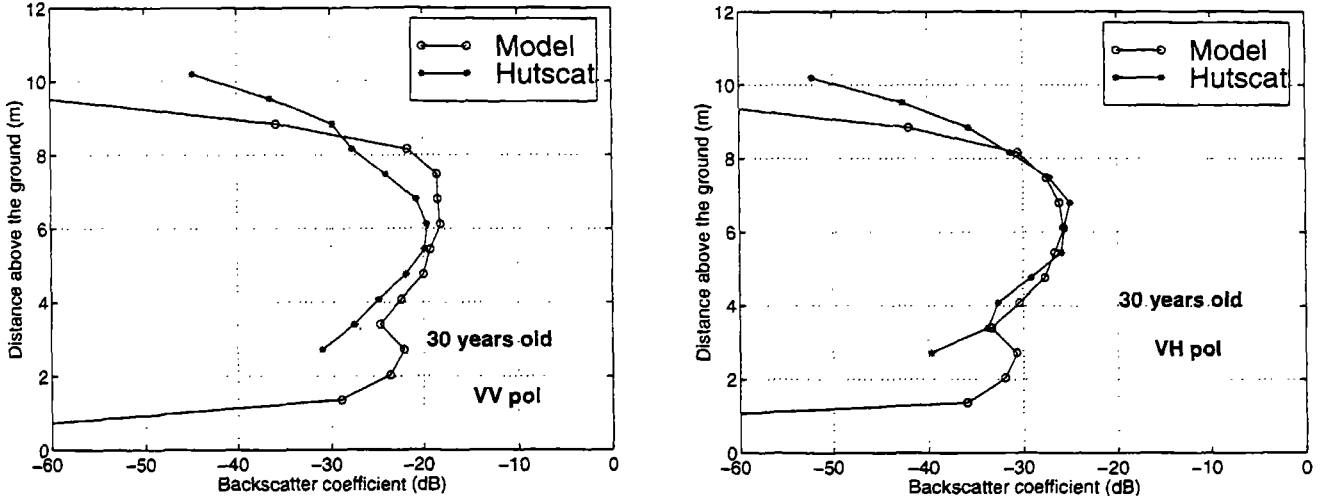


Fig. 9. Comparisons between experimental and simulated profiles for a 30-year old stand at X-band, VV, and VH polarization in the near-normal incidence.

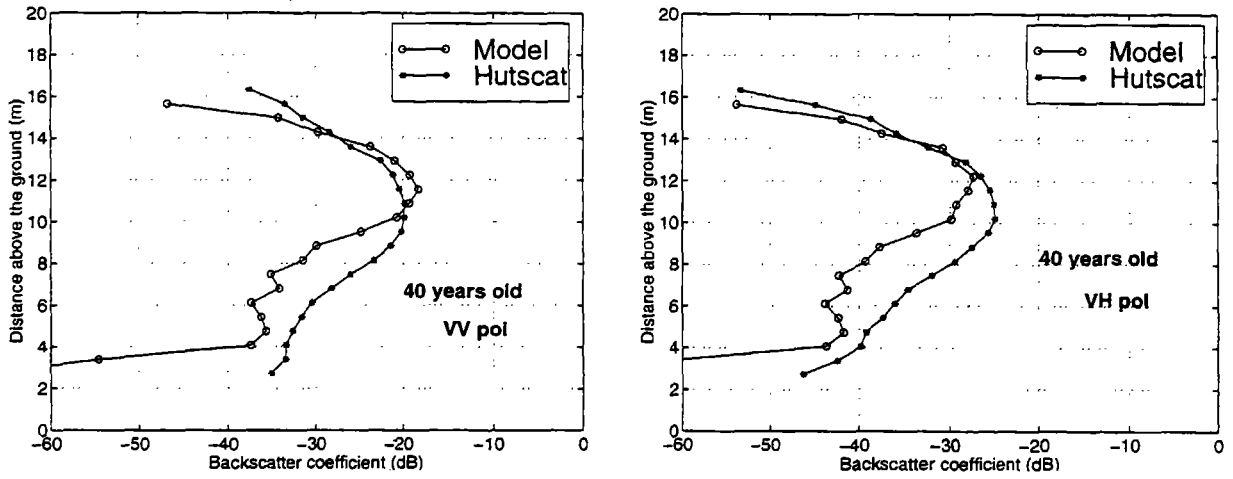


Fig. 10. Comparisons between experimental and simulated profiles for a 40-year old stand at X-band, VV and VH polarization in the near-normal incidence mode.

radar; 2) backscatter from the rest of the bottom layer, attenuated only by the second layer; and 3) backscatter from the rest of the bottom layer, attenuated by the second and third layers

$$\sigma_1^{0'} = \sigma_1^0 \left((1 - f_1) + f_1(1 - f_2)e^{-K'_2} + f_1 \cdot f_2 \cdot (1 - f_3)e^{-(K'_2 + K'_3)} \right) \quad (1)$$

where $f_j = A_{j+1}/A_j$, and at the top of the crown, $f_3 = 0$. The backscatter of each layer σ_j^0 is calculated using the RT model with infinite layers and no attenuation. Iterating on an N -layer crown, the modified total backscatter $\sigma_{Tot}^{0'}$ is

$$\sigma_{Tot}^{0'} = \sum_{j=1}^N \left((1 - f_j)\sigma_j^0 + \sigma_j^0 \left(\sum_{i=j+1}^N (1 - f_i) \times \left(\prod_{k=j}^{i-1} f_k e^{-K'_{k+1}} \right) \right) \right) \quad (2)$$

where $f_j = A_{j+1}/A_j$. The first term in the brackets represents the nonattenuated backscattering of the j -th layer, and the second term represents the backscatter contributions of the layer

j attenuated by all the i -th layers between the radar and the j -th layer ($j < i < N$). Simulations show that error on the primary branches length An induces error of the same order on the backscatter (for a given layer). A 10% percent error on An will result in a 0.4 dB error on the backscatter.

The correction results in a decrease in the contribution of the upper layers and an increase in the contribution of the lower layers (Fig. 8). Comparisons of experimental and simulated profiles for 30 and 40-year old Austrian pines are shown in Figs. 9 and 10, respectively, for VV and VH polarizations. The vertical resolution is of 0.68 m, so that 14 and 22 layers were used to calculate the crown backscatter for the 30 and 40-year old pines, respectively. The experimental profiles consist in an average of more than 30 profiles over a given stand, as described in the analysis section. A good agreement is found, in particular at 30 years old, concerning the shape of the profile and the value of the maximum energy at cross polarization, whereas the simulated backscatter at copolarization is lightly overestimated, of about 1.5 dB (Table III). At 40 years old, a more significant difference is found in the lower part of the profiles, and the backscatter is underestimated. The experimental crown backscatter increases

TABLE III
COMPARISONS BETWEEN THE MODELED AND EXPERIMENTAL CROWN BACKSCATTER COEFFICIENTS OF TWO STANDS OF AUSTRIAN PINE FOR HH, VV, AND VH POLARIZATIONS FOR THE NEAR INCIDENCE MODE OF HUTSCAT

	30 years old		40 years old	
	Model	HUTSCAT	Model	HUTSCAT
HH	-10.3 dB	-12 dB	-11.8 dB	-10.1 dB
VV	-10.3 dB	-13.1 dB	-11.8 dB	-11.1 dB
VH	-18.3 dB	-18.6 dB	-20.1 dB	-16.7 dB

between 30 and 40 years (Table III), unlike the simulations exhibiting a slight decrease.

The model is then used to specify the contribution of each vegetation element within the tree crown. Fig. 11 shows the contributions as a function of height for a 40-year old stand of needles, branches order 1, 2, 3, and the coherent interactions between the multiscale clusters. The needles are by far the main contributors, followed by the second and third-order branches.

These results can be interpreted as follows.

- The slight decrease of the simulated backscatter (Table III) between 30 and 40 years old, indicates that the backscatter saturates, due to the high number of scatterers. It also indicates that the signal is no longer sensitive to an increase of needle biomass but rather to variations of needles geometry (diameter, insertion angle, length) not taken into account by AMAP.
- The differences in experimental and simulated profiles in the lower parts of the profiles of 40-year old stands can be explained by the presence of old, dead branches along the bottom part of the trunk under the crown in the 40-year old stand that do not appear in the AMAP-simulated trees. The water retained by these dead branches from rain that occurred on previous days probably increases their backscatter. However, despite the differences in the profile shape, the total backscatter is not affected significantly by the low backscatter values of dead branches.
- The 3-dB underestimation (Table III) at 40 years old and for cross-polarization is probably due to multiple scattering within the crown, which is not simulated by the first-order model.

C. Penetration Depth Estimation

The penetration depth δ_p may be defined as the depth at which $I(\delta_p)/I(0) = 1/e$, where $I(0)$ is the transmitted intensity of the incident wave at the top of the crown. Fig. 12 presents the penetration depth estimated from HUTSCAT data at normal incidence compared to simulated values using the RT model. The simulations were performed using AMAP models on even-aged stands between 24 and 45 years old with a 4 year step. The

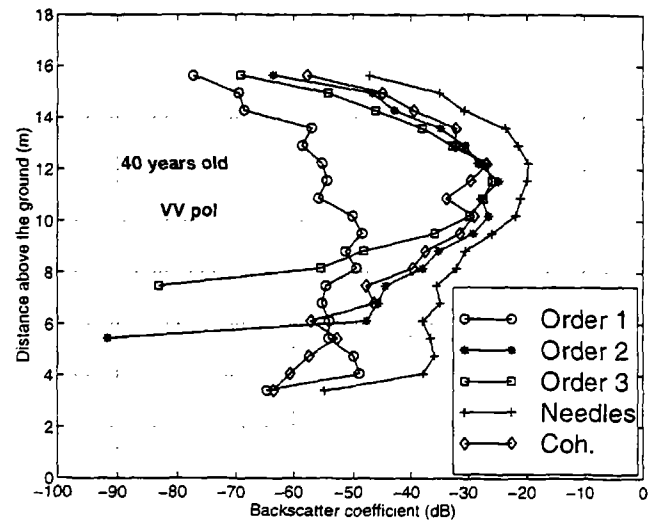


Fig. 11. Absolute contributions (in dB) of the simulated vertical backscatter profiles for each vegetation element of each layer (branch order 1, 2, 3, and needles) for a 40-year old pine stand at X VV channel in the near-normal incidence mode.

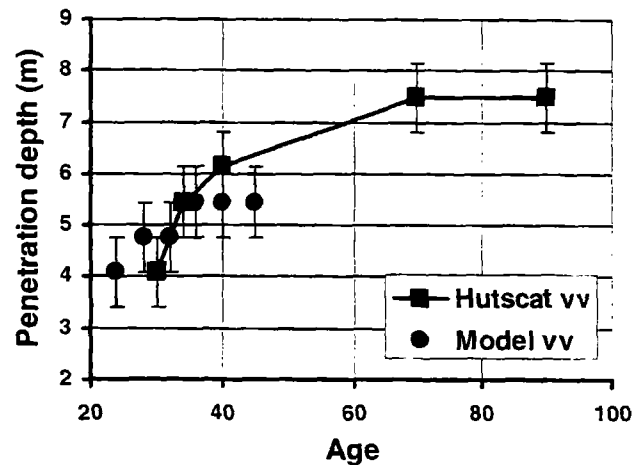


Fig. 12. Simulated and experimental penetration depths at X-band VV at near normal incidence as a function of the age of the stand. The penetration depth δ_p is the depth at which $I(\delta_p)/I(0) = 1/e$, $I(0)$ being the transmitted intensity of the incident wave.

experimental profiles were selected over stands of 30, 34, 40, 70 and 90 years old. The error bars denote the layer thickness (± 0.68 m) and do not account for other sources of error.

Features to be noted are as follows.

- The penetration depths appear more important (from 4 to 7.5 m) than what is known qualitatively in general for X-band [27], although the profiles corresponding to gaps in between the trees were removed.
- The penetration depth increases with age. This can be explained by the decrease of the density of scattering elements on the top layers of the trees and the variation in scatterer geometry as the age increases.
- The model simulates the same range of penetration depth as the experimental data (4–6 m) in the range of age for which we have both the tree growth model and the radar measurements. However, the penetration seems to

increase more rapidly in the experimental data than in the simulation.

The penetration depth could be a key piece of information for many applications using radar, such as DEM generation over forested areas using interferometry [28]. However, the above results are applicable to high-resolution measurements (and only when gaps in the forest are excluded). At current satellite spatial resolution, the impact of the gaps in between the trees is important and needs to be studied. The results presented are only valid for near-normal incidence angles. In addition, extension to larger incidence angles should be performed.

VI. CONCLUSION

Analysis and interpretation of HUTSCAT data acquired at X-band and near vertical incidence over temperate Austrian pine plantations were presented. The analysis results confirm the previous results obtained in more natural, northern boreal forests on the sensitivity of the radar data to biophysical parameters. In particular, the tree mean height derived from vertical backscattering profiles shows very good agreement with *in situ* measurements. The precision of the derived heights (of about 1 m) is of the same order as that of the *in situ* measurements.

The measured vertical backscatter profiles were used to validate a radiative transfer model coupled with an architectural tree growth model (AMAP). The RT model simulates the vertical backscatter distribution with the same vertical resolution than HUSTCAT (0.68 cm). A correction to the existing RT model has been carried out, taking into account the real path of the wave into the medium and the vertical variation of the scattering area. A good agreement is found between simulated and experimental profiles. The model was used subsequently to interpret the scattering mechanisms. The results confirm that at X-band, the needles are by far the main scatterers. Both the experimental measurements and the model suggest that the waves penetrate into the canopy down to several meters. The results indicate that a precise description of the vertical and horizontal structure of the forest and measurements provided by a ranging scatterometer can contribute to refining our understanding of the interactions of mechanisms.

ACKNOWLEDGMENT

The authors wish to thank E. Mushinzimana, M. Deshayes, and N. Stach from the LCT for the needle measurements on Austrian pine.

REFERENCES

- [1] E. P. W. Attema and F. T. Ulaby, "Vegetation modeled as a water cloud," *Radio Sci.*, vol. 13, no. 2, pp. 357-364, 1978.
- [2] F. T. Ulaby, C. T. Allen, G. III Eger, and E. Kanemazu, "Relating the microwave backscattering coefficient to leaf area index," *Remote Sens. Environ.*, vol. 14, pp. 113-133, 1984.
- [3] R. Zoughi, L. K. Wu, and R. K. Moore, "Identification of major backscattering sources in trees and shrubs at 10 GHz," *Remote Sens. Environ.*, vol. 19, pp. 269-292, 1986.
- [4] H. Hirose, Y. Matsuzaka, M. Daito, and H. Nakamura, "Measurements of backscatter from coniferous in the C and X bands," *Int. J. Remote Sensing*, vol. 8, no. 11, pp. 1687-1694, 1987.
- [5] E. Mougou, A. Lopes, M. A. Karam, and A. K. Fung, "Effect of tree structure on X-band microwave signature of conifers," *IEEE Trans. Geosci. Remote Sensing*, vol. 31, pp. 655-667, May 1993.
- [6] M. Jaeger and P. de Reffye, "Basic concepts of computer simulation of plant growth," *J. Biosci.*, no. 17, pp. 275-291, 1992.
- [7] P. de Reffye, F. Houllier, F. Blaise, D. Barthelemy, J. Dauzat, and D. Auclair, "A model simulating above- and below-ground tree architecture with agroforestry applications," *Agroforest. Syst.*, vol. 30, pp. 175-197, 1995.
- [8] T. Castel, A. Beaudoin, J. F. Barczi, Y. Caraglio, N. Floury, and T. Le Toan, "On the coupling of backscatter models with tree growth models: 1) A realistic description of the canopy using the AMAP tree growth model," in *Proc. IGARSS'97 Symp.*, Singapore, Aug. 1997, pp. 784-786.
- [9] T. Castel, A. Beaudoin, N. Floury, T. Le Toan, J. F. Barczi, and Y. Caraglio, "Coupling backscatter models with a generic architectural tree growth model. 1) A realistic description of the canopy using the AMAP model," submitted for publication.
- [10] N. Floury, G. Picard, T. Le Toan, J. A. Kong, T. Castel, A. Beaudoin, and J. F. Barczi, "On the coupling of backscatter models with tree growth models: 2) RT modeling of forest backscatter," in *Proc. IGARSS'97 Symp.*, Singapore, Aug. 1997, pp. 787-789.
- [11] M. Hallikainen, T. Tares, J. Hyyppä, E. Somersalo, P. Ahola, M. Toikka, and J. Pulliainen, "Helicopter-borne measurements of radar backscatter from forests," *Int. J. Remote Sensing*, vol. 11, no. 7, pp. 1179-1191, 1990.
- [12] R. Bernard, M. E. Frezal, D. Vidal-Madjar, D. Guyon, and J. Riom, "Nadir looking airborne radar and possible applications to forestry," *Remote Sens. Environ.*, vol. 21, pp. 297-309, 1987.
- [13] M. Hallikainen, J. Hyyppä, J. Haapanen, T. Tares, P. Ahola, J. Pulliainen, and M. Toikka, "A helicopter-borne eight-channel ranging scatterometer for remote sensing—Part I: System description," *IEEE Trans. Geosci. Remote Sensing*, vol. 31, pp. 161-169, Jan. 1993.
- [14] J. Hyyppä and M. Hallikainen, "A helicopter-borne eight-channel ranging scatterometer for remote sensing—Part II: Forest inventory," *IEEE Trans. Geosci. Remote Sensing*, vol. 31, pp. 170-179, Jan. 1993.
- [15] J. Hyyppä and M. Hallikainen, "Applicability of airborne profiling radar to forest inventory," *Remote Sens. Environ.*, vol. 57, pp. 39-57, 1996.
- [16] C. C. Hsu, H. C. Han, R. T. Shin, J. A. Kong, A. Beaudoin, and T. Le Toan, "Radiative transfer theory for polarimetric remote sensing of pine forest at P band," *Int. J. Remote Sensing*, vol. 15, no. 14, pp. 2943-2954, Sept. 1994.
- [17] M. Mäkinen, "Calibration and accuracy of an airborne scatterometer," M.Sc. Thesis, Helsinki Univ. Technol., Dept. Elec. Eng., Espoo, Finland, 1994. (In Finnish).
- [18] H. C. and V. Hulst, *Light Scattering by Small Particles*. New York: Wiley, 1957.
- [19] M. A. Karam and A. K. Fung, "Electromagnetic scattering from a layer of finite length, randomly oriented, dielectric, circular cylinders over a rough interface with application to vegetation," *Int. J. Remote Sensing*, vol. 9, no. 6, pp. 1109-1134, 1988.
- [20] S. H. Yueh, J. A. Kong, J. K. Jao, R. T. Shin, and T. Le Toan, "Branching model for vegetation," *IEEE Trans. Geosci. Remote Sensing*, vol. 30, pp. 390-402, Mar. 1992.
- [21] M. A. Karam, A. K. Fung, R. H. Lang, and N. Chauhan, "A microwave scattering model for layered vegetation," *IEEE Trans. Geosci. Remote Sensing*, vol. 30, pp. 767-784, July 1992.
- [22] J. F. Barczi, T. Castel, Y. Caraglio, A. Beaudoin, H. Rey, S. Chetaille, and L. Castagnas, "AMAP2SAR, AMAP Sorter V1.0, User Manual," ESA/ESTEC Contract 163 014/96/NL, 1997.
- [23] M. Deshayes and N. Stach, "MARIE-F Final Report"—Workpackage 3b, Lozère Test Site Investigations," Commission Eur. Communities, Contract ENV4-CT96-0316, 1999.
- [24] K. C. McDonald and F. T. Ulaby, "Radiative transfer modeling of discontinuous tree canopies at microwave frequencies," *Int. J. Radio Sci.*, vol. 14, no. 11, pp. 2097-2128, 1993.
- [25] Y. Wang, J. Day, and G. Sun, "Santa Barbara microwave backscattering model for woodlands," *Int. J. Remote Sensing*, vol. 14, no. 8, pp. 1477-1493, 1993.
- [26] G. Sun, D. S. Simonett, and A. H. Strahler, "A radar backscatter model for discontinuous coniferous forests," *IEEE Trans. Geosci. Remote Sensing*, vol. 29, no. 4, pp. 639-650, 1991.
- [27] F. T. Ulaby, R. K. Moore, and A. K. Fung, "Microwave remote sensing: Active and passive," in *Radar Remote Sensing and Surface Scattering and Emission Theory*. Reading, MA: Addison-Wesley, 1982, vol. 2.
- [28] N. Floury, T. Le Toan, J. C. Souyris, K. Singh, N. Stussi, C. C. Hsu, and J. A. Kong, "Interferometry for forest studies," in *Proc. FRINGE'96*, vol. II, Zurich, Switzerland, Dec. 1996, pp. 57-70.



Jean-Michel Martinez was born in Montpellier, France, on September 7, 1974. He received the M.Sc. of physics methods in remote sensing of Université Paris VII in 1997. He is currently pursuing his Ph.D. degree on radar remote sensing of vegetation with the *Laboratoire Commun de Télédétection (LCT)* in Montpellier, France and the *Centre d'Etudes Spatiales de la Biosphère (CESBIO)* Toulouse, France.

His main interests include developing radar-based forestry applications, radar image analysis, and elec-

tromagnetic modeling.



Nicolas Floury received the Engineering degree in telecommunications from the *Ecole Nationale Supérieure des Télécommunications*, Paris, France, in 1993, and the Ph.D. degree in physics applied to remote sensing from *Université Paris 7*, Paris, France, in 1999.

His main interests are in electromagnetic modeling and signal processing applied to the study of the interaction between microwaves and natural surfaces.

Thuy Le Toan received the Engineer degree and the Ph.D. degree in nuclear physics from the *Paul Sabatier University*, Toulouse, France.

Since January 1995, she has been with the *Centre d'Etudes Spatiales de la Biosphère (CESBIO)*, where she is presently one of the three Group Leaders and Leader of the Radar Observation team. In 1973, she joined the *Centre d'Etude Spatiale des Rayonnements*, where she was Head of the Remote Sensing Group. She has been a Project Coordinator and Principal Investigator on European SAR campaigns over the last decade, and Principal Investigator of several ERS-1, ERS-2, JERS-1, SIR-C/XSAR, RADARSAT projects. She has also been involved in numerous studies for the E.U., ESA, NASA, NASDA and national organizations on the modeling of SAR data and the use of SAR in applications. These include coordination of the E.U. Framework-4 project *European Forestry Observations using Radars (EUFORA)* and the partnership in CEO projects on mapping the Siberian forests using "Soil Moisture Retrieval Algorithms using Active Remote Sensing." She has also been a Partner in the ESA project on rice monitoring (RISAR). Since 1973, her research activity has been in the area of microwave remote sensing applied to natural surfaces. Her research interests include experimentation and modeling of microwave interaction with agricultural and forested media and analysis of SAR images.

Dr. Le Toan is a member the ASAR Science Advisory Group (ESA). She is member of the Electromagnetics Academy.



André Beaudoin was born in Montréal, P.Q., Canada, on May 7, 1962. He received the B.Sc. degree in physical geography and the M.Sc. in geography (specializing in radar remote sensing) from the *Université de Sherbrooke*, Sherbrooke, Canada, and the Ph.D. in space techniques from the *Université Paul Sabatier*, Toulouse, France, in 1992.

From 1994 to 1998, he was with the *Laboratoire Commun de Teledetection (CEMAGREF/ENGREF)*, Montpellier, France, helping to develop SAR-based forestry applications (tropical forest depletion,

parameter retrieval, etc.), especially taking into account relief impact on SAR imagery. He is currently a defense scientist with the Canadian Department of National Defense (DND), *Defense Research Establishment, Ottawa (DREO)*, where he works in research in various fields of military interest using SAR data (shoreline mapping, INSAR for DEM generation, and land-use mapping). He is author or coauthor of 11 journal articles and more than 50 conference papers. His professional interests are in radar remote sensing for land and coastal applications.

Martti T. Hallikainen (M'83-SM'85-F'93) received the Engineering Diploma (M.Sc.) and the Doctor of Technology degree from the Helsinki University of Technology (HUT), Faculty of Electrical Engineering, Espoo, Finland, in 1971 and 1980, respectively.

He was a Visiting Scientist in 1993-1994 with the European Union's Joint Research Centre, *Institute for Remote Sensing Applications*, Ispra, Italy. He was a Postdoctoral Fellow with the Remote Sensing Laboratory, University of Kansas, Lawrence, from 1981 to 1983. He has been with the HUT Laboratory of Space Technology since 1988 and serves as its Director. Since 1987, he has been Professor of Space Technology, HUT, where his research interests include remote sensing and satellite technology.

Dr. Hallikainen served as President of *IEEE Geoscience and Remote Sensing Society (IEEE/GRSS)* in 1996 and 1997, and as Vice President in 1994 and 1995. Since 1988, he has been a member of *IEEE GRSS Administrative Committee*. He was General Chairman of the *IGARSS'91 Symposium* and Guest Editor of the Special *IGARSS'91 Issue of the IEEE TRANSACTIONS ON GEOSCIENCE AND REMOTE SENSING*. Since 1992, he has been an Associate Editor of *IEEE TRANSACTIONS ON GEOSCIENCE AND REMOTE SENSING*. He was a Member of the *IEEE Periodicals Committee* in 1997 and a Corresponding Member of the *IEEE New Technology Directions Committee* from 1992 to 1995. He was Secretary General of the *European Association of Remote Sensing Laboratories (EARSeL)* from 1989 to 1993 and Chairman of the *Organizing Committee* for the *EARSeL 1989 General Assembly and Symposium*. He has been a Member of the *EARSeL Council* since 1985, and he was Member of the *Editorial Board* of the *EARSeL Advances in Remote Sensing* from 1992 to 1993. He has been a Member of the *Earth Science Advisory (ESA) Committee* since 1998. He was a national Delegate to the *European Space Agency (ESA) Earth Observation Scientific and Technical Advisory Group (EOSTAG)* from 1988 to 1994, and has served in the same capacity on the *ESA Earth Observation Data Operations Scientific and Technical Advisory Group (DOSTAG)* since 1995. He was Thematic Coordinator of *ESA EMAC-95* airborne campaign for Snow and Ice activities. He was a Member of the *ESA Multifrequency Imaging Microwave Radiometer (MIMR) Expert Group* from 1988 to 1994 and member of the *ESA MIMR Scientific Advisory Group* from 1994 to 1996. He has been a Member of the *Advisory Committee* for the *European Microwave Signature Laboratory*, *European Union's Joint Research Centre* since 1992 and an *International Space University National Liaison* since 1992. He has been a Member of the *URSI Long Range Planning Committee* since 1996, an official Member of *URSI Commission F (Wave Propagation and Remote Sensing)* since 1988, and a Member of the *URSI Committee on the Geosphere and Biosphere Program* since 1989. He was Secretary of the *Organizing Committee* for the *URSI Nordic Antenna Symposium* in 1976, and he served as Secretary of the *Finnish National Committee of URSI* from 1975 to 1989. He was Vice Chairman of the *URSI Finnish Committee* from 1990 to 1996, and he has served as Chairman since 1997. He was the recipient of the *IEEE GRSS 1999 Distinguished Achievement Award*, of the *IEEE IGARSS'96 Interactive Paper Award*, and of the *IEEE GRSS 1994 Outstanding Service Award*. He is winner of the *Microwave Prize* for the best paper in the 1992 *European Microwave Conference*, and he received the *HUT Foundation Award for Excellence in Research* in 1990. He and his research team received the 1989 *National Research Project of the Year Award* from *Tekniikka & Talous, Technology & Management Magazine*. He received the 1984 *Sähkö—Electricity* in Finland *Editorial Beard Prize*. He was awarded an *ASLA Fulbright Scholarship* to the *University of Texas, Austin*, in 1974-1975.

Marko Mäkynen received the M.Sc. degree from the Department of Electrical Engineering, Helsinki University of Technology (HUT), Espoo, Finland, in 1994, where he is currently pursuing the Ph.D degree in electrical engineering.

He is currently a Research Scientist with the Laboratory of Space Technology, HUT. His research interests are in microwave remote sensing of sea ice and calibration of scatterometers.

Article B

**« On the retrieving of forest stem volume from VHF SAR data :
observation and modelling »**

**P. Melon, J.M. Martinez, T. Le Toan, N. Floury, L.M.H. Ulander and A. Beaudoin,
soumis à *IEEE Transactions on Geoscience Remote Sensing***

**ON THE RETRIEVING OF FOREST STEM VOLUME FROM VHF SAR
DATA : OBSERVATION AND MODELLING**

**P. MELON¹, J.M. MARTINEZ¹, T. LE TOAN¹,
L.M.H. ULANDER² and A. BEAUDOIN^{3*}**

¹ CESBIO, 18 Ave Edouard Belin, 31055 Toulouse, France
tel: (33) 5.61.55.85.12 fax: (33) 5.61.55.85.00 e-mail: melon@cesbio.cnes.fr

²Swedish Defense Research Establishment (FOA), Linköping, Sweden
Phone : +46.13.37.80.00 / fax : +46.13.37.81.00 / e-mail : ulander@lin.foa.se

³ L3S Cemagref-ENGREF, 500 rue J.F. Breton, 34039 Montpellier cedex 05, France

* Now with the Aerospace and Navigation Radar Section / Defense Research Establishment Ottawa
3701 Carling Avenue Bldg T86 Ottawa, Ontario K1A 0K2 Canada

ABSTRACT

VHF data were acquired by the Airborne Imaging Radar CARABAS over two different pine forests in the southern France. Data are analyzed using detailed ground truth measurements available on both sites including forest parameters as trunks height and diameter, stand stems density and stem volume. The experimental analysis is supported by theoretical modelling using a coherent backscatter model coupled with a tree growth model giving a fine and precise description of the trees on both sites.

The backscattering coefficient is strongly correlated to characteristics of the tree trunk. Signal saturation is not observed up to 900 m³/ha, however the sensitivity to the volume is high (e.g. 1 to 1.5 dB for 50 m³/ha) in the range of 0-500 m³/ha, whereas it is reduced beyond 500 m³/ha (<0.5 dB for 50 m³/ha).

The coherent model, based on the distorted born approximation, is used to analyze the effect of tree architectures. The modelling results show that the trunk is the main scatterer, but when the branches dimensions are not insignificant compared to trunk dimension, branch scattering have to be accounted for. However, since the two species under study are both coniferous, branch dimensions are relatively small compared to trunk dimension. Therefore no significant differences in the backscatter behavior between both sites is observed. For other species, in particular deciduous species, the branch contributions are expected to alter the sensitivity of the backscatter signal to the increase of trunk volume.

Finally, the effect of topography is investigated both experimentally, using a digital elevation model, and theoretically with the coherent model. The loss of sensitivity to stem volume due to slope is clearly demonstrated and explained by the decrease of the dihedral trunk-ground interaction as the slope increases. The possibility to include a correction for the slope-induced effect is indicated.

INTRODUCTION

In the last 10 years, forest biomass retrieval using radar data has been the subject of many studies. The works made use of operational satellite data (ERS, JERS, RADARSAT) as well as spaceborne or airborne experimental multi-frequency and multi-polarization SAR data. From these studies, the following conclusions have been drawn 1) the radar backscatter results from scattering and/or attenuation of vegetation scattering elements, which can be leaves, branches and trunk, leading to indirect relationship between the radar measurements and the forest biomass parameters; 2) the relationships depend on the radar frequency, polarization and incidence, and depend upon the forest types, species, site conditions; 3) the radar measurements are no longer sensitive to biomass variation after an amount of biomass is reached. This biomass saturation level increases with the wavelength, respectively at about 50, 100, 150 tons per hectare at C, L and P bands [1, 2, 3].

Since a significant part of the world forest biomass lies in a higher dynamic range, there is an interest to explore new sensors capable of retrieval high biomass values. Among new sensors, systems working at very long wavelengths ($> 1\text{m}$) appear the most promising. In recent years, several studies conducted using the CARABAS SAR airborne system (Coherent All Radio Band Sensing) operating in the HF-VHF band [4] have shown that no saturation observed for forest volume reaching up to $600\text{ m}^3/\text{ha}$ [5, 6, 7, 8]. To assess the possibility to use such airborne VHF SAR for operational biomass retrieval, there is a need to study the generality of the experimental results, especially concerning the influence of tree species, effect of silvicultural practices (tree density, row direction..), and the effect of terrain relief.

For this purpose, an experiment has been conducted over two forest sites in France, taking the opportunity of the French Swedish RAMCAR campaign organized in May 1998.

The two test sites have been selected because they present various topographic conditions and two different pine species (Maritime pine and Austrian pine), grown in plantations with different forestry practices. One of the forest presents very high biomass values (> 700 tons/ha).

The choice of plantation forests was driven by the possibility to have ground data with reduced uncertainties, necessary for the interpretation of experimental results in terms of scattering phenomena.

In view of theoretical modelling, an architectural tree growth model is available for the two pine species and has been validated at the two test sites.

This paper presents the experimental results and their interpretation using a theoretical model. The first section of the paper will introduce the test sites and the CARABAS system. In the second part, the observed relations between the backscatter coefficient and some forest parameters of interest are presented. The third part of the paper describes the modelling work, coupling the tree growth model to a coherent backscatter model. The interpretation of the results leads to conclusions and perspectives of using VHF SAR for forest biomass mapping.

TEST SITE AND SAR DATA

Test Site Description

Two test sites were overflowed : the Landes and the Lozère forests. The Landes forest in southwestern France is almost entirely formed of quasi-uniform large stands of maritime pine (*Pinus Pinaster* (Ait.)) over sandy terrain and is managed in a consistent fashion which ensures that the canopy is homogeneous. Most of the stands are artificially sown, generally in row of 4m spacing; the rows follow an east-west direction on the test sites. This flat plantation

includes clear-cuts and a range of age classes from seedlings to stands over 46 years old, corresponding to a stem volume of about 215 m³/ha (150 tons/ha).

The second test site is the Lozère forest in southern France, which differs from the previous site in topographic conditions and tree species. The area is characterized by large and gently rolling limestone plateaus of altitude around 1200m, which are intersected by gorges of 300-500m in depth and with steep slopes (up to 50°). In this paper we will focus on Austrian pine stands (*Pinus nigra nigrae*) made of even-aged trees ranging from 0 to 130 years old, covering 5400 ha. For these stands, of 10 ha mean area, part of a reforestation program in the area since the last century, volume can reach 900 m³/ha (or biomass of 700 tons/ha).

For both sites, detailed forest parameters were available, including tree height, diameter and stem density, allowing the computation of stand basal area and stem volume (see Table I). Growth conditions and thinning practices are radically different between both sites. Lozère stands are characterized by higher stem density and slower tree growth than the Landes (Table I). These differences are highlighted when considering that for a given stem volume, the growth stage of the two pine species is different : a volume of 200 m³/ha corresponds to the mature 46 year old stands at the Landes (Height = 20 m; DBH = 30 cm; Stem density = 200) but only to young 30 year old stands in Lozère (height = 12 m; DBH = 10 cm; stem density = 1600). General differences are highlighted by figures 1a) and 1b), which present the variations of tree mean height and stem volume against stand age. In addition, the two sites are different with respect to soil moisture condition (vertical distribution) since standing water was found half a meter below the surface in the Landes site whereas the Lozère forest is hilly, better drained and with ground water level much further below the surface.

Forest data (stand characteristics) have been collected at the Lozère testsite during the period of 1996-1998 [9] The accuracy associated to stem volume is estimated to be of the order of 15 % .Ground data, stand limits and radar images were included in a Geographic Information

System (GIS) along with a Digital Elevation Model (DEM) of the area with a 25 m cell size and a vertical accuracy of 5 m.

The data from the Landes forest were updated from measurements performed during several campaigns since 1990 [Letoan..92, Andre 94] . Regression analysis on the ground data set was then used to derive relations linking the age to the different stands characteristics (stem density, trunk height and diameter) [10]. We estimated a relative error on the estimation on the stem volume of the order of 25%.

The SAR data

For each testsite, about 20 scenes with a wide range of incidence angle (40° to 70°) have been acquired during 4 days. The flight directions were chosen to acquire data at different azimuth directions, including cases of radar perpendicular and parallel to row directions. CARABAS is an ultra wideband SAR developed by the Swedish Defense Research Establishment (FOA). This imaging radar operates in the lower part of the VHF band, i.e. 20-90 MHz, corresponding to wavelengths between 3 and 15m. The resolution of full bandwidth CARABAS-II data is about 3 m in range [4]. The same resolution in azimuth is obtained by the use of a wide angle aperture, which is around 90° . Two biconical wideband antennas are housed in a dual push-broom configuration, giving essentially horizontal polarization within the processed aperture. However vertically polarised field components are present in the antenna pattern away from the broadside direction and horizontal plane. The images were processed and calibrated by the FOA, using methodology described in [11]. A narrow-band filtering of strong radio frequency interference (RFI) due to communications has to be conducted after the range compression. For calibration, 5-m trihedral radar reflectors were deployed on both testsites. A numerical electromagnetic method (FDTD) was used to obtain knowledge of the scattering diagram of

this trihedral reflector is used to achieve a final precision which is of 1 dB. The backscattering coefficient was obtained after a projection of the image from the range to ground geometry. A flat ground surface was assumed at the Landes testsite, whereas for the Lozère site, the projection angle takes into account the local topography, by use of the DEM.

Figures 2a) and 2b) present images acquired over the Landes and the Lozère sites. Differences between sites appear clearly on these images : the Landes scene shows a graduation in grey tones from clear-cuts (dark) to the 46 years old stands (bright), whereas the Lozère scene is visually more difficult to interpret, mainly because of the distortions created by the topographic variations.

DATA ANALYSIS

General backscatter behavior

Five scenes of the Lozère and seven of the Landes, with a wide range of incidence angle (40° to 70°) were analyzed. The first analysis focused on the row effect at different azimuth and incidence angles in the Landes site. At narrow frequency band, the row spacing can introduce interference effects in particular conditions (Bragg resonance has been observed on Landes scene, with the frequency band of 38-53 MHz, at incidence angle around 40° and mean row spacing of 4m), as described in [12]. However, when analyzed at the full 20-90 MHz bandwidth, the data show no significant row effect. Previous study on CARABAS images[6] has shown that the backscatter was independent on the incidence angle in the gap of 45° - 65° for forest horizontal ground. Same results have been found on the Landes and Lozère scene, with incidence angle varying from 40° to 70° . In the following analysis, the data have been analyzed in a range of incidence of 40° - 60° , independently on the azimuth angle. Relationship between backscattering coefficient and forest parameters have been

established using homogeneous stands over flat terrain for both sites. The influence of the topographic conditions will be address in the last part of the paper.

Figure 3 displays the backscattering coefficient (in dB) extracted from pine stands from both sites versus stem volume. For the Lozère site we observe a 12 dB dynamic range for the range of volume from 0 to 900 m³/ha. The rate of increase is high until 500 m³/ha (~1 dB for 50 m³/ha), and is reduced from 500 m³/ha to 900 m³/ha (~0.5 dB for 50 m³/ha). The Landes dataset has a dynamic range of 6 dB for a reduced range of volume, 7 to 215 m³/ha, corresponding to a higher rate of increase (~1.5 dB for 50 m³/ha). To study in details the differences and similarity of the two datasets, the backscattering coefficients in m²/m² are plotted against tree parameters over the range of volume where the two datasets can be compared. In figure 4 (stem volume), both regression lines are statistically close at 95% of confidence, leading to the first interpretation that the relationship between the backscattering coefficient and the stem volume could be species independent. When the backscatter is plotted against stand mean diameter (figure 5) and height (figure 6), remarkably strong correlations are observed for both sites but the relationships depend on the site. The denser Lozère stands (600 to 800 stems/ha) exhibit much higher backscatter values than the Landes stands (200 to 300 stems/ha) even if they are all formed by trees with the same diameters (figure 5). For a DBH of 30 cm at both sites, the backscatter coefficients are respectively 0.08 m²/m² and 0.025 m²/m².

Table II presents the correlations between the backscattering coefficients and the forest parameters of interest (height, trunk diameter, stem density, basal area, stem volume) at the two sites. At the Lozère forest, high correlation is obtained for height, trunk diameter and stem volume but lower correlation are observed for basal area and stem density. For the Landes, high correlation is obtained for all the parameters. For this latter site, as the forest

parameters were obtained through regression analysis based on the stand age it is difficult to conclude on a different behavior between the sites.

To understand the effect of tree species, silvicultural practices and growth conditions on the radar backscatter, a modelling approach is developed to interpret the observations in terms of scattering mechanisms and to determine the relative importance of the vegetation scattering elements.

MODELLING

For VHF modelling in forest studies, several models have been developed. Smith and Ulander [13] represented the tree by a vertical cylinder for the trunk, and considers only one tree per resolution cell. The assumption was considered realistic for volume above 200 m³/ha. Applied on a boreal test site, the study has shown that the main scattering mechanism is dihedral reflection between the trunk and the ground. This model results in the backscattering coefficient being proportional to stem volume squared and inverse proportional to stem number density. Alternatively, they suggested to use the averaged scattering amplitude which was shown to be directly proportional to stem volume. The modelling presented in [13] is computationally efficient, and can provide general trend for sensitivity studies. However, it does not indicate the role played by different elements of the trees nor by the interaction between different trees. Israelsson et al. [14] used an approach based on the FDTD method and showed that coherent interactions need to be taken into account, in particular the interactions between scatterers and the ground. The calculations are more exact from an electromagnetic point of view, especially concerning interactions between trunk and branches, but cannot be applied on a realistic fine description of a forest.

The modelling presented here is driven by the need to take into account, a) the realistic description of the forest, b) the coherent interactions between scatterers, and c) the specificity of the CARABAS SAR .

A. DESCRIPTION OF THE FOREST

The general method used to describe a forest is to consider a coniferous tree as a collection of cylinders whose dimensions and orientations are derived statistically from available ground data. To account for the detailed tree structure, a new approach has recently been developed [15, 16] which is based on tree growth models. This approach is used in this paper, where the tree description is provided by the AMAP tree growth model, developed by the CIRAD in France [17]. For both test sites, the AMAP model was validated through botanical calibration measurements, allowing the 3D tree architecture at different ages to be reconstructed. The AMAP model also provides different realistic trees at a given biological age, allowing the natural variability of the forest to be reproduced. Ground data have also been used to complete the forest description, e.g. to define the tree density per stand, to measure soil and vegetation moisture

B. BACKSCATTER THEORY

Concerning electromagnetic modelling of forest in the VHF band, the coherent effects have to be taken into account. However, exact methods can only be efficiently applied on a simplified description of the forested medium, which may induce erroneous results especially concerning the relative role of each scatterer type. Our approach was based on the capability of the AMAP growth model to provide detailed descriptions of the tree [18], then on the use of the Distorted Born approximation [19, 20], which is able to consider, in the first order, the coherent interactions.

The Distorted Born Approximation (DBA) is used to simulate the backscattered field. DBA based modelling computes the first order interactions of scatterers in a simulated scene by adding coherently the contribution of each independent scatterer excited by the effective incident field.

In the Distorted Born Approximation, the scattered field from a collection of N cylinders is written as (Eq. 1),

$$(Eq. 1) \quad \overline{E^S} = \frac{e^{jk_0 r}}{r} \sum_{n=1}^N e^{j\phi_n} \cdot \overline{\overline{S_n}} \cdot \overline{E_{eff}^i}$$

where r is the distance between the sensor and the observed area, S_n is the scattering matrix of the scatterer, N the number of scatterers interacting, and E_{eff} is the effective field exciting the cylinder considered. E_{eff} is computed by the use of the Foldy-Lax approximation and allows for the attenuation along the path to be considered. The model includes three layers : a crown layer, a trunk layer and the ground surface. The crown layer is used to evaluate the effective field reaching the trunk and the ground. For each scatterer located in the layers, the first order model considers four contributions : direct backscattering, scatterer-ground, ground-scatterer and ground-scatterer-ground interaction. For each cylinder, the scattered field is computed by using the finite cylinder approximation [21, 22]. The Rayleigh approximation may seem more suitable, but previous results have shown that this causes a bias which induce errors in the simulated field, especially concerning bistatic cases which appears in the interaction between the scatterer and the ground. The Fresnel reflection coefficient of the underlying ground is evaluated by the IEM [23]. In order to add the scattered field coherently a phase reference is arbitrarily fixed in the center of the illuminated scene, at the ground level.

Estimation of the backscattering coefficient then proceeds as follows : a forest is generated through the AMAP model and soil description (dielectric constant, tilting and orientation),

Firstly, the attenuation is evaluated through the Foldy-Lax approximation. For this step, complete AMAP models have been used : trunk, all branches order and needles. Values obtained have been then introduced as input data in the simulation. As needles have a non negligible contribution only for the attenuation, they have not been considered in the computation of the backscattered field with the Distorted Born approximations. Unless specified, simulations are based on simplified tree model with trunk, first order and second order branches. The complex sum of the contributions of each scatterers provides the simulated field for a given pixel. In order to obtain a good estimate of the backscattered intensity of a homogeneous forest stand, a Monte Carlo method is applied, with a number of realizations generally of the order of 200. Each results has been obtained with a number of trees per resolution cell over 10, in order to consider interactions between different trees. This process may be applied at different frequency bands. However, for data provided by the CARABAS sensor, the wide bandwidth and wide beamwidth induce strong influences on the electromagnetic modelling.

C. SPECIFICITY OF THE CARABAS SAR SYSTEM

The CARABAS SAR provides on the full bandwidth processed images a resolution of 3 by 3 m, with a pixel size of 1 by 1 m. It is a stepped frequency system with pulse bandwidth of 2MHz of frequency band, in the 26-86 MHz. Once the raw data have been range compressed, the final resolution in range is around 3m. However, the illuminated target will have a slightly different response as a function of the incident frequency. To simulate the range compression is time consuming, and may not be of particular interest in forest applications. Nevertheless, the choice of the incident frequency in the modelling process is important when dealing with comparison between experimental data and theory. Specific bandwidths can provide

particularities such as the Bragg resonance observed on CARABAS images over the Landes site [12].

