



HDR /Université Rennes 2  
*sous le sceau de L'université Européenne de Bretagne*

présentée par

**Valéry GOND**

*Mention Géographie  
ED 507 Sciences Humaines et Sociales*

Préparée au Centre International de Recherche en Agronomie  
pour le Développement (CIRAD),

Unité de Recherche Biens et Services des écosystèmes  
forestiers tropicaux

## Forêts tropicales et télédétection

HDR soutenue le 13 décembre 2013 devant le jury composé de :

**Sylvain BIGOT** rapporteur

*Professeur de Géographie de l'Université de Grenoble 1*

**Marc ROBIN** rapporteur

*Professeur de Géographie de l'Université de Nantes*

**Frank VEROUSTRATE** rapporteur

*Chercheur à l'Institut régional flamand pour la recherche technologique (VITO), lecteur en télédétection de l'Université d'Anvers (Belgique)*

**Etienne BARTHOLOME** examinateur

*Chercheur en télédétection satellitaire au Centre Commun de Recherche de la Commission Européenne, Ispra (Italie)*

**Plinio SIST** examinateur

*Chercheur en écologie forestière tropicale au Centre International de Recherche en Agronomie pour le Développement (CIRAD), Montpellier*

**Vincent DUBREUIL** Directeur

*Professeur de Géographie de l'Université de Rennes 2*

'La forêt, c'est de l'espace-temps'

*(Citation attribuée à André Fagneray, Ingénieur des Eaux et Forêts, Belgique)*

## Remerciements

Pour commencer cette compilation et cette synthèse de mes travaux, je tiens à remercier toutes les personnes qui ont contribuées de près et de loin à l'élaboration de tout cela.

Notamment mon épouse Viviane Thierron pour son soutien quotidien, qui a relu tous mes travaux et qui donc est la personne la plus informée de toutes les ficelles de ce qui est contenu dans cet ouvrage.

Ma famille Danielle Lefebvre, Gérard Gond et Christophe Gond mon frère qui m'ont soutenu tout au long de mes péripéties scientifiques et professionnelles. Mes grands-parents aussi qui m'ont donné le goût d'apprendre et du travail, Olga Delbé, Gaston Lefebvre (dit 'Léo Riss'), Yvonne Marion et Emile Gond (dit 'Aristide').

Je tiens à rendre hommage à Gilbert Saint mon directeur de thèse et initiateur des projets liés à l'utilisation de SPOT-VEGETATION ainsi qu'à François Lavenu qui m'a donné le goût du terrain en zone tropicale, tout deux décédés trop tôt.

Merci à mes promoteurs successifs, Jacques Hubschman, Thierry Phulpin, Gilbert Saint, Reinhart Ceulemans, Frank Veroustraete et Etienne Bartholomé qui m'ont formé au métier.

Merci aux compagnons de route successifs, Jean-Pierre Ducos, Alain Bourrousse, Frank Vidal, Philippe Loudjani, François Cabot, Laurent Laguerre, Nicolas Viovy, Laurent Kergoat, David de Pury, Andrew Kowalski, David 'Dasuki' Sampson, Narashima Shurpali, Ivan Janssens, René Beuchle, Michelle Pain-Orcet, Vincent Freycon, Daniel Sabatier, Pierre Joubert, Stéphane Guitet, Jocelyn Bluteau, Sylvie Daniel, Johan Oszwald et Sylvie Gourlet-Fleury.

Merci aux étudiants qui m'ont donné autant qu'ils ont appris comme Kevin Jousseume, Filip Colson, Katlijn Hellemans, Bert Gielen, Gaëlle Verger, Adeline Thévand, Mathias Lelièvre, Cécilia Leduc, Gaël Briant, Cécile Billard, Serge-Olivier Kotchi, Guido Castellanos, Bakary Koné-Bafétegué, Edna Castañeda, Thais Amaral-Basso, Alexandre Pennec, Julie Betbeder, Isabelle Tritsch, Lucas Bourbier et Marine Boulogne.