To compare the modelling output with the experimental results, the approach chosen is to define an equivalent frequency for the whole spectrum. For forests a first approach must account for the fact that the trunk is in the Rayleigh region with respect to the frequency. In this case, the magnitude of the backscattered field is proportional to the square of the trunk volume and to the wave number :

$$(Eq. 2) \quad |E_{Scat}| \propto k^2 \cdot V$$

Considering the whole spectrum used by the CARABAS system (26-86 MHz) in N separated pulse, the mean magnitude scattered by a trunk is then

$$(Eq. 3) \quad P_{Mean} \propto \frac{1}{N} \sum_{f=26MHz}^{86MHz} (k^2(f) \cdot V)^2 = k^4(f_{eq}) \cdot V^2$$

Which correspond to the magnitude obtained for the equivalent incident frequency :

$$(Eq. 4) \quad f_{eq} = \sqrt{\langle f_{inc}^2 \rangle} \approx 60MHz$$

This simple approach shows that for forests, a single frequency that provides the same backscattered field than the range 20-90 MHz is around 60 MHz.

To obtain a resolution of about 3m in the azimuth direction, a wide aperture angle is used. Each target is illuminated during the acquisition process with an aperture angle varying from -45° to 45°. This has no particular effect for flat areas such as the Landes plantation. For sloping terrain, the local incidence angle changes during the acquisition, in a manner depending on the slope's orientation with regard to the flight direction. A previous analysis of the CARABAS data over the Lozere site has underlined the large reduction of backscattering coefficient for tilted areas, even with a small local slope. For modelling of these topographic effects, a realistic definition of the local incidence angle is needed. The variation of the local

incidence angle as a function of the relative position of the sensor with regard to the phase reference may be included for the study of topographic effects. The backscattering coefficient will then be simulated, for a given forest stand with defined topographic angle, by averaging the results for each effective incidence angle obtained during the acquisition.

COMPARISON BETWEEN THEORETICAL AND EXPERIMENTAL RESULTS

The modelling results are compared to experimental measurements. For all the simulations conducted, the ground dielectric constant was chosen accordingly to the commonly used values, $\epsilon_r = 10 + i \cdot 3.6$ [24], corresponding to the soil moisture of about 0.20 m³/m³ measured for the 0-10 cm surface layer on the two sites during the experiments. Soil composition and soil moisture 0-1 m vertical profile differs between sites, but lack of precise measurements prevent to realistically simulate these differences. Moreover, choosing the same soil characteristics allows to directly assess by modelling the effect of thinning practice and species, independently on the soil moisture.

A. BACKSCATTERING COEFFICIENT AS A FUNCTION OF STEM VOLUME.

The figure 7 shows the modelling results obtained at 60 MHz compared to CARABAS measurements at the Landes and Lozere sites. The backscattering coefficient is expressed as a function of the stem volume. A good agreement is observed between the model and the data. The rates of increase estimated by the model decrease with the stem volume, similarly to the experimental data. However, at very low biomass, modelling suggests lower backscatter values than the observations. This may be related to the noise level of the system. For the youngest stands, only the power received for the highest transmitted frequencies is significant. Since the simulated backscattering coefficient for these young stands is close or below the

noise level, the equivalent frequency should be higher than the one chosen for older stands. Instead of adapting the incident frequency to the growth stage, the solution chosen was to add to the simulation results the noise level measured on the experimental data, which was about -21 dB during the experiments. The results obtained after adding the noise level in figure 8 show clearly better agreement. Finally, differences between the both site have been simulated by the model. The most interesting results are obtained for stem volume around 200 m³/ha at the Landes testsite and 300 m³/ha at the Lozere testsite. Both model and experiment show the same backscattering coefficients, whereas the both sites significantly differs, and present strong differences in stem volume. At these different stages of growth of the both species, the maritime pine are sparse (around 200 stems per hectare) but have high and large trunk. On the other hand, the austrian pine stand includes smaller trunk with a relative high density (800 stems per hectare). For low stem density (Landes), backscattering coefficient appear to be more sensitive to trunk dimension than to number density, whereas for high density (Lozère), backscatter is sensitive to both dimension and density. The differences between the two sites could be interpreted by differences in geometrical properties of trees (stem dimension and density). The effect of soil moisture profile, which was not simulated by the model, can be considered in a first approach as less significant.

Figure 9 shows an example of the contribution of the main scatterers, i.e. trunk and branches, to the signal at different stage of growth of the Landes forest. The results show that as expected, the trunk ground interaction is the dominant scattering source. More generally, for every type of scatterers, main mechanisms are the scatterer-ground and ground -scatterer interactions, well over the direct contributions. However, for young stands (<100 m³/ha), the contribution of the primary branches becomes significant, the branch and trunk radii being of the same order. The same result was observed at the Lozere site for young stands. For species

with larger branch dimensions, e.g. compared to the trunk dimension, such as deciduous species, the importance of the branches contribution could degrade the direct correlation between the backscatter signal and the stem volume.

ANALYSIS OF THE TOPOGRAPHIC INFLUENCE

Slope effects on CARABAS data over forests have been addressed by Smith and Ulander [25], focusing on the azimuthal effect. In this paper, we analyse the slope effect on the relationship between the radar backscatter and stem volume at the Lozere site. The analysis was as follows : we consider several homogeneous areas with approximately the same stand volume and tree growth stage in different topographic conditions with regard to the radar flight direction, and we evaluate the ratio of the backscattering coefficient measured in flat area to the one measured for the local slope. Two cases were considered here : slope facing and opposed to the flight direction. Unfortunately, the case of an arbitrary orientation of the slope could not have been analyzed due to the lack of radar data on the same types of forest stands. In order to preserve a sufficient dynamic, only high volume stands were considered in this study (over 500 m³/ha). Figure 10 presents the loss of backscattering coefficient (in natural values) against the local slope. For both cases, a strong and continuous loss of backscatter against the slope is observed, up to the noise level reached for local slope of about 20°. This loss of backscatter prevent from simple potential inversion algorithm when terrain is not flat. In order to explain this phenomenon and overcome this limitation, a theoretical analysis have been conducted. The first results have shown that as expected, this loss of sensitivity is directly linked to the vanishing dihedral reflection when the trunk is no more perpendicular to the ground. However, the simulated trend does not fit the measurements,

especially for low local slopes where the model does not correctly estimate the rapid decrease of the backscatter (see the raw simulation curve on the figure 11). Estimation of the backscatter have been firstly improved by introducing the large aperture effect, which lead to a variation of the incidence angle during the acquisition, then to a variation of the dihedral reflection. Considering this wide beamwidth effect allows to correctly predict the backscatter behavior for slow slope ("aperture corrected" curve on figure 11), and taking into account the noise level in the modelling ensures a more valid prediction. For the derivation of retrieval algorithm, these results indicate the need of an a posteriori correction, that should be applied using a DEM. However, forest stands of backscatter below the noise level could not be inverted, and the species effect (i.e. impact of larger branches) should be first investigated.

CONCLUSION

This study aimed at assessing the sensitivity of VHF SAR data to forest stem volume. The work developed through an experimental analysis using CARABAS VHF SAR data acquired over two coniferous forests, and theoretical modelling to interpret the observations. The analysis results show that the signal is strongly correlated to stem characteristics (trunk diameter, length and stand stem volume). Relations between the backscattering coefficients with trunk diameter and trunk length were found to be different at the two sites. On the opposite, relations linking the radar backscatter versus the stand stem volume were found very close for both sites. This because stand stem volume integrates all the variability of the sites (stem density, trunks diameter and length). The saturation was not observed up to 900 m³/ha, far beyond the saturation level of P to C band SARs. For inversion purpose, it is to be noted

that the sensitivity to volume is high (e.g. 1 to 1.5 dB for 50 m³/ha) in the range of 0-500 m³/ha, whereas it is reduced beyond 500 m³/ha (<0.5 dB for 50 m³/ha).

The observations were interpreted by a theoretical model based on Distorted Born Approximation coupled with the AMAP tree growth model. A good agreement between simulations and the experimental observations is found. Simulations show that for coniferous species when the trunk diameter are much larger than the branches, the trunk-ground reflection is largely the dominant mechanism. For species presenting more complicated structure such as deciduous species, the radar response is expected to result from trunk and branches contributions.

The dominant trunk ground interaction induces a strong sensitivity of the signal to the local slope. This effect was confirmed by the analysis, and well simulated by the DBA model. The variation of about 10 dB between flat terrain and slopes of 15 degrees, must be taken into account for derivation of robust stem volume retrieval algorithms.

ACKNOWLEDGMENT

The authors wish to thank the CIRAD AMAP team for their help during the study. This work was carried out in the framework of the RAMCAR experiment. The work was supported by the DGA /CNES French program “Modelling of forests”.

REFERENCES

- [1] Le Toan T., A. Beaudoin, J.Riom, D. Guyon. "Relating forest biomass to SAR data", IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, 30(2):403-411, 1992.
- [2] Dobson, M. C., Ulaby, F. T., Le Toan, T., Beaudoin, A., Kasischke, E. S., and Christensen, Jr., N. L. "Dependence of radar backscatter on coniferous forest biomass", IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing. 30(2): 412-415, 1992.
- [3] Imhoff, M. L. A theoretical analysis of the effect of forest structure on Synthetic Aperture Radar backscatter and the remote sensing of biomass. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing,33(2):341-352, 1995.
- [4] H. Hellsten, L.M.H. Ulander, A. Gustavsson,B. Larsson," Development of VHF CARABAS II SAR", SPIE, vol. 2747, Orlan, FL, 8-9 April 1996, pp. 48-60, 1996.
- [5] Israelsson, A., L. Ulander, J. Askne, J. Fransson, P. Frölin, A. Gustavsson, H. Hellsten, "Retrieval of forest stem volume using VHF SAR", IEEE Trans. on Geoscience and Remote Sensing, vol.35, no.1, January 1997.
- [6] Smith, G., L. Ulander, "Forest biomass retrieval using VHF SAR", Proc. 2nd International Workshop on Retrieval of Bio & Geo-physical Parameters from SAR data for Land applications, Noordwijk, The Netherlands, 21-23 October 1998, pp. 301-307.
- [7] J.E.S. Fransson, F. Walter, L.M.H. Ulander, "Estimation of forest parameters using CARABAS II VHF SAR data", IEEE Trans. on Geoscience and Remote Sensing, vol.32, no.2, March 2000.
- [8] L.M.H. Ulander., J. Askne, J.E.S. Fransson, A. Gustavsson, T. Le Toan, T. Manninen, J.M. Martinez, P. Melon, G. Smith, F. Walter, "Retrieval of stem volume in coniferous forest from low VHF-band SAR", Proc. Of the IGARSS'00 Symposium, Honolulu, USA, 24-28 July 2000.

- [9] J.M. Martinez, N. Floury, T. Le Toan, A. Beaudoin, M. Hallikainen, and M. Makynen, "Understanding Backscatter Mechanisms inside tree canopy : theory and experiment", *IEEE Transactions on Geoscience Remote Sensing*, March 2000, p 710-719.
- [10] Beaudoin A., Le Toan, T., Goze, S., Nezry, E., Lopes, A., Mougin, E., Hsu, C.C., Han, H.C., Kong, J.A. and Shin, R.T., "Retrieval of forest biomass from SAR data". *International Journal of Remote Sensing*, 15(14):2777-2796, 1994.
- [11] L.M.H. Ulander, P.O. Fröling, T. Martin, "Processing and Calibration of Ultra-wideband SAR data from CARABAS II", Proc. CEOS Workshop on Earth Observation Satellites Working Group on Calibration and Validation, Toulouse, France, 26-29 October 1999.
- [12] Ulander, L., T. Le Toan "Bragg scattering resonance in VHF-SAR Forestry data", Proc. Of the IGARSS'99 Symposium, Hamburg, Germany, 28 June-2 July 1999.
- [13] G. Smith, L.M.H. Ulander, "A model relating VHF-band backscatter to stem volume of coniferous boreal forest", *IEEE Trans. on Geoscience and Remote Sensing*, vol.32, no.2, March 2000.
- [14] Israelsson, A., L. Ulander, T. Martin, J. Askne, "A coherent scattering model to determine forest backscattering in the VHF-band", *IEEE Trans. on Geoscience and Remote Sensing*, vol.38, no.1, January 2000.
- [15] T. Castel, A. Beaudoin, J.F. Barczi, Y. Caraglio, N. Floury, T. Le Toan: "On the coupling of backscatter models with tree growth models: 1) A realistic description of the canopy using the AMAP tree growth model", *Proceedings of IGARSS'97 Symposium*, Singapore, August 1997, pp. 784-786.
- [16] T. Castel, A. Beaudoin, N. Floury, T. Le Toan, J.F. Barczi, Y. Caraglio: «Coupling backscatter models with a generic architectural tree growth model.1) A realistic description of the canopy using the AMAP model ». *IEEE Transaction on Geoscience and Remote Sensing* (in press).

- [17] P. de Reffye, F. Houllier, F. Blaise, D.Barthelemy, J. Dauzat, and D. Auclair, "A model simulating above- and below-ground tree architecture with agroforestry applications", *Agroforestry systems*;vol. 30, pp.175-197, 1995.
- [18] N. Floury, G. Picard, T. Le Toan, J. A. Kong, T. Castel, A. Beaudoin, J. F. Barczy : « On the coupling of backscatter models with tree growth models: 2) RT modelling of forest backscatter », *Proceedings of IGARSS'97 Symposium*, Singapore, August 1997, pp. 787-789.
- [19] Y.C. Lin, K. Sarabandi, "A Monte Carlo Coherent scattering model for forest canopies using fractal-generated trees", *IEEE Trans. on Geoscience and Remote Sensing*, vol.37, no.1, January 1999.
- [20] N. Floury, "Radar modelling of forests. Applications to remote sensing". PhD Thesis, university Paris 7 Denis Diderot, 1999.
- [21] Karam M.A., Fung A.K., Antar Y.M.M., "Electromagnetic wave scattering from some vegetation samples", *IEEE Trans. on Geoscience and Remote Sensing*, vol.26, no.6, November 1988.
- [22] J. Stiles, K. Sarabandi, "A scattering model for thin dielectric cylinders of arbitrary cross section and electrical length", *IEEE Trans. on Antennas and Propagation*, vol.44, no.2, February 1996.
- [23]Fung A.K., Li, Z., Chen, K.S. Backscattering from a randomly rough dielectric surface. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 30(2):356-369, 1992.
- [24] Torgovnikov, G.I. "Dielectric properties of Wood and Wood-Based materials". London, U.K. : Springer-Verlag, 1993.
- [25] Smith G., L.M.H. Ulander, "Forest stem volume measurements with VHF SAR on sloping terrain", *Proc. EUSAR 2000, 3rd European Conference ON Synthetic Aperture Radar*, Munich, Germany, 23-25 May 2000, pp. 153-156.

List of the figures

Fig. 1 : Variation of a) trees mean height and b) mean stem volume as a function of stand age for both testsites. Behaviors were obtained through logarithmic regression analysis on the ground data sets.

Fig. 2 : CARABAS images of a) the Landes site b) the Lozère site.

Fig. 3 : Backscatter coefficient versus stem volume for the two test-sites.

Fig. 4 : Backscatter coefficient versus stem volume in the common range of stem volume (0-400 m³/ha) between Lozère and Landes forests.

Fig. 5 : Backscatter coefficient versus stand mean trunk diameter at breast height for the two test-sites.

Fig. 6 : Backscatter coefficient versus stand mean tree height for the two test-sites.

Fig. 7 : Simulated backscattering coefficient against stem volume for the two test-sites, without noise level measured on experimental data.

Fig. 8 : Figure 8 : Simulated backscattering coefficient against stem volume for the two test-sites with noise level measured on experimental data.

Fig. 9 : Modelling results : decomposition in contribution of trunk and branch scattering for a maritime pine stand at different stage of growth.

Fig. 10 : Backscatter against mean slope for Austrian pine stands (600 m³/ha) : case of slope opposed and facing the radar.

Fig. 11 : Comparisons between modelling results and measurements in case of slope facing the radar : simulation uncorrected, simulation with large aperture correction, and simulation with large aperture and noise level correction.

List of the tables

Table I : General characteristics of Lozère and Landes forests stands

Table II : Correlation r^2 between forest parameters and backscatter coefficient for Lozère and Landes forests.

	Lozère Forest (Austrian Pine) <i>Min-Max</i>	Landes Forest (Maritime pine) <i>Min-Max</i>
Number of stands	15	19
Age (years)	6 - 100	0 - 46
Mean-Diameter (cm)	6.0 - 35.6	0 - 40.4
Mean-Height (m)	1.5 - 26.2	0 - 20.6
Stem volume (m ³ /ha)	10 - 903	0 - 217
Density (stems/ha)	573 - 2907	240 - 1443
Slope (°)	0 - 50	0

Table I : General characteristics of Lozère and Landes forests stands

	Stem volume	Trunk Height	Trunk diameter	Stem density	Basal area
Lozère	0.89	0.95	0.92	-0.74	0.48
Landes	0.94	0.93	0.93	-0.92	0.86
Lozère + Landes	0.99	0.83	0.62	-0.43	0.61

Table II: Correlation r^2 between forest parameters and backscatter coefficient for Lozère and Landes forests.

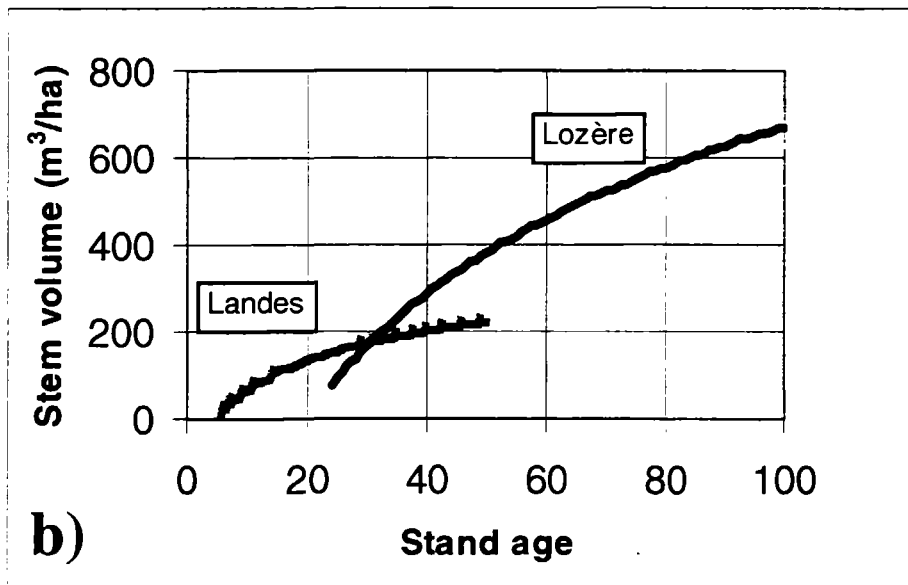
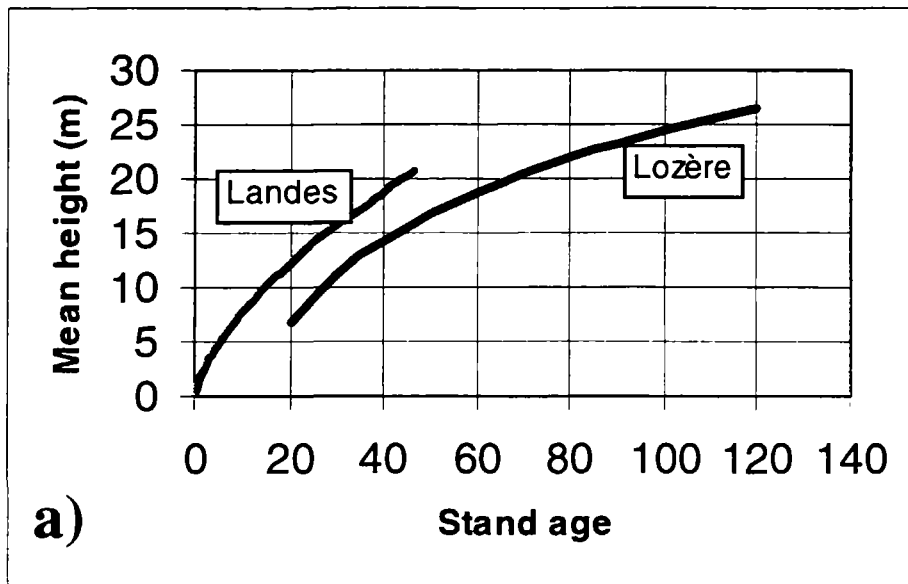


Figure 1 : Variation of a) trees mean height and b) mean stem volume as a function of stand age for both test sites. Behaviors were obtained through logarithmic regression analysis on the ground data sets.

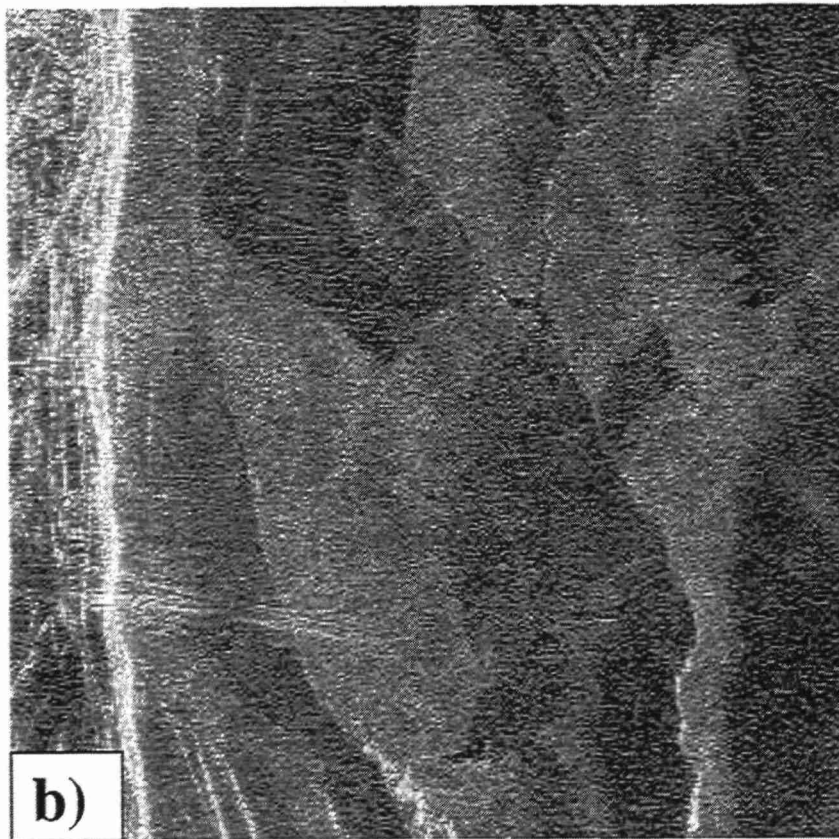
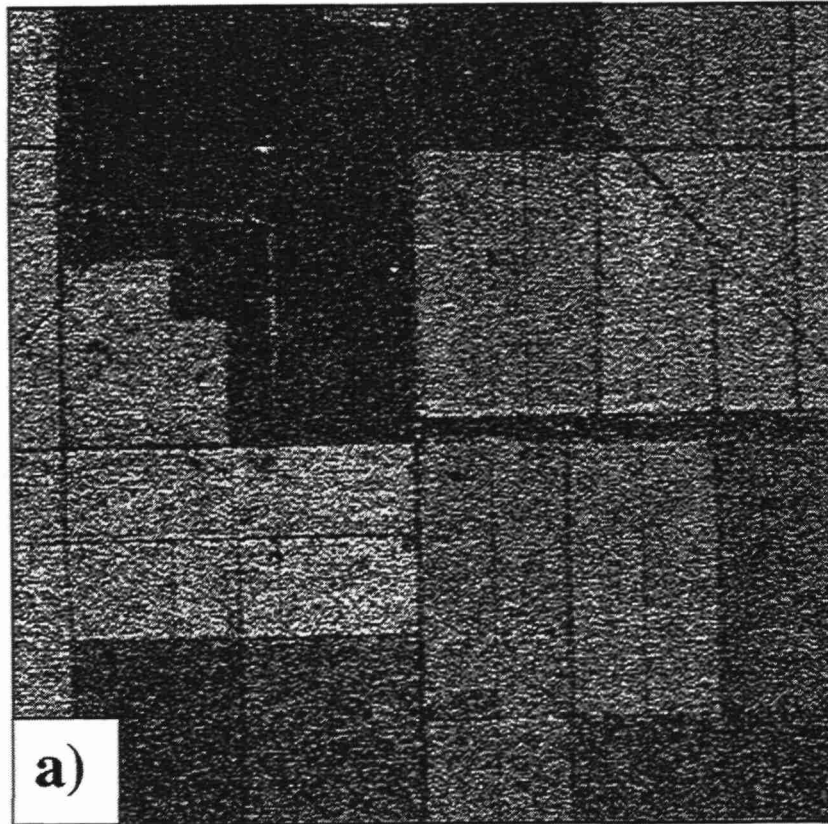
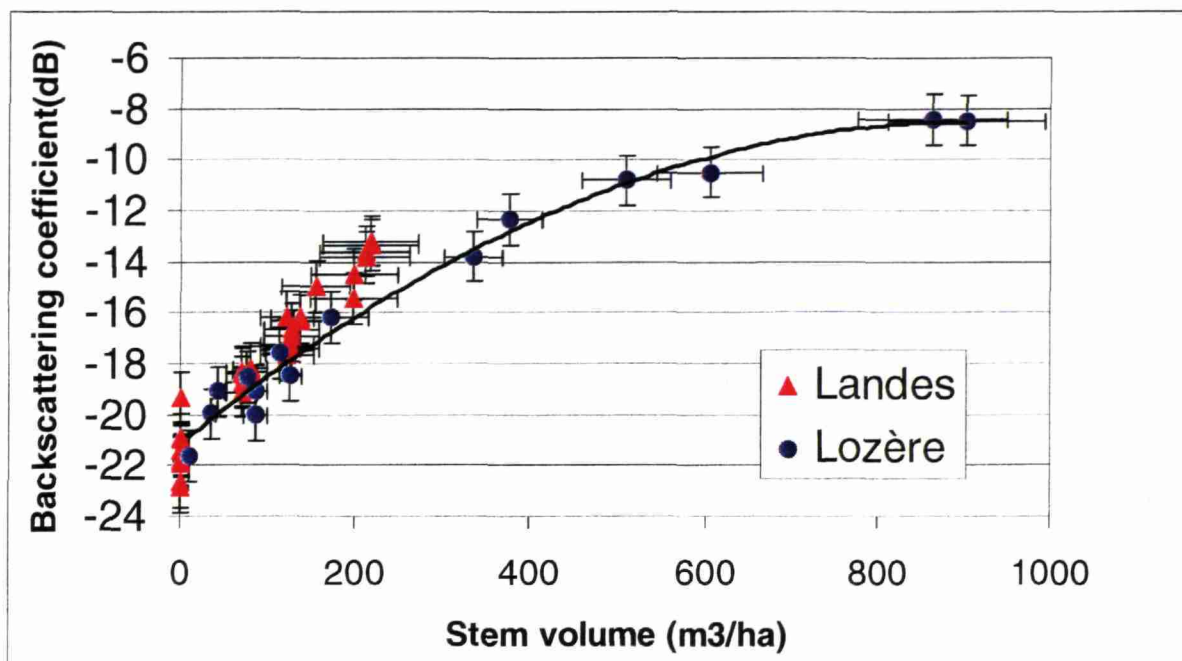


Figure 2 : CARABAS images of a) the Landes site b) the Lozère site.



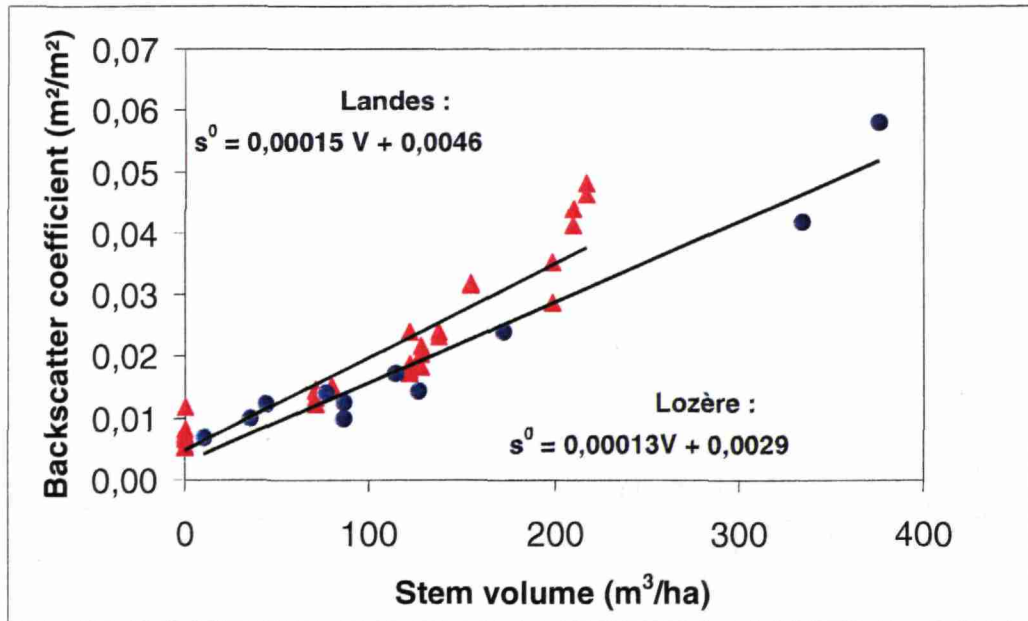


Figure 4 : Backscatter coefficient versus stem volume in the common range of stem volume (0-400 m³/ha) between Lozère and Landes forests.

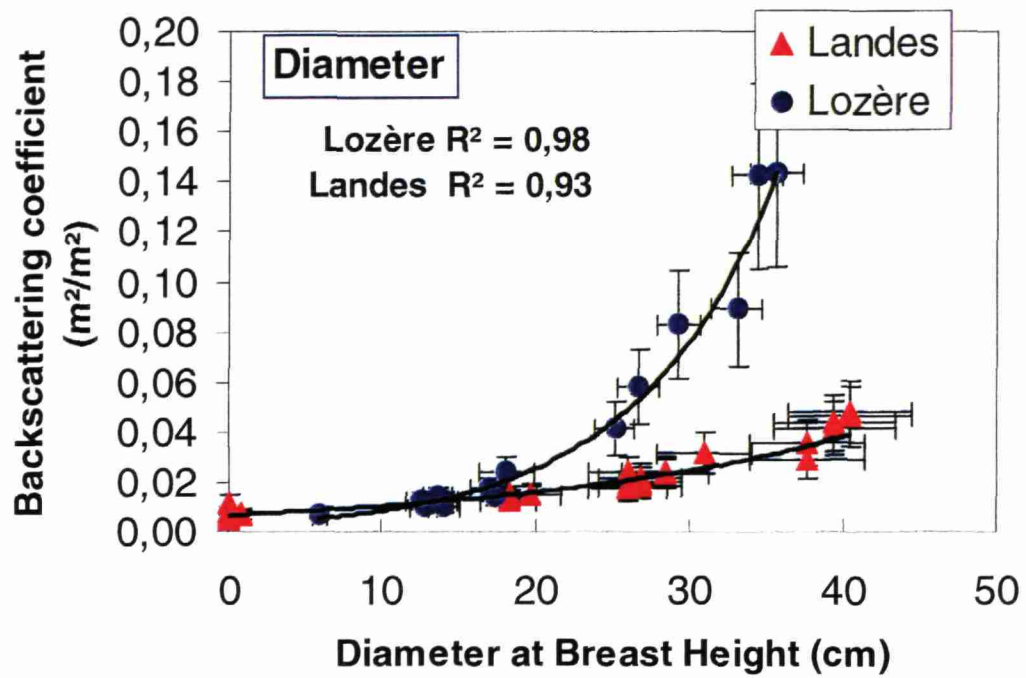


Figure 5 : Backscatter coefficient versus stand mean trunk diameter at breast height for the two test-sites.

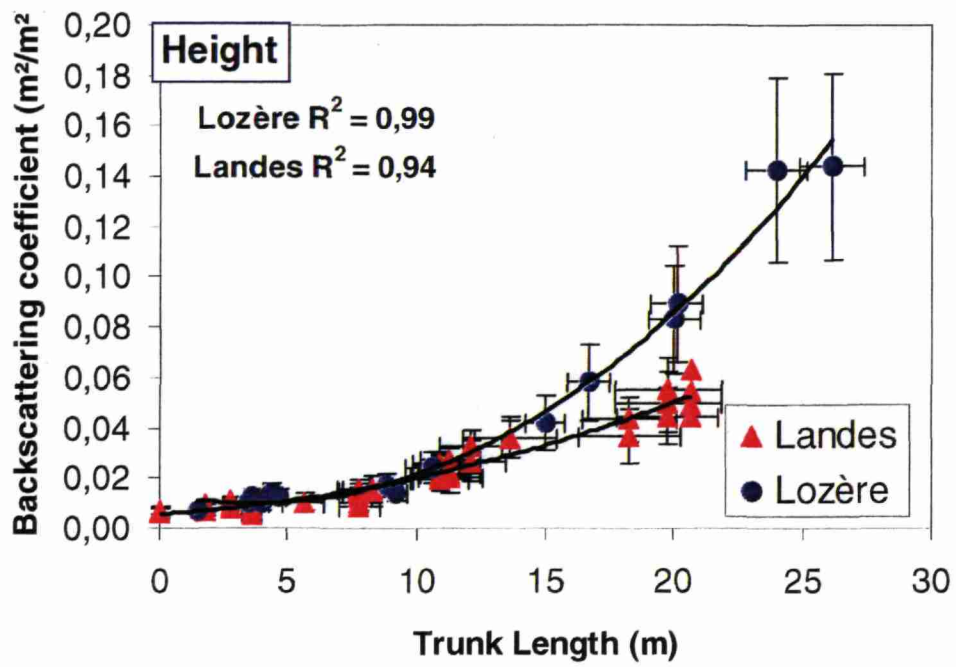


Figure 6 : Backscatter coefficient versus stand mean tree height for the two test-sites.

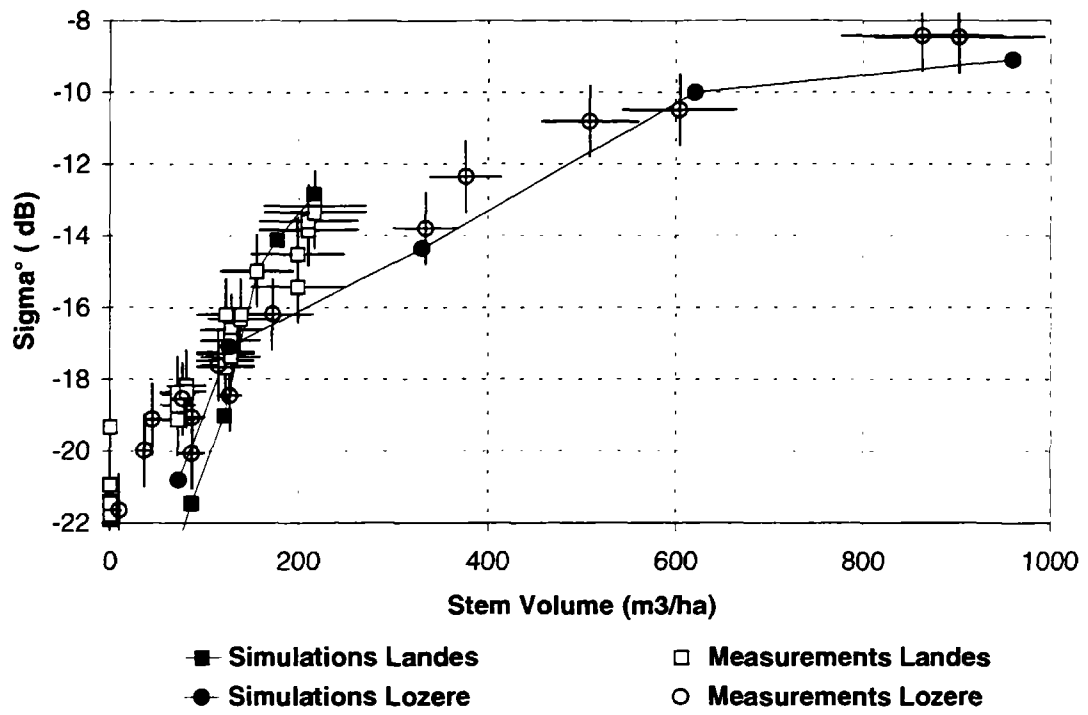


Figure 7 : Simulated backscattering coefficient against stem volume for the two test-sites, without noise level measured on experimental data.

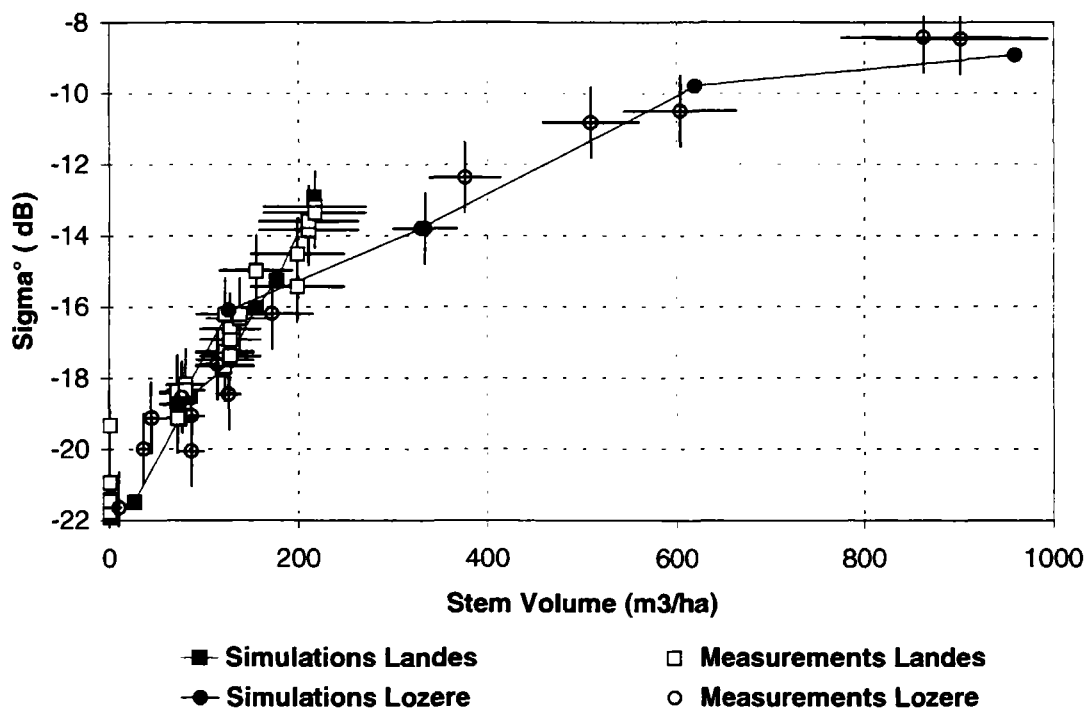


Figure 8 : Simulated backscattering coefficient against stem volume for the two test-sites with noise level measured on experimental data.

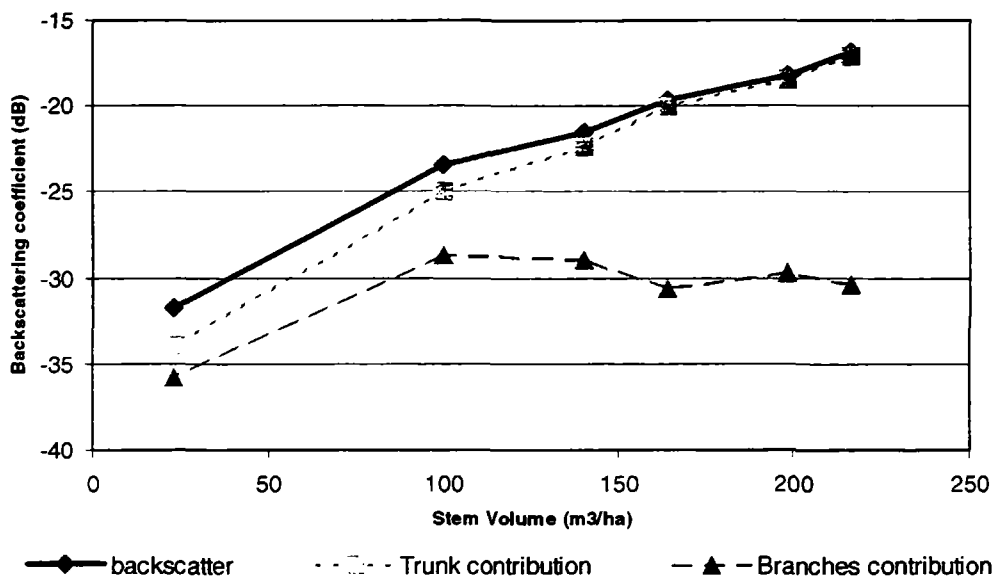


Figure 9 : Modeling results : decomposition in contribution of trunk and branch scattering for a maritime pine stand at different stage of growth.

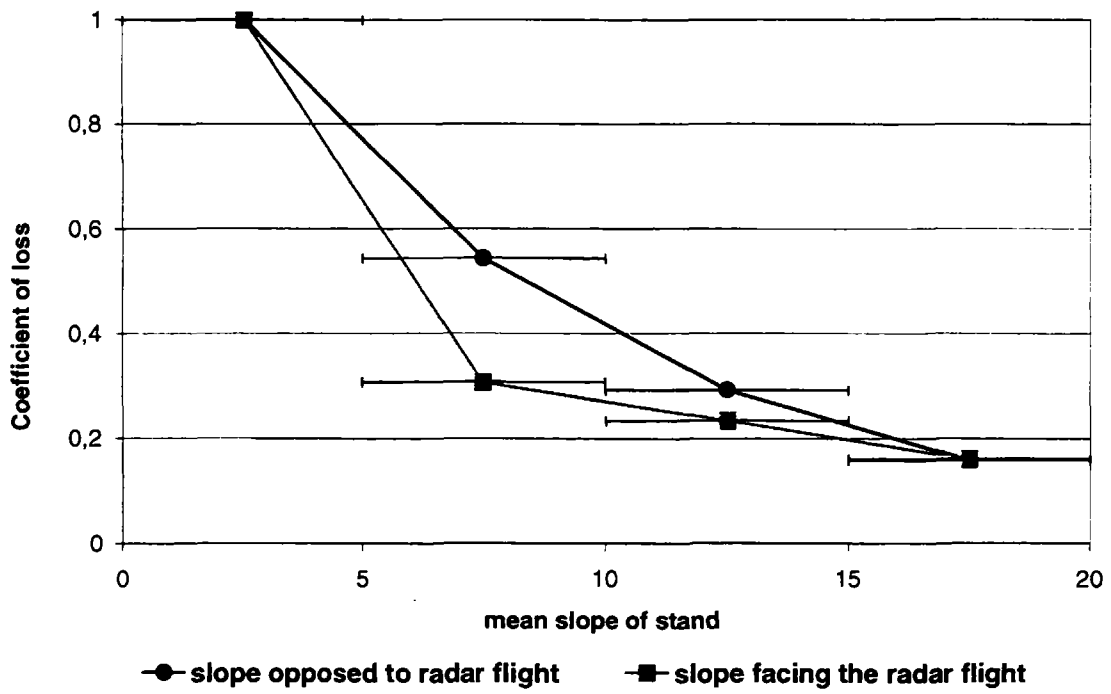


Figure 10 : Backscatter against mean slope for Austrian pine stands (600 m³/ha) : case of slope opposed and facing the radar.

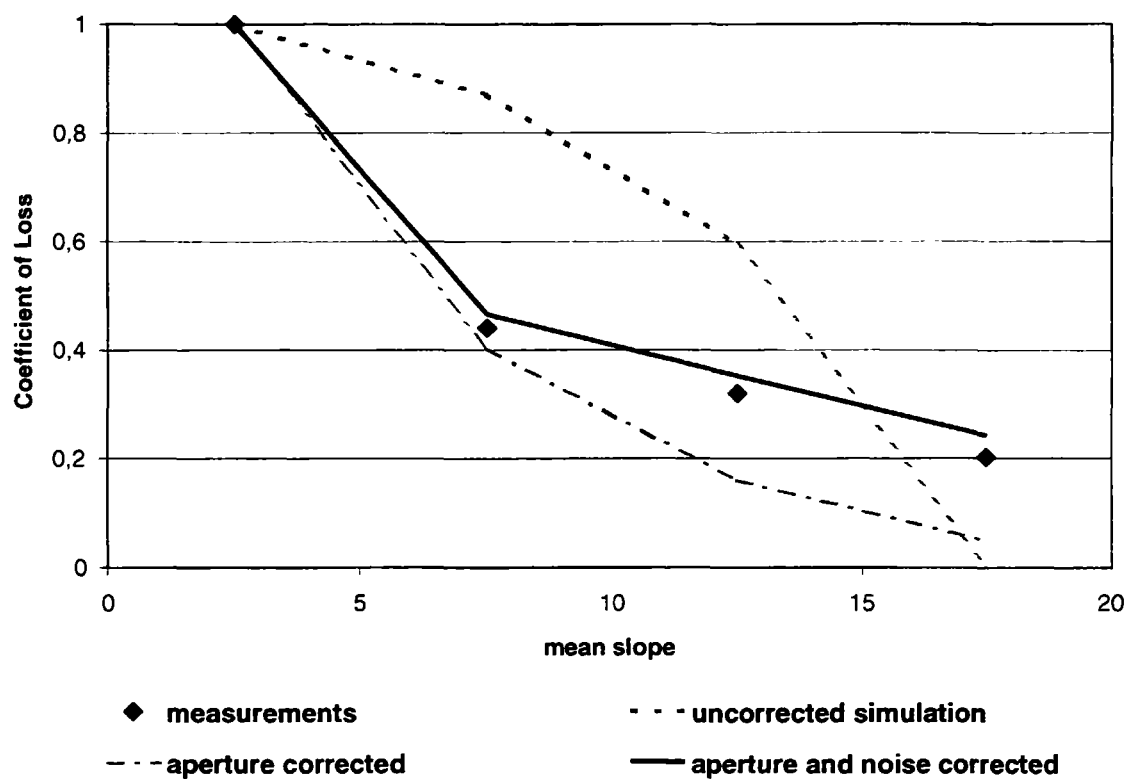


Figure 11 : Comparison between modeling results and measurements in case of slope facing the radar : uncorrected simulation, simulation with large aperture correction, and simulation with large aperture and noise level correction.

Chapitre III : Inversion

Article C

«Estimation de la hauteur des peuplements forestiers par diffusiomètre radar»

J.M. Martinez, A. Beaudoin, P. Durand, T. Le Toan, N. Stach, *Revue Canadienne de Recherche Forestière*, Décembre 2000, p 1983-1991.

Estimation de la hauteur des peuplements forestiers par diffusiomètre radar

J.M. Martinez, A. Beaudoin, P. Durand, T. Le Toan et N. Stach

Résumé : Cet article présente les résultats de l'analyse des données acquises par un diffusiomètre radar hélicopté au-dessus de plantations de pin noir d'Autriche (*Pinus nigra* Arnold ssp. *nigricans* Host.) en Lozère, France. Cet appareil permet d'estimer la hauteur des arbres en fournissant des sondages verticaux du couvert. L'objectif de cet article est d'étudier la validité de ces mesures, puis d'analyser l'intérêt de ce type de capteurs pour une meilleure gestion du milieu forestier. L'analyse des mesures effectuées montre de très bons résultats concernant l'estimation des hauteurs moyenne et dominante, avec une erreur relative de 6%. Par des mesures du coefficient de rétrodiffusion radar, sont possibles également des estimations d'autres paramètres comme le volume de bois ou la surface terrière. Il est montré que le coefficient de rétrodiffusion radar est sensible à la biomasse dans la gamme de valeurs faibles à intermédiaires (0–200 m³/ha), d'autant plus lorsque le signal provenant du houppier est isolé du sol. L'estimation d'un paramètre comme le volume de bois sur pied à partir de régressions utilisant à la fois les mesures de hauteurs d'arbres et du coefficient de rétrodiffusion offre des résultats satisfaisants. Finalement, l'intérêt de ce type de système pour une gestion fine du milieu est discuté et un exemple d'application concernant l'estimation de la variabilité de l'indice de fertilité à l'intérieur d'une parcelle est présenté.

Abstract: This paper presents the results of an analysis of radar airborne scatterometer data obtained over an Austrian black pine (*Pinus nigra* Arnold ssp. *nigricans* Host.) forest in Lozère, France. This system provides vertical sounding inside canopy from which can be derived tree height estimations. The objective of this paper is to analyse the validity of these measurements and, then, to study the interest of this kind of sensors for better forest management. The mean and top height estimations give very good results with a relative error of about 6%. The radar measures the backscatter coefficient of the vegetation from which can be estimated other parameters such as stem volume or basal area. The radar backscatter coefficient is found to be sensitive to the biomass in a low to intermediate range of values (0–200 m³/ha), particularly when the canopy backscattering is separated from the ground echo. The estimation of stem volume using a regression with both tree height estimations and backscatter measurements gives satisfying results. Finally, we discuss the interest of this kind of sensor data for an improved and detailed forest management giving an example of application on the evaluation of the variability of the local site index within a stand.

Introduction

La gestion du milieu forestier nécessite de suivre l'évolution des peuplements et d'évaluer la ressource forestière de manière régulière. Cette connaissance de la forêt est souvent obtenue par le suivi de paramètres forestiers d'intérêt comme le volume de bois sur pied, la surface terrière ou la hauteur des arbres. Jusqu'à présent, la mesure de ces paramètres a été faite principalement par des relevés manuels sur le terrain pour lesquels de nombreuses méthodologies ont été développées. Cependant, le coût en temps imposé par les mesures et leurs dépouillements exclut de

mesurer des forêts entières et impose de se contenter d'un échantillonnage discret sur un nombre limité de peuplements.

C'est pourquoi, dans un souci de spatialiser l'information, des méthodes utilisant des moyens aéroportés permettant de mesurer de plus grandes étendues sont apparues. Ainsi, les photographies aériennes sont utilisées depuis de nombreuses années avec succès pour la cartographie et le suivi des peuplements forestiers à diverses échelles. Cependant, cette dernière méthode reste peu efficace pour l'estimation quantitative de paramètres dendrométriques qui est nécessaire pour la gestion du milieu forestier. De nouvelles techniques ont

Reçu le 7 septembre 1999. Accepté le 15 août 2000.

J.M. Martinez¹, A. Beaudoin² et N. Stach³. Laboratoire commun de télédétection (LCT), 500, rue J.F. Breton, 34039 Montpellier CEDEX 05, France.

T. Le Toan. Centre d'études spatiales de la biosphère (CESBIO), 18, avenue Édouard Belin, 31055 Toulouse, France.

P. Durand. Office national des forêts, Service départemental de la Lozère, 5, avenue de Mirandol, 48000 Mende, France.

1. Auteur correspondant. Adresse actuelle : CESBIO, 18, avenue Édouard Belin, 31055 Toulouse, France (courriel : martinez@cesbio.cnes.fr).

2. Adresse actuelle : Centre de recherches pour la défense Valcartier, Groupe Exploitation des données électro-optiques spatiales, 2459, boulevard Pie-XI nord, Val-Bélair, QC G3J 1X5, Canada.

3. Adresse actuelle : Inventaire forestier national, Cellule Évaluation de la ressource, place des Arcades, B. P. 1001, 34971 Lattes-Maurin, France.

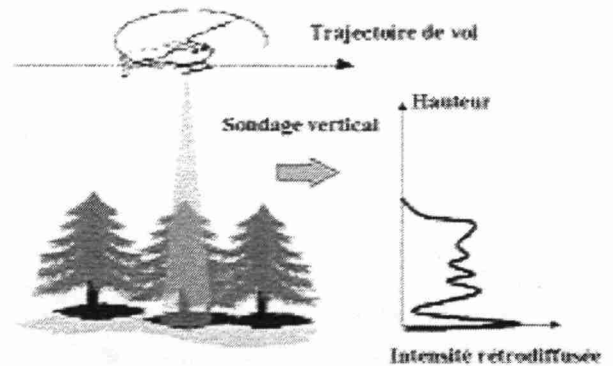
été proposées, parmi lesquelles, l'utilisation de photographies aériennes stéréoscopiques pour l'estimation de la hauteur des arbres. Toutefois, cette méthode a le désavantage de n'être utilisable que dans le cas de peuplements épars. Une autre technique utilisant un lidar (Light Detection and Ranging) (Nelson et al. 1988; Nilsson 1996) s'est avérée prometteuse en permettant de sonder le couvert forestier avec un laser (optique et (ou) infrarouge) à partir d'un avion ou d'un hélicoptère survolant les forêts. En effet, de ces mesures peuvent être déduits la hauteur des peuplements ainsi que d'autres paramètres corrélés (volume de bois sur pied, surface terrière). Toutefois, d'une étude à l'autre, les résultats sont assez variables. Ainsi Nilsson (1996) rapporte des résultats montrant une sous-estimation systématique de 2,1 à 3,7 m. Dans une autre étude (Lefsky et al. 1999), l'estimation de la hauteur dominante présente un r^2 de 0,78. Le problème de tels systèmes fonctionnant en optique et (ou) infrarouge, outre leur sensibilité aux conditions atmosphériques (brouillard, pluie), réside dans l'estimation correcte de la distance au sol (prise comme référence pour mesurer la hauteur des arbres), en raison de la faible capacité de pénétration du rayon lumineux dans un couvert fermé. Dès que le peuplement devient fortement couvrant, l'estimation devient beaucoup moins fiable.

C'est pourquoi, pour parer à ces limitations, l'utilisation de capteurs radar fournissant également des sondages verticaux du couvert, mais fonctionnant dans le domaine des microondes, a été proposée (Bernard et al. 1987; Hallikainen et al. 1993). Le signal émis présente en effet l'avantage de pénétrer beaucoup plus profondément dans le couvert qu'un rayon optique et, de plus, il est insensible aux perturbations atmosphériques, permettant de travailler quelles que soient les conditions météorologiques et d'ensoleillement puisque l'appareil emporte sa propre source de rayonnement (télétection active). Ainsi, les résultats obtenus par le capteur radar hélicoptère HUTSCAT (Helsinki University of Technology SCATterometer) (Hyypä et al. 1993, 1996; Hyypä et al. 1997) donnent une précision de 1,2 m sur l'estimation de la hauteur dans des forêts mixtes entières et de 1 m quand une stratification par espèce est effectuée.

Dans le cadre du programme EUFORA (European Forest Observation by Radar), une expérimentation a été réalisée en novembre 1997 en utilisant le système radar HUTSCAT sur la forêt domaniale de Mende en Lozère, France. Le but de cette campagne était d'acquérir des données au-dessus d'un milieu bien différent de ceux que HUTSCAT avait auparavant survolés, exclusivement situés en régions boréales ayant pour caractéristique une faible densité et peu de relief. Au contraire, le site de Mende est composé de plantations homogènes de pin noir d'Autriche (*Pinus nigra* Arnold ssp. *nigricans* Host.) pouvant présenter de très fortes valeurs de volume de bois sur pied (supérieures localement à 1000 m³/ha) dans des situations topographiques variées.

L'objectif de cet article est d'analyser la sensibilité du signal mesuré aux paramètres forestiers et la précision des estimations données par HUTSCAT pour ce type de forêt plantation, ainsi que d'identifier les applications possibles de tels types de données pour la foresterie. Dans la première partie de cet article, le site d'étude, le système HUTSCAT et les données dendrométriques acquises sur le terrain pour la phase de validation sont présentés. Dans la seconde partie,

Fig. 1. Schéma d'acquisition d'un sondage vertical par le diffusiomètre hélicoptère HUTSCAT.



sont présentés et analysés les résultats de l'estimation des hauteurs dominante et moyenne de peuplements, ainsi que la surface terrière et le volume sur pied. Enfin, dans la dernière partie, l'opérationnalité et l'intérêt de cet outil pour une gestion fine du milieu forestier, en particulier, sont envisagés.

Méthodologie

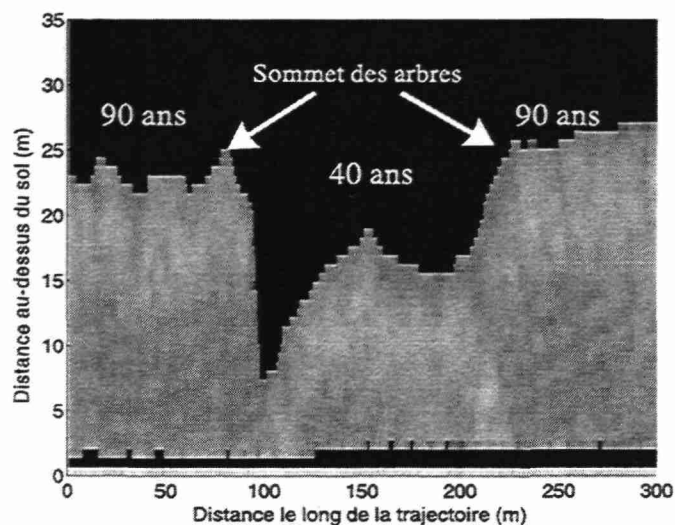
Le diffusiomètre HUTSCAT

Le système HUTSCAT est un diffusiomètre radar hélicoptère non imageur. Il a été construit entre 1987 et 1990 par le Laboratory of Space Technology de l'université d'Helsinki (Finlande) (Hallikainen et al. 1993). HUTSCAT opère simultanément à deux fréquences, en bande C (5,6 cm de longueur d'onde) et en bande X (3 cm de longueur d'onde) dans trois polarisations : HH, VV, HV (la première lettre correspond à la polarisation en émission et, la seconde, en réception, H étant la polarisation horizontale et V la polarisation verticale).

Le principe illustré par la figure 1 est le suivant : une antenne, située sous l'hélicoptère qui survole les peuplements, émet un faisceau avec une fréquence régulière vers le sol et enregistre les échos qui lui en reviennent. Le système mesure alors le coefficient de rétrodiffusion σ^0 , qui représente le rapport de la puissance rétrodiffusée par la cible à la puissance émise par le capteur, normalisé par l'aire de la surface diffusante. La mesure est une intégration sur une aire circulaire au sol, en incidence normale, de 7 à 9 m de diamètre selon l'altitude de vol. Le signal émis est modulé en fréquence, ce qui permet, en mesurant le déphasage en fréquence entre le signal rétrodiffusé par une cible et un échantillon du signal originel, de connaître à quelle distance se situe la cible. Il est ainsi possible d'obtenir la variation du coefficient de rétrodiffusion en fonction de la hauteur (fig. 1), donc un sondage vertical du couvert forestier le long de la trajectoire de l'hélicoptère. L'estimation de la hauteur des arbres se fait en mesurant l'intervalle en fréquence, donc en distance, entre l'écho le plus proche de l'antenne (sommet du houppier) et le plus lointain (sol). L'estimation est donc faite relativement au sol, ce qui implique une indépendance de la mesure à la topographie.

La figure 2 montre un exemple de tels sondages verticaux obtenus le long d'un transect au-dessus de trois parcelles, de

Fig. 2. Succession de sondages verticaux fournis par HUTSCAT, au-dessus de peuplements de différents âges de pin noir d'Autriche.



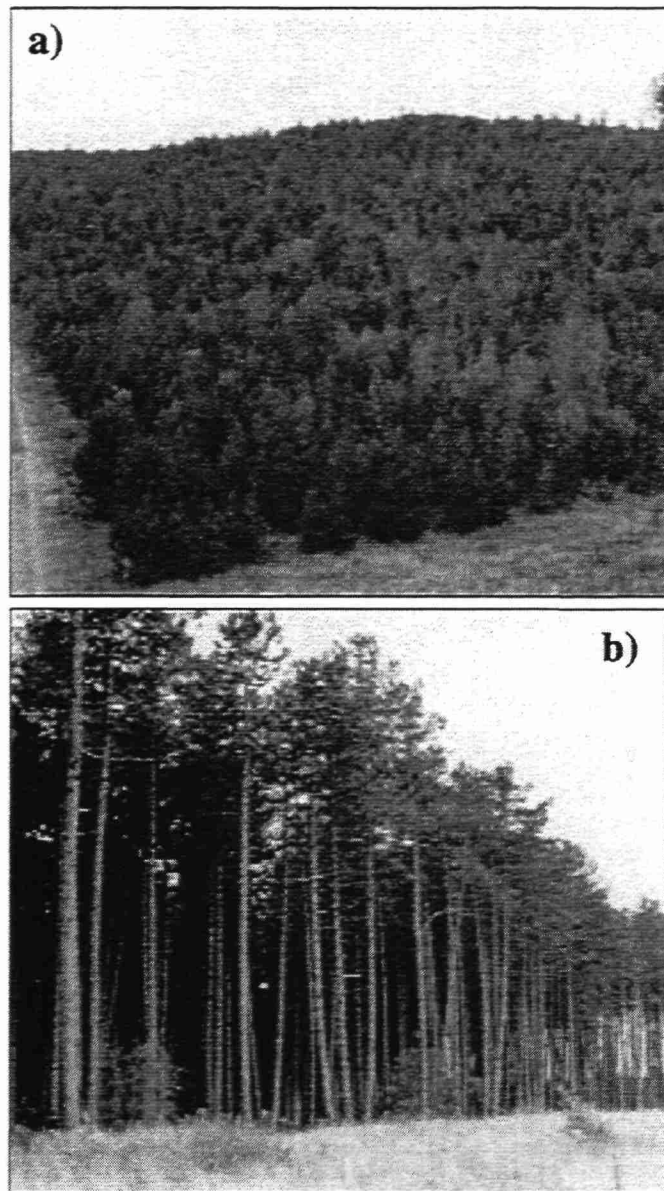
gauche à droite, de 90, 40 et 90 ans. Les différentes teintes de gris traduisent la variation de l'intensité rétrodiffusée par le couvert forestier, qui est sensible à la quantité de biomasse et à sa structure. On peut ainsi remarquer que l'intensité maximale rétrodiffusée provient d'une zone épaisse de quelques mètres à l'intérieur du houppier. À la vue de ces sondages, on peut noter facilement la variation en hauteur à l'intérieur d'une même parcelle, celle de 40 ans dans l'exemple.

Simultanément aux mesures radar, le couvert forestier est observé avec une caméra vidéo, et un GPS (Global Positioning System) différentiel enregistre la trajectoire suivie par l'hélicoptère avec une précision de 1 m. L'altitude typique durant un vol est de 120 m et la vitesse de vol est environ de 25 m/s. HUTSCAT, qui effectue 20 mesures par seconde, permet donc de mesurer un sondage vertical environ tout les 1 m le long d'un transect.

Site d'étude

La campagne HUTSCAT a eu lieu les 22 et 23 novembre 1997, au-dessus de plantations de pin noir d'Autriche situées sur les Causses de Sauveterre et de Mende (France) et gérées par l'Office national des forêts (ONF) de Mende, Lozère. Ce sont des plateaux calcaires, relativement plats, ayant une altitude moyenne de 1000 m, séparés par des vallées ou de profondes gorges où les pentes peuvent dépasser 45°. La forêt domaniale, qui couvre 5400 ha, est constituée de plantations équiennes de 0 à 130 ans (ONF 1989). Elle est issue des plantations de pin noir réalisées de 1864 à 1910, en application des lois sur la RTM (Restauration des terrains de montagne). Il s'agissait de contenir l'érosion massive des versants calcaires et d'écrêter les crues désastreuses de la Garonne et de ses affluents. Son rôle de production est apparu dans les années 1960, lorsque l'on entrepris l'éclaircie des peuplements adultes. Actuellement, la majorité des peuplements sont âgés de 100 à 130 ans, mais une partie du massif a déjà fait l'objet de renouvellements et une deuxième génération, âgée de 0 à 40 ans, est présente

Fig. 3. Peuplements de pin noir d'Autriche âgés de 15 ans (a) et 100 ans (b), situés en forêt domaniale de Mende.



sur le site. La forêt est subdivisée en unités de gestion : la parcelle, d'une taille moyenne de 10 ha. Les figures 3a et 3b montrent deux exemples de peuplements, respectivement de 15 et 100 ans.

Données disponibles

Les données HUTSCAT donnent les coefficients de rétrodiffusion du sol et du houppier avec 68 cm de résolution verticale. Ces sondages verticaux ont été calculés seulement quand l'écho radar provenant du sol et du houppier étaient nettement séparables. Dans le cas contraire, seuls les coefficients de rétrodiffusion totaux, somme des contributions du sol et du houppier, ont été calculés.

Afin de valider les estimations des paramètres forestiers fournies par HUTSCAT, des mesures dendrométriques ont été effectuées ultérieurement sur un nombre réduit de

Tableau 1. Statistiques concernant les paramètres mesurés et calculés sur les 66 placettes utilisées pour la validation des mesures HUTSCAT.

	Surface terrière (m ² /ha)	Volume sur pied (m ³ /ha)	Densité de tiges (ha ⁻¹)	H_{dom} (m)	H_{moy} (m)	Épaisseur du houppier (m)
Moyenne	49.5	492	788	19.5	18.4	7.0
Écart type	17.4	266	405	5.8	5.7	1.1
Maximum	91.1	1023	2216	29.1	27.8	9.8
Minimum	19.7	71	288	8.3	7.2	4.5

Nota : H_{dom} , hauteur dominante; H_{moy} , hauteur moyenne.

parcelles survolées. Nous allons utiliser les données extraites de trois transects sélectionnés de manière à couvrir la plus grande variété de stades de croissance. Les peuplements se situent dans des zones de pentes allant de 0 à 15°. Sur le terrain, des placettes de 7 m de rayon et espacées de 20 m le long des trajectoires de l'hélicoptère ont été définies. Le diamètre a été choisi de manière à avoir suffisamment d'échantillons HUTSCAT par placette, 7 en moyenne. À l'intérieur de chaque placette, toutes les circonférences à 1,3 m, les hauteurs des houppiers et les hauteurs totales des arbres ont été mesurées, à l'exception de quelques placettes dans les peuplements jeunes ayant une très forte densité de tiges. Dans celles-ci, où la densité peut monter localement à plus de 2000 tiges/ha, toutes les circonférences ont été échantillonnées mais seules les hauteurs des 10 plus gros arbres, sélectionnés d'après les mesures de circonférence, ont été mesurées.

Ont pu être calculés, pour chaque placette, la surface terrière totale, le volume de bois sur pied, la densité de tiges, l'épaisseur des houppiers et les hauteurs moyenne et dominante. La hauteur moyenne se réfère à la moyenne arithmétique de toutes les hauteurs mesurées. La hauteur dominante est définie comme la hauteur des 100 plus gros arbres par hectare. En conséquence, la hauteur dominante d'une placette a été prise comme la hauteur du plus gros arbre présent. Au total, 77 placettes ont été échantillonnées, avec un volume de bois sur pied allant de 70 jusqu'à plus de 1000 m³/ha.

Les placettes de mesures et les trajectoires des vols ont ensuite été intégrées dans un système d'information géographique (SIG) préexistant et mis en place par le Laboratoire commun de télédétection, qui met en correspondance la carte d'aménagement de la forêt domaniale de Mende établie par l'ONF et un modèle numérique de terrain (MNT) de l'Institut géographique national français. Les emplacements des placettes de mesures, positionnés par GPS différentiel avec une précision de 1 m, ont été confrontés avec les trajectoires au sein du SIG pour vérifier leur positionnement respectif. Pour la phase d'analyse, nous avons choisi de ne garder que les placettes éloignées de moins de 2 m de la trajectoire suivie par l'hélicoptère, l'incertitude résiduelle totale des deux GPS. Ainsi, 66 parmi les 77 placettes ont été utilisées pour la phase d'analyse. Les statistiques concernant ces points sont résumées au tableau 1.

Résultats

Hauteur de peuplement

Nous allons étudier la précision de la mesure des hauteurs moyenne et dominante par HUTSCAT sur le jeu de placettes qui vient d'être défini. Pour chaque placette mesurée sur le terrain est extraite une séquence de sondages verticaux correspondante, déterminée grâce au SIG et à la vidéo. La hauteur moyenne « radar » est définie comme la moyenne des hauteurs extraites des sondages appartenant à la séquence, et la hauteur dominante « radar », comme la hauteur maximale dans cette même séquence.

L'analyse des données en bandes C et X, quelles que soient les polarisations, montre que les résultats sont très similaires d'un canal à l'autre. Les figures 4 et 5 montrent les résultats pour les estimations respectivement de la hauteur moyenne et de la hauteur dominante en utilisant le canal correspondant à la bande X en polarisation HH (émission horizontale – réception horizontale). Les résultats sont très satisfaisants, avec un coefficient de corrélation de 0,96 pour la hauteur moyenne et 0,94 pour la hauteur dominante. Le résidu quadratique moyen (σ_R) de l'estimation des hauteurs terrain ($H_{terrain}$) par les hauteurs estimées par radar (H_{radar}) s'écrit :

$$[1] \quad \sigma_R = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n [H_{radar}(i) - H_{terrain}(i)]^2}$$

où n est le nombre d'échantillons. Le coefficient σ_R donne donc l'erreur d'estimation de $H_{terrain}$ par H_{radar} , prenant en compte également un éventuel biais. Pour les hauteurs moyennes et dominantes, σ_R vaut, respectivement, 1,1 et 1,2 m pour le jeu de 66 placettes. La précision relative est de 6%, ce qui peut être considéré comme équivalent à la précision des mesures terrain.

L'examen des statistiques fait apparaître un léger biais avec une sous-estimation moyenne de 0,2 m des hauteurs moyenne et dominante par le radar. Plusieurs raisons peuvent être avancées :

- (1) Les mesures forestières ont été effectuées 1 an après la campagne radar, mais n'ont pas été corrigées de la croissance en hauteur entre les deux dates. Ceci peut expliquer, pour partie, la légère sous-estimation systématique des hauteurs d'arbres par le radar.
- (2) La différence de surface entre les placettes « radar » et sur le terrain (80 m² contre 150 m² en moyenne) est susceptible d'introduire une légère sous-estimation quant à l'estimation de la hauteur dominante, puisque la probabilité (loi de Poisson) de trouver au moins un

Fig. 4. Comparaison des mesures forestières (abscisse) avec les estimations fournies par HUTSCAT (ordonnée) sur la hauteur moyenne de 66 placettes.

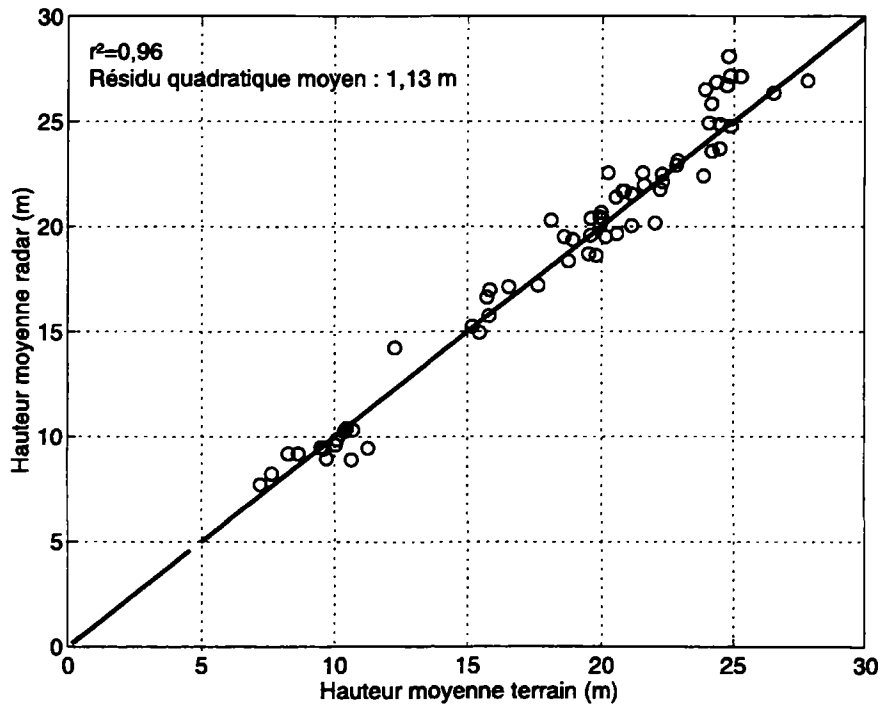
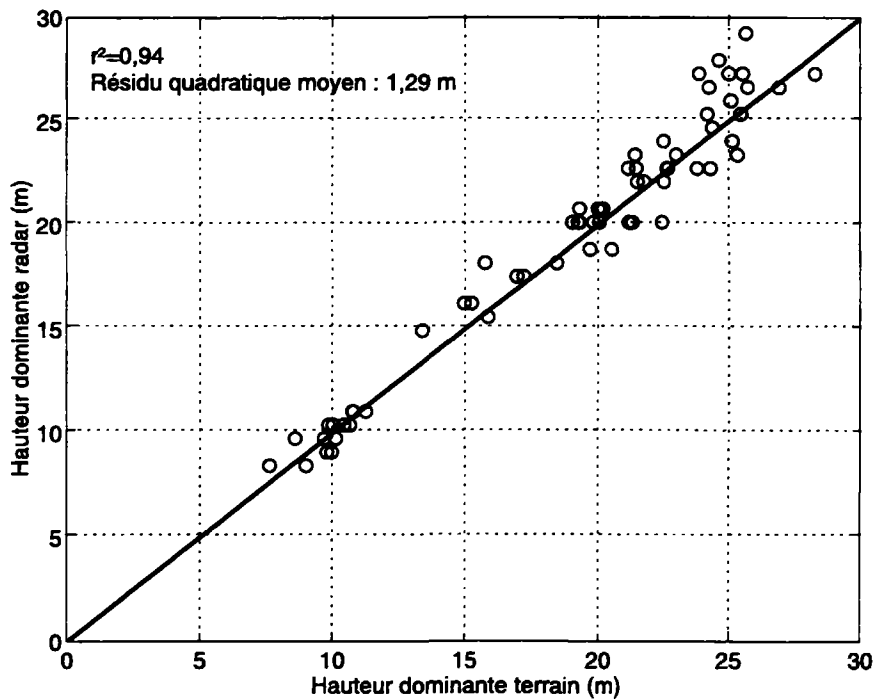


Fig. 5. Comparaison des mesures forestières (abscisse) avec les estimations fournies par HUTSCAT (ordonnée) sur la hauteur dominante de 66 placettes.



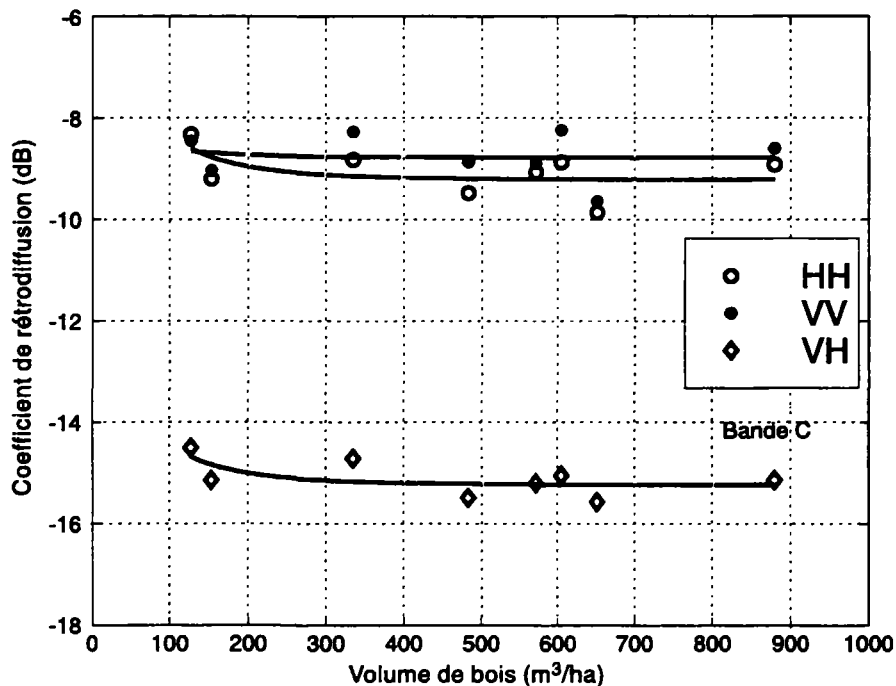
dominant par placette est différente (79% contre 57%). Toutefois, l'homogénéité des peuplements étudiés diminue fortement l'incidence de ce biais dans le cas présenté.

- (3) Les positionnements par GPS différentiel des placettes et des trajectoires de l'hélicoptère présentent une incertitude résiduelle d'environ 2 m. Ceci ne peut qu'accroître les

différences entre les observations forestières et les estimations de HUTSCAT, et donc les erreurs d'estimations.

Il apparaît donc que les estimations des hauteurs d'arbres par radar sont très satisfaisantes, les erreurs étant du même ordre de grandeur que sur les observations de terrain. De plus, contrairement aux estimations par systèmes lidar, celles par radar restent fiables, même pour de très forts volumes

Fig. 6. Coefficient de rétrodiffusion total de parcelles de pin noir d'Autriche en bande C et pour les trois polarisations (HH, VV, VH).



(plus de 1000 m³/ha) correspondant aux parcelles les plus âgées ayant des hauteurs proches de 30 m.

Surface terrière et volume sur pied

De nombreuses études ont montré que le signal mesuré dans le domaine des microondes est sensible à la quantité de biomasse présente dans le milieu (Beaudoin et al. 1994; Dobson et al. 1992; Le Toan et al. 1992). Toutefois, cette sensibilité est perdue à partir d'un certain niveau de biomasse, en raison d'un phénomène de saturation qui apparaît d'autant plus vite que la longueur d'onde utilisée est courte (Le Toan et al. 1992). Nous allons maintenant étudier la variation du coefficient de rétrodiffusion mesuré par HUTSCAT en fonction du volume de bois sur pied. Pour avoir une estimation correcte de ce coefficient, il est nécessaire de moyenner un nombre suffisant de sondages verticaux indépendants, ce qui nécessite de travailler à l'échelle de la parcelle. Pour chacune, ont été extraits le coefficient de rétrodiffusion du houppier ($\sigma_{\text{houppier}}^0$), celui du sol (σ_{sol}^0) et total (σ_{total}^0), soit la somme des deux premiers.

La figure 6 montre le comportement de σ_{total}^0 , à 5,6 cm de longueur d'onde (bande C), en fonction du volume de bois sur pied de différentes parcelles. Les données de volume correspondent à celle décrites au tableau 1, mais moyennées par parcelle. Le signal ne présente aucune sensibilité, quelle que soit la polarisation utilisée. En mesurant séparément les contributions du houppier et du sol, la sensibilité du signal doit être meilleure. La figure 7 montre le comportement de $\sigma_{\text{houppier}}^0$ en fonction du volume sur pied pour la bande C qui donne de meilleurs résultats que la bande X, quelles que soient les polarisations. Pour les faibles volumes, une tendance croissante est visible avec une dynamique de l'ordre de 6 dB. Toutefois l'absence de mesures concernant des peuplements ayant un volume de bois sur pied entre 100 et

300 m³/ha ne permet pas de conclure quant au seuil de saturation qui devrait se situer autour de 200 m³/ha, comme l'a montré une étude précédente (Pulliainen et al. 1994).

Ces observations peuvent être interprétées de la manière suivante : dans la gamme de faible volume (0–200 m³/ha), le coefficient de rétrodiffusion total est un mélange des contributions venant du sol et de la végétation elle-même. Comme le montre la figure 7, la rétrodiffusion du houppier augmente avec le volume, jusqu'à atteindre un niveau de saturation vers 200 m³/ha. Au contraire, la contribution du sol décroît à mesure que la biomasse augmente, car le milieu forestier devient de plus en plus atténuant. Finalement, la chute de la réponse du sol est compensée par l'augmentation de la réponse de la végétation (fig. 7). Enfin, pour les plus fortes valeurs de biomasse, l'écho de la végétation est dominant et le niveau de saturation est atteint. Il faut remarquer ici qu'en séparant les contributions du sol et du houppier, le niveau de saturation est plus haut que ceux communément observés avec d'autres capteurs fonctionnant dans la même longueur d'onde (bande C), tel les satellites ERS 1/2 ou RADARSAT, dont le signal sature dès 50 m³/ha (Dobson et al. 1992).

La dynamique du coefficient de rétrodiffusion en fonction de la biomasse et la saturation du signal à partir de 200 m³/ha ne permettent pas de développer un modèle de régression fiable pour estimer des variables comme le volume de bois ou la surface terrière de façon précise. Il est par contre intéressant de développer une régression à plusieurs variables en utilisant à la fois les estimations de hauteur données par HUTSCAT et les coefficients de rétrodiffusion mesurés. Pour ce faire, nous avons utilisé un test *F* pour retenir les variables les plus significatives. Il apparaît que les meilleures variables explicatrices tirées de l'analyse des données radar sont, dans l'ordre, la hauteur dominante, la hauteur moyenne, les coefficients de rétrodiffusion du sol et

Fig. 7. Coefficient de rétrodiffusion du houppier de parcelles de pin noir d'Autriche en bande C et pour les trois polarisations (HH, VV, VH).

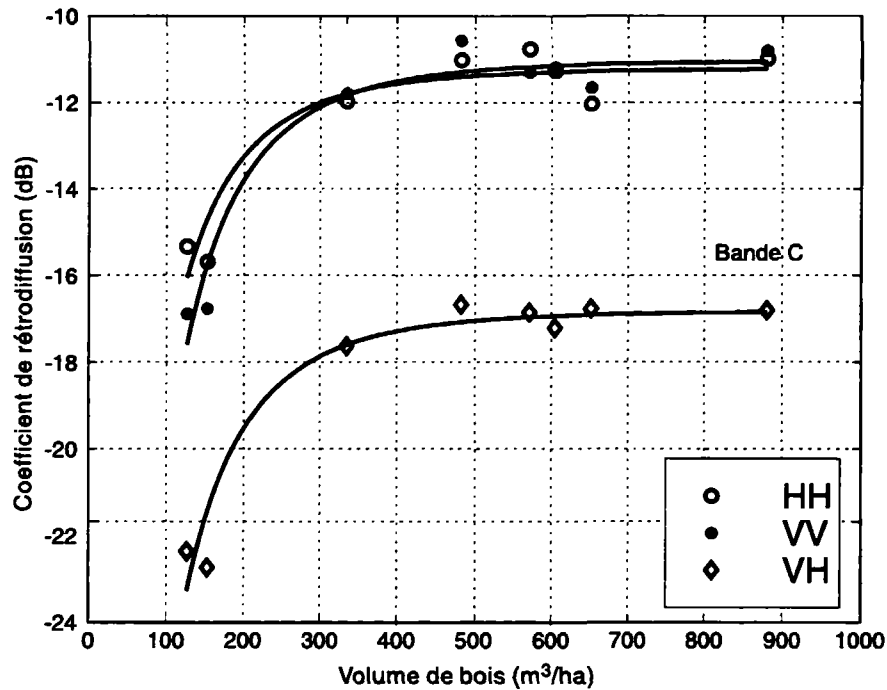


Tableau 2. Statistiques sur la régression du volume sur pied de huit peuplements à partir de H_{dom} , H_{moy} , $\sigma_{houppier}^0$ et σ_{sol}^0 en bande C et en polarisation croisée.

Variable explicatrice	Coefficient de corrélation (r^2)	Écart type résiduel (m³/ha)	Erreur relative (%)
H_{dom}	0,94	50	10,5
H_{moy}	0,90	71	15,0
H_{dom} , σ_{sol}^0	0,96	47	10,0
H_{dom} , $\sigma_{houppier}^0$	0,94	48	10,1
H_{moy} , σ_{sol}^0	0,92	65	13,7
H_{dom} , H_{moy} , σ_{sol}^0	0,96	47	10,0

Nota : H_{dom} , hauteur dominante; H_{moy} , hauteur moyenne; $\sigma_{houppier}^0$, coefficient de rétrodiffusion du houppier; σ_{sol}^0 , coefficient de rétrodiffusion du sol.

du houppier en bande C et en polarisation croisée (HV). Les tableaux 2 et 3 résument les erreurs de prédiction sur le volume sur pied et la surface terrière en combinant ces variables obtenues sur les parcelles utilisées précédemment. Un exemple de régression à partir de la hauteur dominante et du coefficient de rétrodiffusion du sol est montré en figure 8. En raison du faible nombre de parcelles où ont été effectuées les mesures dendrométriques, il n'a pas été possible de valider les modèles sur un jeu de parcelles indépendantes des parcelles d'apprentissage.

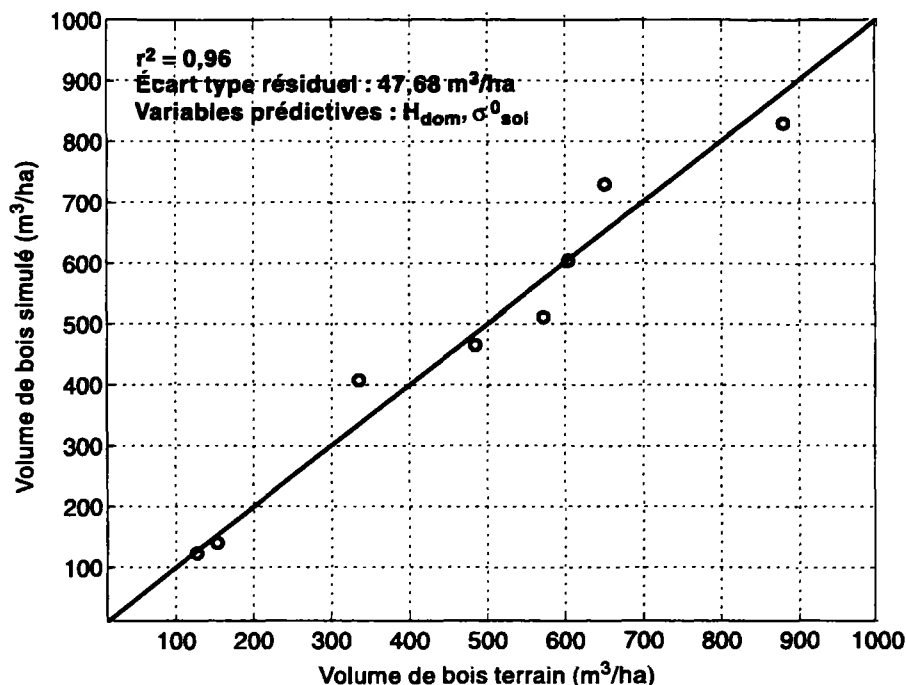
Les meilleures précisions relatives concernant l'estimation de la surface terrière et du volume sur pied sont, respectivement, de 8,8 et 10%. Comme le montre l'examen précis des statistiques des tableaux 2 et 3, les variables hauteurs (dominante puis moyenne) dominent largement les statistiques. En effet, l'utilisation du coefficient de rétrodiffusion n'est pertinente que dans le domaine de sensibilité du radar à la biomasse (0–200 m³/ha), ce qui n'est

Tableau 3. Statistiques sur la régression de la surface terrière de huit peuplements à partir de H_{dom} , H_{moy} , $\sigma_{houppier}^0$ et σ_{sol}^0 en bande

Variable explicatrice	Coefficient de corrélation (r^2)	Écart type résiduel (m²/ha)	Erreur relative (%)
H_{dom}	0,88	4,37	9,0
H_{moy}	0,85	5,17	10,6
H_{dom} , σ_{sol}^0	0,90	4,31	8,8
H_{dom} , $\sigma_{houppier}^0$	0,90	4,28	8,8
H_{moy} , σ_{sol}^0	0,86	4,91	10,1
H_{dom} , H_{moy} , σ_{sol}^0	0,90	4,29	8,8

le cas que pour deux des huit parcelles utilisées. Un jeu de parcelles représentant mieux les faibles classes de volume permettrait de mieux juger de l'utilité respective des variables hauteur et rétrodiffusion dans une stratégie

Fig. 8. Comparaison du volume sur pied terrain (abscisse) et obtenu par régression (ordonnée) pour différentes parcelles. Les variables utilisées pour la régression sont la hauteur dominante radar (H_{dom}) et le coefficient de rétrodiffusion du sol (σ_{soi}^0) en bande C et en polarisation croisée.



d'inversion. Enfin, dans le cas de peuplements mixtes, l'utilisation du coefficient de rétrodiffusion pourrait se justifier dans une stratégie d'inversion en permettant de stratifier les espèces selon la valeur de leur coefficient de rétrodiffusion (voir partie suivante).

Discussion

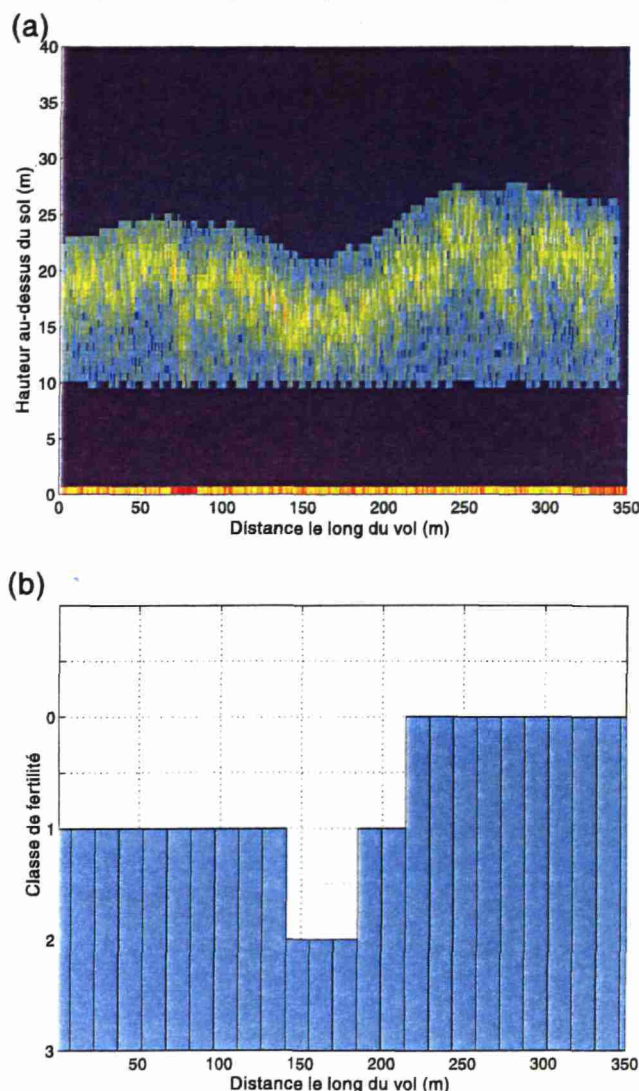
Pour envisager l'opérationnalité, il faut étudier l'influence de contraintes extérieures (comme la topographie et le type de sylviculture appliqué) ou le cas de peuplements mélangés. L'étude détaillée des estimations de hauteur par HUTSCAT montre que les mesures ne sont pas influencées par la topographie dans les conditions étudiées (pentes de $0-15^\circ$). La mesure se faisant relativement au sol, l'influence devrait être nulle. Dans une expérience précédente (Hyypä et Hallikainen 1996), cet effet a été indirectement étudié en inclinant l'antenne par rapport à la verticale, permettant de se placer virtuellement dans le cas d'un sol en pente. L'estimation avec une incidence de 40° (antenne inclinée de 40° par rapport à la verticale) donne toujours de bons résultats sur la hauteur, bien qu'inférieurs à l'incidence normale, 1,64 m contre 1 m pour le pin. Pour conclure définitivement quant à ce sujet, il serait intéressant de disposer de placettes de mesures sur des pentes plus raides ($20-45^\circ$) sur les bords des Causses.

Comme nous l'apprend la loi d'Eichorn, la hauteur dominante n'est pas influencée par le type de sylviculture appliqué. Ceci nous indique que les mesures de hauteurs dominantes fournies par HUTSCAT seront insensibles à la sylviculture. Toutefois, selon le type de sylviculture employé, la structure des arbres peut subir des modifications, par exemple dans le cas de peuplements très denses,

l'angle d'insertion des branches primaires sur le fût peut être affecté. Le coefficient de rétrodiffusion étant sensible à ces changements (Dobson et al. 1992), il peut alors varier entre deux peuplements de même volume et (ou) même âge, mais où la sylviculture est différente. Ceci implique qu'une stratification par type de sylviculture est nécessaire pour avoir une relation non ambiguë entre le coefficient de rétrodiffusion et le volume. Dans le cas de peuplements à essences mélangées, Hallikainen et al. (1990) présente un algorithme permettant une différenciation entre plusieurs espèces en analysant l'allure de chaque sondage vertical.