Enfin merci aux assistantes successives qui ont toujours su m'aider pour boucler un rapport ou débrouiller le montage d'une mission : Danièle Dattas, Jeanine Battle, Christine Faure, Nadine Calluy, June Cools, Josette Izzy, Jacqueline Martin, Florence Ousenie, Carmen Couture, Evelyne Tailhades et Pascale Hatot.

## VOLUME 1

A - Parcours et Curriculum Vitae détaillé.....	6
I - Les activités d'organisation de la recherche .....	6
I-1 - Encadrements d'étudiants .....	6
I-1.1 - Les post-Doctorant .....	6
I-1.2 - Les doctorants.....	7
I-1.3 - Les comités de thèse.....	8
I-1.4 - Les Masters et les Maîtrises .....	9
I-2 - L'organisation de colloques .....	11
I-3 - Les responsabilités de contrats.....	12
II - Les activités d'enseignements.....	15
II-1 - La formation de Master-Pro et de DESS .....	16
II-2 - La formation d'ingénieurs.....	16
III - Les opérations de valorisation de la recherche .....	17
III-1 - Les expositions .....	17
III-2 - La vulgarisation .....	17
III-3 - Les relectures d'articles scientifiques.....	17
IV - Les relations avec la société civile .....	19
IV-1 - Les expertises .....	19
IV-2 - Les fonctions de représentation dans les organismes extérieurs .....	20
V - Les relations de collaborations internationales.....	21
V-1 - Les organismes, les chercheurs et les champs de recherche.....	21
V-2 - Les missions de terrain .....	21
B - Productions scientifiques et académiques.....	24
I - Les publications de fond ou structurantes .....	26
II - Les publications 'pointues' .....	28
III - Les publications à facteur d'impact.....	31
IV - Les autres publications .....	32
V - Les participations à des colloques internationaux .....	34
VI - Les autres conférences internationales importantes .....	36
VII - Les autres publications.....	37
VIII - Les autres conférences .....	39
C - Récapitulatif des grandes étapes scientifiques.....	42
I - Le parcours scolaire et universitaire.....	42
II - Les sept grandes étapes du parcours scientifique.....	43

## VOLUME 2

A – Les articles clés .....	54
I – Gond <i>et al.</i> , 1999, <i>Tree Physiology</i> .....	54
II – Gond <i>et al.</i> , 2004, <i>International Journal of Remote Sensing</i> .....	61
III – Hammond <i>et al.</i> , 2007, <i>Ambio</i> .....	79
IV – Briant <i>et al.</i> , 2010, <i>Biological Conservation</i> .....	89
V – Gond <i>et al.</i> , 2011, <i>Int. Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation</i> ..	96
VI – Pennec <i>et al.</i> , 2011, <i>Remote Sensing Letters</i> .....	107
VII – Guitet <i>et al.</i> , 2012, <i>Forest Ecology and Management</i> .....	116
VIII – Bourbier <i>et al.</i> , 2013, <i>Bois et Forêts des Tropiques</i> .....	124
IX – Gond <i>et al.</i> , 2013, <i>Philosophical Transactions of the Royal Society – B</i> .....	131

## VOLUME 3

I - Introduction .....	140
II - Problématique et inflexions .....	143
II-A - La caractérisation des forêts tropicales humides .....	143
II-B - L'identification des impacts humains .....	144
III - Méthode et innovations .....	145
III-A - La caractérisation des forêts tropicales humides .....	145
III-B - L'identification des impacts humains .....	153
III-B-1 - L'orpaillage.....	153
III-B-2 - Les dégâts d'abattage.....	158
III-B-3 - Les pistes forestières.....	160
III-B-4 - Les implantations agricoles .....	164
IV - Résultats Majeurs et apports à la Géographie et aux autres disciplines .....	174
IV-A - La caractérisation des forêts tropicales humides .....	174
IV-B - L'identification des impacts humains.....	175
IV-B-1 - L'orpaillage .....	175
IV-B-2 - Les dégâts d'abattage .....	175
IV-B-3 - Les pistes forestières.....	176
IV-B-4 - Les implantations agricoles .....	177
V – Perspectives.....	179
V-A - La caractérisation des forêts tropicales humides .....	179
V-B - L'identification des impacts humains .....	181
V-B-1 - L'orpaillage.....	181
V-B-2 - Les dégâts d'abattage.....	182
V-B-3 - Les pistes forestières.....	182
V-B-4 - Les implantations agricoles .....	183
VI – Conclusions.....	184
VII – Bibliographie .....	185