Dans le cas d'un peuplement équié et monospécifique, les données HUTSCAT pourraient permettre de réaliser ou de mettre à jour des cartes de station. Le simple examen visuel de la figure 2 a montré une variabilité des hauteurs d'arbres à l'intérieur d'une des parcelles. La figure 9a montre un autre exemple de sondages verticaux, cette fois au-dessus d'une parcelle équiéenne de 100 ans, supposée homogène en conditions stationnelles. Les hauteurs d'arbres varient de 20 à 28 m, indiquant une variabilité intra-parcelle appréciable. En estimant le hauteur dominante par segments de 15 sondages consécutifs, il est possible d'estimer un indice de fertilité local. La figure 9b montre, selon la même coupe que la figure 9a, les classes de fertilité déduites des données HUTSCAT, grâce à la table de production présentée par Levy (1982), corrigée pour la forêt domaniale de Mende, à partir des tables du pin noir pour le sud-est de la France calculées par Ottorini et al. (1975). Ce type d'information peut s'avérer très intéressant pour la mise en place d'une gestion fine du milieu par le forestier. De plus, la rapidité des mesures, donc le grand nombre de données acquises, et l'échantillonnage continu selon un transect sont des atouts certains. Par exemple, la forêt domaniale de Mende (d'une

Fig. 9. (a) Sondages verticaux fournis par HUTSCAT au-dessus d'une parcelle de pin noir âgé de 100 ans. (b) Classes de fertilité déduite à partir de Levy (1982) pour la même séquence.



superficie supérieure à 5000 ha) peut être couverte en 3–4 h par des transects espacés de 100 m, avec un coût relativement faible, le principal poste de dépense étant le coût horaire de l'hélicoptère, lequel était de 4200 francs français (700 \$US) pour la campagne, en 1997. Le prix du traitement des données est lui plus difficilement estimable, ayant été effectué dans le cadre d'un programme de recherche.

Ainsi, les mesures fournies par HUTSCAT s'avèrent non seulement fiables mais également peu sensibles aux contraintes environnementales extérieures. Ces deux atouts permettent d'entrevoir de nombreuses applications dans le domaine de la foresterie (estimation de la hauteur des peuplements et d'autres variables corrélées : volume de bois, indice de fertilité) et montrent que les diffusiomètres sondeurs radar sont d'un intérêt certain pour le gestionnaire forestier.

Remerciements

Ce travail a été effectué dans le cadre du projet européen EUFORA financé par l'Union européenne. Les auteurs désirent également remercier le Laboratory of Space Technology de l'université d'Helsinki dirigé par M. M. Hallikainen pour le prétraitement des données HUTSCAT.

Références

- Beaudoin, A., Le Toan, T., Goze, S., Nezry, E., Lopes, A., Mougin, E., Hsu, C.C., Han, H.C., Kong, J.A., et Shin, R.T. 1994. Retrieval of forest biomass from SAR data. *Int. J. Remote Sens.* **15**(14) : 2777–2796.
- Bernard, R., Frezal, M.E., Vidal-Madjar, D., Guyon, D., et Riom, J. 1987. Nadir looking airborne radar and possible applications to forestry. *Remote Sens. Environ.* **21** : 297–309.
- Dobson, M.C., Ulaby, F.T., Le Toan, T., Beaudoin, A., Kasischke, E.S., et Christensen, N.L., Jr. 1992. Dependence of radar backscatter on coniferous forest biomass. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.* **30**(2) : 412–415.
- Hallikainen, M., Tares, T., Hyypä, J., Somersalo, E., Ahola, P., Toikka M., et Pulliainen, J. 1990. Helicopter-borne measurements of radar backscatter from forests. *Int. J. Remote Sens.* **11**(7) : 1179–1191.
- Hallikainen, M., Hyypä, J., Haapanen, J., Tares, T., Ahola, P., Pulliainen, J., et Toikka, M. 1993. A helicopter-borne eight-channel ranging scatterometer for remote sensing—part I: system description. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.* **31**(1) : 161–169.
- Hyypä, J., et Hallikainen, M. 1993. A helicopter-borne eight-channel ranging scatterometer for remote sensing—part II: forest inventory. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.* **31**(1) : 170–179.
- Hyypä, J., et Hallikainen, M. 1996. Applicability of airborne profiling radar to forest inventory. *Remote Sens. Environ.* **57** : 39–57.
- Hyypä, J., Pulliainen, J., Hallikainen, M., et Saatsi, A. 1997. Radar-derived standwise forest inventory. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.* **35**(2) : 392–404.
- Lefsky, M.A., Harding, D., Cohen, W.B., Parker, G., et Shugart, H.H. 1999. Surface lidar remote sensing of basal area and biomass in deciduous forests of eastern Maryland, USA. *Remote Sens. Environ.* **67** : 83–98.
- Le Toan, T., Beaudoin, A., Riom, J., et Guyon, D. 1992. Relating forest biomass to SAR data. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.* **30**(2) : 403–411.
- Levy, A. 1982. Pour mieux connaître la forêt domaniale de Mende. Mémoire de 3^e année, École nationale d'ingénieurs des travaux sur les eaux et forêts, Nogent-sur-Vernisson.
- Nelson, R., Krabill, W., et Mac Lean, G.A. 1988. Determining forest biomass and volume using airborne laser data. *Remote Sens. Environ.* **24** : 247–267.
- Nilsson, M. 1996. Estimation of tree heights and stand volume using an airborne Lidar system. *Remote Sens. Environ.* **56** : 1–7.
- ONF. 1989. Aménagement de la forêt domaniale de Mende, 1989. Service départemental de la Lozère, Mende.
- Ottorini, J.M., Toth, J., et Turrel, M. 1975. Tables de production du pin noir d'Autriche dans le Sud-est de la France. Institut national de la recherche agronomique – Centre national de la recherche forestière, document 75/FM/04. Diffusion limitée.

Pulliainen, J.T., Heiska, K., Hyypä, J., et Hallikainen, M. 1994.
Backscattering properties of boreal forests at the C- and X-
bands. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.* **32**(5) : 1047–1050.

Article D

**« Retrieving vertical foliage distribution using high resolution airborne
scatterometer data »**

J.M. Martinez, T. Le Toan, E. Mushinzimana, M. Deshayes, soumis à *Tree Physiology*.

RETRIEVING VERTICAL FOLIAGE DISTRIBUTION USING HIGH RESOLUTION AIRBORNE SCATTEROMETER DATA

J.M. MARTINEZ^{1,2}, T. LE TOAN¹, E. MUSHINZIMANA², M. DESHAYES²

¹ CESBIO, 18 Ave Edouard Belin, 31055 Toulouse, France

tel: (33) 5.61.55.85.08 fax: (33) 5.61.55.85.00 e-mail: martinez@cesbio.cnes.fr

² Laboratoires des Systèmes et Structures Spatiaux Cemagref-ENGREF (L3S),

500 rue J.F. Breton, 34093 Montpellier Cedex 05, France

ABSTRACT

This paper presents the comparison between vertical backscatter profiles of forest measured by an airborne ranging scatterometer radar and in-situ measurements of foliar biomass in a pine forest. Radar ranging scatterometer allows to study, with a vertical resolution inferior to the meter, the radar backscatter vertical distribution into the canopy which is known to be physically related to the vegetation biophysical properties. The objective is to explore a new method to assess the vertical distribution of foliar biomass inside tree canopy using remotely sensed data.

In a recent work, simulations of the backscatter profiles using a multi-layer radiative transfer (RT) model have shown that the needles are by far the main scatters at short wavelength (2.1 cm) and that the microwave interacts with all the canopy allowing to retrieve the tree foliar characteristics. Based on these results, a simple relation between the measured backscatter and the foliar biomass is derived using the RT model. Experimental backscatter profiles are then inverted into the vertical foliar biomass distribution. For validation, 7 and 9 trees have been destructively sampled in respectively 40 and 100-year old Austrian pine stands. Good agreement is found for different ages, both qualitatively and quantitatively, between the retrieved and measured vertical distribution of the foliar biomass as well as the total foliar biomass. Finally, advantages and limitations of the method are discussed.

I. INTRODUCTION

Vertical distribution of forest foliar biomass is an important structural characteristic for quantifying energy and mass exchange inside forest canopies. A better characterisation of the foliar biomass distribution would allow a better modelling of the light transmittance inside tree canopies, which is an important regulator of canopy carbon gain (Russel et al. 1989). Several studies have shown that foliar vertical distribution plays a major role in different vegetation processes such as trunk cross sectional increment (Kershaw et al. 1999), partitioning of nutrient resources and photosynthetic activity (Ellsworth and Reich 1993), and that the nature of the leaf area profile as well as the canopy geometry control the amount and pattern of the light at the forest floor (Cowan 1968). It has interest for process-based forest growth models in which canopy characteristics are often required. Vegetation distribution is also an indication of the growth competition between trees (Vose et al. 1995) and of the impact of the silvicultural practices.

Some studies have provided information on the vertical distribution (Aber 1979, Ellsworth and Reich 1993, Hollinger 1989, Hutchison et al. 1986, Kruijt 1989, Parker et al. 1989, Vose et al. 1995, Yang et al. 1999). However, in comparison to other forestry research subjects, the architecture of forest canopies is not much studied, in particular due to the difficulty to work throughout forest canopies. In particular, it is difficult to extend the experimental results due to the diversity in ground measurements techniques and the specificity of the forest type under study (monospecific/mixed stands, even aged/uneven aged forests).

The objective of this paper is to present a new method to assess foliar vegetation distribution using remotely sensed data from a ranging radar scatterometer. Radar data are well known to be physically related to the vegetation characteristics allowing to retrieved forest biomass and other

correlated parameters (Dobson et al. 1992, Le Toan et al. 1992, Beaudoin et al. 1994). For forestry radar airborne scatterometers combines three interesting properties: a) the possibility to vertically sound tree canopies with a high resolution (< 1 m); b) the possibility to retrieve the biophysical characteristics of the vegetation from the radar backscatter coefficient; c) the potentiality to cover large areas with an aircraft instead of *in situ* measurements located on reduce sets of sample plots.

Several studies dealt with ranging scatterometer applications for forestry concerning tree height retrieval, stem volume or species discrimination (Bernard et al. 1987, Hallikainen et al. 1993, Martinez et al. 2000a) giving excellent results. In this paper, we propose to explore another potentiality of vertical backscatter profiles within tree canopies, by assessing the foliar biomass vertical distribution inside a pine forest.

The study is driven by past experimental and theoretical results (Martinez et al. 2000a, Martinez et al. 2000b) based on an experiment performed in November 1997 (Martinez et al. 1998), using the helicopter-borne scatterometer HUTSCAT (Helsinki University of Technology SCATterometer), over the Lozère forest in France.

In the first part of the paper, we present the test-site, the radar data and the ground data used for validation which consist in destructive sampling of 16 trees in two stands of 40 and 100 years old. In the second part, a short summary of the previous theoretical work introduces the foliar distribution retrieval algorithm. Then, comparisons between radar derived foliar biomass distribution and ground based measurements are presented. Finally, a discussion on the results and on the potential of the method is presented.

TEST-SITE AND DATA

Test-site

The Lozère forest is located in the South of France over limestone plateaus at an altitude of about 1000 m above sea level. The plateaus are intersected by deep gorges of about 300 m depth. This forest is a plantation made of even-aged and relatively homogeneous stands of Austrian Pine (*Pinus nigra Arnold ssp Nigricans Host.*) with age from 0 to 130 years old, covering 5400 ha. The first seedlings date from the last century in the framework of a program aiming at limiting the erosion of the plateaus. The forest was not managed until the 1960's when the forest began to be also used for wood production. Nowadays the majority of the stands are aged of 100 to 130 years old but a part of the forest has been renewed and a new generation between 0 and 40 years old is present. Figure 1 presents examples of 15 and 100 year-old stands. The stands are of about 10 ha each and are managed by the French Forestry Board. The stands limits and ages are included in a Geographic Information System (GIS) (Figure 2).

Radar data

HUTSCAT is a helicopter-borne non-imaging FM-CW scatterometer (Hallikainen et al. 1993) designed and constructed by the Laboratory of Space Technology of the Helsinki University of Technology (HUT). The system provides the vertical distribution of backscatter within the tree canopy with a 68-cm vertical resolution. In this paper we will focus on profiles obtained at X band (wavelength of 2,1 cm) and at 3° of incidence (near normal to the ground).

Fig. 3 shows the basic principle of an HUTSCAT acquisition. An antenna, located under the helicopter flying at an altitude of 100 m above the ground, emits pulses with a regular frequency

toward the ground and measures the backscattered echoes. The system gives the backscatter coefficient which represents the ratio of the backscattered energy to the emitted energy, normalised by the backscattering area (circular area of 7 to 9 meters depending on the flight altitude which is the intersection of the beam with the ground). The signal is frequency modulated, which allows by measuring the frequency shifts, to assess the different distances between the targets and the antenna in the frequency spectrum. It is then possible to obtain the backscatter variation as a function of the height. The height of a resolution cell in the radar return spectrum is estimated relatively to the ground echo, meaning that the height measurements are independent to the local topography.

Data were collected during a campaign in November 1997. A total of 6 flights of 4 km long, aligned along 3 transects (see figure 2), acquired at 3° incidence was used. The calibrated data provide the ground and tree canopy backscattering coefficients along each measurement transect. The forest backscattering profile was calculated only when returns from ground and tree canopy were reasonably well separated from each other.

At near vertical incidence, the understory layer and other vegetation elements above the ground (dead branches) contribute significantly to the total backscatter. We selected profiles in which 90 % of the total above ground backscattered energy comes from the canopy layer. The bottom limits of the canopy were determined with in situ measurements of the canopy depth (Martinez et al. 1998). One example of vertical backscatter profiles is shown in Fig. 4, for a 40-year old Austrian pine stand at X band and for cross-polarisation. The backscatter distribution seems clearly correlated with the canopy characteristic, suggesting that the microwave interacts with all the canopy layers.

Foliar biomass in-situ measurements

Two stands of 40 and 100-year old were chosen for biomass measurements, in which respectively 9 and 7 trees were cut down for destructive sampling (Deshayes et al. 1999). The trees were chosen with respect to the class frequency of DBH and the social status (dominant, codominant and dominated) in the stands. The stand characteristics are summarised in Table 1.

Measurements were first performed for 40 years old trees for protocol validation. For all the primary branches of 2 trees, total needle biomass (fresh and dry weight), branch length and diameter were measured. For the other 7 trees, all the primary branches diameter were measured but needle biomass (fresh weight) simply measured every 2 whorls. To interpolate the missing foliar biomass in between the measured whorls, we used relations linking the diameter of the primary branches to their foliar biomass weight (Deshayes et al. 1999). This undersampling method was validated on the two firsts 40-year old pines sampled. By comparing the measurements and the interpolated results, the error introduced on the estimation of the tree foliar biomass by the undersampling was found to be less than 10%. The same protocol was used for the 100 years old stand, except that only one tree was fully sampled for foliar biomass measurements.

Needle samples were oven-dried (at 105°C during 72 hours). These samples were in majority collected on the fully sampled trees (the two 40 year old pines and the one 100 year old pine). Some other samples were collected on the others trees. The total projected area of a sample is then measured with a planimeter and weighted in order to establish the specific area (area per unit of weight). In the results section we will use needle number density and total foliar area instead of needle biomass for the comparisons with the scatterometer data. Needle density and foliar area were determined from mean needle weight and mean needle specific area.

Finally, for comparison with the radar data, the vertical distribution of foliar biomass for each tree was averaged into 68-cm vertical layers. The experimental vertical distribution profile of the mean foliar biomass at the stand level was established according to the weight contribution of each tree, following its DBH class occurrence in the stand. Fig. 5 shows the derived vertical distribution at the stand level for the 40-year old stand.

EXTRACTION OF FOLIAR PARAMETERS FROM RADAR BACKSCATTER

In a previous work (Martinez et al. 2000b), the vertical backscatter profiles acquired over the Lozère forest were interpreted using a multi-layer first order radiative transfer (RT) model (Hsu et al 1994, Floury et al. 1997). The model describes the medium as a combination of horizontal layers containing multi-scale clusters of dielectric cylinders. The description of the canopy which provides inputs to the backscatter model is given by the AMAP tree growth model developed at the French institute CIRAD (De Reffye et al. 1995), which recreates trees on the basis of realistic botanic criteria. Main results showed : 1) the microwave penetrates deeply into the canopy at near normal incidence angle, 2) the needles are by far the main scatterers at X band cross-polarization (VH), with a contribution higher than 10 dB comparing to the other vegetation scatters (branches of order 2 and 3). Visual comparison of fig. 4 and fig. 5 suggests the similarity of the vertical distributions of the backscatter and the foliar biomass. This result indicates the possibility to retrieve the foliar biomass distribution from the radar backscatter profiles.

Provided that the forest backscatter is dominated by the needles contribution, the RT model is used to simulate backscatter σ and attenuation L as a function of needle parameters. Fig. 6 presents

simulated backscatter and two-way attenuation as a function of needle number density. A linear relationship is found for the values of needle density usually encountered in a 68-cm layer (between 0 and 4000 needles/m³). The relations depend implicitly on the needle characteristics (moisture, diameter, length) meaning that at this stage the inversion process presented here needs an *a priori* knowledge of the needles properties. If $\sigma_H(i)$ is the backscatter coefficient of the *i*-th layer in the scatterometer profile, the non attenuated backscatter coefficient $\sigma(i)$ of the layer is :

$$\sigma(i) = \sigma_H(i) \cdot \prod_{j=i+1}^N L(j) \quad \text{for } i = 1 \dots N - 1 \quad (1)$$

where the second term on the right hand side represents the attenuation of all the layers above the *i*-th layer. Hence, iterating from the top of the tree (for which $\sigma(N) = \sigma_H(N)$) to the bottom of the tree, we can derive the non-attenuated backscatter contribution for each layer in the scatterometer profile and, therefore, the corresponding foliar density using the relations derived from simulations.

RESULTS

Fig. 7 and Fig. 8 present the comparison between measured and radar-derived needle density vertical profiles, for the 40- and 100-year old stands. The associated error bars denotes, respectively for the inverted profiles and for the ground measurements, 1) the uncertainty coming from the measured backscatter 2) the error introduced by the conversion from needle weight to needle density.

A good agreement is found for both needle density vertical profiles. The thickness of the canopy is well determined, and some details in the canopy itself can be observed in both profiles. In particular, at mid-height a “gap” in the foliar distribution (present at both ages) is exactly retrieved. Quantitative comparison is also satisfying : the retrieved foliar biomass differs from the ground measurements only of 10 %, see Table 2. Some discrepancies appear in the lower part of the

profiles which can be attributed to the assumption that the attenuation is predominantly caused by the needles. Although the assumption is correct for the largest part of the tree, simulations of the RT model show that in the lowest part of the living crown, the attenuation caused by the thickest primary branches at the bottom of the tree is as much as that of the needles. This effect induces an overestimation of the needle biomass in the lower part of the profile, particularly in the 100-year old pines.

To illustrate the interest of having both accurate and a rapid coverage over a whole forest, let have a look of how the foliage vertical distribution varies with the age. We extracted backscatter profiles over 4 Austrian pine stands, including the two previous 40- and 100-year old stands, and two other stands of 30 and 70 years old. The distance from a stand to its nearest is at least 1.5 km. We used the same retrieved algorithm presented in the previous section. We used also the same foliar characteristics for all the stands (8 cm length, 0.5 mm diameter and 60 % of gravimetric moisture).

For each age, we computed a normalised height h_n expressed as $h_n=(z-H_{lc})/(H_{tot}-H_{lc})$ where z is the true height, H_{lc} the height of the living crown and H_{tot} the total height of the tree. The normalised height, which varies from 0 to 1, allows to directly compare the different stands without considering the relative crowns thickness. Figure 9 exhibits the leaf area distribution as a function of the normalised height for the four stands. The 30-year old stand shows a classical vertical distribution close to a bell shape as related by other studies (Baldwin et al. 1997, Yang et al. 1999). In this stand, the stem density is rather high (> 1500 stems/ha) and the tree crowns do not freely develop. The 3 others stands show a systematic gap at mid height of the tree. From there, several hypothesis can be put forward. The gap may be related to a reduced growth during one year due to a local dryness. It may be also due to growth competition between trees in these very dense stands.

However, the gap width, is of at least 1 meter, which represents a minimum of three years of a “normal” growing period, and no such long dryness was recorded during the last 20 years in this area. In our opinion, the most likely hypothesis is that the gap is related to sudden regrowths associated to forest management and thinning practices in which a fifth to a fourth of the trees are removed from the stands. These cuttings (starting after 30 years old and repeated every 10 years) may allow the tree crowns to freely develop using the newly available space and the better access to the light, leading to a quick and sudden acceleration of the growth during the following two or three years.

These results demonstrate the interest of the method to derive, both qualitatively and quantitatively, the vertical distribution of the foliar biomass without time and manpower costly destructive measurements on the trees. However, for generalisation purpose, more work is necessary to determine if the method can be applied to other forest types. In particular, it will be necessary to test the sensitivity of the retrieval algorithm to foliar characteristics, especially over deciduous forests for which the foliar geometric characteristics are more complex.

ACKNOWLEDGMENTS

This work was performed within the EUFORA and MARIE-F European projects, both funded by European Union. The authors want to thank Mr. Martti Hallikainen and his team at the Helsinki University of Technology for the processing of the HUTSCAT data and for their help during the analysis. We want also to acknowledge Y. Caraglio from the CIRAD for his assistance during the interpretation of the data. Special thanks to the UMR-3S Cemagref-ENGREF, the CIRAD AMAP and the French Forestry board (ONF) teams for their contribution to the ground measurements.

REFERENCES

- Aber, J.D. 1979. A method for estimating foliage-height profiles in broad-leaved forests. *Journal of Ecology* 67:35-40.
- Baldwin V.C., Jr., K.D. Peterson, H.E. Burkhart, R.L. Amateis and P.M. Dougherty. 1997. Equations for estimating loblolly pine branch and foliage weight and surface area distributions. *Canadian Journal of Forest Research* 27:918-927.
- Beaudoin A., T. Le Toan, S. Goze, E. Nezry, A. Lopes, E. Mougin, C.C. Hsu, H.C. Han, J.A. Kong, and R.T. Shin. 1994. Retrieval of forest biomass from SAR data. *International Journal of Remote Sensing* 15(14):2777-2796.
- Bernard, R., M.E. Frezal, D. Vidal-Madjar, D. Guyon, J. Riom. 1987. Nadir looking Airborne Radar and Possible Applications to Forestry. *Remote Sensing of Environment* 21:297-309.
- Cowan I.R. 1968. The interception and absorption of radiation in plant stands. *Journal of Applied Ecology* 8:367-379.
- De Reffye, P., F. Houllier, F. Blaise, D. Barthelemy, J. Dauszat, and D. Auclair 1995. A model simulating above- and below-ground tree architecture with agroforestry applications, *Agroforestry Systems* 30:175-197.
- Deshayes, M., E. Mushinzima and N. Stach 1999. Assessment of FLIM reflectance model : case study Lozère, France. In, MARIE-F (Monitoring and Assesment of Resources in Europe – Forest) project final report, contract ENV4-CT96-0316, 5.1-5.56.
- Dobson, M. C., F.T. Ulaby, T. Le Toan, A. Beaudoin, E.S. Kasischke, and N.L. Christensen Jr. 1992. Dependence of radar backscatter on coniferous forest biomass. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 30(2):412-415.
- Ellsworth, D.S., P.B. Reich. 1993. Canopy structure and vertical patterns of photosynthesis and related leaf straits in a deciduous forest. *Oecologia* 96:169-178.

- Floury, N., G. Picard, T. Le Toan, J. A. Kong, T. Castel, A. Beaudoin, J. F. Barzi. 1997. On the coupling of backscatter models with tree growth models: 2) RT modelling of forest backscatter. Proceedings of IGARSS'97 Symposium, Singapore 2:787-789.
- Hallikainen, M., J. Hyypä, J. Haapanen, T. Tares, P. Ahola, J. Pulliainen, and M. Toikka. 1993. A helicopter-borne eight-channel ranging scatterometer for remote sensing - Part I: system description, IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing 31(1):161-169.
- Hollinger, D.Y. 1989. Canopy organization and foliage photo-synthetic capacity in a broad-leaved evergreen montane forest. *Funct. Ecol.* 3:53-62.
- Hsu C.C., H.C. Han, R.T. Shin, J.A. Kong, A. Beaudoin, T. Le Toan. 1994. Radiative Transfer theory for polarimetric remote sensing of forest at P band. *Int. Journal of Remote Sensing* 15(14):2943-2954.
- Hutchison, B.A. et al. 1986. The architecture of a deciduous forest canopy in eastern Tennessee. *Journal of ecology* 74:635-646.
- Kershaw, J.A. Jr and D.A. Maguire 2000. Influence of vertical foliage structure on the distribution of stem cross-sectionnal area increment area increment in western hemlock and balsam fir. *Forest Science* 46(1):86-94.
- Kruijt, B. 1989. Estimating canopy structure of an oak forest at several scales. *Forestry* 62:269-284.
- Martinez, J.M., A. Beaudoin, N. Floury, M. Makynen T. Le Toan, M. Hallikainen, and J. Uusitalo 1998. First results and analysis of HUTSCAT data over Austrian Pine plantations. Proceedings of the 2nd International Workshop on Retrieval of Bio- & Geo-physical parameters from SAR data, ESTEC, 317-324.
- Martinez, J.M., A. Beaudoin, P. Durand, T. Le Toan, N. Stach 2000a. Une nouvelle méthode pour l'estimation de la hauteur des peuplements, *Canadian Journal of Forest Research*, p 1983-1991, Décembre 2000.

Martinez, J.M., N. Floury, T. Le Toan, A. Beaudoin, M. Hallikainen, M. Mäkinen 2000b. Understanding of backscatter mechanisms inside tree canopy for penetration depth estimation, *IEEE Trans. Geosci. Remote Sensing* 38(2):710-719.

Le Toan T., A. Beaudoin, J.Riom, D. Guyon. 1992. Relating forest biomass to SAR data. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 30(2):403-411.

Parker, G.G., J.P. O'Neill, and D. Higman. 1989. Vertical profile and canopy organization in a mixed deciduous forest. *Vegetatio* 89:1-12.

Vose, J.M., N.H. Sullivan, B.D. Clinton and P.V. Bolstad. 1995. Vertical leaf area distribution, light transmittance, and application of the Beer-Lambert law in four mature hardwood stands in the southern Appalachians. *Canadian Journal of Forest Research* 25:1036-1043.

Yang, X., J.J. Witcosky, and D.R. Miller. 1999. Vertical overstory canopy architecture of temperate deciduous hardwood forests in the eastern United States. *Forest Science* 45(3):349-358.

List of the figures

Fig. 1 : Lozère forest stands limits and ages with HUTSCAT flight paths over the plantations during the experiment (10/23/97).

Fig. 2 : Principle of measuring forest stand profile with a helicopter-borne ranging scatterometer

Fig. 3 : Austrian Pine stands in the Lozère forest of respectively (a) 15 years old (b) 100 years old.

Fig. 4 : Vertical backscatter profile of a 40-year old Austrian pine stand, at X band and cross-polarisation (VH).

Fig. 5 : Foliar biomass vertical distribution derived from the ground measurements. The biomass, expressed in grammes, were averaged in 68-cm vertical layers for direct comparisons with HUTSCAT profiles.

Fig. 6 : Simulations using a RT model of the backscatter (left) and attenuation (right) versus the needles volumetric density.

Fig. 7 : Comparisons of retrieved and measured vertical distribution of needle density as a function of height above the ground for a 40-year old stand. The vertical resolution is 0.68 m.

Fig. 8 : Comparisons of retrieved and measured vertical distribution of needle density as a function of height above the ground for a 90-year old stand. The vertical resolution is 0.68 m.

List of the tables

Table 1 : General characteristics of the 2 stands studied in this paper.

Table 2 : Comparisons of measured and retrieved total foliar biomass.

	40-year old Austrian Pine	100-year old Austrian Pine
Number of trees sampled	9	7
Stem volume (m ³ /ha)	334.6	483.3
Mean tree height (m)	15.3	19.5
Stem density (pc/ha)	871.8	586.6
Mean Needle weight (g)	0.148 ± 0.058	0.128 ± 0.043

Table 1 : General characteristics of the 2 stands studied in this paper.

	40 years old pine			100 years old pine		
	Measured	Retrieved	Relative error	Measured	Retrieved	Relative error
Total density of needles (Nb/m ³)	13638	12525	8.2 %	12305	14241	13.6 %
Total LAI (m ² /m ²)	5.3	4.8	7.7 %	4.1	4.7	12.8 %

Table 2 : Comparisons of measured and retrieved total foliar biomass.

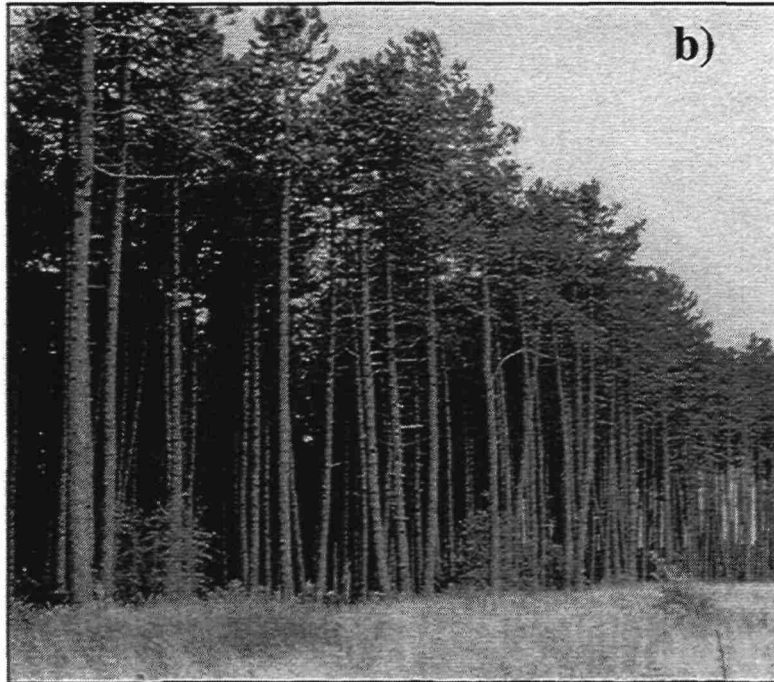
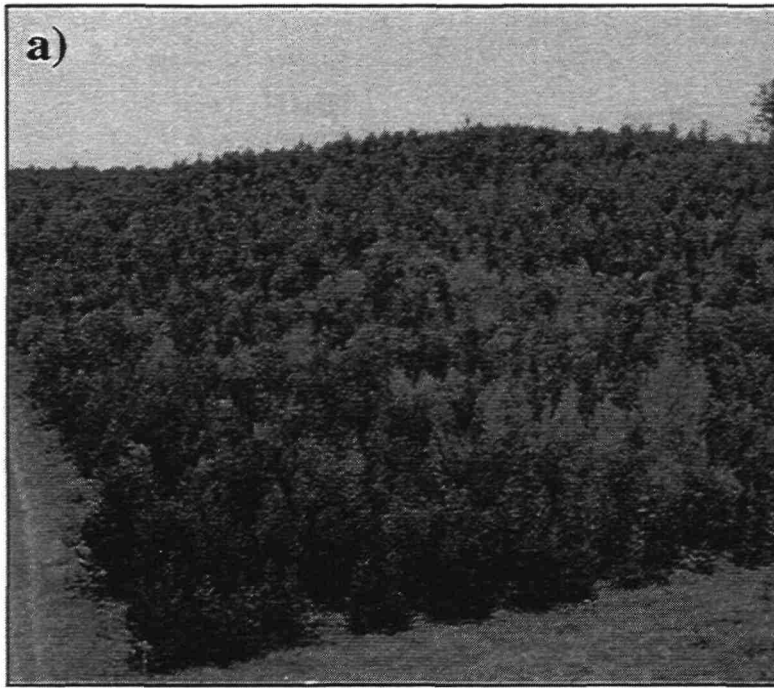


Figure 1 : Austrian Pine stands in the Lozère forest of respectively (a) 15 years old (b) 100 years old.

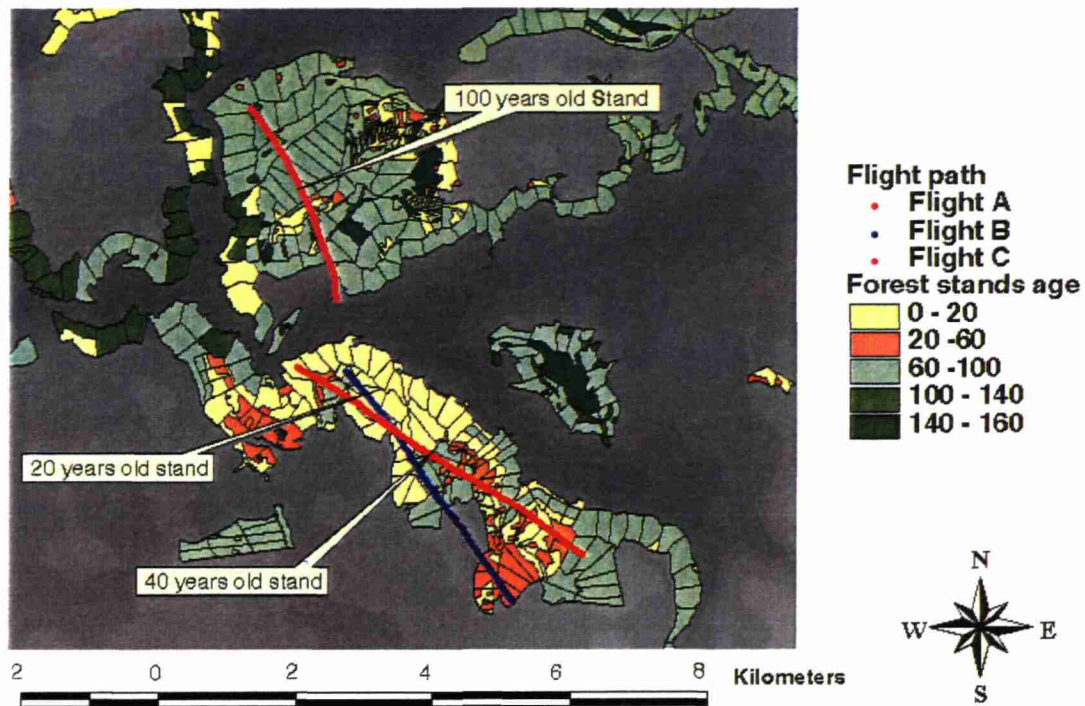


Figure 2 : Lozère forest stands limits and ages with HUTSCAT flight paths over the plantations during the experiment (10/23/97).

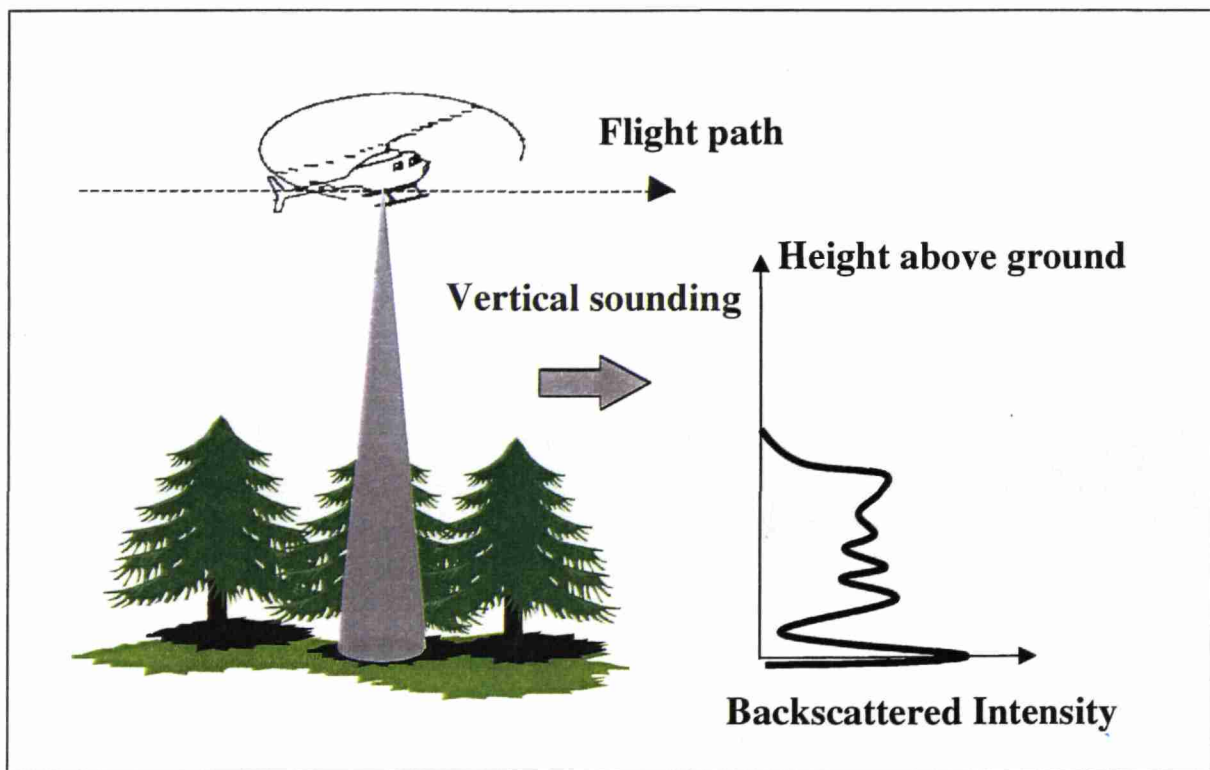


Figure 3 : Principle of measuring forest stand profile with a helicopter-borne ranging scatterometer

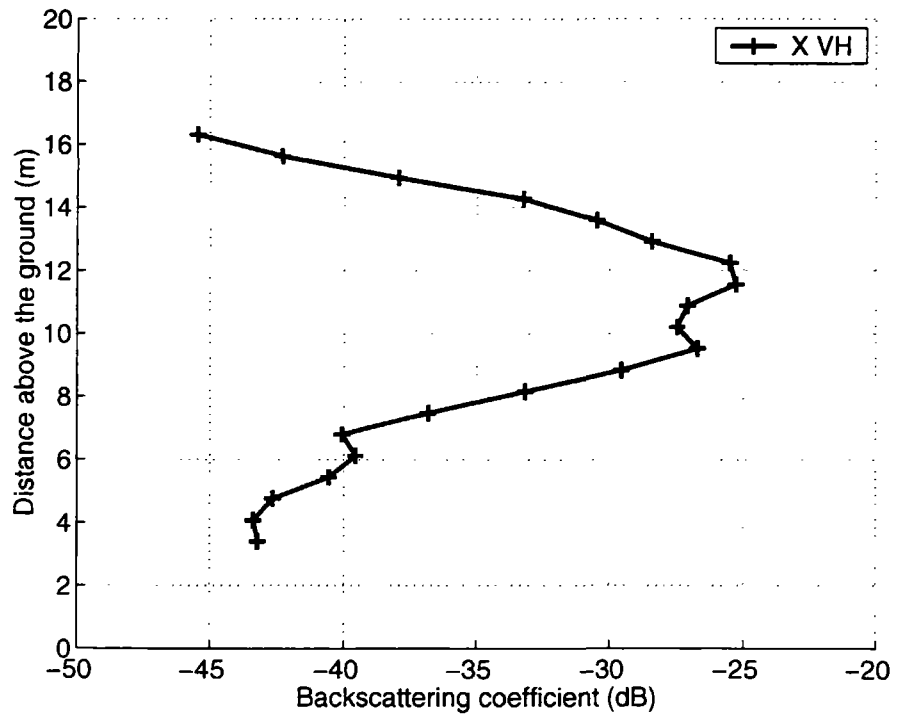


Figure 4 : Vertical backscatter profile of a 40-year old Austrian pine stand, at X band and cross-polarisation (VH).

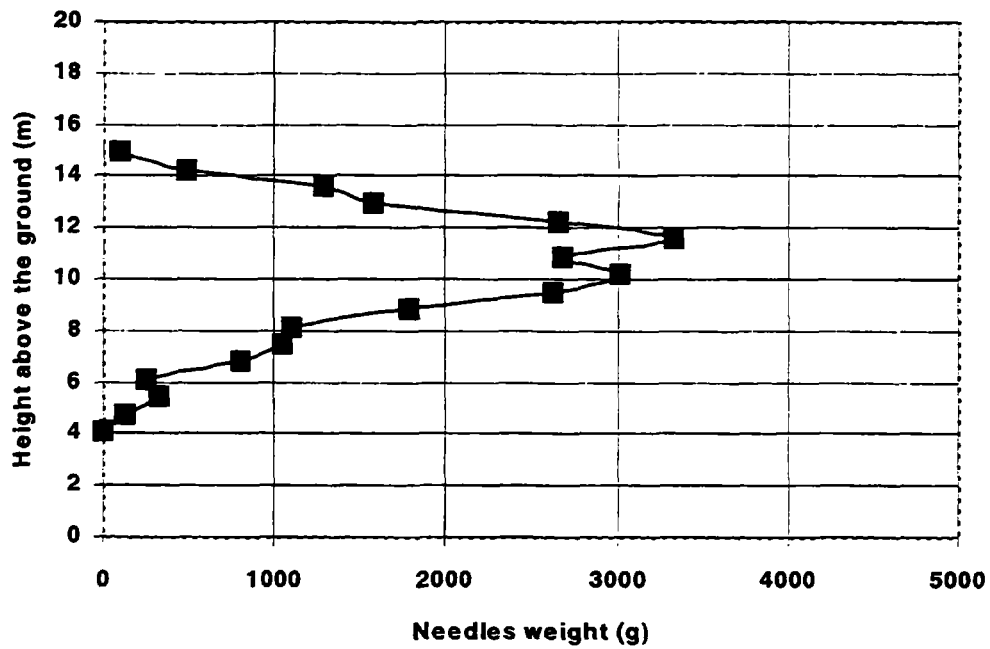


Figure 5: Vertical distribution of foliar biomass at stand level derived from the ground measurements. The biomass, expressed in grams, were averaged in 68-cm vertical layers for direct comparisons with HUTSCAT profiles.

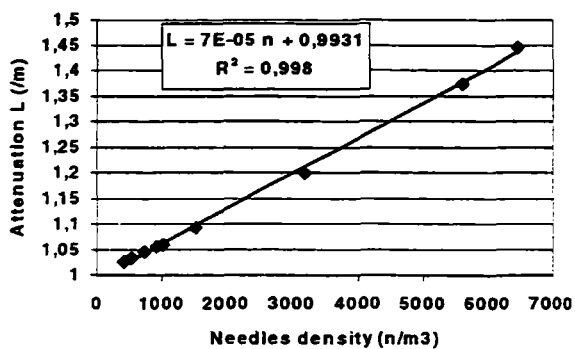
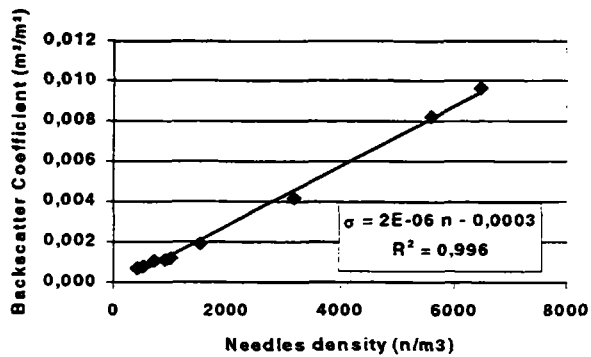


Figure 6 : Simulations using a RT model of the backscatter (left) and attenuation (right) versus the needles volumetric density.