## FORMATION UNIVERSITAIRE

- 1983 : Baccalauréat série B (Sciences économiques et sociales)  
1986 : Deug de Géographie Université de Toulouse II le Mirail  
1987 : Licence de Géographie Université de Toulouse II le Mirail  
1988 : Maîtrise de Géographie Université de Toulouse II le Mirail,  
Sujet : *Écosystèmes et types de peuplement de la forêt domaniale des Fanges et de ses bordures*, 191 pages, mention très bien. Sous la direction de Jacques Hubschman.  
1990 : DEA de Géographie Université de Toulouse le Mirail,  
Sujet : *Étude et suivi de la végétation en télédétection spatiale: analyse expérimentale de la variation spatiale et temporelle des NDVI*, 72 pages, mention bien. Sous la direction de Jacques Hubschman et Thierry Phulpin (CNRM)  
1995 : Doctorat de Géographie Université de Toulouse le Mirail,  
Sujet : *Contribution des données NOAA-AVHRR à la caractérisation des savanes africaines : approche locale, approche continentale*, décembre 1995, 151 pages, mention très honorable avec les félicitations du jury. ISBN 978-2-7295-1524-9. Sous la direction de Jacques Hubschman, Gilbert Saint (CNES) et Jean-Claude Menaut (ENS)

## RÉCAPITULATIF DE CARRIÈRE

- 1987-1991 : Maître d'internat Académie de Toulouse  
1988-1989 : Service militaire au Centre National de Recherche Météorologique (CNRM)  
1989-1991 : Boursier de doctorat du Ministère des Affaires Étrangères (Lavoisier)  
1991-1995 : Boursier de doctorat du Centre National d'Études Spatiale (CNES)  
1996 – 1998 : Professeur Assistant à l'Université d'Anvers, au Centre d'étude spatiale du VITO (Belgique)  
1999-2000 : Post-Doc (bourse Marie-Curie) au Centre Commun de Recherche à Ispra (Italie)  
2001-2006 : Chercheur au CIRAD affecté en Guyane française, Cayenne.  
2006-2009 : Chercheur CIRAD affecté à l'Université Laval, Québec (Canada).  
Professeur associé au département de Géographie et au département de Géomatique de la Faculté de Foresterie.  
2009-... : Chercheur CIRAD affecté à Montpellier dans l'équipe 'Biens et services des écosystèmes forestiers tropicaux' dirigée par Alain Billand.

## A - Parcours et Curriculum Vitae détaillé

### I - Les activités d'organisation de la recherche

#### I-1 – L'encadrements d'étudiants

En Guyane, mes étudiants étaient systématiquement adossés à mes projets de recherche permettant un soutien logistique, technique et scientifique débouchant sur des conclusions intermédiaires ou finales assurant le prolongement des travaux entrepris.

Avec l'expérience, je suis plutôt directif dans la planification des tâches : recherche bibliographique, traitements des données et travail de terrain (s'il y a lieu), analyse et rédaction du mémoire. Pour cette dernière phase je présente toujours ce travail sous l'aspect pédagogique de mise en valeur des travaux en mode scientifique (mise en forme du mémoire classique avec introduction-contexte, matériel et méthode, résultat, discussion, conclusion, bibliographie). Cette forme si elle est rustique et efficace permet à l'étudiant de présenter correctement son travail avec la possibilité de le valoriser sous la forme d'une publication scientifique. Cette perspective s'effectue généralement après le stage pour les Master. Elle constitue un marchepied pour ceux qui souhaitent aller plus loin dans la carrière scientifique et pour les autres une expérience enrichissante de valorisation.

Enfin la présentation orale des travaux pour les soutenances n'est pas négligée. Après une préparation ensemble, pas moins de 3 répétitions en présence des membres du laboratoire d'accueil garantissent une qualité de synthèse et d'expression permettant à l'étudiant d'avoir une référence personnelle en la matière.

Voilà donc pour moi ce que représente l'encadrement de Master et de Doctorant. Cette posture demande pas mal d'investissement de ma part et donc je limite l'encadrement simultané à 1 ou 2 doctorants (encadrement au long cours) avec 1 étudiant en Master (où il faut se concentrer sur une période plus courte sur un sujet pointu s'inscrivant dans le cadre d'une recherche plus large).

#### I-1.1 – Les post-doctorants

Oszwald Johan, 2007, Étude des processus dynamiques à l'interface nature/société à partir des outils de la géomatique ; rôle de leurs interactions sur le fonctionnement des systèmes complexes, amenant à une meilleure gestion intégrée des territoires, rapport post-doctoral, 94 pages.

## I-1.2 – Les doctorants

### En direction:

Tritsch Isabelle, 2013, Dynamique d'occupation du territoire et évolution des systèmes d'exploitation des ressources naturelles : le cas des Amérindiens Wayãpi et Teko de Camopi, Guyane française. Université Antilles-Guyane. 480 pages. Co-directeur.

Amaral-Basso Thais, 2012, Use of geographical and socio-economical information to support the risk assessment of foot and mouth disease in the frontier between Brazil and Paraguay. Faculté de Géographie, Université Laval, Québec (Canada), 162 pages. Co-directeur.

Thévand Adeline, 2007, Dynamique des mangroves en contexte amazonien. De la veille mondiale au suivi des phénomènes de colonisation et de régénération, étude par télédétection et analyse in situ. Université Toulouse III Paul Sabatier (SEVAB), 177 pages. Co-directeur.

### En tant que rapporteur:

Verheggen Astrid, 2013, Caractérisation de la dynamique saisonnière des formations végétales et de leur variabilité interannuelle à l'aide des séries temporelles de télédétection spatiale. Université Catholique de Louvain (Belgique). Participation au jury comme rapporteur.

Colson Filip, 2009, Spatial Pattern and Ecology of Land Use in the Amazon Basin. Département de Biologie, Université d'Anvers (Belgique), 153 pages. Participation au jury comme rapporteur.

### Actuellement en cours :

Lokoka Richard, 2009-2014, Apport de la télédétection dans la reconnaissance des émergents de la forêt de Yoko et l'estimation de la biomasse à partir des images de haute résolution, cas d'Ikonos. Université de Kisangani (République Démocratique du Congo). Co-directeur.

Kleinroth Fritz, 2012-2015, reading the logging scars in Congo Basin forest cover. Université de Bangor (Royaume Uni). Appui scientifique.



### I-1.3 – Les comités de thèse

Oszwald Johan, 2002-2005, Dynamique des formations agro-forestières en Côte d'Ivoire : suivi par télédétection et développement d'une approche cartographique, Université de Lille I, France, 302 pages.

Feurer Denis, 2005-2008, Géométrie 3D des lites de rivière par stéréophotogrammétrie à travers l'eau, Faculté de Géomatique, Université Laval, Québec (Canada) et AgroParisTech/ENGREF (SIBAGHE), 267 pages.

Kotchi Serge-Olivier, 2006-2013, Détection du stress hydrique par thermographie infrarouge. Application aux cultures à haute valeur ajoutée de l'Ouest québécois. Faculté de Géomatique, Université Laval, Québec (Canada). Soutenance prévue en 2014.

Aleman Julie, 2009-2013, Rôle des forçages climatiques et sociétaux sur la dynamique de la biodiversité et du couvert végétal des formations forêts-savanes en Afrique centrale. Université Montpellier (SIBAGHE). Soutenance prévue en 2013.

Clovis Grinand, 2013-2015, Quantification spatialisée du carbone dans les écosystèmes terrestres: utilisation de la télédétection pour la mesure et le suivi temporel multi-échelles (Madagascar). Montpellier SupAgro (SIBAGHE).