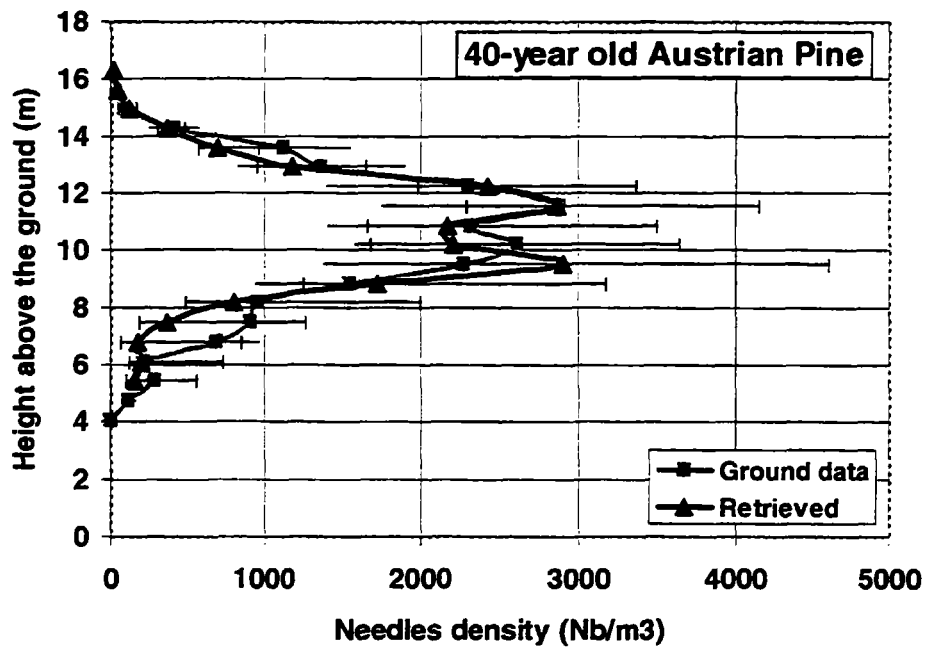


Figure 7: Comparisons of retrieved and measured vertical distribution of needle density as a function of height above the ground for a 40-year old stand. The vertical resolution is 0.68 m

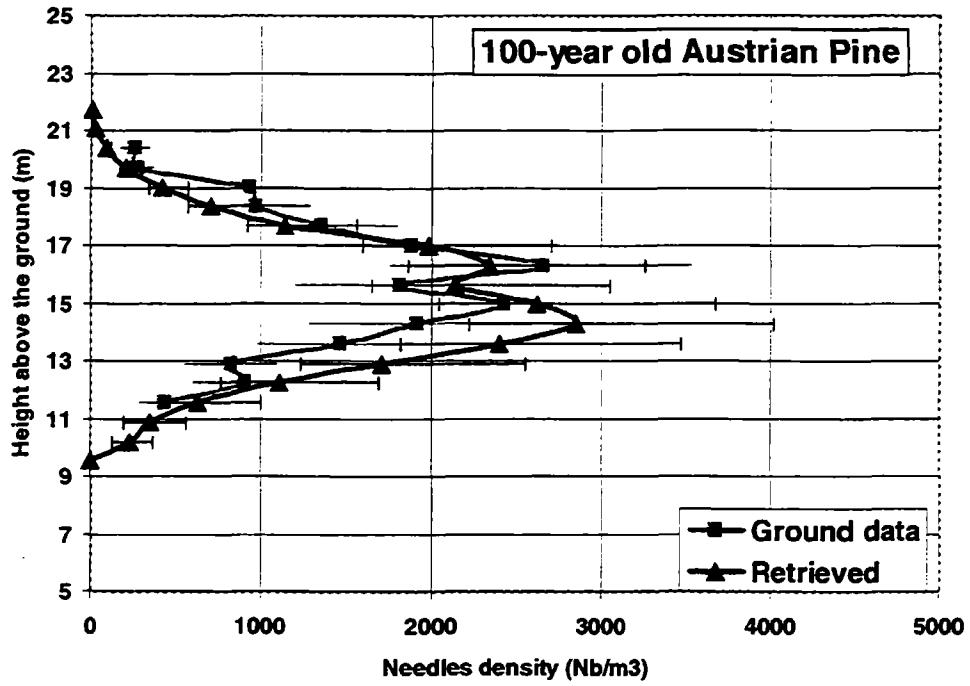


Figure 8 : Comparisons of retrieved and measured vertical distribution of needle density as a function of height above the ground for a 90-year old stand. The vertical resolution is 0.68 m

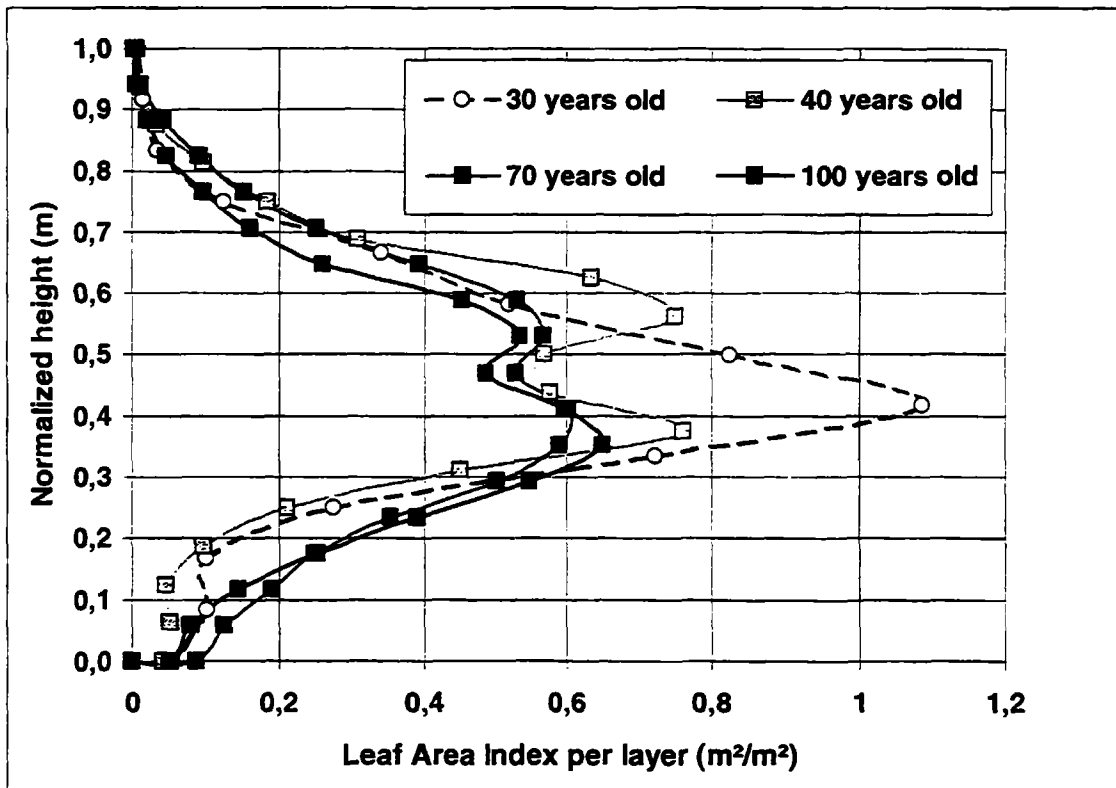


Figure 9 : Comparisons of retrieved vertical distribution of leaf area as a function of normalised height (see text).

Conclusions et perspectives

1. Bilan de l'étude

L'objectif de cette thèse était d'étudier le potentiel de nouveaux capteurs radars pour l'observation de la forêt, aptes à dépasser les limites des capteurs actuels. L'originalité de l'étude résidait non seulement dans l'utilisation de nouveaux types de données mais aussi dans la méthodologie. L'approche proposée se basait à la fois sur l'acquisition et l'analyse de données de télédétection, une solide connaissance du milieu forestier, et une phase de modélisation couplant l'utilisation et le développement de modèles électromagnétiques de diffusion avec un modèle de croissance d'arbres, AMAP. La définition d'algorithmes d'inversion constituant le point final de l'approche. Le bilan de cette étude peut donc être mené en deux étapes : 1) les enseignements quant à la méthodologie employée, 2) les résultats consécutifs aux travaux effectués.

La méthodologie

Dans le domaine de la télédétection appliquée aux milieux forestiers, les approches se basant uniquement sur l'analyse expérimentale ont montré leurs limites. Les résultats obtenus par ce type d'études ont le mérite de livrer des enseignements quant aux possibilités des capteurs utilisés et de démontrer certaines limitations. Toutefois, les résultats sont peu généralisables car souvent trop liés aux sites d'études voire aux périodes d'observations. Les approches se basant d'abord sur le développement de modèles théoriques sans connaissances sur les milieux observés et les enseignements tirés des analyses expérimentales sont également limités. Notamment, par l'absence d'adéquation entre une description purement physique et peu fidèle à la réalité du terrain.

L'étude se proposait d'utiliser à la fois une approche pragmatique, par l'analyse de données expérimentales et de mesures forestières, et plus fondamentale par l'utilisation de modèles de diffusion électromagnétiques des couverts. Les résultats montrent la pertinence de cette approche pour dériver des algorithmes visant une plus grande généralisation que ceux précédemment obtenus dans le domaine. En particulier, il s'avère qu'une caractérisation fine du milieu à travers des mesures terrains et grâce au

modèle AMAP sont aussi bien nécessaires durant l'analyse expérimentale que pour supporter l'interprétation grâce aux modèles de diffusion. A ce titre, l'étude a démontré la pertinence du couplage d'un modèle de diffusion électromagnétique avec un modèle décrivant la végétation. Le couplage s'avère un outil unique afin d'identifier les mécanismes prépondérants et d'isoler les diffuseurs principaux. En retour, cette phase d'interprétation permet ensuite de dériver des algorithmes d'inversion capable de fournir des informations complémentaires ou difficilement accessibles par les mesures terrains : mesures spatialisés de la biomasse (volume de bois sur pied, biomasse foliaire, cartographie des forêts).

Les résultats

Cette étude a permis a la fois de confirmer et d'explorer des voies prometteuses en télédétection et en modélisation :

Basses fréquences

L'utilisation de basses fréquences s'avère intéressante par la forte corrélation du signal aux caractéristiques géométriques des troncs. Le seuil de saturation du signal en fonction du niveau de biomasse est rejeté très loin (entre 700 et 1000 m³/ha), et au-dessus de tout ce qui avait été montré auparavant avec des capteurs radars. L'utilisation de deux sites d'études a permis d'examiner l'influence de la variabilité du milieu sur la réponse mesurée par le capteur. Pour les deux types de conifères étudiés, aucun effet de structure lié à l'espèce n'a été décelé. L'analyse du signal en fonction d'autres paramètres comme les caractéristiques géométriques du tronc ont cependant montré que le type de sylviculture appliquée, en déterminant la densité de tiges à l'hectare, influençait indirectement la réponse finale. Le paramètre volume de bois s'est donc avéré très utile par son caractère intégrateur des différentes variables descriptives du couvert.

La phase de modélisation a montré que lorsque les dimensions des éléments du couvert sont du même ordre de grandeur que le tronc, principal diffuseur, plusieurs mécanismes de rétrodiffusion avaient lieu au sein du couvert. Dans le cas de conifères, cette situation n'est rencontrée que dans les peuplements jeunes. Mais, pour certains peuplements de feuillus, on peut s'attendre à ce que la structure plus complexe de ces espèces altèrent les résultats observés.

Enfin, l'étude a permis de quantifier pour la première fois la sensibilité du signal VHF à la topographie. Une forte chute du signal est observée (10 dB) entre le sol plat et des

pentés de 15°. Cette sensibilité est expliquée par la prépondérance du mécanisme troncsol qui va diminuer très rapidement à mesure que la pente augmente.

Radars sondeur

L'utilisation de radars sondeurs date des années 80. Plusieurs études avaient déjà signalé le grand potentiel de ce type de données pour l'estimation directe de la hauteur des arbres et, par le biais de relations allométriques, d'autres paramètres corrélés à la biomasse. Cette étude a permis de confirmer et/ou de préciser : 1) la précision des estimations de hauteurs (6%) ; 2) l'insensibilité de la précision des mesures à la pente locale (< 15°); 3) la précision constante de mesures mêmes pour de très forts volumes (> 1000 m³/ha localement) et quelle que soit la densité (> 2000 tiges/ha localement).

Les données du diffusiomètre sondeur ont ensuite été utilisées afin de valider le modèle de rétrodiffusion multi-couches MIT/CESBIO couplé au modèle architectural AMAP. Les profils de diffusion à haute résolution dans le couvert constituaient, en effet, un jeu de données particulièrement approprié pour valider le modèle. Cette phase de validation effectuée, le modèle pouvait être utilisé afin d'interpréter le signal mesuré. La première phase a nécessité d'introduire dans le modèle une meilleure prise en compte de l'aire diffusante en fonction de la hauteur, donc du chemin d'interception des micro-ondes par le couvert. Cette correction faite, l'approche a permis de montrer, que l'onde électromagnétique interagit avec tout le couvert pour de faibles incidences et à courte longueur d'onde. L'interprétation des données à partir du modèle a permis d'identifier les aiguilles comme les diffuseurs principaux du couvert. Ces conclusions ont permis de développer un algorithme d'inversion basé sur l'inversion du coefficient de rétrodiffusion en terme de biomasse foliaire. Cet algorithme a pu être validé sur la forêt domaniale de Mende grâce à des mesures de terrain destructrices.

2. Perspectives

Les capteurs étudiés

Nous venons de voir les principaux résultats obtenus quant à l'estimation de variables d'intérêts afin de caractériser finement le couvert forestier. Les limitations ayant déjà été citées durant la synthèse des travaux, nous allons nous focaliser sur les perspectives de tels instruments en fonction des différents besoins détaillés dans l'introduction de la thèse. Un capteur comme CARABAS apparaît comme un outil bien adapté pour l'estimation de la ressource en bois avec une excellente résolution spatiale. Une telle

information est intéressante aussi bien pour le gestionnaire forestier que pour l'écologue. Du signal CARABAS peuvent être directement inversés le volume de bois sur pied, et par le biais de relations allométriques ou de connaissances terrains, d'autres variables d'intérêt comme la surface terrière, le diamètre moyen des fûts et leur hauteur. Cette même information peut être traduite en terme de matière sèche et de quantité de carbone stocké par une forêt. La détection de changements liés à l'exploitation forestière ou à la survenue de catastrophes naturelles constitue également un autre champ d'investigation.

La capteur HUTSCAT s'avère extrêmement intéressant pour délivrer des informations très fines sur les propriétés du couvert comme la hauteur des arbres. Il pourrait s'avérer un outil indispensable pour les gestionnaires. La hauteur des arbres, et particulièrement la hauteur dominante, est en effet une variable très riche en information. Si la précision de l'estimation est du même ordre que celle des mesures terrains, ce type de capteur présente l'avantage supplémentaire, par rapport aux méthodes d'estimations traditionnelles, de pouvoir spatialiser les mesures à l'échelle de forêts entières. En utilisant des relations allométriques liant la hauteur à d'autres variables, il est possible de déterminer le volume de bois sur pied. Par des survols successifs à quelques années d'intervalle, il serait également possible de déterminer avec précision les accroissements en hauteur (donc en biomasse). Ces informations sont intéressantes autant pour le gestionnaire forestier que pour le scientifique travaillant sur les écosystèmes forestiers. L'écologue pourrait en effet ici suivre avec précision l'évolution de la croissance des arbres en fonction de l'évolution des climats. De même, l'estimation de la biomasse foliaire et de sa répartition trouve son intérêt dans les modèles de fonctionnement qui utilisent en entrée des estimations de biomasse foliaire mais souvent avec des hypothèses simplistes quant à sa répartition spatiale. Pour ces mêmes modèles, le couplage de basses fréquences pour estimer la biomasse sèche et de hautes fréquences afin d'estimer la biomasse foliaire pourrait s'avérer particulièrement prometteuse. Une très récente étude (Kimball et al. 2000) utilisant des données aéroportées multi-fréquences (X, L et P) a ainsi permis de montrer l'intérêt de telles estimations spatialisées combinées afin d'interpréter les variations de production primaire nette au sein des couverts.

A l'heure actuelle, il semble impossible d'envisager des configurations de satellites proches des systèmes HUTSCAT et CARABAS. Pour ce dernier, il se pose en effet un problème spécifique lié à l'ionosphère qui n'est pas entièrement transparente aux fréquences VHF. Cependant, les capteurs aéroportés comme CARABAS et HUTSCAT apparaissent particulièrement utiles dans des pays possédant des inventaires forestiers

précis (comme la France) pour lesquels des estimations globales et peu fiables ne sont que peu d'intérêt. Dans un tel contexte, le croisement d'estimations précises de paramètres d'intérêts avec différentes sources d'informations regroupées au sein de SIG s'avérerait un outil très performant. Le papier C présente un tel exemple d'application consistant en l'estimation d'indices de fertilités locaux à partir de mesures de hauteurs fournies par HUTSCAT, d'un parcellaire forestier et d'une table de production préalablement déterminée.

Les satellites futurs

Nous allons désormais élargir la discussion aux capteurs spatiaux futurs et voir comment la télédétection radar peut répondre aux besoins en matière d'information forestière, aujourd'hui et dans un avenir proche. Le tableau 1 synthétise les configurations des prochains satellites qui seront lancés dans les années qui viennent. La brève discussion qui suit est détaillée par grands types d'informations comme ils avaient été énumérés durant l'introduction.

Satellites	Lancement prévu	Configuration radar	Résolution
ENVISAT-ASAR	2001	Bande C Polarisation HH,VV, HV	25 – 1000 m
RADARSAT-2	2002	Bande C Polarimétrique ?	< 10 m
ALOS-PALSAR	2003	Bande L Polarimétrique	10-100 m

Tableau 1 : Liste des capteurs spatiaux radar allant être lancés dans les prochaines années.

On a vu que les capteurs satellites étaient surtout efficaces pour la cartographie des massifs boisés et des types d'occupations du sol. L'utilisation de longueurs d'ondes centimétriques par les capteurs actuels impose une limite supérieure sur les capacités d'inversion de la biomasse. Ils sont adaptés à la cartographie de grandes classes d'occupations des sols et au suivi des régénérations.

L'inventaire des types forestiers (discrimination d'espèces) sera améliorée par la disponibilité de multiples canaux grâce aux futurs capteurs. La multiplication de canaux d'informations (polarimétrique et en fréquences) permettra sans doute d'appliquer des méthodes supervisées par analogie à ce qui se fait en optique.

L'estimation des ressources en bois (en terme de volume pour la production ou de matière sèche pour l'évaluation des stocks de carbone) requiert l'utilisation de basses fréquences qui ne seront pas disponibles à partir de données de satellites pour la décennie à venir. Une approche complémentaire combinant l'utilisation de capteurs aéroportés, de données terrains et de données satellites s'imposera donc.

Le suivi de l'impact de catastrophes naturelles pose de nombreux problèmes. Les conclusions tirées au terme de l'analyse menée à la suite des tempêtes de fin 1999 (Annexe C) sont à ce titre intéressantes. Elle montre à la fois le besoin d'une haute résolution spatiale et temporelle (possibilité d'acquérir des images sur un même site dans des délais très courts). Le taux de revisite d'un site est en effet assez faible avec les capteurs actuels et n'évoluera pas avec les futures satellites, il est au mieux de 35 jours. Ce problème de la résolution spatiale renvoie à l'utilisation de capteurs aéroportés tels ceux présentés dans l'étude. Le tableau 2 reprend ces conclusions, en « miroir » des tableaux présentés dans l'introduction de la thèse qui résumaient les besoins en matière d'information sur la forêt.

Description	Instruments à utiliser	Résolution Spatiale
<ul style="list-style-type: none"> • Zone boisées/non boisées • Usage du sol (forêt, agriculture, urbain) • Suivi des déboisements et reboisements 	Capteurs satellites conventionnels	1:50000 et au-dessus
<ul style="list-style-type: none"> • Suivi de la ressource en bois 	CARABAS	1:10000 à 1:25000
<ul style="list-style-type: none"> • Evaluation et suivi des stocks de carbone 	Capteurs aéroportés du type CARABAS, HUTSCAT	1 :5000 à 1 :25000
<ul style="list-style-type: none"> • Inventaires et suivi des types forestiers 	Données multifréquences des futurs capteurs ?	1 :50000 et au-dessus
<ul style="list-style-type: none"> • Suivi des régénérations 	Capteurs satellites actuels	1 :50000 et au-dessus
<ul style="list-style-type: none"> • Impact de facteurs biotiques ou abiotiques (incendies, tempêtes, attaques d'insectes,...) → cartographie des dégâts 	Interférométrie CARABAS	1 :50000 et au-dessus 1 :10000 à 1 :25000
<ul style="list-style-type: none"> • Inventaire de la ressource en bois, accroissements 	CARABAS, HUTSCAT	1 :5000 à 1 :25000

Tableau 2 : Synthèse des produits d'informations requis par les différents acteurs forestiers et des techniques de télédétection radar qui pourraient être utilisées de manière opérationnelle pour les fournir.

Annexes

Annexe 1 : Etude du potentiel de l'interférométrie radar pour la foresterie.

« ERS INSAR data for remote sensing over hilly forested areas »

T. Castel, J.M. Martinez, A. Beaudoin, U. Wegmuller, T. Strozzi, *Remote Sensing Environment*, Juillet 2000, p 73-86.

ERS INSAR Data for Remote Sensing Hilly Forested Areas

Thierry Castel,* Jean-Michel Martinez,* André Beaudoin,*
Urs Wegmüller† and Tazio Strozzi†

ERS INSAR data have proved to be of interest for forest applications. The interferometric coherence was found to be related to various land uses and forest types, while in some special cases (e.g., flat terrain) the interferometric phase has been linked to the forest height. This paper reports an investigation on the information content of the interferometric coherence over a hilly terrain supporting various land use types and large pine plantations. The approach includes the use of a Geographic Information System and multitemporal data to analyze the coherence behavior as a function of forest-type forest parameters and environmental factors such as meteorological and topographic effects. Coherence appears to be efficient to discriminate between forest types. However, topography and environmental conditions strongly affect the coherence and its estimation, pointing out the need for rejection of strong slopes areas ($>15^\circ$) and the sensitivity to local meteorological/seasonal effects. Based on these observations, forest classification results are presented. Forest/nonforest discrimination is very efficient (accuracy $>90\%$) using one-day interval acquisition. More detailed classification with discrimination between forest themes gives also good results. Then, we investigate the indirect link between coherence and forest parameters. The co-

herence is sensitive to the forest growth stage, making forest parameter retrieval possible using a simple straight-line model. Finally, the importance of wind upon temporal decorrelation is addressed, and a semiempirical correction is proposed. ©Elsevier Science Inc., 2000

INTRODUCTION

Space-borne Synthetic Aperture Radar (SAR) data have shown a great potential for forest applications, including mapping and biomass retrieval over flat and hilly terrain (Beaudoin et al., 1994; Beaudoin et al., 1995; Dobson et al., 1995; Ranson et al., 1995). However, studies using ERS SAR data showed that its configuration is somewhat limited for forest applications (Dobson et al., 1992; Kasischke et al., 1994; Wang et al., 1994). In addition to low-level cover discrimination such as forest/nonforest mapping, possible applications are related mainly to the monitoring of natural or man-made forest perturbations such as clear-cutting (tropical deforestation), regrowth (low biomass levels), and environmental changes (e.g., thaw/freeze events).

Fortunately, applications can be broadened significantly when interferometric phase and correlation derived from repeat-pass ERS SAR interferometry (INSAR) data are considered, in addition to the usual backscatter information. The interferometric correlation (hereafter called "degree of coherence"), which is an indicator of the temporal stability of the target in terms of geometric properties, proved to be good at discrimination in cultivated areas (Wegmüller and Werner, 1995b) and forested landscapes (Herland, 1995; Wegmüller and Werner, 1995a), in particular when multipairs correlation are used (Wegmüller and Werner, 1997). It has been shown that the interferometric phase, usually used to derive the terrain altitude, can also be linked to the height of the forest canopy (Hagberg et al., 1995; Ulander et

*LCT Cemagref-ENGREF, 500 Rue J.F. Breton, 34093 Montpellier Cedex 05, France

†Gamma Remote Sensing, Thunstrasse 130, CH-3074 Muri b. Bern, Switzerland

J.-M. Martinez is now with Centre d'Etudes Spatiales de la Biosphère (CESBIO), Bpi 2801 18 avenue E. Belin 31055 Toulouse Cedex 4, France.

A. Beaudoin is now with Aerospace and Navigation Radar Section/Defence Research Establishment, 3701 Carling Avenue Bldg T86, Ottawa, Ontario K1A 0K2, Canada.

Address correspondence to Thierry Castel, CIRAD-Amis, Programme Modélisation des Plantes, Université de Bourgogne, CRC UMR 5080 CNRS, 6 Bd. Gabriel Bat. Sciences Gabriel, 21004 Dijon Cedex, France. E-mail: Thierry.Castel@u-bourgogne.fr

Received 16 September 1999; revised 3 January 2000.

al., 1995; Askne et al., 1997; Flourey et al., 1997). Furthermore, some studies have shown the potential of degree of coherence for forest parameter retrieval (Flourey et al., 1996; Askne et al., 1997). Gens and van Genderen (1996) recently have listed a wide range of such applications, with encouraging results. However, these are recent results and the potential of such new data type is far from being fully explored. The interferometric, topographic, and environmental conditions for which INSAR data can provide useful thematic applications have to be assessed further.

In this work, we address the potential use of ERS INSAR coherence data over hilly terrain, toward the generalization of (1) land use mapping and especially detection of forested areas and (2) retrieving forest types and relevant forest parameters (e.g., stem biomass). This study differs somewhat from those previously reported about INSAR observations of forested areas. The approach consists in using multitemporal data and a Geographic Information System (GIS) to analyze the influence of various factors upon interferometric coherence, such as time interval between acquisitions, biophysical parameters, meteorological/seasonal effects, and topography.

The first part of this work presents the test site and the associated data collection and processing. The second section investigates the general behavior of the degree of coherence for various land uses and forest types over hilly terrain as well as the temporal instability of the signatures. In this section, we examine coherence capability for forest mapping using tandem data. The last part focuses on the retrieval of forest parameters and studying the indirect link between the coherence and the growth stage. In particular we focus on the influence of wind upon temporal decorrelation.

TEST SITE AND DATA SET

The Test Site

The test site is situated in the Département de la Lozère in Southern France. This site presents a great interest because of the variety in forest types and topographic conditions. It is centered approximately at 44°30.0' N and 3°30' E. The west part of the area is characterized by large and gently rolling limestone plateaus culminating around 1,200 m, which are intersected by gorges with 300 m to 500 m depth and steep slopes up to 50° (see DEM in Fig. 1). In the east part are the Cévennes mountains, with a mean altitude of about 800 m. The overall area is dominated by the Mont-Lozère (1660 m) with gentle slopes aligned along an east-west axis. Main land uses are natural short grasslands. Cultivated and urban areas are concentrated in the valleys, whereas on the plateaus Austrian and Scots pine plantations are found. Coniferous species such as spruce, Scots pine, fir, and Douglas fir, and also deciduous species such as beech and chestnut trees mainly cover the rest of the scene.

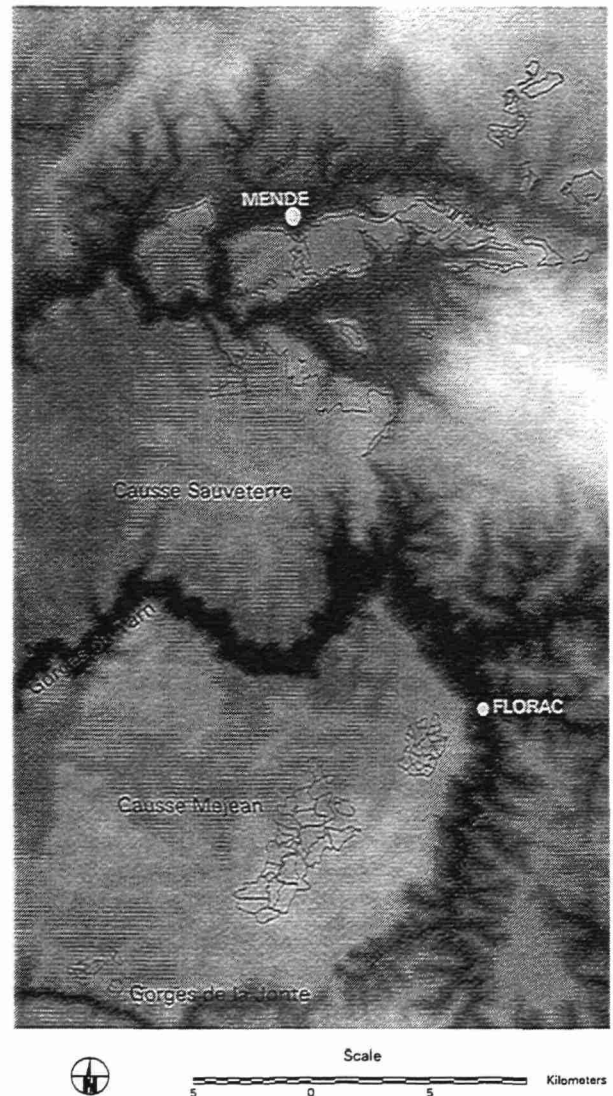


Figure 1. DEM and forest limits (Austrian black pine plantations, gray lines) over the test site.

We focus on Austrian black pine plantations (*Pinus nigra nigricans*), which are found in state-owned forest plantations made of even-aged and relatively homogeneous stands. The two main forest test sites (Fig. 1) cover 5,400 ha and 1,200 ha, respectively, with more than 500 stands (average area 5 ha to 15 ha), offering a large range of growth stages (0 to 140 years old) as well as topographic situations.

Different ground data concerning land uses and these stands have been collected and entered in a GIS that includes:

- a digital forest inventory (French forest inventory service [IFN]) covering the whole test site (50 km by 50 km) with a 50-m grid size, in which more than 30 forested themes are described, defining the stands in terms of species

- and structure (sparse, reforestation, copse, young, mature, etc.);
- a Digital Elevation Model (DEM) with a 50-m grid size (French Geographic Institute [IGN]) with a 2.5-m vertical accuracy;
 - stand limits and age classes of the Austrian pine plantations (>500 stands); and
 - detailed measurements of forest parameters in 103 Austrian pine stands including mean height, basal area, and stem density. From these, the stem volume is derived in a simple way by combining these parameters with a trunk taper factor. Then, the stem biomass can be estimated by applying a dry wood density coefficient found to be equal to 360 kg/m³ from measurements (Castel, 1998).

INSAR Acquisition and Processing

Principal INSAR products are contained in the normalized complex cross-correlation, which is defined as Eq. (1):

$$\rho \cdot e^{i\phi} = \frac{\langle s_c s_m^* \rangle}{\sqrt{\langle s_c s_c^* \rangle \langle s_m s_m^* \rangle}} \quad (1)$$

where ϕ is the interferometric phase (i.e., phase difference between the complex pixel values $s_{c,m}$ of slave and master images) and ρ is the degree of coherence. The brackets denote the ensemble average found by coherently averaging the complex values of N single look pixels, which means that the coherence is the measure of the spatial variability of the interferometric phase. The degree of coherence provides a measure of the stability of the phase difference between the two images and takes limited value in the range [0–1].

The decorrelation sources can be separated into three main origins (Zebker and Villasenor, 1992; Askne et al., 1997) as seen in Eq. (2):

$$\rho_{\text{total}} = \rho_{\text{thermal}} \cdot \rho_{\text{spatial}} \cdot \rho_{\text{temporal}} \quad (2)$$

The thermal noise decorrelation ρ_{thermal} can be neglected in the case of ERS data (Hagberg et al., 1995; Askne et al., 1997). The spatial decorrelation ρ_{spatial} due to the baseline was compensated with common-band filtering. For flat terrain it can be neglected because the interferograms we will study present baselines smaller than 150 m. However, with volume scattering, in particular with large trees, the effective footprint size in range is increased. Since the length of the range footprint projected normal to the range direction (in the imaging plane) is larger, then the resulting “celestial footprint” is smaller, and the coherence should decrease. However, this latter phenomenon won’t be addressed in this paper considering that further theoretical modeling would be necessary to include this effect in our work. Finally, the decorrelation is due to ρ_{temporal} , which is mainly an indicator of the

temporal instability of the target geometric and dielectric properties (Wegmüller and Werner, 1995b).

We analyzed eight ERS interferograms (Table 1), including four tandem pairs, which are two images of the same area acquired within a one-day interval by the ERS-1 and -2 satellites. The various acquisition parameters that must be accounted for in the analysis are presented in Table 1. We chose only pairs with relatively small baselines to prevent from excessive spatial decorrelation. Ignoring the tandem pair, it can be seen that the time acquisition interval is large, providing contrasted seasons and thus, variability in ground, forest, and weather conditions. In particular, near-freezing conditions with a shallow snow layer on the ground were present for one winter scene included in pairs cp2-3 and cp3-5. Low wind conditions (i.e., from 10 km/h to 30 km/h) prevailed for all pairs.

Tandem analysis was performed using Gamma’s SAR and interferometric processing software (Strozzi et al., 1998) for the European program European Forest Observation by Radar (EUFORA), whereas the others interferograms were previously performed using the DIAPASON estimator (Massonnet, 1994) developed by the Centre Nationale d’Etudes Spatiales (CNES), under CNES contract.

The Gamma SAR processing included radiometric calibration for the antenna gain and slant range distance. For the interferometric processing the images were coregistered at subpixel accuracy and common band filtering of the azimuth and range spectra was applied to optimize the interferometric correlation and to minimize the effects of the baseline geometry on the degree of coherence. The true pixel size of the SAR data was computed from the DEM and the backscattering intensities were normalized. For the estimation of the terrain-corrected degree of coherence, a simulated unwrapped phase image in SAR coordinates was calculated from the DEM. The simulated phase image, which corresponds to the topographic phase, was then subtracted from the interferometric phase. From the differential interferogram and the two intensity images, the multilook interferometric signatures were computed. For a wide applicability, the degree of coherence, the average backscatter intensity, and the backscattering intensity change between the two images of the Tandem pair were estimated on a per pixel level. To get reliable values at the pixel level and to find a compromise between maintaining a high spatial resolution and obtaining an accurate estimation, adaptive estimators and filtering were used (Wegmüller et al., 1998). In a final step, the DEM was used to transform the images from SAR coordinates to orthonormal map coordinates, permitting the validation of the forest map against the available land use inventory.

The DIAPASON differs from the GAMMA Software in the way the coherence is estimated (Massonnet and Rabaute, 1993), which usually leads to slightly higher val-

Table 1. Summary of All the Interferometric Acquisitions Used for Interpretation in This Paper

ERS Pairs	Baseline (m)	Processing Chain	Acquisition Time			Wind Speed		Air Temperature	
			Date	Day Interval	Season	Date 1 (km/h)	Date 2 (km/h)	Date 1 (°C)	Date 2 (°C)
cp2-3	126	DIAPASON	25/08/92	210	Summer	13	30	26.4	2.9
			28/01/93		Winter				
cp2-5	124	DIAPASON	25/08/92	296	Summer	13	18	26.4	18.3
			17/06/93		Summer				
cp3-5	65	DIAPASON	28/01/93	140	Winter	30	18	2.9	18.3
			17/06/93		Summer				
cp4-7	133	DIAPASON	08/04/93	156	Spring	14	18	13.1	11.3
			04/11/93		Fall				
cp07 tandem	44	GAMMA	15/07/95	1	Summer	18	14	22	24
			16/07/95						
cp08 tandem	98	DIAPASON and GAMMA	19/08/95	1	Summer	14	11	28	25
			20/08/95						
cp02 tandem	71	GAMMA	17/02/96	1	Winter	7	11	1.2	0.1
			18/02/96						
cp03 tandem	20	GAMMA	12/03/96	1	Spring	11	7	0	1.7
			13/03/96						

ues than with GAMMA software. As a consequence the direct comparison of the results of the two estimators is not possible.

RESULTS AND DISCUSSION

Mapping Forest

Degree of Coherence Potential for Forest-Type Discrimination

In this section, we use the digital forest inventory and the DEM to study the sensitivity of the coherence to different factors such as tree species, meteorology, and topography. To intersect this information, we cross the images and the other information layers through the GIS. Then, the coherence/backscatter statistics are obtained on polygons for each combination of forest type and topographic condition (area >1.5 ha), allowing examination of the coherence/backscatter behavior versus forest type, topography, or biomass for homogeneous units.

General Coherence Behavior. Figure 2 presents a color composite of three tandem images processed with GAMMA software: July (red), August (green), and March (blue). The dark color (dark red and purple) indicates strong coherence change between the different tandems, which will be studied further in this section. Globally, brighter areas with yellow tones correspond to grasslands, mainly on the west part of the image, which exhibit the highest correlation. Forested areas appear in green with darker tones, as does the mountainous area at the right bottom of the image. Figure 3 presents mean correlation values, calculated with DIAPASON, for four land use types, plotted against time interval. The best coherence and discrimination between themes is obtained for the tandem data, and the coherence decreases with time interval for all themes. However, after a given time

interval, the coherence no longer varies. For the lower time intervals it is possible to discriminate deciduous from coniferous vegetation, indicating that tandem data or low time interval interferograms offer possibilities for general land use discrimination, which was not possible using ERS backscatter intensity alone.

Figure 4 shows the coherence measurements for four different themes (deciduous, coniferous, sparse forest, and grasslands) for the two tandem summer acquisitions processed with GAMMA. It appears (Table 2) that deciduous vegetation is less coherent (<0.3), coniferous vegetation shows intermediate values (0.3–0.5), and grasslands and sparse themes are the most coherent (>0.5). The coherence values for a given theme show an important dispersion leading to overlapping between themes. A temporal variability of the grassland signatures between the two summer acquisitions is observed, although the meteorological conditions were very close. It is probably related to different ground conditions corresponding to grass at different growing stages. The rough theme definition in the inventory, which does not indicate the various growth stages for each species, explains the large range of values for a given theme. Moreover, a part of the variability should be attributed to errors in the inventory dating from 5 years before the tandem acquisitions.

These observations can be interpreted as follows: as introduced in the first section, the loss of coherence must be mainly attributed to geometric and dielectric change of the targets between each interferometric acquisition, ρ_{temporal} in Eq. (2). As mentioned in previous studies (Floury et al., 1996), the decrease of the coherence with volume scattering can be explained by: (1) a diminishing ground contribution, which is generally geometrically and dielectrically stable and thus highly coher-



Figure 2. False colors composite of the coherence extracted from July (cp07: red), August (cp08: green), and March (cp03: blue) acquisitions. Grasslands and bushlands appear as white or light tones, with the darker tones being forest.

ent; (2) an increasing volume contribution, which is less coherent due to target motions (mainly leaves or needles at C-band) under the wind between the acquisitions. This explains the coherence decrease since the foliar biomass increases from grasslands/young forests to mature forests. However, this general behavior previously observed in other papers must be studied as a function of environmental factors. In particular, geometric and dielectric change must be addressed for a wide field of applications.

Meteorology. Figure 5 shows the coherence measurements using the same themes in Fig. 4 but for a summer (July) and a winter (February) acquisition. It appears clearly that the behavior of certain themes is strongly affected by both seasonal and local weather conditions, leading to strong variation of the coherence signatures. It is well traduced here by the statistics presented in the Table 2 for the average coherence values of the different vegetation categories as a function of dates.

Except for deciduous vegetation, the results show an increase of the average coherence values from February to August. In the deciduous case, the higher winter coherence values should be attributed to trees being leafless, leading to an increased soil contribution, highly coherent. In February the area was entirely snow covered. The strong dispersion of the winter coherence values of grasslands is probably due to these snow conditions that affect the coherence depending on its nature. Indeed, wet snow usually leads to low coherence values due to scattering geometry changes (i.e., freezing/thawing cycles) while shallow dry snow shows coherence generally similar to the snow free case. The low coniferous coherence in the February acquisitions is probably due to the same reason. These effects, if they are homogeneous over a whole region, can represent an advantage for discrimination between different themes.

Topography. The dispersion observed in the summer acquisitions, even for low-vegetation themes (Fig. 4),

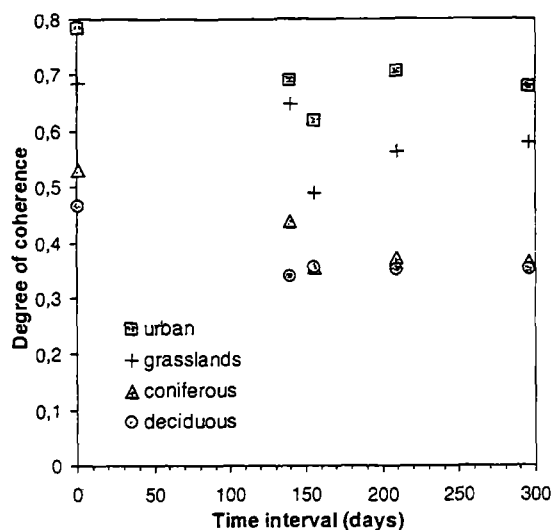


Figure 3. Mean correlation as a function of acquisition interval for four main land use types. All coherence data were processed with DIAPASON software.

cannot be attributed to meteorological effects (no rain, low wind conditions). Looking to the coherence color composite (Fig. 2) it appears that mountainous areas exhibit low coherence, which shows that the coherence is affected by the local topography. Figure 6 shows coherence versus the local aspect angle for increasing slope classes and for grassland areas all over the image for which coherence should be stable and high in summer conditions. An aspect angle of 90° corresponds to a normal terrain surface toward the satellite. For this aspect angle the strongest slope dependence of the coherence

Figure 4. Coherence behavior for summer tandem acquisitions for four main themes extracted from the forest inventory. Coherence was processed using GAMMA software.

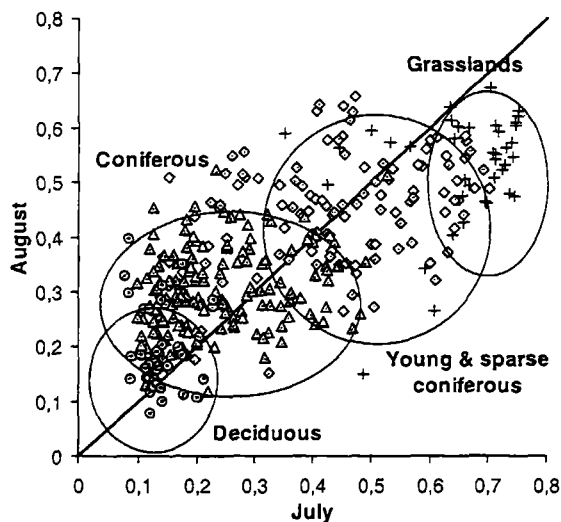


Table 2. Average Coherence Values as a Function of Dates for the Different Vegetation Categories

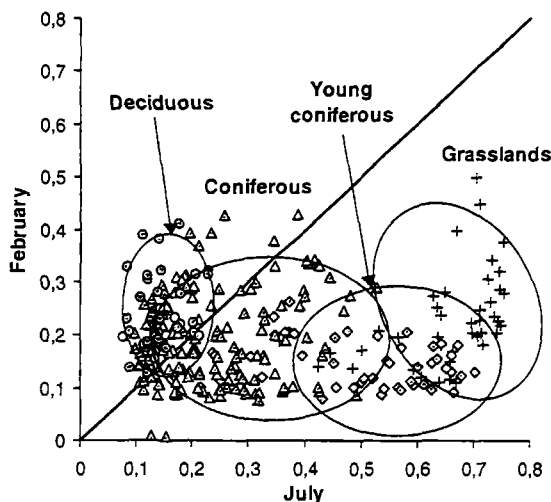
Vegetation Categories	Dates		
	February	July	August
Deciduous	0.23	0.15	0.19
Coniferous	0.19	0.24	0.30
Young and sparse coniferous	0.15	0.39	0.43
Grasslands	0.23	0.65	0.53

estimate is observed. The explanation of this dependence is the geometric decorrelation (i.e., the higher baseline decorrelation effect) caused by the nonoverlapping fraction of the range spectral band, as the band filters were calculated for the case of a horizontal surface, which is too wide for the slopes facing the SAR (Gatelli et al., 1994).

For slopes away from the SAR (i.e., aspect angles around 270°), the band filters are narrower than necessary, but no decorrelation is caused. However, reduced coherence on slopes facing away from the sensor as a function of the slope is also observed. The explanation for this is the different weighting of the backscattering between soil and vegetation. The incidence angle dependence of the soil is much stronger than that of the vegetation. Therefore, the relative contribution of the stable soil to the total backscattering decreases with increasing incidence angle.

Regarding a possible correction of the coherence vs. slope angle, one should say that the geometric decorrelation for the mountain face that is tilted toward the satellite could be compensated by using the information of the DEM during the computation of the interferogram

Figure 5. Coherence behavior for one summer and one winter tandem acquisitions for the four themes in Fig. 4. Coherence was processed using GAMMA software.



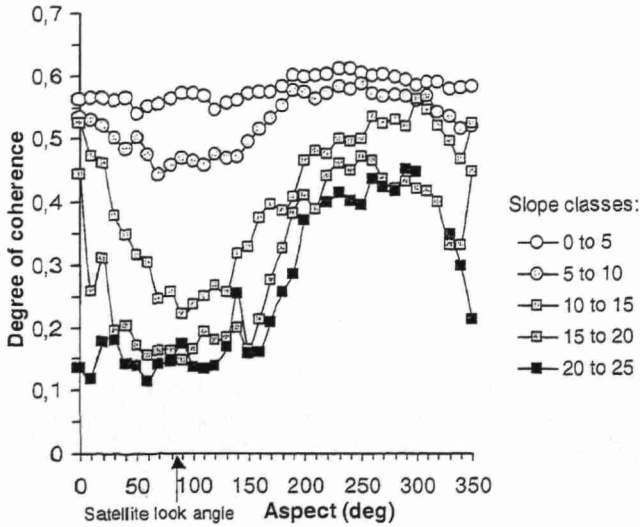


Figure 6. Averaged degree of coherence for grasslands versus aspect for different slope classes. Coherence was processed with gamma software.

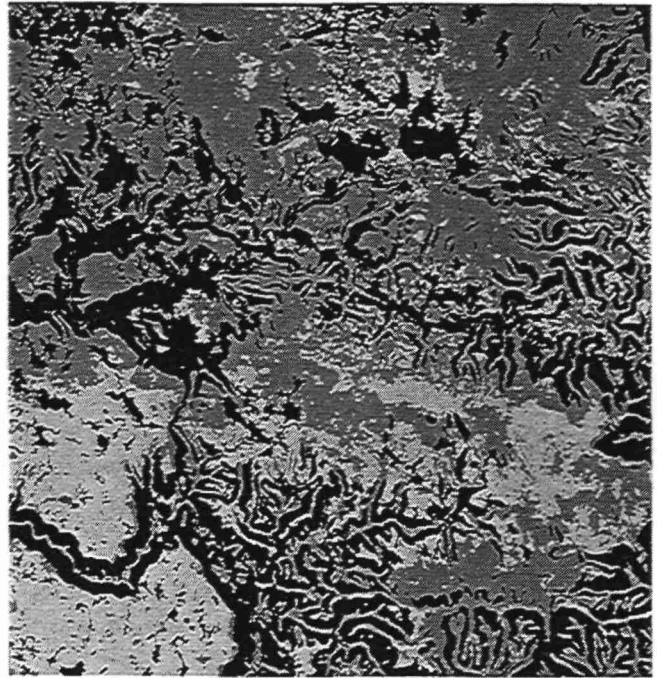
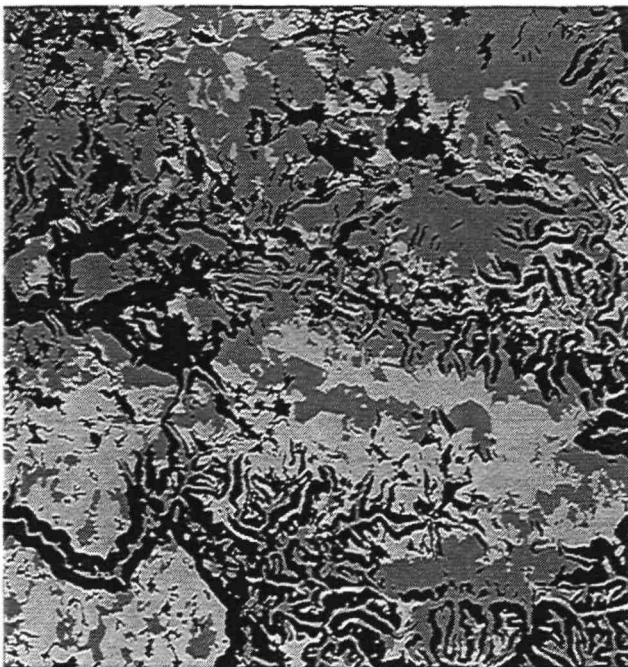


Figure 8. Forest/nonforest image resulting from classification by maximum likelihood of one tandem pair: black areas are nonclassified areas, dark gray stands are forested areas, and light gray stands are nonforested areas.

(i.e., when common band filtering is applied) but this is time-consuming and is not implemented in the GAMMA and DIAPASON softwares. On the other hand, the decrease of the coherence for the mountain face that is tilted away from the sensor is a physical consequence of the imaging geometry (incidence angle dependence of the backscattering coefficient) and in our opinion is not to be corrected. That way, without correction, only gen-

Figure 7. Digital forest inventory: black areas are nonclassified areas, dark gray stands are forested areas, and light gray stands are nonforested areas.



tly rolling terrain and areas without layover should be readily used for interpretation. In the following we will arbitrarily reject areas with slopes superior to 15° to reduce confusion.

Classification Results Using the Tandems

Results point out the sensitivity of coherence data to biophysical parameters, but also show the necessity of taking into account topographic and meteorological factors for an interpretation of land use interferometric signatures. Using these observations, we study forest mapping using classification methods applied on the tandem images.

Method. We use in the following the supervised maximum likelihood algorithm, which is based on the assumption that data are normally distributed. Although this is not the case for SAR data, we verified that processed data are closed to a Gaussian distribution thanks to the high multilook we achieved. Class statistics are obtained on training polygons (1% of the total area to be classified) derived from the digital inventory covering 50 km by 50 km, and the validation through confusion matrices is made on a second set of independent polygons (>50% of the area to be classified). Three data sets are used. The first approach uses one tandem pair, the second approach two tandem pairs, and the third approach four tandem pairs plus backscatter ratios between dates.

Forest/Nonforest. With one tandem pair, the only reliable classification is forest/nonforest. The forest/nonfor-

Table 3. Confusion Matrix for the Forest/Nonforest Classification with One Tandem Pair

Reference	Classified	
	Forest (%)	Nonforest (%)
Forest	96	9
Nonforest	4	91

Overall accuracy is 94%.

est separation is possible if forested areas always present the lowest values in coherence (Fig. 3), due to temporal decorrelation. Figure 7 represents the forest inventory and Fig. 8 displays the classified image, while confusion matrix is shown in Table 3. Masked areas in Fig. 8 (black) include nonvegetation themes (urban, water, and slopes larger than 15°, including layover areas). All the nonforested themes (shrubs, grasslands) in the forest inventory are defined as nonforest. The overall accuracy is 94%, which is satisfactory for application purposes. It is noticeable that adding the backscatter intensities to the coherence improves the results by only 5%. The best results are obtained using the summer tandems in which no meteorological effects (snow, freezing) are observed. Using the winter tandems the results are lower (of about 80% global accuracy) mainly because the meteorological effects described earlier are not homogeneous on the whole image. That way, forest/nonforest classification shows very satisfactory results using appropriate data, showing that interferometry is an interesting tool for change detection caused by fires or forest management.

Multispecies/Biomass Categories Discrimination.

With two tandem pairs, a four-class classification is feasible, splitting the forest category into two parts: roughly a high foliar biomass (mature coniferous and deciduous stands) and a low foliar biomass class (sparse and young coniferous). An urban area class can be discriminated, providing that built-up areas have characteristic signatures: both high coherence and high backscatter level. The confusion matrix (Table 4) shows lower accuracy results with an overall accuracy of 75%, which is lower compared to the one tandem classification case. This lower result can be attributed to the defined typology in the forest inventory, which is not suitable with the one achievable by radar data, based on a phenomenological basis. Some classes defined in the inventory as sparse co-

niferous or reforested areas are not sufficiently accurate to determine in which biomass range they should appear.

As certain themes exhibit typical seasonal behavior regarding the coherence and the intensity, a more detailed classification can be made based on the above observations: deciduous/spruce/other coniferous/young coniferous/young Austrian pine/shrublands/grasslands/urban areas/water. This last classification was made using the four ERS tandem pairs, plus four backscatter changes related to the August scene (a total of 16 independent channels). The overall accuracy is 72%, with the coniferous themes such as spruce being the best classified with an accuracy of 76.7% (Table 5). The lowest accuracy is for the deciduous theme (63%), which is mainly due to overlapping with the coniferous theme, caused by variable stand age or density. Some themes present a strong seasonal backscatter variability (e.g., the low vegetation themes) as mentioned earlier. Otherwise spruce and coniferous themes present very stable signatures. Consequently the use of backscatter ratio is very useful, in particular the ratio between summer and winter acquisitions improves the results by 20%.

The global accuracy achieved in the two latter classifications indicates that coherence images should be useful to realize preinventories to determine rough biomass/vegetation-type classes. However, the coherence sensitivity to environmental factors such as meteorology and topography shows that they must be taken into account for a global classification strategy. Particularly, attention must be paid to meteorological effects on coherence and backscatter according to the themes the researcher is trying to discriminate. It appears that contrasted conditions are useful for multispecies/biomass class discrimination, even without knowledge of the meteorological conditions. Finally, the strongest limitation is the topography, which highly affects the general behavior of coherence. Without any correction, we propose to remove these areas by using slope criteria over which coherence should not be used for interpretation purpose.

Retrieval Forest Biomass

Degree of Coherence Sensitivity to Forest Biomass

After having studied the general behavior of the coherence and how it is affected by environmental factors, we

Table 4. Confusion Matrix for the Classification Using Two Tandem Pairs

Reference	Classified				
	High Biomass (%)	Low Biomass (%)	Nonforest (%)	Water (%)	Urban Areas (%)
High biomass	72	19.6	2.6	0.5	9
Low biomass	18.6	62	10.9	0.3	5.75
Nonforest	6.5	18.6	81	0.1	18.3
Water	0	0	0	99.1	0
Urban areas	2.7	0	5.6	0	67

Overall accuracy is 75%.

Table 5. Confusion Matrix with Four Tandem Pairs Plus Backscatter Ratio

Reference	Classified								
	Deciduous	Spruce	Dense Coniferous	Medium Coniferous	Young Austrian Pine	Sparse	Grasslands	Urban Areas	Water
Deciduous	63.35	4.97	9.76	0.99	0.00	1.75	0.40	0.20	0.00
Spruce	3.81	76.68	4.45	15.44	0.00	2.73	0.00	0.10	0.00
Dense coniferous	24.38	3.76	72.61	1.77	12.01	5.81	7.08	2.58	0.00
Medium coniferous	0.13	14.17	1.09	62.56	0.00	5.09	0.03	0.00	0.00
Young Austrian pine	0.02	0.00	1.40	0.06	57.31	0.37	2.46	1.01	0.00
Sparse	6.62	0.00	9.43	19.16	7.78	80.85	14.04	6.12	0.06
Grasslands	0.06	0.00	0.08	0.00	22.91	1.78	73.15	5.31	0.00
Urban areas	0.48	0.00	0.02	0.02	0.00	0.19	0.78	84.67	0.00
Water	0.01	0.42	0.00	0.00	0.00	0.01	0.02	0.00	99.94

Overall accuracy is 72%.

now focus on single specie, the Austrian black pine, to investigate in greater detail the link between coherence and biophysical parameters. In particular, coherence sensitivity to conventional forest parameters such as height and stem biomass is assessed.

General Coherence Behavior. Figure 9 presents the coherence estimated for various ERS pair acquisitions as a function of stem biomass. Full lines are those obtained from linear regression, while accuracy is given by the dashed lines, which indicate the 95% confidence interval corresponding approximately to ± 3 standard deviations given by Hagberg et al. (1995), as shown in Eq. (3):

$$\sigma_p = \frac{1 - \rho^2}{\sqrt{2N}} \quad (3)$$

where zero-mean Gaussian white noise process is assumed and N is the number of independent samples. N must be large to get an improved precision, especially for areas where the degree of coherence is low. This is why two types of confidence limits are obtained as a function of stem biomass. Indeed, with up to 108 tons/ha stem biomass, the statistics are calculated by using around 120 independent samples, while up to 300 independent samples are used for more than 108 tons/ha stem biomass.

As shown in Fig. 9, a coherence decrease with stem biomass is observed. Herland (1995) and Smith et al. (1998) observed such a tendency for boreal forest stands, indicating higher correlation values for young forests compared to mature forests. Higher regression slopes are observed for the cp08 and cp07 tandem pairs, while lower regression slopes values are with the spring-fall cp4-7 pair that have high baseline and interval day acquisition, and with the cp02 winter tandem image. On other hand, cp08 DIAPASON and GAMMA pairs have approximately the same behavior, except for absolute level, as indicated previously. Furthermore, no coherence saturation clearly appears with increasing stem biomass. Table 6 synthesizes the statistic parameters for all interferomet-

ric pairs and main forest parameters investigated. As expected, higher values of R^2 from 0.36 to 0.55 ($p > 0.001$) as well as regression slopes are obtained for summer tandem pairs cp08 and cp07 compared to both winter pairs affected by meteorological effects (see above). Note that the same results are also obtained between both cp08 pairs. Otherwise, other pairs give intermediate results, which depend on day interval between acquisitions and meteorological conditions. Except for both winter tandem pair cp02 and cp03 and for cp4-7 spring-fall pair, significant linear correlations (at $p = 0.001$ or better) are found between coherence and the forest parameters. The linear correlation could be interpreted in the manner presented earlier. At C-band, higher correlation for young pines compared to mature ones can be explained by higher ground contribution and/or higher trees stiffness. Then, correlation decrease with stem biomass is mainly due to ground contribution decreases, with the growing contribution of scatterers that are more sensitive to temporal variations. Finally these results indicate that the tandem data are the most sensitive to conventional forest parameters. To use coherence data in a forest biomass retrieval scheme, accurate interpretation is needed, especially to determine explanation of best negative linear correlation ($R^2 = 0.55$) associated with worst coherence accuracy (higher RMSE values up to 0.12). Indeed, same stem biomass (around 144 tons/ha for example) shows a coherence dynamic range up to 0.35.

Meteorology. To investigate further these general behaviors, temporal decorrelation due to volume scattering at C-band should be considered at two different time spans. First, on a monthly basis during the growing season, the crown geometry changes due to annual new shoots (about 30 cm), which is probably a source of significant decorrelation. Second, on a very short time basis (maybe down to few seconds), decorrelation occurs due to random motions of the scatterers (needles and twigs) under the wind influence. In this latter case, it should depend on the local wind speed over the canopy, in addi-

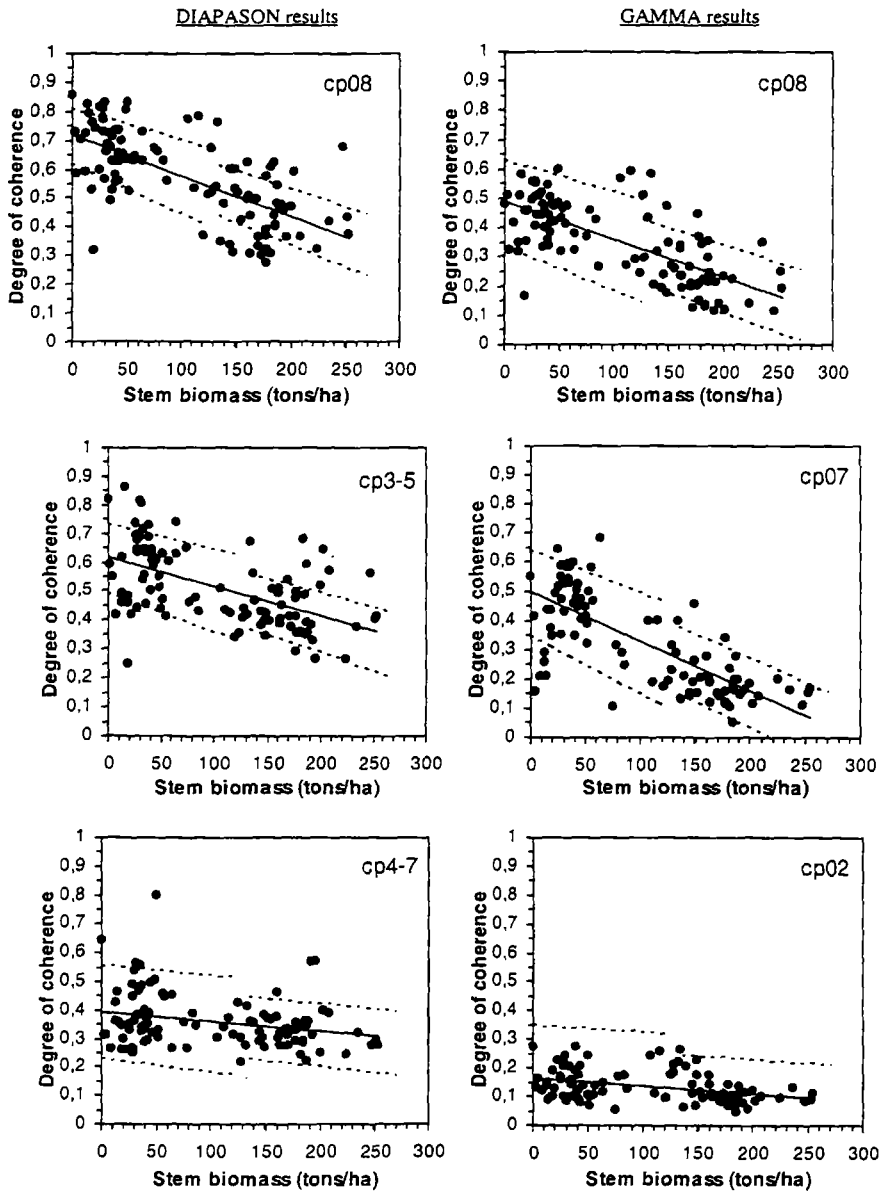


Figure 9. Correlation behavior of ERS coherence with stem biomass as an indicator of growth stage for the Lozère test site and for DIAPASON and GAMMA interferometric pairs. Dark line is the regression line, and dashed lines indicate the confidence interval (± 3 standard deviations).

tion to the topographic exposure to wind that will be described in the following.

For ERS configuration, small displacements are enough to decorrelate the signal (Zebker and Villasenor, 1992), even for weak winds. In our case, we consider that the topography attenuates the speed of the wind, giving a local wind vector W_{loc} , depending on a wind exposure angle called θ_w angle between the wind vector W and the normal vector to the terrain n defined as Eq. (4) (Beaudoin et al., 1996):

$$\theta_w = \cos^{-1}[\sin a \cdot \cos(\beta - \beta_w)] \quad (4)$$

where a and β are the terrain slope and aspect angles, and β_w is the wind direction. A value of 0° concerns a vertical slope opposite to the wind direction, while values of 90° and 180° are for a flat terrain ($a=0^\circ$) and for a vertical slope facing the wind direction, respectively.

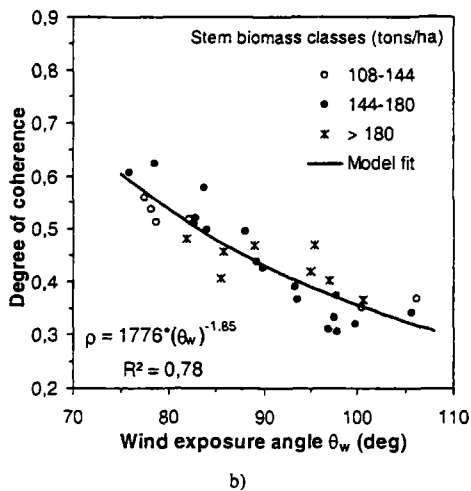
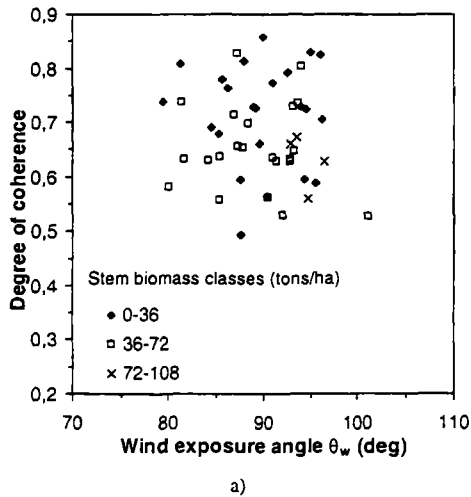
As was shown earlier, the topography strongly affects the coherence in the highest slope areas. Consequently we will work with stands over weak slopes (i.e., lower than 15°). Figure 10 considers two data subsets corresponding to young and mature pines, in which coherence values of the cp08 DIAPASON tandem pair are plotted against the wind exposure angle (θ_w). A weak wind (~ 10 km/h) was measured at this date. Results show that for young pines (0–108 tons/ha, Fig. 10a) no relationship with θ_w is observed, probably due to the correlation mainly driven by the ground contribution, in addition to the higher stability of young trees under the local wind influence. Therefore, dispersion in Fig. 10a could be explained in the variability of the transmissivity and the cover fraction, in addition to soil moisture and roughness, which all modulate the ground contribution. On the other hand, for mature trees (108–216 tons/ha, Fig. 10b), the

Table 6. Synthesis of Statistics Calculated from ERS Coherence Images of the Lozère Test Site

ERS Pairs	Height (m)				Stem Biomass (tons/ha)			
	RMSE of ρ	R^2	$a (\times 10^{-3})$	b	RMSE of ρ	R^2	$a (\times 10^{-3})$	b
DIAPASON								
cp08	0.12	0.37	-12.9	0.76	0.11	0.46	-1.41	0.72
cp4-7	0.09	0.07	-3.55	0.41	0.09	0.07	-0.35	0.40
cp3-5	0.11	0.35	-11.2	0.67	0.11	0.31	-1.03	0.32
cp2-3	0.09	0.20	-6.56	0.48	0.10	0.16	-0.59	0.45
cp2-5	0.09	0.19	-5.92	0.46	0.09	0.18	-0.57	0.43
GAMMA								
cp07	0.11	0.52	-16.8	0.56	0.11	0.55	-1.70	0.50
cp08	0.11	0.36	-11.2	0.51	0.10	0.49	-1.29	0.49
cp02	0.05	0.03	-1.36	0.16	0.05	0.13	-0.26	0.16
cp03	0.03	0.02	0.62	0.10	0.04	0.00	-0.007	0.11

R^2 is the correlation coefficient, a is the slope of the linear regression, b is the intercept of the regression line with the Y-axis, and RMSE is the root mean square error given by $RMSE = [\sum(y - \hat{y})^2 / N]^{1/2}$ and $y = a\hat{x} + b$.

Figure 10. Correlation behavior with wind exposure angle for (a) young pines and (b) mature pines.



coherence is highly correlated to θ_w , with a quasilinear decrease ($R^2=0.78$), which partially explains the high dispersion around the trend and indicates that a weak wind easily decorrelates the signal. To go further, a dynamic model that relates the vegetation element motions to local wind speed is needed. Unfortunately, such a model does not exist at this time, and the link between the displacement of vegetation elements and the wind and forest parameters has been merely investigated experimentally. Only trunk movements under wind have been studied for wind damage prevention in forests (Gardiner, 1995).

Results show the sensitivity of coherence data to forest parameters and also point out the necessity of taking into account topographic and meteorological conditions. We now use in the following the best tandem data (i.e., cp08 and cp07 pairs) to retrieve forest parameters.

Forest Biomass Retrieval Results Using Tandems

Method. The method is based on the simple straight-line model described by the statistic parameters (see Table 7). We have calculated the accuracy (RMSE) of the forest parameter retrieval using the different correlation images. In this case, we consider two data subsets defined randomly, corresponding respectively to the data used for fitting the line (training data) and for inversion (control data). Hence, accuracy derived using this cross-validation method give us an expected range for retrieval, such as forest parameters. Three data sets will be used. The first approach uses all stands, the second approach uses stands with weak slopes, and the third approach uses stands with weak slopes plus wind effect empirically normalized for high stem biomass stands.

For All Stands. Table 7 synthesizes the parameters of the linear models used for inversion as well as the results of forest parameters retrieval. Note that in this case 55 stands are used as training data, while 48 are control data. The results are approximately identical for all the pair and forest parameters. Hence RMSE are centered

Table 7. Retrieval Statistics Calculated from Tandem ERS Coherence Images of Stands Located on Lozère Test Site

ERS Pairs	Height (m)				Stem Biomass (tons/ha)			
	a	b	R ²	RMSE	a	b	R ²	RMSE
cp08 DIAPASON	-35.1	34	0.56	6.7	-385	323	0.61	62
cp07	-32.6	25.1	0.60	6.3	-332	216	0.63	51
cp08 GAMMA	-40.8	28.7	0.61	7.7	-443	264	0.56	59
Weak Slopes (<15°)								
cp08 DIAPASON	-37	35	0.59	6.2	-384	320	0.61	48
cp07	-32.9	25.1	0.62	6	-321	210	0.56	49
cp08 GAMMA	-44.5	30.1	0.57	6.9	-466	271	0.60	55

R² is the correlation coefficient, *a* is the slope of the linear regression, *b* is the intercept of the regression line with the Y-axis, and RMSE is the root mean square error given by $RMSE = [\sum(y - \hat{y})^2/N]^{1/2}$ and $y = a\hat{y} + b$.

for height and stem biomass, respectively, around 6.7 m and 57 tons/ha. Accuracy retrieval seems to be independent of the forest parameter range, probably due to the fact that no saturation was observed in the coherence data. Finally, looking at cp08 pair results, variations also appear, possibly explained by different processing techniques as noted above. Obviously, the accuracy level remains quite low for retrieve forest biomass over hilly terrain. As indicated previously, one possible cause of errors could be attributed to topography. To this aim, the same approach is used for the stands located on weak slopes.

For Stands with Weak Slope (<15°). A summary of these results also is given in Table 7. Note that in this case only 92 stands are used, leading to 50 stands for training and 42 stands for control. Nine of the 11 stands not used correspond to high stem biomass stands. First it appears that inversion results are systematically improved whichever tandem pair and forest parameters are used. That way best results for height and stem biomass are, respectively, 6 m and 48 tons/ha. These results are closely correlated with a steeper fitted line, corresponding to higher regression slopes, indicating a greater sensitivity for forest parameters. Otherwise results exhibit some accuracy differences, probably due to the processing technique. Nevertheless, results are insufficient toward an operational biomass retrieval scheme using coherence data. This could be due to the wind, which has been pointed out before as a source of error (Fig. 10b). In the next part, the cp08 coherence is corrected, taking into account the local wind exposure angle θ_w using the equation showed in Fig. 10b. The correction is applied on 31 high stem biomass stands.

For Stands with Weak Slope (<15°)/Wind Effect Normalized. Results (Table 8) indicate a slight increase of the accuracy level, around 0.2 m and 2 tons/ha, respectively, for height and stem biomass. Consequently, these results indicate that wind effect correction have a poor impact on the improvement of inversion accuracy. One explanation could be that the dynamic range of retrieval accuracy is mainly determined by that of the low stem biomass, which still exhibit higher dispersion.

The results shown here are better than those ob-

tained by using ERS intensity alone, which systematically shows the worst estimation results. The coherence results can be compared to that of multipolarimetric L-band SIR-C data, well known to give better estimations than ERS concerning biomass retrieval. Harrel et al. (1997) obtained estimation errors from 59 to 86 tons/ha on a pine forest with a similar range of stem biomass (<200 tons/ha). Finally, improvement in the biomass estimation with ERS as well as with other SAR configurations is expected by combining intensity and ERS coherence data.

The global accuracy achieved indicates that coherence measurements can be employed usefully for forest parameters retrieval over forests located in weak slope areas (<15°) at a large scale. However, the high dynamic range of coherence observed on low stem biomass in relation to topography and environmental conditions must be assessed further toward the development of an operational biomass retrieval scheme.

CONCLUSIONS

In this paper, ERS DEM-differential interferometric correlation was investigated over a hilly forested test site. The degree of coherence was found to be a good land use discriminator for major land use types and forest biomass estimators, especially using short time intervals. It was shown in particular that efficient forest/nonforest classifications (accuracy >90%) are feasible using only

Table 8. Retrieval Statistics Calculated from cp08 DIAPASON Tandem ERS Coherence Images for the Stands Located on Weak Slopes (<15°) and Wind Effect Normalized for High Stem Volume Stands

Forest Parameters	cp08 DIAPASON Interferometric Pair			
	a	b	R ²	RMSE
Height (m)	-39.8	36.5	0.64	5.8
Stem biomass (tons/ha)	-407	332	0.65	46

R² is the correlation coefficient, *a* is the slope of the linear regression, *b* is the intercept of the regression line with the Y-axis, and RMSE is the root mean square error given by $RMSE = [\sum(y - \hat{y})^2/N]^{1/2}$ and $y = a\hat{y} + b$.

one summer tandem pair. More detailed classification, with discrimination between forest themes, have been done and show that multitemporal data using coherence plus backscatter and backscatter ratio is very interesting. On forest covers, the correlation is linked to conventional forest parameters such as stem biomass ($R_2=0.55$), correlated with the growth stage, due to decreased ground contribution and increased crown volume scattering, which originates mainly from needles and twigs. Furthermore, the results do not indicate that coherence saturates for biomass up to 250 tons/ha, allowing the use of the simple straight-line relationship between coherence and forest parameters for a retrieval scheme. In the best case (i.e., low slope, wind effect corrected for high stem biomass stands, and low dielectric ground changes), global accuracy of the retrieval appears to be around 5.8 m and 46 tons/ha, respectively, for height and stem biomass.

However, the study points out some problems that need to be taken into account, related to topographic and environmental conditions. First, strong slopes areas ($>15^\circ$) were not involved in the classification and biomass retrieval scheme because of the unreliable coherence values encountered. Further improvement for taking this effect into account in the interferometric processing chain is needed. Second, it appears that even with one-day interval acquisition, attention must be paid to meteorological conditions. Particularly for ERS configuration, a rapid decorrelation is easily generated by weak winds (10 km/h). Hence, the correlation behavior with the wind speed was highlighted using the tandem scene, through the variation of the local wind speed due to the topographic exposure to wind. Following these observations, it seems that for biomass retrieval applications the user should select images for which he knows the meteorological conditions were stable (low wind, no snow coverage). On the contrary, and for multispecies classification purposes, selecting images with strong contrast improves classification results, using the backscatter change information along with the degree of coherence.

The work presented in this paper is included in an inductive approach based on statistical results. A difficult task is to use directly the results for generalization purpose to other sites; however, the results presented here contribute as a new step toward generalization purpose of radar interferometry. Indeed, the specificity of the test site helps us to point out which effects are the specific effects of interferometric, topographic, and environmental conditions on the use of INSAR data for forest monitoring. It also brings experimental results on the identification of the impact of such previous conditions on the coherence variability and consequently on the estimation of forest attributes.

Therefore, for generalization purposes, the challenge will be to determine how the degree of coherence can be linked robustly to characteristics of interest. Carrying

on such work is probably worthwhile, considering the potential of interferometric SAR data in addition to the usual backscatter information.

This work was performed within a joint LCT-SCOT project funded by the CNES (contract no. CNES/94/0239) and the European project EUFORA, whom we would like to warmly thank. Particularly, we thank Thierry Rabaute and Didier Massonnet for the access to the CNES interferometric processor. Thanks also go to ESA for providing the SAR data within the project-pilot PP2-F132, and P. Gigord from IGN who provided us with the DEM (BD CARTO IGN©) within collaboration on the correction of SAR backscatter data acquired over hilly terrain. T. Castel was supported by a grant from Ademe and Cemagref. Finally, the authors gratefully acknowledge the useful comments, corrections and suggestions made by the peer reviewer of this paper.

REFERENCES

- Askne, J. I. H., Dammert, P. G. B., Ulander, L. M. H., and Smith, G. (1997), C-band repeat-pass interferometric SAR observations of the forest. *I.E.E.E. Transact. Geosci. Remote Sens.* 35:25–35.
- Beaudoin, A., Castel, T., Deshayes, M., Stussi, N., Stach, N., and Le Toan, T. (1995), Biomass retrieval over hilly terrain from spaceborne SAR data. *First International Workshop on "Retrieval of Bio and Geophysical Parameters from SAR Data for Land Applications,"* Toulouse, France, 10–13 October, pp. 131–141.
- Beaudoin, A., Castel, T., and Rabaute, T. (1996), Forest monitoring over hilly terrain using ERS INSAR data. *Fringe '96 Workshop*, Zurich, Switzerland.
- Beaudoin, A., Le Toan, T., Goze, S., Nezry, E., Lopes, A., Mougin, E., Hsu, C. C., Han, H. C., Kong, J. A., and Shin, R. T. (1994), Retrieval of forest biomass from SAR data. *Int. J. Remote Sens.* 15:2777–2796.
- Castel, T. (1998), Estimation de paramètres de la ressource forestière par télédétection radar à synthèse d'ouverture. Apport du couplage d'un modèle architectural de plantes avec un modèle de diffusion électromagnétique. Ph.D. Thesis, ENGREF, Montpellier, France, 250 pp. + appendices.
- Dobson, M. C., Pierce, L., Sarabandi, K., Ulaby, F. T., and Sharik, T. (1992), Preliminary analysis of ERS-1 SAR for forest ecosystem studies. *I.E.E.E. Transact. Geosci. Remote Sens.* 30:203–211.
- Dobson, M. C., Ulaby, F. T., Pierce, L. E., Sharik, T. L., Bergen, K., Kellndorfer, M., Kendra, J. R., Li, E., Lin, Y. C., Nashashibi, A., Sarabandi, K., and Siqueira, P. (1995), Estimation of forest biophysical characteristics in northern Michigan with SIR-C/X-SAR. *I.E.E.E. Transact. Geosci. Remote Sens.* 33:877–895.
- Floury, N., Le Toan, T., and Souyris, J. C. (1996), Relating forest parameters to interferometric data. *Proceedings of IGARSS '96 Symposium*, Lincoln, NE, USA.
- Floury, N., Le Toan, T., Souyris, J. C., and Bruniquel, J. (1997), A study of SAR interferometry over forests: Theory and experiment. *Proceedings of IGARSS '97 Symposium*, Singapore, pp. 1868–1870.
- Gardiner, B. A. (1995), The interaction of wind and tree move-

- ment in forest canopies. In *Wind and Trees* (M. P. Coutts and C. J. Grace, Eds.); Cambridge University Press, Cambridge, pp. 41–59.
- Gatelli, F., Monti Guarnieri, A., Parizzi, F., Pasquali, P., Prati, C., and Rocca, F. (1994), The wavenumber shift in SAR interferometry. *I.E.E.E. Transact. Geosci. Remote Sens.* 32: 855–865.
- Gens, R., and van Genderen, J. L. (1996), Review article: SAR interferometry—Issues, techniques, applications. *Int. J. Remote Sens.* 17:1803–1835.
- Hagberg, J. O., Ulander, L. M. H., and Askne, J. (1995), Repeat-pass SAR interferometry over forested terrain. *I.E.E.E. Transact. Geosci. Remote Sens.* 33:331–340.
- Harrell, P. A., Kasischke, E. S., Bourgeau-Chavez, L. L., Haney, E. M. and Christensen Jr., N. L., (1997), Evaluation of approaches to estimating aboveground biomass in southern pine forests using SIR-C data. *Remote Sens. Environ.* 59: 223–233.
- Herland, E. A. (1995), SAR interferometry with ERS-1 in forested areas. *Proceedings of ICARSS '95 Symposium*, Florence Italy, pp. 202–204.
- Kasischke, E. S., Bourgeau-Chavez, L. L., Christensen, Jr., N. L., and Haney, E. (1994), Observations on the sensitivity of ERS-1 SAR image intensity to changes in aboveground biomass in young loblolly pine forests. *Int. J. Remote Sens.* 15:3–16.
- Massonnet, D. (1994), Validation of ERS-1 interferometry at CNES. *Second ERS-1 Symposium*, Hamburg, Germany, pp. 703–709.
- Massonnet, D., and Rabaute, T. (1993), Radar interferometry: Limits and potential. *I.E.E.E. Transact. Geosci. Remote Sens.* 31:455–464.
- Ranson, K. J., Saatchi, S., and Sun, G. (1995), Boreal forest ecosystem characterization with SIR-C/X-SAR. *I.E.E.E. Transact. Geosci. Remote Sens.* 33:867–876.
- Smith, G., Dammert, P. G. B., Santoro, M., Fransson, J. E. S., Wegmüller, U., and Askne, J. I. H. (1998), Biomass retrieval in Boreal forest using ERS and JERS SAR. *Second International Workshop on "Retrieval of Bio- and Geo-physical Parameters from SAR data for Land Applications,"* Noordwijk, The Netherlands, 21–23 October, in press.
- Strozzi, T., Dammert, P., Wegmüller, U., Martinez, J.-M., Beaudoin, A., Askne, J., and Hallikainen, M. (1998), European forest mapping with SAR interferometry. *Second International Workshop on "Retrieval of Bio- and Geo-physical Parameters from SAR data for Land Applications,"* Noordwijk, The Netherlands, 21–23 October, in press.
- Ulander, L., Dammert, P. B. G., and Hagberg, J. O. (1995), Measuring tree height with ERS-1 SAR interferometry. *Proceedings of ICARSS '95 Symposium*, Florence, Italy, pp. 2189–2191.
- Wang, Y., Kasischke, E. S., Melack, J. M., Davis, F. W., and Christensen Jr., N. L. (1994), The effects of changes in loblolly pine biomass and soil moisture on ERS-1 SAR backscatter. *Remote Sens. Environ.* 49:25–31.
- Wegmüller, U., and Werner, C. (1995a), SAR interferometric signatures of forest. *I.E.E.E. Transact. Geosci. Remote Sens.* 33:1153–1161.
- Wegmüller, U., and Werner, C. L. (1995b), Farmland monitoring with SAR interferometry. *Proceedings ICARSS '95 Symposium*, Florence, Italy, pp. 544–546.
- Wegmüller, U., and Werner, C. L. (1997), Retrieval of vegetation parameters with SAR interferometry. *I.E.E.E. Transact. Geosci. Remote Sens.* 35:18–24.
- Wegmüller, U., Werner, C. L., and Strozzi, T. (1998), SAR interferometric and differential interferometric processing chain. *Proceedings ICARSS'98 Symposium*, Seattle, WA, USA, pp. 1106–1108.
- Zebker, H. A., and Villasenor, J. (1992), Decorrelation in interferometric radar echoes. *I.E.E.E. Transact. Geosci. Remote Sens.* 30:950–959.

Annexe 2 : Cartographies des massifs forestiers par interférométrie radar : une étude sur plusieurs sites européens.

« Landuse Mapping with ERS SAR Interferometry »

T. Strozzi, P. Dammert, U. Wegmüller, J.M. Martinez, J. Askne, A. Beaudoin, and M.Hallikainen, *IEEE Transactions on Geoscience Remote Sensing*, Mars 2000, p 766-775.

Landuse Mapping with ERS SAR Interferometry

Tazio Strozzi, *Member, IEEE*, Patrik B. G. Dammert, Urs Wegmüller, *Member, IEEE*, Jean-Michel Martinez, Jan I. H. Askne, *Member, IEEE*, André Beaudoin, and Martti T. Hallikainen, *Fellow, IEEE*

Abstract—Two landuse maps and a forest map of three different areas in Europe were completed with ERS SAR interferometry. The test sites represent various geomorphological regions with different cover types. In this article, the mapping algorithms are presented, the results are summarized, and the potential and limitations of ERS SAR interferometry for landuse mapping are discussed. Overall, the results suggest that landuse classification accuracies on the order of 75% are possible with, in the best case, simultaneous forest and nonforest accuracies of around 80–85%. The presence of topography reduces the performance.

Index Terms—Backscattering coefficient, coherence, forest mapping, landuse mapping, SAR interferometry.

I. INTRODUCTION

MANY studies have proven the usefulness of SAR interferometry for landcover classification and forest mapping [1]–[7]. Despite the very promising results achieved, SAR data are still underused by reason of a lack of comprehensive synthesis of the algorithms to extract and exploit the information and an insufficient presentation and validation of the results. The aim of this work is to show the potential of ERS SAR interferometry for landuse mapping on a large European scale. The focus of the first part is on the estimation of the signatures (i.e. coherence and backscattering intensity) and of their physical meaning with respect to landuse classification. In the second part, emphasis is given to the classification of urban areas, water, forest, and open land. Three test sites representing different geomorphological regions and forest types are selected for the implementation of three different classification algorithms. The test areas are Bern (Switzerland, 46° 55' N, 7° 30' E), Lozère (France, 44° 25' N, 3° 46' E) and Tuusula (Finland 60° 28' N, 25° 6' E).

II. TEST AREAS

The Bern test area (see Fig. 8 for a landuse inventory) is rather heterogeneous. Three different regions with different

morphologies and thus forest types can be distinguished. Around the middle of the scene, in a strip going from Northeast to Southwest, there is the relatively flat Swiss Central Plain. In this region, there are a large number of urban areas and many agricultural fields. Most forest stands are small and heterogeneous but with clear borders. East of the center of the scene, there is a hilly area of the Prealps. Mixed forests (with many conifers), agricultural fields, and meadows at higher altitudes are small and mixed throughout this area. The third geographical region, the Jura on the West of the scene, is another mountainous area. Deciduous and coniferous forests are mixed with agricultural fields and meadows.

The Lozère site is located in the south of France. It presents a variety of forest types and topographic conditions. Large and gently rolling limestone plateaus, culminating around 1200 m a.s.l. (above sea level), characterize the western part of the area. They are intersected by gorges with 300–500 m depth and steep slopes up to 50°. Located to the East are the Cévennes Mountains, with a mean altitude of around 700 m a.s.l. Most of the few cultivated and inhabited areas are concentrated in the valleys, whereas large areas of natural grasslands and Austrian and Scots pine plantations dominate on the plateaus. The rest of the scene is mainly covered by coniferous stands such as spruce, Scots pine, and fir, but there are also deciduous trees like beech and chestnut.

The Tuusula site (see Fig. 10 for a landuse inventory) is a rather flat area that covers 20 km × 20 km Northeast of Helsinki [8]. The slopes of the small hills are generally gentle. Two small towns (Tuusula and Järvenpää) cover approximately 15% of the area. The agricultural fields, which cover approximately 35% of the area, are being farmed during the season. The forests that cover about 45% of the area are typical of the southern boreal forest zone. The forest stands are rather small with an average size of 2.4 ha and they are dominated by coniferous species (Scots pine and Norwegian spruce). Pure deciduous (birch) stands are practically missing, but there are a few mixed stands. Two lakes are seen in the middle of the area. They cover less than 5% of the area. Small bogs and mires are also present.

III. INFORMATION LAYERS—INPUT IMAGES

For each site, ERS SAR data acquired during the Tandem mission from June 1995 to July 1996 were considered (see Table I). The data were processed with the Gamma SAR and interferometric processing software [9]. The SAR processing included radiometric calibration for the antenna gain and slant range distance. For the interferometric processing, the images were coregistered at subpixel accuracy, and common spectral band filtering of the range spectrum was applied [10]. For classification purposes, a number of different information

Manuscript received March 29, 1999; revised November 30, 1999. This work was supported by the European Union Research Project EUFORA (ENV4-CT96-0303) and the Federal Office for Education and Science, Bern, Switzerland.

T. Strozzi and U. Wegmüller are with Gamma Remote Sensing, Muri, Switzerland (e-mail: strozzi@gamma-rs.ch).

P. B. G. Dammert and J. I. H. Askne are with the Department of Radio and Space Science, Remote Sensing Group, Chalmers University of Technology, Gothenburg, Sweden.

J.-M. Martinez is with the Centre d'Etudes Spatiales de la Biosphère (CESBIO), Toulouse Cedex, France.

A. Beaudoin is with Aerospace and Navigation Radar Section, Defence Research Establishment, Ottawa, Canada.

M. T. Hallikainen is with the Laboratory of Space Technology, Helsinki University of Technology (HUT), Espoo, Finland.

Publisher Item Identifier S 0196-2892(00)02089-1.

TABLE I
DATES AND PERPENDICULAR BASELINES
OF THE ERS-1/2 INTERFEROMETRIC DATA PAIRS CONSIDERED

Test Site	Dates	Baseline (m)
Bern	04.06.95 05.06.95	117
	09.07.95 10.07.95	27
	13.08.95 14.08.95	46
	22.10.95 23.10.95	108
	26.11.95 27.11.95	138
	31.12.95 01.01.96	203
	10.03.96 11.03.96	9
	14.04.96 15.04.96	93
Lozère	15.07.95 16.07.95	24
	19.08.95 20.08.95	89
	10.02.96 11.02.96	84
	16.03.96 17.03.96	20
Tuusula	09.09.95 10.09.95	27
	14.10.95 15.10.95	219
	02.03.96 03.03.96	75
	06.04.96 07.04.96	37
	15.06.96 16.06.96	48
	20.07.96 21.07.96	118

layers were extracted. For each Tandem pair, we estimated the coherence, the backscattering intensity, the ratio between the two backscattering intensity images, and the backscattering intensity texture. For multiple Tandem pairs, the time average of coherence, backscattering intensity, and texture and the temporal variability of the backscattering intensity were computed. In addition, we estimated the coherence for some interferometric pairs with long acquisition time intervals. In the next sections, a short discussion of the signatures estimation and of their physical meaning with respect to landuse classification is given. The suggested sizes of the estimation windows are based on the author's experience.

A. Coherence of Tandem Pairs

The coherence is a measure of the phase noise of the interferogram. It depends on sensor parameters (wavelength, system noise, image resolution), parameters related to the imaging geometry (interferometric baseline, local incidence angle), and target parameters. Volume scattering and temporal change (i.e., random motion of the scatterers, change of the scatterers) decrease the coherence. The system and geometry dependent effects are fairly well understood and can be accounted for by appropriate interferometric processing as long as the system parameters remain within a certain interval (e.g. baseline smaller than 300 m, local incidence angle smaller than 15°). Therefore, the dependence of the coherence on target parameters is used to retrieve information on the target characteristics.

Because of rugged areas, a simulated phase image, which corresponds to the topographic phase, was first computed from available Digital Elevation Models (DEM's) and then subtracted from the interferometric phase. The DEM's have resolutions of 50 to 250 m, which is reasonable for signature estimation and geocoding. For unbiased coherence estimation, an adaptive window size was used. In the first step, the coherence was estimated with a fixed, relatively small window size. In the second step, the window size was determined based on the

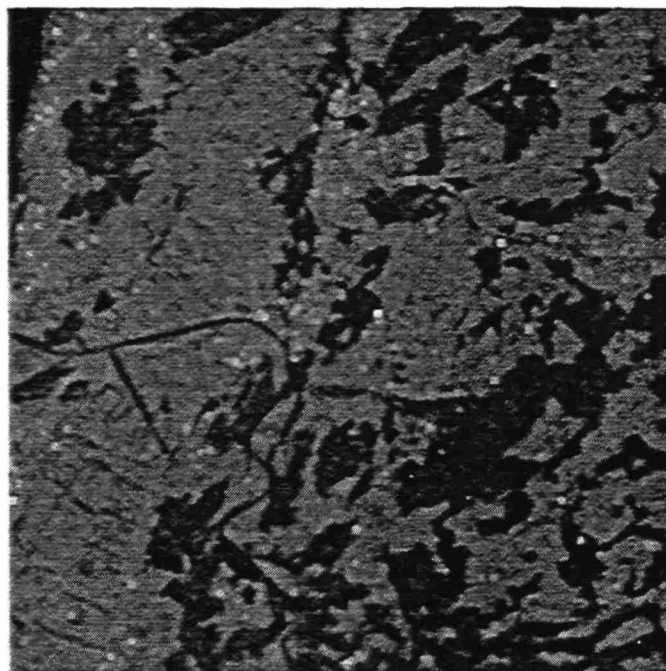


Fig. 1. Averaged coherence for ERS-1/2 Tandem data over the central part of the Bern test site. A linear gray scale between 0 (black) and 1 (white) was used.

first estimate, applying larger windows in order to estimate lower coherence. Usually, the estimator window size was varied between 3×3 and 9×9 pixels for a five-azimuth-looks interferogram. In addition, a weighting function, decreasing linearly with increasing distance, was applied [11]. In conclusion, reliable values at the pixel level were found without compromising the spatial resolution too much.

Multi-temporal averaging of all the coherence images estimated from the Tandem data was performed. The averaging reduces the local meteorological effects on a single image pair. Fig. 1 shows an averaged coherence map for the central part of the Bern site. Water and forest (see Fig. 8 for a landuse inventory of the region) show low coherence due to the change in the geometrical configuration of the scatterers. Agricultural fields and urban areas, on the other hand, show intermediate to high coherence.

B. Backscattering Intensity

In order to reduce slope effects in rugged terrain, the backscattering intensity was normalized for the true pixel size estimated from the DEM's. In order to reduce speckle noise and obtain a backscattering intensity estimate at the pixel level, which is representative of the ensemble average of the area around that pixel, filtering was applied. In this interferometric analysis, the minimum mean square error (MSE) filtering was used [12]. Typically, the filter was applied to areas of 7×7 pixels of a five-azimuth-looks image.

In addition, a multitemporal, incoherent average of all available speckle-filtered backscattering intensity images was performed. Fig. 2 shows the averaged, filtered ERS SAR backscattering intensity image over the central part of the Bern site. In this image, water is visible because of its low backscattering intensity. Urban areas and layover zones show high backscattering

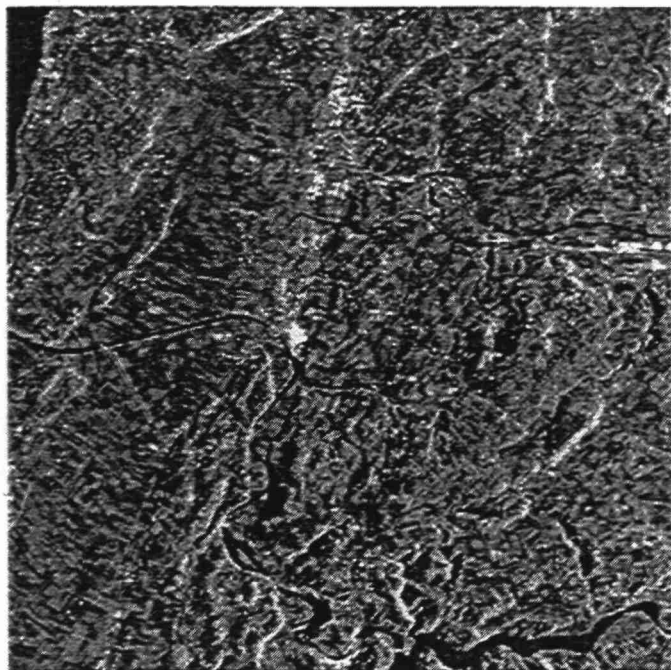


Fig. 2. Filtered averaged ERS SAR backscattering intensity over the central part of the Bern test site. The image brightness corresponds to the backscattering intensity using a logarithmic scale.