Fayad Ibrahim, 2013-2016, Fusion de données laser pour l'estimation de la hauteur des arbres à l'échelle régionale : application à la Guyane Française. Université Montpellier (I2S).

Goulamoussene Youven, 2013-2016, Intégration d'indices spatio-temporels dans les processus décisionnels pour le développement durable en Guyane. Université Antilles-Guyane.

#### I-1.4 – Les Masters et les Maîtrises

Boulogne Marine, 2012, Mapping vegetation types of central Seram, Maluku, Indonesia. Comparative assessment of various remote sensing tools, Master Écologie et Biosciences de l'Environnement, ENSAT, Université Paul Sabatier, Toulouse, 35 pages.

Djamai Najib, 2010, Exploitation des images satellitaires MODIS-TERRA pour la caractérisation des états de surface, cas de la Tunisie, Maîtrise de Géomatique, Université Laval, Québec (Canada), 108 pages.

Boudreau Jonathan, 2009, Biomasse forestière aérienne régionale au Québec à partir d'un LIDAR aérien et spatial. Maîtrise de Foresterie, Université Laval, Québec (Canada), 92 pages. Rapporteur.

Billard Cécile, 2008, Land use and land cover changes assessment using remote sensing imagery and its understanding with social and economical parameters, a case study in the community of Palmares II, Brazil, Master of Science in Forest Ecology and Management, Albert-Ludwigs Universität, Freiburg (Allemagne), 102 pages.

Castaneda Edna, 2008, Descripción y dinámica de los sistemas de producción de la Amazonia Colombiana, Maestrano de la Universidad de Amazonia, Florencia (Colombia), 53 pages.

Briant Gaël, 2008, Estimation de l'assèchement forestier amazonien par imagerie MODIS, Maîtrise de Géomatique, Université Laval, Québec (Canada), 141 pages.

Castellanos Guido, 2008, Application du LIDAR pour la caractérisation des arbres (cas des vergers de pommiers au Québec). Maîtrise de Géomatique, Université Laval, Québec (Canada). 52 pages.

Batéfégué-Koné Bakary, 2007, Utilisation du LIDAR en agriculture de rendement (cas du soja et du maïs). Maîtrise de Géomatique, Université Laval, Québec (Canada). 134 pages. Rapporteur.

Gielen Bert, 2005, Study of the relationship between forest stand parameters and Landsat spectral responses in moist tropical rainforest (French Guiana), Master de l'Université d'Anvers (Belgique), 56 pages.

Naudts Jozef, 2004, Contribution à l'étude de la dynamique de l'agriculture familiale en zone de front pionnier amazonien, région de Maraba, Para, Brésil, Master of Science DAT-AGIR du CNEARC, Montpellier, 96 pages.

Hellemans Kathelijne, 2004, Caractérisation de l'ambiance lumineuse au niveau du sous-bois dans une forêt tropicale humide. Master de l'Université d'Anvers (Belgique). 47 pages.

Ferreira Nascimento Fabricio, 2004, Remote sensing techniques and canopy gaps in conventional (French Guiana) and reduced impact logging (Brazil), Stage de Master, Université Fédérale Rurale d'Amazonie de Belém (Brésil) 40 pages.

Colson Filip, 2003, Characterization and localisation of canopy gaps in humid tropical rainforest (Counami, French Guiana). Master de l'Université d'Anvers (Belgique). 57 pages.

## I-2 – L'organisation de colloques

**2011:** International Union of Forest Research Organizations (IUFRO), Montpellier (France). J'ai organisé la session 'Tools for forest management and inventory'.