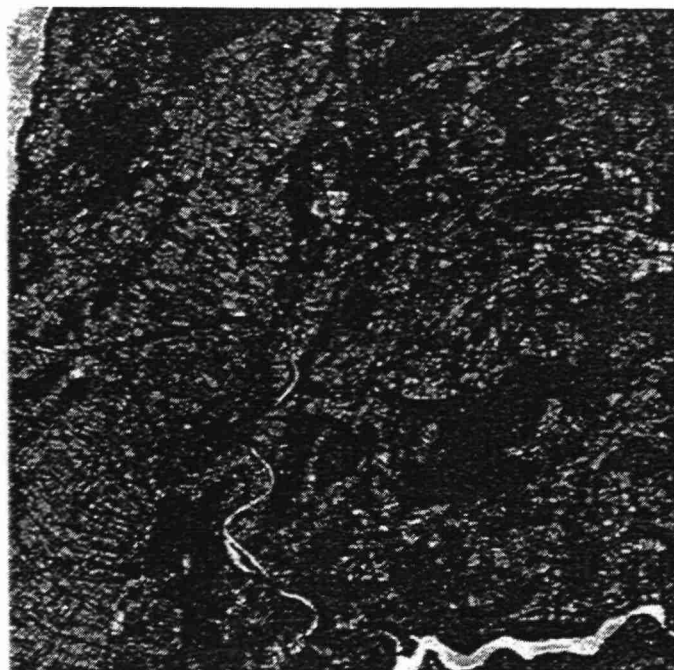


Fig. 3. Temporal variability of the ERS SAR backscattering intensity over the central part of the Bern test site. A linear gray scale between 0 (black) and 1.5 (white) was used.

intensity. Finally, the distinction between forests and agricultural fields is unclear.

C. Temporal Variability of the Backscattering Intensity

The temporal variability of the backscattering intensity was defined as the ratio of the standard deviation to the mean value. Spatial average of the input intensity images was necessary in order to reduce the speckle noise. The spatial average was typically computed in a 5×5 window of a five-azimuth-looks image. In addition, a weighting function, decreasing linearly with increasing distance, was applied.

With only one Tandem pair available, the backscattering intensity ratio between the ERS-1 and ERS-2 images was computed. The absolute value of the ratio contains the same thematic information as the temporal variability but is more affected by local meteorological effects.

The temporal variability of the ERS SAR backscattering intensity over the central part of the Bern site is shown in Fig. 3. The landuse class showing the highest temporal variability in the backscattering intensity is water. The changing wind conditions over water lead to very different backscattering intensities. Furthermore, we can partly discriminate between fields and forests. The backscattering intensity over fields changes slightly during the year, because of the changing geometric (vegetation growth, farming activities) and dielectric (moisture) conditions. The backscattering intensity over forest, on the other hand, is very stable. The possibility of discriminating between forest and fields using the temporal variability of the backscattering intensity is important for spaceborne SAR missions with large repeat cycles, such as the planned ASAR on ENVISAT or the operating Radarsat.

D. Texture of the Backscattering Intensity

The texture of the backscattering intensity was computed in a window with fixed size as the ratio of the standard deviation to the spatial mean. Since the estimation of the ensemble averages requires sufficiently large estimator windows, extremely strong scatterers in an image cause the undesired effect of high texture being obtained over an area corresponding to the size of the estimator window. This effect can be avoided to some degree if the texture estimation is followed by filtering with a moving average filter of larger size than the texture estimator. As an example, we used 15×15 pixels of the five-azimuth-looks image for the initial texture estimation with a subsequent 25×25 pixel moving average filtering. In addition, weighting functions, decreasing linearly with increasing distance, were applied in the different steps.

Multitemporal averaging of all the texture images available was performed, and the result is shown in Fig. 4 for the central part of the Bern site. Urban areas exhibit high texture but so do layover zones.

E. Coherence for Image Pairs With Long Acquisition Time Intervals

The coherence was also estimated for a few interferometric pairs with very long acquisition time intervals (i.e., larger than 35 days). As shown in [13], over such a long time interval, only very stable, permanent scatterers show coherence values larger than 0.3. In temperate regions, almost exclusively buildings and urban areas are such stable targets. Therefore, the coherence for a pair with a long acquisition time interval can be used to map urban areas, as shown in Fig. 5. In comparison to Fig. 4, the urban areas classified with the coherence show better resolution.

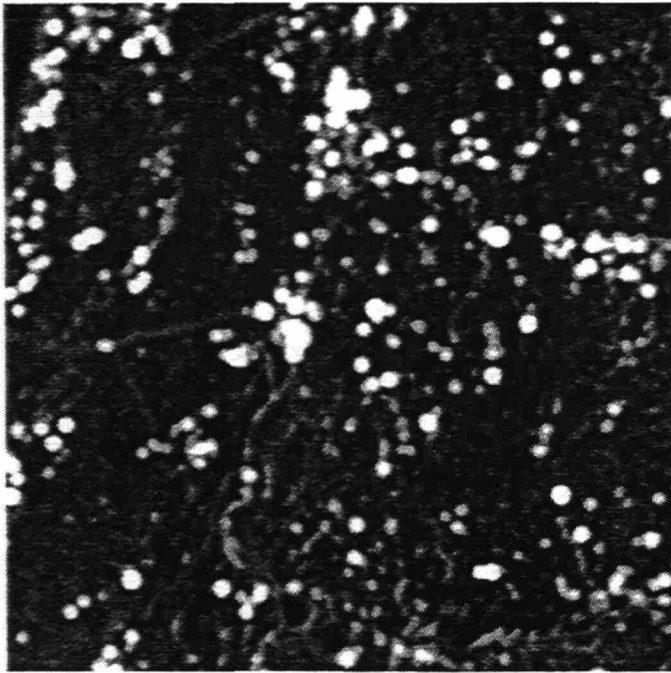


Fig. 4. Averaged texture of the ERS SAR backscattering intensity over the central part of the Bern test site. The image brightness was represented with a logarithmic scale.

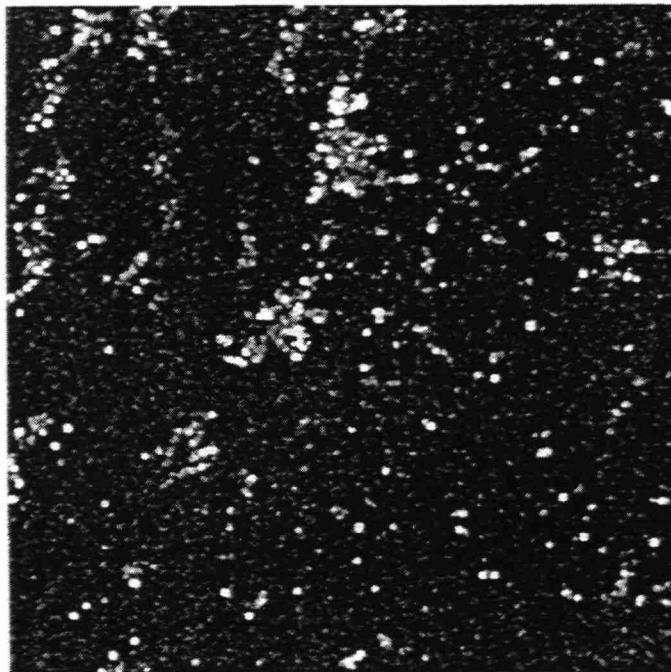


Fig. 5. Coherence for an ERS-1/2 pair with long acquisition time interval over the central part of the Bern test site. A linear gray scale between 0 (black) and 1 (white) was used.

IV. CLASSIFICATION ALGORITHMS

The information available from the (interferometric) preprocessing techniques discussed in Section III is used for the classification of landuse categories. The block diagram of Fig. 6 illustrates the methodology applied. Complex ERS SAR images

are used to extract the information layers. All images are from the ERS Tandem period, and multiple pairs were considered (see Table I). For classification purposes, some of the information layers were selected. In this analysis, two supervised classification algorithms and one unsupervised classification algorithm were compared. The supervised methods are the threshold scheme [14], [15] and the maximum-likelihood classification [16]. The unsupervised algorithm is the fuzzy clustering segmentation [17], [18].

A. Supervised Classification: Threshold Scheme (TS)

The threshold scheme (TS) is a well-established technique in SAR analysis, since it is rooted in physical understanding of the images, is uncomplicated, and does not need large computer resources. For the different landuse classes, the signatures of training areas were extracted. The training areas were selected by visual analysis of the landuse inventories. The signatures of the different classes clustered well, allowing the development of a simple landuse classification algorithm based on the interferometric signatures. In order to account for the specific conditions under which the data were acquired, the classification scheme was slightly adapted to the data.

Urban areas, water, layover zones, forests, and agricultural fields were classified hierarchically [14], [15]. The use of an image pair with a long acquisition time interval led to a very simple classification of urban areas based exclusively on high coherence [13]. Water was detected by its low coherence, low backscattering intensity, and high temporal variability of the backscattering intensity. Layover zones were identified based on high backscattering intensity combined with very low coherence. Finally, forests were classified based on low coherence (thresholds 0.30, 0.35, and 0.50 for Bern, Lozère, and Tuusula, respectively), low temporal variability of the backscattering intensity, and medium backscattering intensities. The remaining areas were classified as agricultural fields.

For comparison purposes, forest maps were also completed with a single Tandem pair. In this case, urban areas were detected by high coherence, high backscattering intensity, and high backscattering intensity texture. In addition, the backscattering intensity ratio between the two images was used instead of the temporal variability.

B. Supervised Classification: The Maximum Likelihood Classification (MLC)

The MLC was used at the French test site. MLC is based on the assumption that the data are normally distributed [16]. Although this is not the case for SAR data, we verified that the processed data are close to a Gaussian distribution because of the high equivalent number of looks achieved. Class statistics were obtained on training polygons (1% of the total area), derived from the digital inventory. The validation was made on a second set of independent polygons. With this method, three data sets were used. The first approach used one Tandem pair, the second approach two Tandem pairs, and the third approach four Tandem pairs.

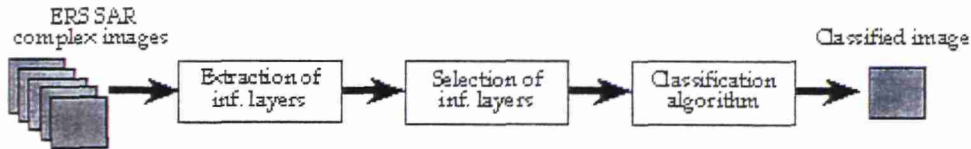


Fig. 6. Block diagram of the methodology applied in this study. Extraction of information layers includes estimation of coherence, backscattering intensity, temporal variability of the backscattering intensity, and texture of the backscattering intensity. Selection of information layers denotes which kind of images will be used in the classification algorithm.

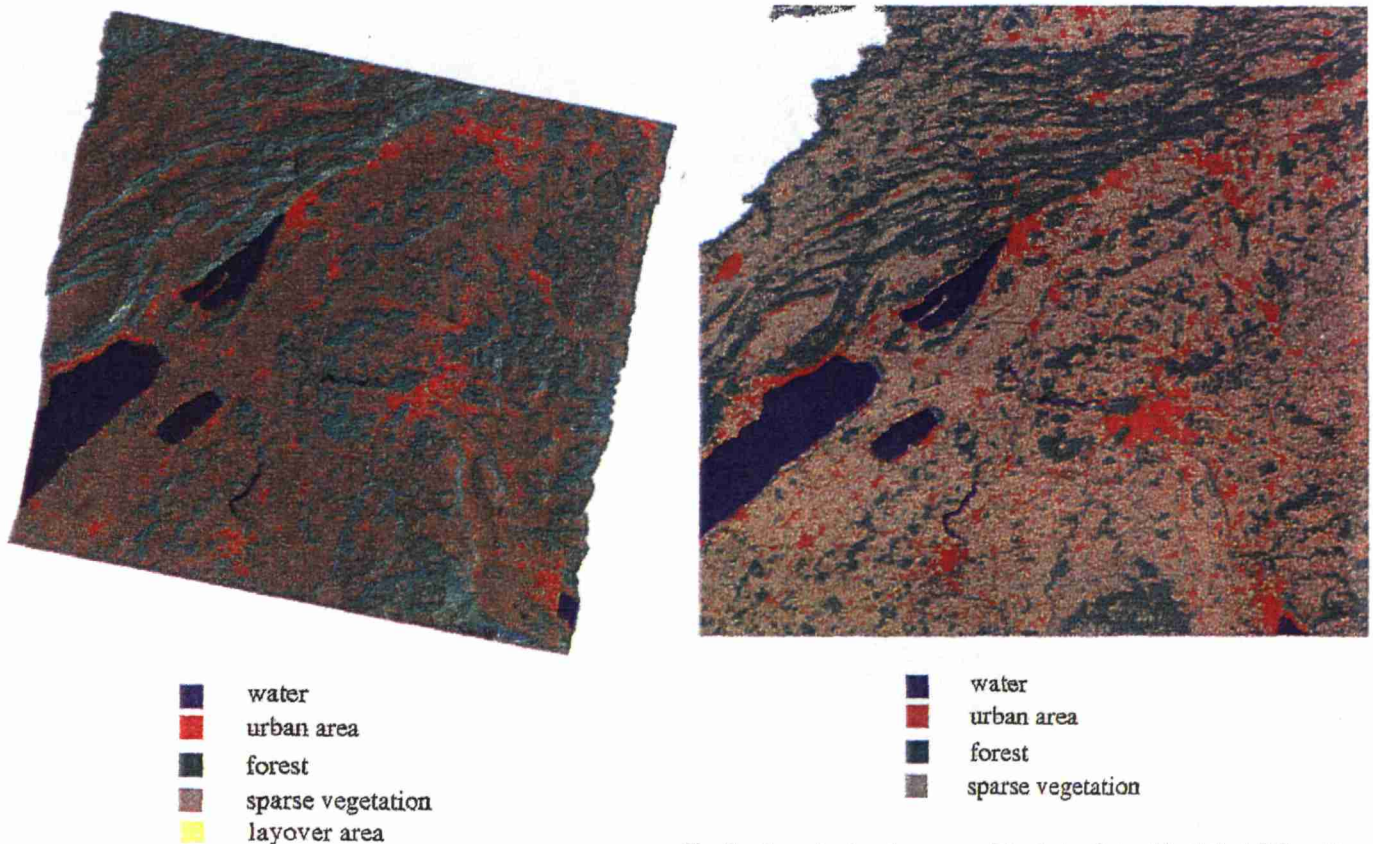


Fig. 7. Bern: landuse map resulting from the Threshold Scheme (TS) with averaged signatures. The map was combined with a backscattering intensity image.

Fig. 8. Bern: landuse inventory of the Swiss Federal Statistical Office. The landuse inventory was completed between 1979 and 1985 and has a resolution of 100 m.

C. Unsupervised Classification: The Fuzzy Clustering Segmentation (FCS)

A segmentation algorithm called fuzzy C-means clustering technique (FCS) was applied to part of the Bern test site and to the Tuusula area as an attempt at unsupervised classification. FCS has already been successfully applied to interferometric SAR images in [17]. The method takes all the input images and tries to find thresholds for the different classes. The thresholds are found in the multidimensional image histogram by minimizing a certain objective function [19]. However, as the method puts equal weight on all input images, it was decided to treat the long-time coherence image separately. The results from the long-time coherence image are afterwards merged into the results of the clustering with the other images. A result of the long-time coherence image is urban area detection, the merged results being urban if the long-time coherence shows this. Otherwise, the other results are trusted. The output of the FCS is a

set of classes, which were manually assigned to landuse classes. It might be possible to automate this step using a look-up table of typical signatures.

For the Bern area, multitemporal signatures (average and variability) were used, while for the Tuusula site, both multitemporal signatures and all available images were considered. For the multitemporal image approach, all images were treated with equal weights. Using all available images for the FCS is not feasible because the computer requirements are too large. Therefore, the input images were reduced (compressed) with a principal components transformation of the images [17], [18].

V. RESULTS

A. Landuse and Forest Maps

Landuse maps for the Bern and Tuusula sites were completed using terrain slope-corrected interferometric quantities (Figs. 7 and 9). For the presentation, the landuse maps were combined with a backscattering intensity image, respectively, with a

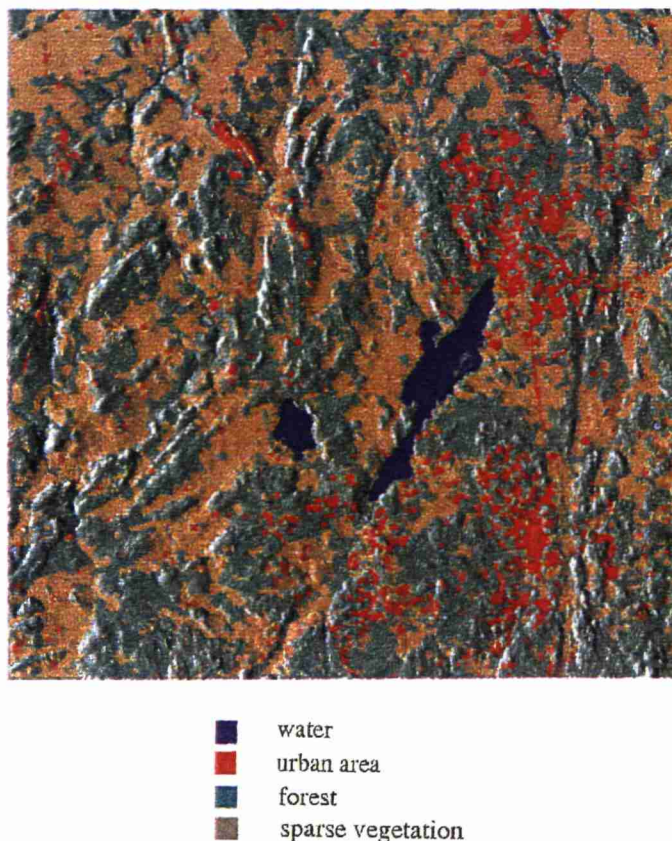


Fig. 9. Tuusula: landuse inventory resulting from the Fuzzy Clustering Segmentation (FCS) with averaged signatures. The map was combined with a shaded relief.

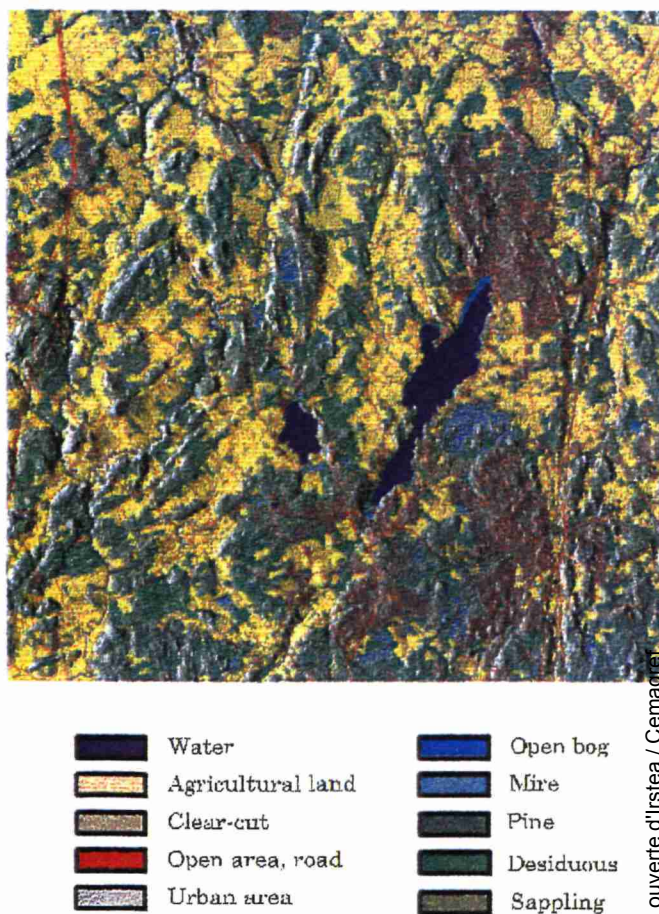


Fig. 10. Tuusula: landuse inventory of the Finnish National Land Survey. The map was combined with a shaded relief. The landuse inventory is from 1993 and has a resolution of 25 m.

shaded relief in order to enhance the visibility of geometric and topographic structures. In addition, the DEM's were used to transform the images from SAR coordinates to orthonormal map coordinates, permitting the comparison and validation with conventional landuse inventories (Figs. 8 and 10). For the Lozère test area, only forest was classified (Fig. 11). Because of very rugged terrain, steep slopes were masked before validation with a forest inventory (Fig. 12). The pixel spacing of the final geocoded landuse and forest maps is 25 m.

B. Forest Map Validation

The forest map accuracies obtained at the various test sites with different classification algorithms and using different input parameters are summarized in Table II. The validation of the Bern and Tuusula data was performed on a pixel basis. For Bern, the 25 m resolution of the SAR-derived landuse map was reduced to the 100 m resolution of the landuse inventory. For the Lozère data, the validation was made on a set of independent polygons on vegetated themes selected from the digital inventory.

The validation of the forest map for Bern demonstrates the high potential of ERS SAR interferometry for forest mapping. The classification accuracy of almost 90% in the relatively flat Swiss Central Plain is impressive. Most of the errors in this region are found at the forest edges. In the mountainous regions

of the Prealps and of the Jura, the results are less accurate but still satisfactory, excluding the very steep slopes. More accurate results were obtained during the winter than during the summer, but only if the test site was not covered by wet snow. This is because the forest could be best distinguished against agricultural fields, with the fields being bare or sparsely covered with vegetation. An average of the interferometric signatures over the year led, nevertheless, to very good results.

The global accuracy for the Lozère test site is higher in summer than in winter and does not increase with the number of Tandem pairs used by reason of meteorological conditions (rain and principally snow). It appears that even with a one-day acquisition, time interval attention has to be paid to the meteorological conditions. However, the average of the interferometric signatures over the year led to acceptable results. For the validation of the Lozère data, slopes larger than 15° were excluded.

The application of the FCS to the Bern and Tuusula data demonstrated that with this unsupervised classification approach, good results, comparable to the ones obtained with thresholds, are possible.

TABLE II

FOREST AND NONFOREST PRODUCER ACCURACY OBTAINED AT THE BERN, LOZÈRE, AND TUUSULA SITES USING DIFFERENT INPUT DATA. THE CLASSIFICATION APPROACHES ARE THRESHOLD SCHEME (TS), THE MAXIMUM LIKELIHOOD CLASSIFICATION (MLC), AND THE FUZZY CLUSTERING SEGMENTATION (FCS). 1) MULTITEMPORAL SIGNATURES FOR THE WHOLE SCENE [15]. 2) MULTITEMPORAL SIGNATURES FOR THE CENTRAL PLAIN. 3) MULTITEMPORAL SIGNATURES FOR THE MOUNTAINOUS JURA. 4) MULTITEMPORAL SIGNATURES FOR THE MOUNTAINOUS PREALPS. 5) ONE WINTER TANDEM PAIR FOR THE WHOLE SCENE [14]. 6) ONE SUMMER TANDEM PAIR FOR THE WHOLE SCENE [14]. 7-8) MULTITEMPORAL SIGNATURES AROUND THE CITY OF LYSS (SWISS CENTRAL PLAIN). 9) ONE SUMMER TANDEM PAIR. THE VALIDATION WAS MADE ON A SET OF INDEPENDENT POLYGONS ON VEGETATED THEMES (EXCLUDING URBAN AREAS, WATER, AND SLOPES LARGER THAN 15°). EDGE EFFECTS WERE ELIMINATED BY USING THE FOREST INVENTORY WITH A 50 M BUFFER AREA AROUND EACH POLYGON [16]. 10) TWO SUMMER TANDEM PAIRS. VALIDATION AS IN 9. 11) FOUR TANDEM PAIRS. VALIDATION AS IN 9. 12) MULTITEMPORAL SIGNATURES. VALIDATION AS IN 9. 13-14) MULTITEMPORAL SIGNATURES. THE FOREST CLASS OF THE LANDUSE INVENTORY INCLUDES CLEAR-CUT, MIRE, PINE, DECIDUOUS, AND SAPLING. 15) SIX TANDEM PAIRS. VALIDATION AS IN 13

	Test Site	Class. Approach	Forest (%)	Non-Forest (%)	Overall (%)
1	Bern	TS	74.0	89.8	85.3
2	Bern	TS	77.3	93.7	89.3
3	Bern	TS	69.0	85.5	77.6
4	Bern	TS	77.7	83.4	81.9
5	Bern	TS	70.5	88.7	83.5
6	Bern	TS	82.7	72.0	75.0
7	Bern	TS	69.5	88.5	83.7
8	Bern	FCS	75.1	85.4	82.8
9	Lozère	MLC	92.7	82.5	89.4
10	Lozère	MLC	86.3	82.9	85.2
11	Lozère	MLC	89.5	77.7	85.7
12	Lozère	TS	89.0	85.0	87.7
13	Tuusula	TS	85.5	71.1	78.2
14	Tuusula	FCS	73.2	81.2	77.4
15	Tuusula	FCS	80.3	78.4	79.3

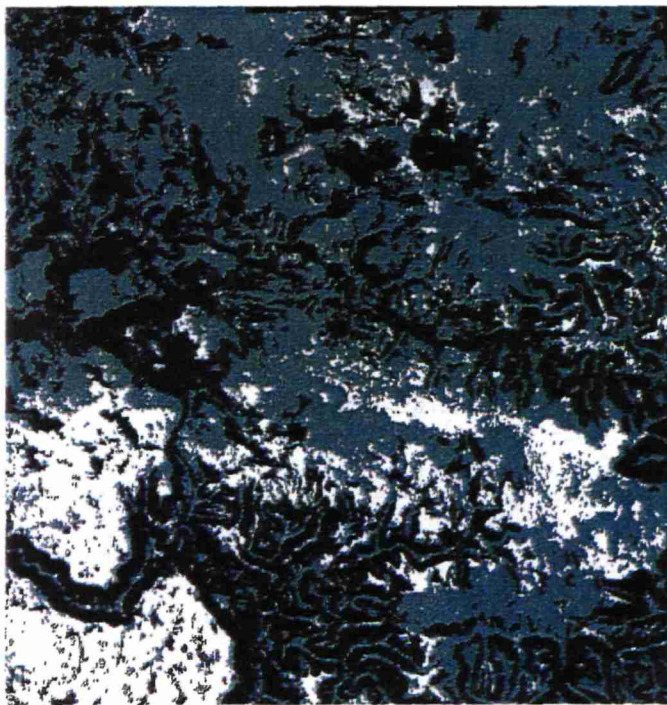


Fig. 11. Lozère: forest map resulting from Maximum Likelihood Classification (MLC) using one Tandem pair. Black represents masked areas (urban areas, water, and slopes larger than 15°), green is forest, and white indicates grassland and shrubland [16].



Fig. 12. Lozère: digital forest inventory of the French National Forest Inventory Service (see Fig. 11 for legend). The forest inventory was updated in 1990 and has a resolution of 50 m.

C. Landuse Map Validation

Landuse map accuracies obtained for Bern and Tuusula with the TS and the FCS, respectively, are summarized in Tables III and IV.

The threshold method yields a good overall classification accuracy of 75.6% for Bern. The misclassification of water is mostly found in the narrow rivers included in the inventory. Urban areas are not well classified, providing an accuracy of

TABLE III
CONFUSION MATRIX FOR BERN, WHOLE SCENE, THRESHOLD SCHEME (TS),
MULTITEMPORAL SIGNATURES

SAR CLASS / (AREA PERC.)	MAP CLASS FOREST (28.4%)	FIELD (56.4%)	URBAN (9.8%)	WATER (5.4%)
FOREST	74.0	11.1	7.3	6.3
FIELD	24.3	83.2	59.4	10.9
URBAN	1.0	5.5	33.0	1.8
WATER	0.4	0.2	0.2	81.0
LAYOVER	0.3	0.0	0.1	0.0

TOTAL CLASSIFICATION ACCURACY: 75.6%

TABLE IV
CONFUSION MATRIX FOR TUUSULA, FUZZY CLUSTERING SEGMENTATION
(FCS), SIX TANDEM PAIRS

SAR CLASS / (AREA PERC.)	MAP CLASS FOREST (48.3%)	FIELD (33.6%)	URBAN (15.2%)	WATER (2.9%)
FOREST	80.3	12.3	42.5	20.2
FIELD	13.4	84.6	24.1	14.0
URBAN	4.6	2.5	32.1	1.2
WATER	1.7	0.6	1.3	64.6

TOTAL CLASSIFICATION ACCURACY: 74.0%

33.0%. This is mainly due to the fact that the urban areas include residential and business areas with large gardens, trees, and parks between the buildings. The low result in urban area classification is common to all remote sensing techniques that do not necessarily detect what planners define.

The overall classification accuracy obtained with the FCS in Tuusula is 72.6%. Also in this case, urban areas are misclassified, and the accuracy is only 28.5%. The low classification accuracy of water is due to the fact that water covers only 2.9% of the whole area.

In general, validation errors have to be ascribed also to the landuse inventories for three reasons.

- 1) Landuse inventories are older than the SAR maps.
- 2) Different spatial resolutions are used.
- 3) Some landuse classes, particularly urban areas, are defined by planners and may actually contain various cover types.

VI. CONCLUSION

Two landuse maps and a forest map of three different regions in Europe were completed with ERS SAR interferometry. For classification purposes, terrain-corrected coherence and backscattering intensity were estimated. On the basis of multitemporal signatures, classification schemes for urban areas, water, forest, and sparse vegetation were developed. The final landuse maps were geocoded with 25 m pixel spacing and compared to available inventories. The validation showed that ERS SAR interferometry can map typical landuse classes with the exception of urban areas. Overall, the results suggest that landuse classification accuracies on the order of 75% are possible with, in the best case, simultaneous forest and nonforest accuracies of around 80–85%. The use of image pairs with one to three days acquisition time intervals is required. The presence of topography reduces the performance. From this study, it also appears that attention must be paid to the

varying meteorological conditions, which is the basis for using multitemporal image sets. The results obtained with the three classification techniques applied (TS, MLC, FCS) are not significantly different. However, FCS seems to be less susceptible to isolated areas of misclassifications but needs large computer resources. The fact that TS is rooted in physical understanding of the images is one important difference between TS and MLC.

The robustness of the presented technique and the accuracy obtained in flat to hilly terrain demonstrates that ERS SAR interferometry is well suited for pre-operational landuse and forest mapping in other sites.

ACKNOWLEDGMENT

The authors wish to thank A02.JRC101, PP2-F132, AOT-S301 and AOT-SF301 for the ERS data, and also The Swiss Federal Statistical Office, the French National Forest Inventory Service, and the Finnish National Land Survey for the digital landuse inventories. They also wish to thank the Swiss Federal Topographic Office, the French National Geologic Service, and the Finnish National Land Survey, for the DEM's. The authors wish to thank Dr. S. Quegan for many helpful discussions.

REFERENCES

- [1] J. Askne and J. Hagberg, "Potential of interferometric SAR for classification of land surfaces," in *Proc. IGARSS'93*, Tokyo, Aug. 18–21, 1993, pp. 985–987.
- [2] U. Wegmüller and C. L. Werner, "Analyses of interferometric land surface signatures," in *Proc. PIERS'94*, Noordwijk, The Netherlands, July 11–15, 1994, pp. 834–836.
- [3] J. O. Hagberg, L. M. H. Ulander, and J. Askne, "Repeat-pass SAR interferometry over forested terrain," *IEEE Trans. Geosci. Remote Sensing*, vol. 33, pp. 331–340, Mar. 1995.
- [4] U. Wegmüller and C. L. Werner, "SAR interferometric signatures of forest," *IEEE Trans. Geosci. Remote Sensing*, vol. 33, pp. 1153–1161, Sept. 1995.
- [5] U. Wegmüller and C. L. Werner, "Retrieval of vegetation parameters with SAR interferometry," *IEEE Trans. Geosci. Remote Sensing*, vol. 35, pp. 18–24, Jan. 1997.
- [6] J. Askne, P. B. G. Dammert, L. M. H. Ulander, and G. Smith, "C-band repeat-pass interferometric SAR observations of forest," *IEEE Trans. Geosci. Remote Sensing*, vol. 35, pp. 25–35, Jan. 1997.
- [7] A. Beaudoin, T. Castel, and T. Rabaute, "Forest monitoring over hilly terrain using ERS INSAR data," in *Proc. Fringe'96*, Zürich, Sept. 30–Oct. 2 1996, pp. 105–115.
- [8] M. Hallikainen, J. Hyyppä, J. Koskinen, M. Roschier, and P. Ahola, "EUFORA Campaign Plan. Version 2," Tech. Rep., Lab. Space Technol., Helsinki University of Technology (HUT), Espoo, Finland, 1997.
- [9] U. Wegmüller and T. Strozzi, "SAR interferometric and differential interferometric processing chain," in *Proc. IGARSS'98*, Seattle, WA, July 6–10, 1998, pp. 1106–1108.
- [10] F. Gatelli, A. M. Guarnieri, F. Parizzi, P. Pasquali, C. Prati, and F. Rocca, "The wavenumber shift in SAR interferometry," *IEEE Trans. Geosci. Remote Sensing*, vol. 32, pp. 855–865, July 1994.
- [11] U. Wegmüller and C. L. Werner, "Land applications using ERS-1/2 tandem data," in *Proc. Fringe '96*, Zürich, Sept. 30–Oct. 2 1996, pp. 97–112.
- [12] V. S. Frost, J. A. Stiles, K. S. Shanmugan, and J. C. Holtzman, "A model for radar images and its application to adaptive digital filtering of multiplicative noise," *IEEE Trans. Pattern Anal. Machine Intell.*, vol. 4, pp. 157–166, Feb. 1982.
- [13] T. Strozzi and U. Wegmüller, "Delimitation of urban areas with SAR interferometry," in *Proc. IGARSS'98*, Seattle, WA, July 6–10, 1998, pp. 1632–1634.
- [14] ———, "Forest mapping with ERS-SAR interferometry," in *Proc. 3rd ERS Symp.*, Florence, Italy, Mar. 17–21, 1997, pp. 357–362.

- [15] T. Strozzi and U. Wegmüller, "A forest map of a part of Switzerland," in *Proc. IGARSS'98*, Seattle, WA, July 6–10, 1998, pp. 1802–1804.
- [16] J. M. Martinez, A. Beaudoin, U. Wegmüller, and T. Strozzi, "Classification of land-cover and forest types using multistate ERS tandem data acquired over hilly terrain," in *Proc. IGARSS'98*, Seattle, WA, July 6–10, 1998, pp. 1809–1811.
- [17] P. B. G. Dammert, S. Kühlmann, and J. Askne, "Unsupervised land-cover classification of interferometric SAR images," in *Proc. IGARSS'98*, Seattle, WA, July 6–10, 1998, pp. 1805–1808.
- [18] P. B. G. Dammert, J. Askne, and S. Kühlmann, "Unsupervised segmentation of multi-temporal interferometric SAR images," *IEEE Trans. Geosci. Remote Sensing*, vol. 37, pp. 2259–2271, 1999.
- [19] J. C. Bezdek, *Pattern Recognition with Fuzzy Objective Function Algorithms*. New York: Plenum.



Tazio Strozzi (M'98) was born in Bellinzona, Switzerland, in 1968. He received the M.S. degree in 1993 and the Ph.D. degree in 1996 for his experimental studies on the backscattering characteristics of snow and vegetation, both from the University of Bern, Bern, Switzerland.

He has been with Gamma Remote Sensing, Muri, Switzerland, since 1996, where he is responsible for the development of radar remote sensing applications. From 1996 to 1998, he was a part-time Teacher in physics with Bellinzona High School, Bellinzona, Switzerland. His current activities include SAR interferometry for landuse applications (including forest mapping) and differential SAR interferometry for subsidence and earthquake studies. He is PI for ERS and ENVISAT projects on forest mapping and subsidence monitoring.



Patrik B. G. Dammert received the M.Sc. from Chalmers University of Technology, Gothenburg, Sweden, in 1993. His M.Sc. thesis concentrated on sea ice classification in ERS-1 SAR images for icebreaker support. He is currently pursuing the Ph.D. degree in the field of SAR interferometry applications.

He has been with the Remote Sensing Group, Department of Radio and Space Science since 1993. During this time, he has worked full time with analyses of SAR interferograms over land, forests, and sea ice. He has authored/co-authored 26 papers. His research interests cover mainly land-cover classification, forestry applications, DEM generation in forested areas, sea ice applications, and interferometric SAR processing.



Urs Wegmüller (M'94) received the M.S. and Ph.D. degrees in physics from the University of Bern, Switzerland, in 1986 and 1990, respectively, for his experimental and theoretical studies on active and passive microwave remote sensing signatures.

Between 1991 and 1992, he worked as a Visiting Scientist with the Jet Propulsion Laboratory, California University of Technology, Pasadena, CA, on the retrieval of canopy parameters from microwave remote sensing data. Between 1993 and 1995, with the University of Zürich, Switzerland, his research included interferometric data processing, theoretical modeling of scattering in forest canopies, and retrieval algorithm development for geophysical and biophysical parameters, using SAR interferometry. In 1995, he was a Founding Member of GAMMA Remote Sensing Research and Consulting AG, Bern, a Swiss company active in the development of signal processing techniques and remote sensing applications. Currently, he acts as President of GAMMA and is responsible for various research and commercial projects.



tromagnetic modeling.

Jean-Michel Martinez was born in Montpellier, France, on September 7, 1974. He received the M.Sc. of physics methods in remote sensing of Université Paris VII in 1997. He is currently pursuing his Ph.D. degree on radar remote sensing of vegetation with the Laboratoire Commun de Télédétection (LCT) in Montpellier, France and the Centre d'Etudes Spatiales de la Biosphère (CESBIO) Toulouse, France.

His main interests include developing radar-based forestry applications, radar image analysis, and elec-

Jan I. H. Askne (S'63–M'65) received the Dr.Eng. degree in 1970 and the Docent degree in 1970, both from Chalmers University of Technology, Gothenburg, Sweden.

He has been with Chalmers University of Technology since 1961, since 1984 as professor and head of the Remote Sensing Group. He is Vice-Dean of the School of Environmental Sciences of Chalmers and Gothenburg Universities. He has been working with wave interaction models and observations of the ionosphere before starting up microwave remote sensing activities in the 1970's. He is a Member of the Remote Sensing Committee of the Swedish National Space Board and has been a Member of different ESA committees. Presently, he is a Member of the ESA ENVISAT Science Advisory Group on ASAR, and has arranged international courses on microwave remote sensing, in particular, for the 1994 the 14th EARSeL Symposium in Gothenburg, Sweden. He is PI for ERS, JERS, RADARSAT, and Envisat projects on ice, forestry, and interferometry. He has written 100 conference and journal papers on wave propagation (in the ionosphere and magnetosphere, plasmas and quantum media) in radio astronomy (radiation from molecules in cosmic clouds), passive remote sensing (oil spill, meteorological parameters in the troposphere, ozone in the stratosphere), and active remote sensing (sea ice and forestry).



André Beaudoin was born in Montréal, Canada, on May 7, 1962. He received the B.Sc. in physical geography, the M.Sc. in geography specializing in radar remote sensing, both from the Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Canada, and the Ph.D. in space techniques, from the Université Paul Sabatier, Toulouse, France.

He was with the Laboratoire Commun de Teledetection CEMAGREF/ENGREF, Montpellier, France, for five years, working toward developing SAR-based forestry applications (tropical forest depletion, parameter retrieval, etc.), especially taking into account relief impact on SAR imagery. He is currently a defence scientist within the Canada Department of National Defense (DND), Defence Research Establishment Ottawa (DREO), where he pursues Research and Development in various fields of military interest using SAR data (shoreline mapping, INSAR for DEM generation, and land-use mapping).

Dr. Beaudoin is author or co-author of eleven journal articles, including "Retrieval of Forest Biomass from SAR data" (A. Beaudoin, T. LeToan, S. Goze, E. Nezry, A. Lopes, E. Mougin, C. C. Hsu, J. A. Kong and R. T. Shin, *International Journal of Remote Sensing*, vol. 15, no. 14, pp. 2777–2784, 1994), and more than 50 conference papers. His professional interests are in radar remote sensing for land and coastal applications.

Martti T. Hallikainen (M'83–SM'85–F'93) received the Engineering Diploma (M.Sc.) and the Doctor of Technology degree from the Helsinki University of Technology (HUT), Faculty of Electrical Engineering, Espoo, Finland, in 1971 and 1980, respectively.

He was a Visiting Scientist in 1993–1994 with the European Union's Joint Research Centre, Institute for Remote Sensing Applications, Ispra, Italy. He was a Postdoctoral Fellow with the Remote Sensing Laboratory, University of Kansas, Lawrence, from 1981 to 1983. He has been with the HUT Laboratory of Space Technology since 1988 and serves as its Director. Since 1987, he has been Professor of Space Technology, HUT, where his research interests include remote sensing and satellite technology.

Dr. Hallikainen served as President of IEEE Geoscience and Remote Sensing Society (IEEE/GRSS) in 1996 and 1997, and as Vice President in 1994 and 1995. Since 1988, he has been a member of IEEE GRSS Administrative Committee. He was General Chairman of the IGARSS'91 Symposium and Guest Editor of the Special IGARSS'91 Issue of the IEEE TRANSACTIONS ON GEOSCIENCE AND REMOTE SENSING. Since 1992, he has been an Associate Editor of IEEE TRANSACTIONS ON GEOSCIENCE AND REMOTE SENSING. He was a Member of the IEEE Periodicals Committee in 1997 and a Corresponding Member of the IEEE New Technology Directions Committee from 1992 to 1995. He was Secretary General of the European Association of Remote Sensing Laboratories (EARSeL) from 1989 to 1993 and Chairman of the Organizing Committee for the EARSeL 1989 General Assembly and Symposium. He has been a Member of the EARSeL Council since 1985, and he was Member of the Editorial Board of the EARSeL Advances in Remote Sensing from 1992 to 1993. He has been a Member of the Earth Science Advisory (ESA) Committee since 1998. He was a national Delegate to the European Space Agency (ESA) Earth Observation Scientific and Technical Advisory Group (EOSTAG) from 1988 to 1994, and has served in the same capacity on the ESA Earth Observation Data Operations Scientific and Technical Advisory Group (DOSTAG) since 1995. He was Thematic Coordinator of ESA EMAC-95 airborne campaign for Snow and Ice activities. He was a Member of the ESA Multifrequency Imaging Microwave Radiometer (MIMR) Expert Group from 1988 to 1994 and member of the ESA MIMR Scientific Advisory Group from 1994 to 1996. He has been a Member of the Advisory Committee for the European Microwave Signature Laboratory, European Union's Joint Research Centre since 1992 and an International Space University National Liaison since 1992. He has been a Member of the URSI Long Range Planning Committee since 1996, an official Member of URSI Commission F (Wave Propagation and Remote Sensing) since 1988, and a Member of the URSI Committee on the Geosphere and Biosphere Program since 1989. He was Secretary of the Organizing Committee for the URSI Nordic Antenna Symposium in 1976, and he served as Secretary of the Finnish National Committee of URSI from 1975 to 1989. He was Vice Chairman of the URSI Finnish Committee from 1990 to 1996, and he has served as Chairman since 1997. He was the recipient of the IEEE GRSS 1999 Distinguished Achievement Award, of the IEEE IGARSS'96 Interactive Paper Award, and of the IEEE GRSS 1994 Outstanding Service Award. He is winner of the Microwave Prize for the best paper in the 1992 European Microwave Conference, and he received the HUT Foundation Award for Excellence in Research in 1990. He and his research team received the 1989 National Research Project of the Year Award from *Tekniikka & Talous, Technology & Management Magazine*. He received the 1984 Sähkö—Electricity in Finland Editorial Board Prize. He was awarded an ASLA Fulbright Scholarship to the University of Texas, Austin, in 1974–1975.

**Annexe 3 : Synthèse de l'évaluation par télédétection des
dégâts forestiers causés par les tempêtes de décembre 1999**

Synthèse de l'évaluation par télédétection des dégâts forestiers causés par les tempêtes de décembre 1999

Bien que sortant du cadre de la thèse, les travaux effectués suite au passage des tempêtes de fin 1999 se sont avérés extrêmement intéressants, non pas en terme de résultats mais d'enseignements sur ce que peut apporter la télédétection aux forestiers. Les communautés de la télédétection et de la forêt se sont en effet trouvées en contact direct à l'occasion des quatre semaines de travaux. Cette collaboration quoique enrichissante, a cependant montré le fossé existant entre ce que propose la télédétection (optique/infrarouge et radar) par satellite et ce que demande les utilisateurs de la forêts, notamment les gestionnaires. Un résumé est ici proposé.

1. Introduction

La fin d'année 1999 a été marquée par deux tempêtes exceptionnelles qui ont successivement ravagé le nord puis le sud-ouest de la France. Une bonne moitié du territoire a été exposée à des vents de plus de 120 km/h, atteignant localement 200 km/h. Les estimations globales rapportent qu'environ trois cents millions d'arbres ont été mis à terre, soit plus de 100 millions de m³ de bois.

Le Laboratoire Commun de Télédétection et l'Institut Forestier National ont été contactés par le ministère de l'Agriculture et de la Forêt pour réaliser une première évaluation des dégâts de la tempête. L'objectif était de cartographier les dommages occasionnés sur l'ensemble des régions touchées (approximativement la moitié du territoire français) avant la mi Avril 2000, soit moins de quatre mois après.

2. Déroulement des travaux

Lors d'une première réunion, le 5 Janvier 2000, il a été décidé de répartir les travaux entre trois filières : 1) analyse de photos aériennes haute résolution (1:20000 et

supérieur); 2) interprétation et traitement d'images satellites optiques/infrarouges (SPOT/LANDSAT TM); 3) interprétation et traitement d'images radars ERS.