<http://www.iufro2011-tropical-silviculture.org/>

**2011:** Association for Tropical Biology and Conservation (ATBC) et African section of the society for conservation biology (ACB), Arusha (Tanzanie). J'ai organisé le symposium 'Tracking human-aided disturbances. Ce colloque m'a permis de mieux m'insérer encore dans les réseaux américains conversationnistes. <http://www.atbc-scbafrika2011.org/>

**2008:** Association for Tropical Biology and Conservation (ATBC), Paramaribo (Suriname). Organisation du séminaire 'Global remote sensing imagery and products for tropical forest monitoring' en compagnie de Dr. Eileen Helmer (IITF-USDA). Ce colloque m'a permis de mettre en contact différents partenaires du réseau Guiana Shield Initiative mais aussi d'inviter une personnalité comme Greg Asner. Nous étions 1600 participants. <http://www.atbc2008.org/>

**2000:** VEGETATION-2000, 2 years of operation to prepare the future, Belgirate (Italy) 3-6 April. Ce colloque était l'aboutissement de mon Post-Doc au Centre Commun de Recherche. Il a permis de faire le point sur les avancées scientifiques proposées par le capteur VEGETATION. Il a aussi été l'occasion de rencontrer des personnalités du monde entier et de constituer un réseau d'utilisateurs. Un CD a été pressé à la suite de cette réunion. 200 personnes ont participé à ce colloque.

**1998:** Forest Ecosystem Modelling, Upscaling and Remote Sensing, Antwerpen (belgium), September 21-25, ISBN 90-5103-138-6. Ce colloque synthétique des travaux réalisés dans le cadre des projets Ecocraft et Euroflux a permis de faire un point scientifique mais aussi d'inviter des personnalités comme Ranga Myneni (MIT). Je me suis beaucoup investi dans ce projet. J'ai été co-éditeur du livre publié à la suite du colloque. 100 participants.

### I-3 – Les responsabilités de contrats

**7° FPR, ERA-NET BioDiverSa-2**, 2013-2015, Tipping points for biodiversity conservation and resilience of forested social and ecological systems (CoForTips).

Je suis impliqué dans le groupe de travail '*Biodiversity and resilience landscape*' afin de travailler dans l'action 1.3 '*Mapping the floristic composition and biodiversity of the Central Africa*' et l'action 1.4 '*Mapping vegetation changes during the last decades*'.

**6° FPR, ERA-NET BioDiverSa-1**, 2009-2013, Prédire les effets des changements globaux sur la biodiversité dans les forêts du Bassin du Congo (CoForChange).

Ce projet a été approuvé pour financement en septembre 2008 pour une opération 2009-2012. J'ai été responsable du work-package '*Mapping and characterising the main tree communities types*'. Notre travail a consisté à cartographier finement les structures végétales de la partie occidentale du massif forestier congolais et aussi de cartographier la dégradation forestière sur l'ensemble de la zone d'étude.

<http://www.coforchange.eu/fr/projet>

**EuropeAid DCI-ENV**, 2009-2013. Gérer durablement la ressource bois énergie (Makala).

Ce projet en République Démocratique du Congo m'amène directement au sein d'un mécanisme de déforestation : la production de charbon de bois approvisionnant les grandes villes (Kinsasha et Kisangani). Je suis responsable de la cartographie de la dégradation forestière sur les plateaux Batéké et à Kisangani. <http://makala.cirad.fr/>

**SSA OTAG, 2008-2009**, Brésil-Argentine, Operational Management and Geodecisional Prototype to Track and Trace Agricultural production. Le projet a été élaboré avec Gérard Chuzel (Cemagref) et Alain Viau (U. Laval). Étant responsable de l'animation scientifique de ce projet j'ai vu de l'intérieur l'administration et la gestion d'un projet européen (organisation, comptabilité, gestion quotidienne). Il m'a permis aussi d'élargir mon champ de compétences vers les systèmes d'information.

**ANR, 2007-2009**, Agriculture et Développement Durable. Brésil-Colombie. Services éco systémiques des paysages agrosylvopastoraux amazoniens : analyse des déterminants socio-économiques et simulation de scénarios. Le projet a été élaboré avec Patrick Lavelle (IRD). J'étais responsable du groupe de travail '*Paysages*'. Dans la continuité du projet Ecosystèmes Tropicaux de 2005, ce projet a pris une dimension ici tout à fait extraordinaire puisque nous avons travaillé sur 6 sites (3 au Brésil et 3 en Colombie). La coordination est restée toutefois très compliquée pour gérer les différents partenaires de mon équipe. Le terrain a été très exigeant et l'homogénéisation des méthodes de travail assez difficile à mettre en œuvre. Les résultats sont très intéressants lorsque l'on met le travail de cartographie dans la projection globale du projet sur la perte ou le maintien de la biodiversité dans les milieux agricoles.