Une première typologie de classification des dégâts a été proposée par l'IFN qui prévoyait une classification des dommages en 5 catégories d'intensités (<10%,10-33%,33-66%,66-90,>90%), ainsi qu'une distinction dans la nature des dégâts afin de discriminer les chablis (arbres renversés) et volis (arbres cassés à mi-hauteur). Toutefois il s'est rapidement avéré qu'une typologie beaucoup simple serait plus raisonnable, notamment dû à la forte proportion de chablis par rapports aux volis et à la difficulté de discriminer les faibles classes de dégâts (<10%,10-66%,>66%).

Afin d'estimer la précision des différentes méthodes, l'IFN a proposé d'effectuer la validation des différentes techniques à partir d'un jeu de photos aériennes haute résolution (1 :5000) acquis après la tempête. Dans le même temps, un autre jeu de photos d'entraînement était distribué aux équipes pour calibrer leurs méthodes. La cellule SIG de l'IFN a ainsi produit à partir des photos aériennes des cartes numériques géoréférencées des dégâts. La figure 1 montre un exemple de telles photos au-dessus de dégâts dans la forêt de Rambouillet. Deux sites test ont été retenus, la forêt de Rambouillet principalement composée de peuplements de feuillus et de futaies de pin sylvestre, et le département de la Corrèze caractérisé par des peuplements fractionnés, très variés en espèces et conditions topographiques (vallées, plateaux, gorges).

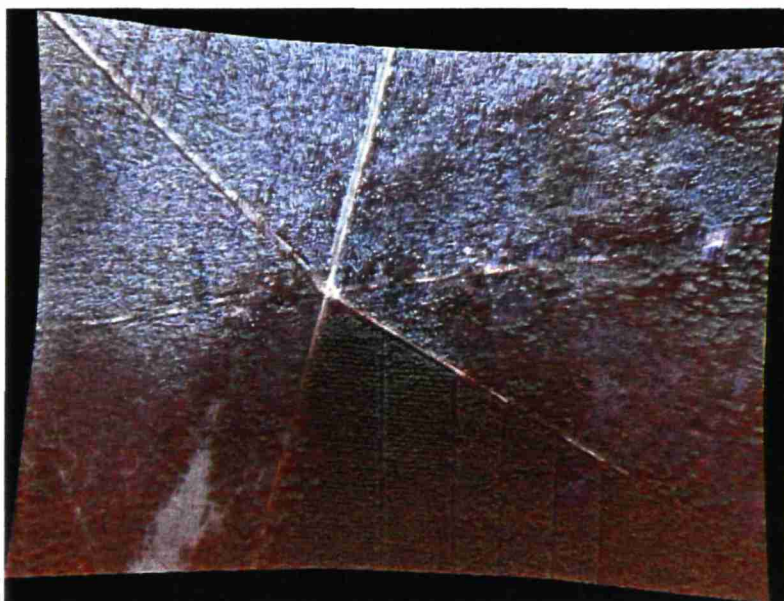


Figure 1 : Photos aériennes (approximativement au 1:5000) au-dessus de dégâts dans des futaies de pins sylvestres dans la Forêt de Rambouillet (photo GEOSYS).

Les méthodologies employées pour les données satellites (optique et radar) ont été basées sur l'analyse d'images acquises avant et après les tempêtes, afin de discerner les changements survenus dans les couverts. La résolution des capteurs spatiaux, de l'ordre de la dizaine de mètres, était trop faible pour pouvoir espérer discerner directement les arbres abattus. Seuls les clichés aériens avec une résolution supérieure au 1:30000 permettaient de discerner les troncs individuels.

La filière radar a utilisé deux méthodes, l'analyse de séries temporelles d'images ERS dirigée par le CESBIO, l'analyse de données interférométriques tandems menée conjointement par Spot Image, le CNES/QTIS, le CESBIO et Gamma Remote Sensing (Suisse). Nous allons détailler brièvement ces deux méthodes.

Analyse multitemporelle :

Cette méthode (Figure 2) est fondée sur l'analyse de la variation de la signature radiométrique des différents types d'occupations du sol. La forêt présente une rétrodiffusion proche de -8 dB avec ERS et très stable (des variations inférieures à 2 dB). Il est donc possible de produire une carte forêt/non-forêt avec plusieurs images avant tempêtes en cartographiant les zones stables. L'utilisation de plusieurs images est nécessaire à cause de la présence de speckle sur les images. Pour diminuer son effet il faut en effet moyenner plusieurs mesures. Il est possible de faire une moyenne « spatiale » en moyennant les valeurs de plusieurs pixels (éléments images élémentaires) adjacents, ceci au détriment de la résolution spatiale. L'alternative est d'utiliser plusieurs images de la même scène et de moyenner les contributions de chaque pixel (Quegan et al. 2000), et ainsi de préserver la résolution spatiale. C'est cette dernière méthode qui a été adoptée.

La carte forêt/non-forêt produite grâce aux images avant tempêtes, il « suffit » alors de comparer avec une image post-tempête les changements survenus dans les zones cartographiées en forêts, pour repérer les dégâts. On s'attend à ce qu'une forêt « couchée » voit sa rétrodiffusion augmenter de plus de 2 dB et s'approcher de la valeur des sols nus (figure 3). Différents masques sont nécessaires pour éliminer des cibles stables mais non forestières : les zones urbaines sont ainsi discriminées grâce à leur rétrodiffusion très élevées (> -5 dB), les zones de pâturages sont au contraire repérées par leur rétrodiffusion faible (< -11 dB). L'avantage de cette méthode réside dans le faible nombre d'opérations de l'interpréteur, diminuant ainsi le temps passé sur chaque scène.

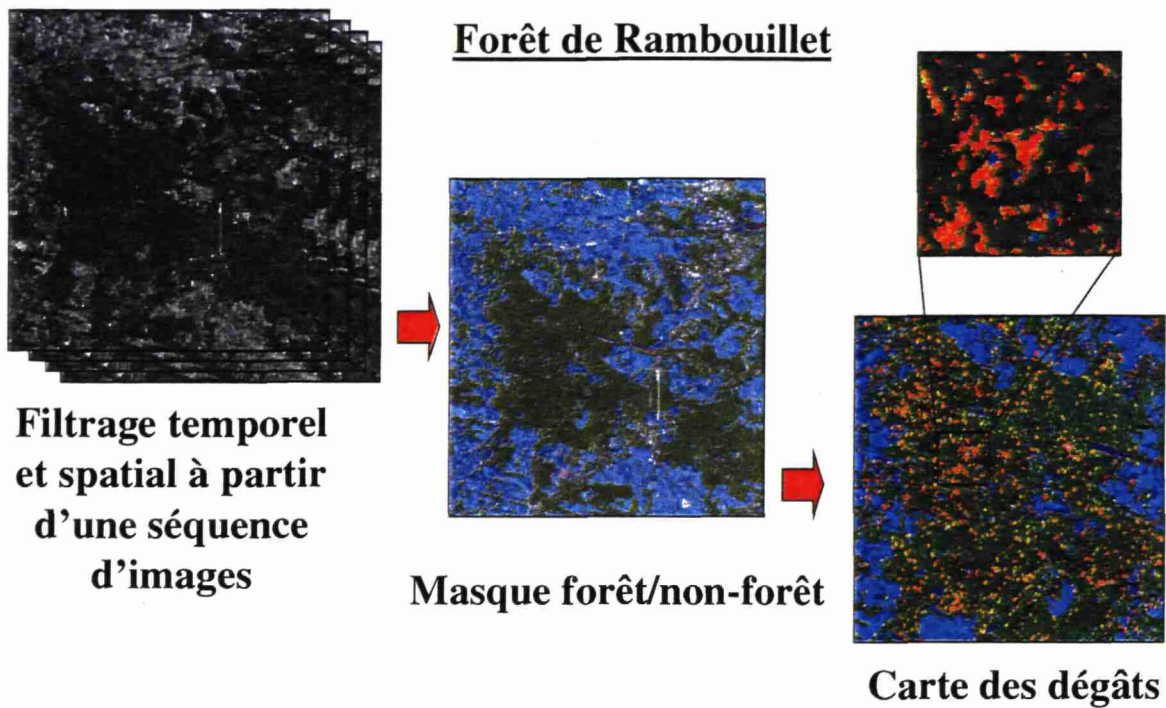


Figure 2 : Schéma simplifié de la méthodologie appliquée pour détecter les dégâts à partir du coefficient de rétrodiffusion radar. Une série d'images est utilisée afin de créer une carte forêt (vert) / non forêt (bleu). A partir de ce masque et en comparant une image acquise après les tempêtes il est possible de produire une carte des dégâts (rouge).

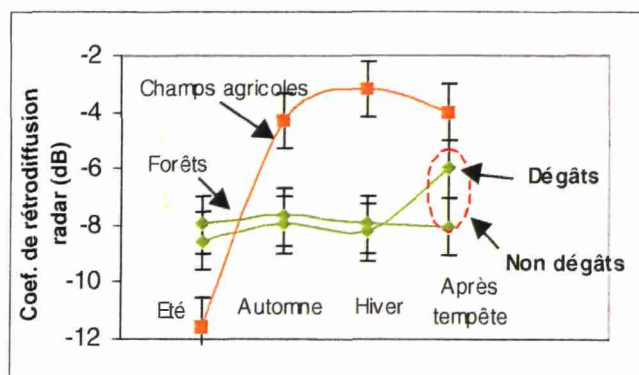


Figure 3 : Principe utilisé pour détecter les dégâts occasionnés par les tempêtes à partir du coefficient de rétrodiffusion radar. Contrairement aux champs cultivés la forêt présente une rétrodiffusion stable. Un chablis aura pour effet de faire varier la signature radiométrique de la forêt.

Analyse des produits de cohérence interférométrique :

Cette méthode nécessite le traitement de deux couples interférométriques acquis avant et après la tempête. Les forêts présentent des cohérences faibles (inférieure à 0.4) en contraste des zones agricoles, de pâturages ou urbaines qui ont des cohérences fortes (0.4 à 0.9). La forêt peut donc être discriminée facilement et avec une bonne précision (généralement supérieure à 90 %). Des chablis occasionnés par les tempêtes auront pour effet de relever la cohérence de la zone perturbée (figure 4). Toute la difficulté réside ici sur la quantification du changement. On l'a vu, la cohérence est en effet une quantité fortement variable temporellement d'un couple interférométrique à l'autre. Il faut donc trouver un seuil de changement assez fort pour s'affranchir de la variabilité naturelle de l'image mais suffisamment sensible pour effectivement détecter les dégâts dues aux tempêtes. La figure 5 présente les deux couples interférométriques utilisés dans cette étude pour le site d'Ussel en Corrèze.

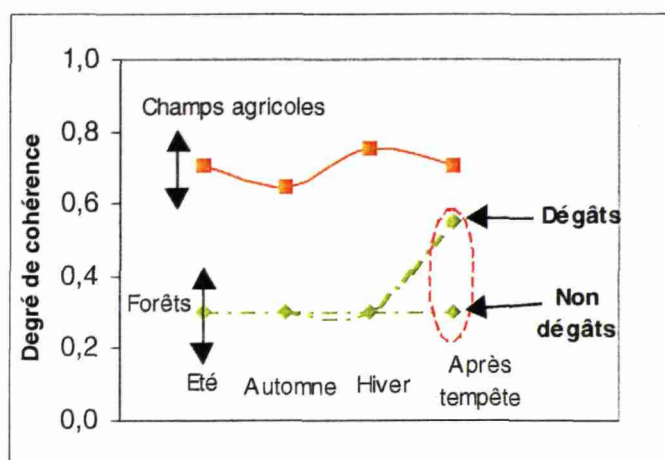
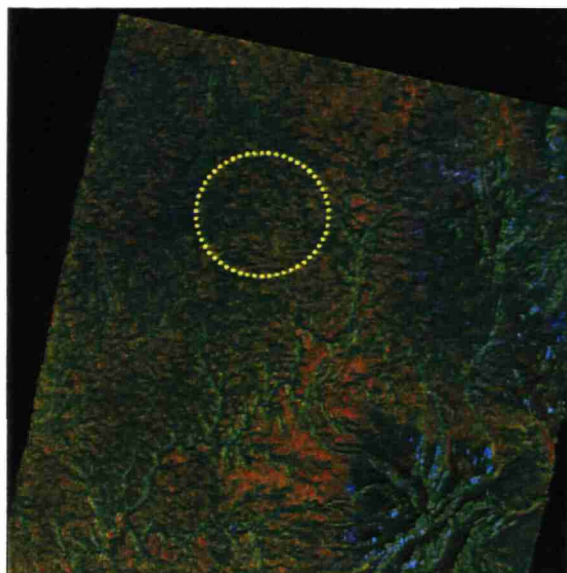
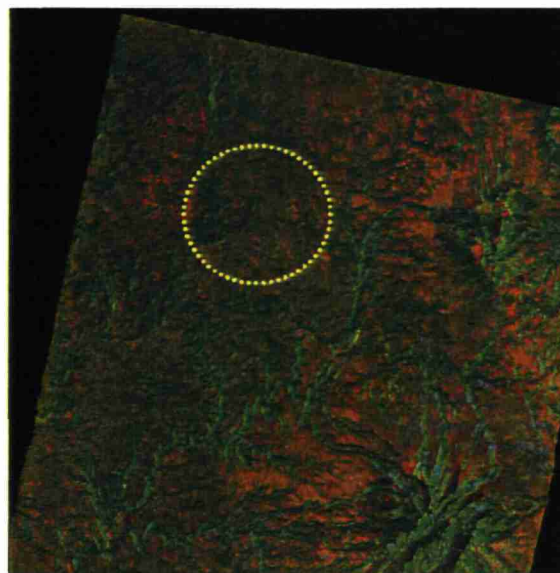


Figure 4 : Principe utilisé pour détecter les dégâts occasionnés par les tempêtes à partir de la cohérence interférométrique. Les forêts présentent des cohérences faibles, contrairement aux champs cultivés. Un chablis aura pour effet de faire remonter la cohérence de la forêt.

Avant tempête (15Dec. 99)



Après tempête (19 Jan. 2000)



Rouge : cohérence **Vert : amplitude moyenne** **Bleu : ratio d'amplitude**

Figure 5 : Couples interférométriques acquis avant et après les tempêtes au-dessus du site test d'Ussel (Corrèze). Les zones rougeâtres correspondent à une cohérence forte (sols nus).

En comparant les deux couples on isole les dégâts en détectant les augmentations de cohérence. Image traitée et gracieusement fournie par Gamma Remote Sensing (Suisse) et Spot Image.

Plusieurs problèmes ont été rencontrés par les diverses équipes :

- Difficulté de trouver des images d'archives précédant les événements suffisamment proches des dates de passage des tempêtes afin d'avoir des scènes comparables (feuillus sans feuilles notamment).
- Les scènes acquises après les tempêtes correspondaient aux situations les plus défavorables pour les différents capteurs, à savoir pour les capteurs optiques la présence d'un fort couvert nuageux (plein hiver), un soleil très bas sur l'horizon entraînant la présence de grandes ombres au sein des forêts, neige au sol pouvant cacher la présence d'arbres couchés, arbres sans feuilles qui perturbent l'analyse classique des images optiques/infrarouges. Pour les capteurs radars, bien que les conditions météorologiques n'affectent pas directement les images, certains effets indirects comme la présence de gel ou de neige fraîche affectent fortement la signature radiométrique ainsi que la cohérence interférométrique du milieu et peuvent conduire à des probabilités de fausses alertes élevées.
- Nombres de dégâts ont eu lieu dans des zones topographiques accidentées, ce qui interdit l'utilisation d'images radars (déformations dues aux traitement SAR) et optique (ombres sur les versants exposés nord)

3. Résultats et discussion

L'évaluation des résultats par l'IFN (IFN 2000) est résumée par le tableau 1 qui présente les taux de bonne classification tandis que le tableau 2 présente les taux de fausse détection (fausse alerte). L'interférométrie donne les meilleurs résultats, suivi de l'optique puis du multitemporel. Toutefois, le manque de temps n'a pas permis de valider la technique interférométrique sur le site de Rambouillet. Pour la même raison, la complémentarité des différentes méthodes n'a pu être étudiée.

Site	Optique (SPOT)	Multitemporel (ERS)	Interférométrie (ERS)
Ussel	20 %	1 %	43 %
Rambouillet	23 %	9 %	ND'

*ND : non disponible

Tableau 1 : Résultats globaux de la validation de l'IFN des différentes méthodes satellitaires. Les résultats représentent le taux de bonne classification moyenné sur les chiffres obtenues par classes de dégâts (<10%,10-33%,33-66%,66-90,>90%).

Site	Optique (SPOT)	Multitemporel (ERS)	Interférométrie (ERS)
Ussel	10 %	3 %	3 %
Rambouillet	7 %	10 %	ND'

*ND : non disponible

Tableau 2 : Résultats globaux de la validation de l'IFN des différentes méthodes satellitaires. Les résultats représentent le taux de fausse alerte moyenné sur les chiffres obtenues par classes de dégâts (<10%,10-33%,33-66%,66-90,>90%).

Les faibles résultats de la méthode multitemporelle viennent de plusieurs causes :

- Les dégâts occasionnés par les tempêtes ont provoqués des changements de géométrie du couvert (arbres couchés) mais pas dans le niveau de biomasse : les houppiers des conifères restaient bien visibles même à terre comme le montre la photo aérienne (figure 1). Au-dessus des peuplements matures (les plus fortement touchés), le signal ERS est saturé et il n'est alors pas possible de détecter un changement de géométrie au moyen du coefficient de rétrodiffusion. Au contraire, la sensibilité de cohérence à la géométrie du milieu à des niveaux de biomasse bien plus haut explique les meilleurs résultats de cette méthode.

- Sur le site d'Ussel des effets de gels, dégels et de neige ont eu pour effet de masquer certains chablis quelque soient les deux techniques radars.
- La résolution décamétrique des capteurs spatiaux n'est pas appropriée pour une estimation fine des dégâts. Si au sein d'un pixel 50% des arbres tombent, la signature radiométrique ne changera que faiblement (signal saturé). Il semble donc qu'une cartographie dégât/non-dégât soit la seule possible et que la segmentation des dégâts en plusieurs classes s'avère inabordable.

Les résultats ont été jugés insatisfaisants par la Direction de l'Espace Rural et des Forêts (DERF) qui demandait 75% de bonne classification et au moins 3 classes de dégâts. La DERF s'est finalement tournée vers la solution des photos aériennes, plus précise mais nécessitant beaucoup plus de temps pour couvrir les aires touchées (environ 6 mois). Même si le résultat de cette étude semble être un échec pour la télédétection en général, il est possible de tirer plusieurs conclusions sur les limites et les potentialités des capteurs, ainsi que sur la différence entre ce que peut actuellement fournir la télédétection spatiale et ce que demandent les utilisateurs forestiers :

- La rapidité de l'étude et de la définition des algorithmes les plus appropriés ont été saluées par tous les participants. Cet aspect montre, alors qu'il n'existe pas de chaîne de traitement industrielle, que la communauté des télédétecteurs (essentiellement scientifique) est capable de se mobiliser en un temps très court. La précision des résultats est néanmoins trop faible pour pouvoir être utilisé de manière effective. Toutefois, les analyses effectuées, que l'on pourrait qualifier de « quick and dirty », n'étaient pas sans intérêt. Le premier objectif fixé par la DERF était d'établir une cartographie visant à organiser au mieux le ramassage des troncs avant que les bois ne pourrissent. Une première cartographie des dégâts en deux mois, aurait pu permettre de localiser les zones les plus touchées et ainsi d'organiser les moyens nécessaires à la récupération des troncs abattus de manière efficace. Les dégâts étant éparpillés au sein des forêts, les chemins souvent obstrués et les moyens nécessaires aux récoltes étant lourd (camions, machines), une première information, même entachée d'erreur, avait un intérêt pour coordonner et optimiser les efforts. En ce sens la filière photographie aérienne ne répondait pas plus aux premières demandes de la DERF par le délai nécessaire à la couverture du territoire (6 mois). Dans le même délai, il aurait été possible d'utiliser des acquisitions au printemps et en été avec les satellites, beaucoup plus simple à interpréter. La précision aurait sans doute été significativement meilleure.

- La forêt française est très bien connue grâce au remarquable travail de l'IFN, de l'ONF et des gestionnaires privés. Les résultats obtenus auraient sans doute été jugés satisfaisants dans des pays possédant des inventaires moins précis. En France, les gestionnaires nationaux aussi bien que locaux ont besoin d'une information précise (au moins au 1:25000) alors que les données satellites ne peuvent fournir actuellement que des résultats au 1:50000 au mieux. L'intérêt de la haute résolution, notamment à partir de capteurs aéroportés est ici justifié.
- On a vu que les conditions climatiques avait affecté la qualité des résultats. On pourrait objecter que les catastrophes naturelles (tempêtes, inondations, feu) interviennent rarement dans des conditions idéales (nuages, brumes, conditions climatiques extrêmes). L'étude a ainsi pointer le manque de connaissances dans l'interprétation des milieux forestiers dans des conditions défavorables, en hiver notamment dans les régions tempérées.
- Une meilleure répétitivité des images aurait permis de sélectionner les images les plus favorables, et ainsi d'augmenter la précision des résultats. Il apparaît nécessaire dans le futur de disposer de satellites permettant une plus grande flexibilité d'acquisition en terme de délais entre deux acquisitions successives. Les meilleurs taux de revisite du même site par les satellites radar, depuis l'arrêt d'ERS, est de 35 jours. Ceci est beaucoup trop faible pour faire face à des situations exceptionnelles.

Références bibliographiques

IFN. Inventaire des dégâts des tempêtes de fin décembre 1999. *Rapport d'étude préliminaire*. 2000

Quegan, S., Le Toan, T., Yu, J.J., Ribbes, F., Floury, N.. Multitemporal ERS SAR analysis applied to forest mapping. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 38(2):741-753, 2000.

**Annexe 4 : Liste des communications réalisées dans le cadre
de la thèse**

Communications orales dans des congrès internationaux avec actes :

J.M. Martinez, A. Beaudoin, U. Wegmüller and T. Strozzi. Classification of land-cover and forest types using multirate ERS tandem data acquired over hilly terrain, Proceedings of IGARSS, Seattle, 6-10 Juillet 1998.

J.M. Martinez, A. Beaudoin, T. Le Toan, U. Wegmüller and T. Strozzi. Influence of biophysical, meteorological and topographic factors on multirate ERS tandem data acquired over forested terrain, Proceedings of IGARSS, Seattle, 6-10 Juillet 1998.

J.M. Martinez, A. Beaudoin, N. Floury, M. Hallikainen, T. Le Toan, M. Makynen and J. Uusitalo. First results and analysis of HUTSCAT data over Austrian pine plantations, Retrieval of Bio- and Geo-Physical Parameters from SAR Data for Land Applications Workshop, ESTEC, Noordwijk, 21-23 Octobre 1998.

T. Strozzi, P. Dammert, U. Wegmüller, **J.M. Martinez**, A. Beaudoin, J. Askne, and M. Hallikainen. European forest mapping with SAR interferometry, Retrieval of Bio- and Geo-Physical Parameters from SAR Data for Land Applications Workshop, ESTEC, Noordwijk, 21-23 Octobre 1998.

J.M. Martinez, N. Floury, T. Le Toan, M. Hallikainen, M. Mäkynen. Measurement and modelling of vertical backscatter profiles of forest, Proceedings of IGARSS, Hamburg, 28 Juin-2 Juillet 1999.

J.M. Martinez, P. Melon, T. LeToan, L.M.H. Ulander. Analysis of VHF data over Pine Forests", Proceedings of IGARSS, Honolulu, 24 - 28 Juillet.

P. Melon, T. Le Toan, **J.M. Martinez**, L.M.H. Ulander, N. Floury. Modeling of VHF SAR data over forests, Proceedings of IGARSS, Honolulu, 24 - 28 Juillet 2000.

G. Picard., T. Le Toan, N. Floury, **J. M. Martinez**, P. Melon. A three-dimensional radiative transfer model applied to forest : description and validation, Proceedings of IGARSS, Honolulu, 24 - 28 Juillet 2000.

J.M. Martinez, T. Le Toan, E. Mushinzimana, M. Deshayes. Retrieving vertical distribution of forest foliar biomass using high resolution airborne scatterometer data, Proceedings of IGARSS, Honolulu, 24-28 Juillet 2000.

L.M.H. Ulander, J. Askne, J.E.S. Fransson, A. Gustavsson, T. Le Toan, T. Manninen, **J.M. Martinez**, P. Melon, G. Smith and F. Walter. Retrieval of stem volume in coniferous forest from Low VHF-band SAR, Proceedings of IGARSS, Honolulu, USA, 24 - 28 Juillet 2000.

H. Karszenbaum, P. Kandus, **J.M. Martinez**, T. Le Toan, G. Parmuchi, J. Tiffenberg. ERS-2, RADARSAT backscattering characteristics of the Parana river Delta wetland, Argentina. ERS – Envisat Symposium, Goteborg, 16 – 20 Octobre 2000.

Références bibliographiques

Bibliographie

Attema, E.P.W. and Ulaby, F.T. Vegetation modeled as a water cloud, *Radio Science*, vol. 13(2), pp. 357-364, 1978.

Barczi, J.F., Castel, T., Caraglio, Y., Beaudoin, A., Rey, H., Chetaille, S. and Castagnas, L. AMAP2SAR, AMAP sorter V1.0, user manual. *ESA/ESTEC contract n° 163014/96/NL*, 73 p, 1997.

Barthelemy, D., Blaise, F., Fourcaud, T., and Nicolini, E. Modélisation et simulation de l'architecture des arbres : bilan et perspectives. *Revue Forestière Française*, Vol. XLVII, No sp., 71-95, 1995.

Beaudoin, A. Observation de la terre par radar imageur : estimation de la biomasse forestière. Thèse de doctorat, Université Paul Sabatier, Toulouse, 172 p., 1992.

Beaudoin A., Le Toan, T., Goze, S., Nezry, E., Lopes, A., Mougin, E., Hsu, C.C., Han, H.C., Kong, J.A. and Shin, R.T. Retrieval of forest biomass from SAR data. *International Journal of Remote Sensing*, 15(14):2777-2796, 1994.

Beaudoin, A., Castel, T. et Deshayes, M.. Apport des données SAR multi-fréquence polarmétrique (SIR-C/X-SAR) pour le suivi de la ressource forestière (Phase 1). *Rapport final, convention CNES#94/CNES/0268*, 35 p, 1994.

Beaudoin A., et Castel T., Rabaute T., 1995. Apport des produits interférométriques ERS à des fins d'inventaire forestiers. *Rapport final convention CNES # 94/CNES/0239*, 40 p., 1995.

Bergen K.M., Dobson M.C. Integration of remotely sensed radar imagery in modeling and mapping of forest biomass and net primary production. *Ecological Modelling*, 122 :257-274, 1999.

Brown, S. Forests and climate change : role of forest lands as carbon sinks. *XI congrès forestier mondial*, Vol. 1, Antalya, Turquie, 13-22 Octobre 1997.

Castel, T. Estimation de la ressource forestière par télédétection Radar à Synthèse d'Ouverture. Thèse de Doctorat ENGREF, 250 p., 1998

Castel, T., Beaudoin, A., Stach, N., Stussi N., Le Toan, T. and Durand P. Sensitivity of spaceborne SAR data to forest parameters over sloping terrain. Theory and experiment. *International Journal of Remote Sensing*, sous presse 2000.

Chandrasekhar, S. Radiative Transfer. Dover, 1960.

Cloude S.R. and E. Pottier. A review of target decomposition theorems in radar polarimetry. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 34(2):498-518, 1996.

De Reffye, P. Modèle mathématique aléatoire et simulation de la croissance et de l'architecture du caféier Robusta. 1ère Partie. Etude du fonctionnement des méristèmes et de la croissance des axes végétatifs. *Café Cacao Thé*, 25(2):83-104, 1981a.

De Reffye, P. Modèle mathématique aléatoire et simulation de la croissance et de l'architecture du caféier Robusta. 2ème Partie. Etude de la mortalité des méristèmes plagiotropes. *Café Cacao Thé*, 25(2):219-230, 1981b.

De Reffye, P. Modèle mathématique aléatoire et simulation de la croissance et de l'architecture du caféier Robusta. 3ème Partie. Etude de la ramification sylleptique des rameaux primaires et de la ramification proleptique des rameaux secondaires. *Café Cacao Thé*, 26(2):77-96, 1982.

De Reffye, P. Modèle mathématique aléatoire et simulation de la croissance et de l'architecture du caféier Robusta. 4ème Partie. Programmation sur micro-ordinateur de tracé en trois dimensions de l'architecture d'un arbre. Application au caféier. *Café Cacao Thé*, 27(1):3-20, 1983.

De Reffye, P., Elguero, E., and Costes, E. Growth units construction in trees : a stochastic approach. *Acta Biotheoretica*, 39:325-342, 1991.

Deshayes, M., Mushinzima E., and Stach, N. Assessment of FLIM reflectance model : case study Lozère, France. In, *MARIE-F (Monitoring and Assesment of Resources in Europe - Forest) project final report, contract ENV4-CT96-0316*, pp 5.1-5.56, Décembre 1999.

Ewe, H.T., Chuah, H.T. A Multilayer Scattering Model for a Dense Vegetation Medium. *Progress In Electromagnetic and Remote Sensing Symposium*, Boston, 2000.

FAO - Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture. Forest Resources Assessment 1990 - Global Synthesis. *Etude FAO*, Rome, Italie, 1995.

Floury N. "Modélisation radar des forêts. Application à la télédétection". Thèse de Doctorat Université Paris VII, 1999.

Floury, N., Picard, P., Le Toan, T., Kong, J.A., Castel, T., Beaudoin, A., Barczi J.F. On the coupling of backscatter models with tree growth models: 2) RT modelling of forest backscatter. *Proceedings of IGARSS'97 Symposium*, Singapoure, pp. 787-789, 1997.

Foldy, L.L. The multiple scattering of waves. *Physical review*, 67:107-119, 1945.

Fourcaud, T. Analyse du comportement mécanique d'une plante en croissance par la méthode des éléments finis. Thèse de Doctorat, Université de Bordeaux I, Bordeaux, 148 p., 1995.

Fransson, J.E.S., Walter, F. and Ulander, L.M.H. Estimation of forest parameters using CARABAS-II VHF SAR Data. Submitted to *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 1999.

Freeman A. and S.Durden "A three component scattering model for polarimetric SAR data". *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 36(3):963-973, 1998.

Fung, A.C., Chen, M.F., Lee K.K. Fresnel field interaction applied to scattering from a vegetation layer. *Remote Sensing Environment.*, 23:35-50, 1987.

Fung A.K., Li, Z., Chen, K.S. Backscattering from a randomly rough dielectric surface. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 30(2):356-369, 1992.

Godin, C., Guédon, Y., Costes, E., and Caraglio, Y. Chapter 4 : Measuring and analysing plants with the AMAPmod software." Plants to ecosystems, advances in computational life sciences, M. T. Michalewicz, ed., CSIRO, Australia, 53-84, 1996.

Godin, C., Costes, E., and Caraglio, Y. Exploring plant topological structure with the AMAPmod software: an outline." *Silva Fennica*, 31(3): 357-368, 1997.

Hagberg, J. O., Ulander, L. M. H., and Askne, J. Repeat-pass SAR interferometry over forested terrain. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*,33(2):331-340, 1995.

Hallé, F., et Oldeman, R. A. A. Essai sur l'architecture et la dynamique de croissance des arbres tropicaux. Masson & Cie, Paris,France, 178 p., 1970.

Hallé, F., Oldeman, R. A. A., and Tomlinson, P. B.. Tropical trees and forests - an architectural analysis. Springer Verlag, Berlin, Allemagne,441 p., 1978.

Hallikainen, M., Hyyppä, J., Haapanen, J., Tares, T., Ahola, P., Pulliainen, J., and Toikka, M. A helicopter-borne eight-channel ranging scatterometer for remote sensing - Part I: system description. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*. 31(1):161 – 169, 1993.

Häme T. et al. Forest monitoring in Europe with remote sensing (FMERS). Final Report JRC/CEO, contract 13105-97, March 1998

Hellsten H., Ulander, LM.H, Gustavsson, A. and Larsson B.. Development of VHF CARABAS II SAR ». *Proceedings of Radar Sensor technology*, SPIE, vol. 2747, Orlando, Etats-Unis, p 48-60, 8-9 Avril 1996.

Hsu C.C., H.C. Han, R.T. Shin, J.A. Kong, A. Beaudoin, T. Le Toan. Radiative Transfer theory for polarimetric remote sensing of forest at P band. *International Journal of Remote Sensing*, 15(14):2943-2954, 1994.

Hyyppä, J., Hyyppä, H., Inkinen, M., Engdahl, M., Linko S., Zhu, Y.H. Accuracy comparison of various remote sensing data sources in the retrieval of forest stand attributes. *Forest Ecology Management*, 128:109-120, 2000.

Imhoff, M. L. A theoretical analysis of the effect of forest structure on Synthetic Aperture Radar backscatter and the remote sensing of biomass. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*,33(2):341-352, 1995.

Imhoff, M.L., Milne A.K., Sisk, T.D., Lawrence, W.T. and Brennan, K. Mapping vegetation structure for biodiversity analysis using synthetic aperture radar. *Proceedings of IGARSS*, Singapour, Vol. 4:1624-1625, 1997.

Israelsson, H., Ulander L.M.H., Askne, J.I.H., Fransson J.E.S., Fröling, P.-O., Gustavsson, A. and Hellsten H. Retrieval of forest stem volume using VHF SAR. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 35(1):36-40, 1997.

Israelsson, H., Ulander, L.M.H., Martin, T., and Askne J. A coherent scattering model to determine forest backscattering in the VHF-band. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 38(2):238-248, 2000.

Jaeger, M., and De Reffye, P. Basic concepts of computer simulation of plant growth. *Journal of Biosciences*, 17(3):275-291, 1992.

Jolly, A., Le Toan, T. Atelier Besoin Pléiades : thème forêts. Mars 2000. Site internet : <http://www-projet.cst.cnes.fr:8060/PLEIADES/Fr/index.html>.

Karam, M.A., Fung, A.K. Electromagnetic scattering from a layer of finite length, randomly oriented, dielectric, circular cylinders over a rough interface with application to vegetation. *International Journal of remote Sensing*. 9(6):1109-1134, 1988.

Karam M. A., Fung A. K., Lang R. H., Chauhan S.N. A microwave scattering model for layered vegetation. *Remote Sensing Environment*, 30(4):767-784, 1992.

Kimball, J. S., Keyser A.R., Running S. W. and Saatchi S.S. Regional assessment of boreal forest productivity using an ecological process model and remote sensing parameter maps. *Tree Physiology*, 20:761-775, 2000.

Kwoh, L.H., Liew, S.C., Padmanabhan, K., Lim, O.K. Tropical Forest Fire Scar Studies Using Multi-Temporal ERS 1/2 INSAR Data. Proceedings of IGARSS, Seattle, 6-10 Juillet 1998.

Lax, M.. Multiple scattering of waves. *Review of Modern Physics*, 23 :287-310, 1951.

Le Toan, T., Beaudoin, A. et Lo Seen Chong, D.. Study of microwave interaction with the earth's surface. *Technical Report 8447/89/NL/PB(SC)*, ESA/ESTEC, 1990.

Le Toan T., A. Beaudoin, J.Riom, D. Guyon. Relating forest biomass to SAR data. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 30(2):403-411, 1992.

Levy, A. Pour mieux connaître la forêt domaniale de Mende. Mémoire de 3ème année de l'ENITEF, 71 p., 1982.

Martinez, J.M., Beaudoin, A., Le Toan, T., Wegmüller, U. and Strozzi, T. Influence of biophysical, meteorological and topographic factors on multitemp ERS tandem data acquired over forested terrain, *Proceedings of IGARSS*, Seattle, 6-10 Juillet 1998.

Massonnet, D., and Rabaute, T. Radar interferometry : limits and potential. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 31:455-464, 1993.

Office Nationale des Forêts, Aménagement de la forêt domaniale de Mende, 173 p., 1989.

Oliver, C.J.. Rain forest classification based on SAR texture. *Second International Workshop on Retrieval of Bio- & Geo-physical parameters from SAR data for Land Applications*, ESTEC, Noordwijk, Hollande, 21-23 Octobre 1998.

Peng, C.. Growth and Yield Models for Uneven-Aged Stands: Past, Present and Future. *Forest Ecology and Management*, sous presse 2000.

Persson, R.. 1974 World Forest Ressources. Review of the world's forest ressources in the early 1970s. Department of Forest Survey. Research Notes No 17. 1974.

Persson, R., Janz, K.. Assesment and monitoring of forest and tree ressources. *XI congrès forestier mondial*, Antalya, Turquie, 13-22 Octobre 1997, Vol. 1.

Pulliainen, J. T., Heiska, K., Hyppä, J., and Hallikainen, M. T. Backscattering properties of boreal forests at the C- and X-bands. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 32(5):1041-1050, 1994.

Quegan, S., Le Toan, T. Analysing multitemporal SAR images. Dans Proc. Segunda jornada latino americana de sensoriamento remoto por radar, Santos, Brazil, 17-25, 1998.

Quegan, S., Le Toan, T., Yu, J.J., Ribbes, F., Floury, N.. Multitemporal ERS SAR analysis applied to forest mapping. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 38(2):741-753, 2000.

Raven, P. Biological resources and global stability. In Kawano, S., Connell, J.H. and Hidaka, T. (eds.). *Evolution and Coadaptation in Biotic Communities*. University of Tokyo Press, Tokyo, 1988.

Ribbes, F., Le Toan, T., Bruniquel, J., Floury, N., Stussi N., Liew, S.C. and Wasrin U.R. Deforestation monitoring in tropical regions using multitemporal ERS/JERS SAR and INSAR data. *Proceedings of IGARSS*, Singapour, Vol. 4:1560-1562, 1997.

Saatchi, S.S., Nelson, B., Podest, E., Holt, J. Mapping land cover types in the Amzon basin using 1 km JERS-1 mosaic. *International Journal of Remote Sensing*, 21(6-7):1201-1234, 2000.

Schimel, D., Enting, I.G., Heimann, M., Wigley, T.M.L., Reyneud, D., Alves, D., et Seigenthaler, U. CO₂ and the carbon cycle. Dans J.T.Houghton, L.G.Meira Fil-ho, J.Bruce, H.Lee, B.A.Callender, E.Haites, N.Harris et K.Maskell (éd.), *Climate change 1994 radiative forcing of climate change and an evaluation of the IPCC IS92 scenarios*, publié pour le GIEC, Cambridge University Press, Cambridge, p.35-71, 1995.

Smith, G., Ulander, L.M.H. Forest biomass retrieval using VHF SAR. *Second International Workshop on Retrieval of Bio- & Geo-physical parameters from SAR data for Land Applications*, ESTEC, Noordwijk, Hollande, 21-23 Octobre 1998.

Smith, G., Dammert, P. G. B., Santoro, M., Fransson, J. E. S., Wegmüller, U., and Askne, J. I. H. Biomass retrieval in Boreal forest using ERS and JERS SAR. *Second International Workshop on Retrieval of Bio- and Geo-physical Parameters from SAR data for Land Applications*, ESTEC, Noordwijk, Hollande, 21-23 Octobre 1998.

Smith, G. and Ulander L.M.H. A model relating VHF-band backscatter to stem volume of coniferous boreal forest. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 38(2):728-740, 2000.

Strozzi, T. and Wegmüller, U.. Forest mapping with ERS-SAR interferometry, *Proceedings of Third ERS Symposium on Space at the service of our Environment*, Florence, 17-21 Mars 1997, 357-362.

Sun, G., and Ranson, K. J. A three-dimensional radar backscatter model for forest canopies. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*. 33(2):372-382, 1995.

Tsang, L., Kong, J.A. and Shin R.T. Theory of microwave remote sensing. Wiley-Interscience, 1985.

Ulaby, F. T., Moore, R. K., and Fung, A. K. Microwave remote sensing : active and passive, Artech House, Norwood, 1982.

Ulaby, F. T., Sarabandi, K., Mc Donald, K., Whitt, M., and Dobson, M. G. Michigan. Microwave canopy scattering model. *International Journal of Remote Sensing*, 11(7):1223-1253, 1990.

Ulaby, F.T. SAR biophysical retrievals : lessons learned and challenges to overcome. *Second International Workshop on Retrieval of Bio- & Geo-physical parameters from SAR data for Land Applications*, ESTEC, Noordwijk, Hollande, 21-23 Octobre 1998.

Ulander L.M.H., Fröling, P.O. and Martin T. Processing and Calibration of Ultra-Wideband SAR data from CARABAS-II. *Proceedings of CEOS SAR Workshop*, Toulouse, 273-278, 1999.

Yueh, S.H., Kong, J.A., Jao, J.K., Shin, R.T. and Le Toan, T. Branching model for vegetation. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 30(2):390-402, 1992.

Zebker, H. A., Werner, C., Rosen, P. A., and Hensley, S. Accuracy of topographic maps derived from ERS-1 interferometric radar. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 32(4):823-836, 1994.

Résumé

Les préoccupations liées à l'estimation et au suivi de la ressource forestière se sont considérablement accrues ces dernières années, notamment afin de surveiller et de prévoir l'impact d'une pression anthropique croissante sur les écosystèmes forestiers. Ces efforts nécessitent une meilleure caractérisation des couverts forestiers. La télédétection micro-ondes active (télédétection « radar ») apparaît comme un outil adapté à ces préoccupations, par la sensibilité des ondes radar aux caractéristiques biophysiques des couverts. Pourtant, l'inversion de variables d'intérêts descriptives des couverts, à partir des capteurs radar spatiaux actuels, reste limitée. Cette thèse se propose de poursuivre les travaux menés dans le domaine de la télédétection radar appliquée à l'étude des forêts, en étudiant le potentiel de nouveaux capteurs radar aéroportés présentant des configurations originales. Une approche complète est mise en œuvre, allant de l'analyse expérimentale, supportée par l'interprétation de modèles de diffusion électromagnétique des couverts forestiers, jusqu'au développement d'algorithmes d'inversions semi-empiriques.

Les sites test sont deux plantations monospécifiques, de pin maritime et de pin noir d'Autriche, pour lesquelles de nombreuses données terrain sont disponibles, et intégrées dans un SIG pour la seconde forêt. Le premier capteur étudié est un diffusiomètre hélicopté non-imageur, HUTSCAT, qui sonde le couvert à deux longueurs d'onde (bande X : 2,1 cm et bande C : 5,6 cm) et génère des profils verticaux de rétrodiffusion à une résolution verticale de 68 cm. Le second capteur, CARABAS, est un système imageur aéroporté SAR, travaillant aux fréquences VHF (20-90 MHz, longueurs d'onde de 3 à 15 mètres). Pour l'interprétation des données, deux types de modèles de diffusion électromagnétique sont utilisés : un modèle de transfert radiatif (RT) reposant sur une formulation énergétique où seule l'intensité du signal est simulée, et un modèle cohérent, simulant la propagation du champ électrique (amplitude et phase de l'onde). Ces modèles nécessitent une description géométrique précise du couvert, difficile à obtenir par des mesures terrain, d'autant plus nécessaire lorsque l'on désire modéliser des données haute résolution. Cette description fine est fournie par le modèle architectural AMAP (Atelier de Modélisation Architectural de Plantes du CIRAD).

Les résultats expérimentaux obtenus avec HUTSCAT montrent que l'on peut estimer la hauteur des arbres avec une précision absolue de l'ordre du mètre. De ces estimations, d'autres variables d'intérêt peuvent être également obtenues : volume de bois sur pied, indice de fertilité local. Le coefficient de rétrodiffusion mesuré par CARABAS montre une forte sensibilité aux variables du couvert sans saturation sur des gammes de volume de bois sur pied allant jusqu'à 900 m³/ha. Le signal est fortement corrélé aux caractéristiques géométriques des fûts (diamètre, hauteur et volume) et les relations en fonction du volume de bois sur pied sont très proches entre les deux sites. Une forte dépendance du signal à la topographie est observée. Pour une inversion du signal en terrain accidenté, une correction semi-empirique de cet effet serait nécessaire.

L'interprétation des profils verticaux fournis par HUTSCAT nécessite l'utilisation d'un modèle capable de prendre en compte la variabilité verticale du couvert. Le modèle RT, couplé à AMAP, s'avère approprié car il décrit les houppiers par une superposition de couches horizontales infinies. Les résultats de simulations montrent cependant la faiblesse de l'hypothèse des couches infinies, pour de faibles incidences, et une correction prenant en compte la forme des houppiers est introduite, pour reproduire correctement les profils expérimentaux. Le modèle montre que les aiguilles sont les principaux diffuseurs. Ces simulations prouvent qu'aux longueurs d'onde centimétriques toutes les parties du houppier contribuent à la réponse finale mesurée par le capteur. A partir de ces conclusions, un algorithme d'inversion visant à estimer la répartition de la biomasse foliaire à l'intérieur des houppiers est proposé et validé grâce à des mesures terrain.

L'étude des données CARABAS nécessite d'utiliser le modèle cohérent afin de prendre en compte les interactions cohérentes entre les différents mécanismes de diffusion (réflexions bistatiques sol-végétation). Pour les deux espèces de conifères étudiées, le tronc est le principal diffuseur et les branches ne contribuent que faiblement. La sensibilité observée du signal à la topographie est expliquée par la chute de la réflexion diédrale tronc-sol à mesure que la pente locale augmente. Il est conclu que pour des espèces présentant un tronc prédominant en terme de volume par rapport aux autres éléments du couvert, le signal sera fortement corrélé au volume de bois sur pied et peu variable d'une espèce à l'autre. Ces observations démontrent la possibilité de s'affranchir d'une grande partie de la variabilité du milieu et des effets de structure des arbres en utilisant des longueurs d'onde métriques.

L'ensemble des résultats prouve l'intérêt et la complémentarité des capteurs haute résolution et travaillant aux deux extrémités du spectre (X et VHF) utilisé en télédétection radar pour l'étude des forêts. Si de telles configurations techniques sont actuellement inenvisageables à bord de satellites, ces données aéroportées peuvent néanmoins s'avérer d'un grand intérêt pour le suivi et une gestion fine de la ressource forestière.

Mots clés : Télédétection radar, forêt, modélisation électromagnétique, modèle architectural de croissance, simulation, inversion, diffusiomètres, VHF, hauteur des arbres, variables descriptives du couvert, haute résolution, SIG, biomasse foliaire, volume de bois sur pied.