**ANR, 2007-2009**, Biodiversité. Brésil-Colombie. Services éco systémiques des paysages agrosylvopastoraux amazoniens : analyse des déterminants socio-économique et simulation de scénarios. Le projet a été élaboré avec Patrick Lavelle (IRD). J'étais

responsable du groupe de travail '*Paysages*'. Même chose que le précédent pour notre groupe de travail. Ces deux ANR ne diffèrent que dans l'aspect biodiversité accentué ici. Une équipe supplémentaire y coordonnait les travaux sur l'analyse systémique de la macrofaune du sol.

**IFB, 2005-2007**, Biodiversité et gestion durable des ressources naturelles en Amazonie, groupe de travail coordonné par l'IRD (Frédéric Huyhn). J'ai participé au groupe travaillant sur les paysages (Anne Elisabeth Laques). Ce projet m'a fait voyager au Brésil dans la partie amazonienne. C'est d'une part les fronts pionniers du Para (Maraba) et les zones le long du fleuve Solimões (Tabatinga). Un excellent contact avec les équipes brésiliennes y a été réalisé.

**Ecosystèmes Tropicaux, 2003-2005**, Ministère de l'Environnement et du Développement Durable, Structure du paysage et diversités endogées en forêt guyanaise, sous la direction de Myriam Harry (Université Paris XII). Ce premier projet visait à estimer la biodiversité en relation avec les activités humaine et m'a permis de me familiariser avec les équipes d'écologues.

**CPER – Guyane, 2002-2006**, Caractériser l'écosystème forestier guyanais pour mieux le gérer, sous la direction de Daniel Sabatier (IRD). Ce travail en relation avec le projet national Écosystèmes Tropicaux a permis la réalisation de nombreux travaux relatifs à la gestion forestière. Il m'a permis en outre de mettre au point la cartographie du plateau des Guyanes.

**Ecosystèmes Tropicaux : 2002-2007**, Ministère de l'Environnement et du Développement Durable, Évaluation multi-échelles de la diversité spécifique, structurale et fonctionnelle des arbres en forêt guyanaise, sous la direction de Daniel Sabatier (IRD). Un projet important qui m'a permis de valoriser mes résultats cartographiques sur le plateau des Guyanes. La coopération avec les botanistes a été excellente et a permis de mettre au point un système de validation des structures forestières guyanaises.

**DG-XII, Global Land Cover, 2000-2003**, Groupe de travail sur l'Amérique latine. Sous la direction d'Alan Belward (Centre Commun de Recherche). Ce travail à vocation globale m'a permis de rencontrer des chercheurs du monde entier. Il m'a aussi permis grâce à Hugh Eva du JRC de focaliser mon travail sur l'Amérique du sud par la mise au point de techniques originales de télédétection.

**DG-XII, ECOCRAFT, 1996-1998**, European Collaboration on CO<sub>2</sub> Responses Applied to Forest and Trees, sous la direction de Paul Jarvis (Université d'Édimbourg). Un projet parallèle au précédent mais plus axé sur le développement de la modélisation de l'assimilation de carbone par les plantes. J'étais coordinateur scientifique de ce projet pour la Belgique. Je réalisais les rapports d'activités et coordonnais les travaux scientifiques.

**DG-XII, EUROFLUX, 1996-1998** Long term carbon dioxide and water vapour fluxes of European forests and interactions with the Climate System, sous la direction de Ricardo Valentini (Université de Toscane). Ce projet entrainait pleinement dans le programme de

travail élaboré en Belgique par le Prof Ceulemans qui en assurait la coordination. Ce projet a permis de financer l'installation d'une tour à flux dans la forêt expérimentale de Brasschaat.

**SALT, 1991-1995**, Savanes à long Terme, sous la direction de Jean-Claude Menaut (ENS). Ce programme m'a permis de réaliser ma thèse. Ce projet a surtout servi d'appui sur le terrain mais aussi à réaliser la connexion entre les physiciens et les écologues du projet.

## II - Les activités d'enseignements

J'ai peu fait d'enseignement universitaire de par mon statut de chercheur au CIRAD. J'ai pu intervenir en fin de doctorat à l'Université le Mirail, dans le cadre de la construction de l'Université de Guyane et enfin au sein de l'Université Laval. C'est cette dernière expérience qui m'a permis réellement de monter un cours avec des enseignements généraux et des travaux pratiques en laboratoire.

1993-1995 : chargé de cours à l'UFR de Géographie de l'Université Toulouse le Mirail dans le cadre des enseignements de Martin Paegelow et Franck Vidal. Enseignement de base en informatique, photo-interprétation, cartographie et télédétection. Cours en DEUG et Licence. 75h par an (de 1 à 2 groupes de 30 étudiants en Géographie).

2003-2004 : en charge de l'enseignement de la télédétection appliquée à l'environnement guyanais lors de la construction de la Licence Pro du Pôle Universitaire de Guyane (PUG) de l'Université Antilles-Guyane. 8h par an (1 groupe de 40 étudiants de diverses filières liées à l'environnement tropical).

Je suis aussi intervenu dans le cadre du Master de l'ENGREF sur le module forêt tropicale. Là aussi j'ai enseigné la télédétection appliquée aux zones tropicales (climatologie tropicale, déforestation amazonienne et télédétection appliquée). 6h par an (une vingtaine d'étudiants en Foresterie).

2006-2009 : intervention dans différents cours des départements de Géographie (Amérique latine) et de Géomatique (géomatique de l'environnement). Ceci m'a amené à être sollicité pour avoir une charge de cours au sein de la faculté de Géographie et de Foresterie pour enseigner la télédétection et ses applications forestières. J'ai donné ce cours en partenariat avec le département de Géomatique. Mon cours comptait 145 h par an au premier semestre 2009 pour 42 étudiants de Géomatique et de Géographie. Le cours s'intitule 'Télédétection : principes, méthodes et applications' GGR 21469. Il est actuellement au programme de la faculté et continue à être donné par ma collègue Sylvie Daniel.

2012 : J'ai donné mon cours 'Télédétection : principes, méthodes et applications' à l'Office National de l'Environnement de Madagascar à l'occasion d'un support à la formation d'ingénieurs forestiers (10 forestiers). Un document de 124 pages contenant 720 diapositives a été imprimé à cette occasion comme support de cours.



## II-1 – La formation de Master-pro et de DESS

La formation d'ingénieur via les écoles d'ingénieurs ou par les Master-Pro m'a permis d'allier formation technique et opérationnalité des étudiants. Dans l'ordre ci-dessous, l'un est Volontaire Service Civil (VSC) à l'ONF-Guyane, ingénieur d'étude à l'ONF-Guyane, ingénieur d'étude chez Spot-Images, cadre scientifique au CIRAD, doctorante à l'Université de Rennes-2, ingénieur de recherche dans une société d'expertise (SIRS) et responsable des risques nucléaires en région parisienne.

Lucas Bourbier, 2011, Évaluation de la dégradation forestière par télédétection dans le bassin du Congo, Master-pro Système d'Information et Informations Géographiques pour la Gestion et la Gouvernances des Territoires (SIIG3T), Université Montpellier III, 49 pages. Actuellement VCAT à l'ONF, Cayenne.

Verger Gaëlle, 2004, Étude et suivi des impacts liés à l'ouverture des pistes en Guyane française par imagerie satellitale : une aide pour l'aménagement du territoire, DESS Maîtrise d'ouvrage en aménagement urbanisme, aménagement environnemental et paysager, Tours, 117 pages. Responsable cellule SIG à l'ONF, Cayenne.

Leduc Cécilia, 2004, Estimateurs globaux de la diversité endogée en Guyane en relation avec les descripteurs du paysage, DESS Gestion des systèmes Agro-Sylvo-pastoraux en zones tropicales, Paris XII, 31 pages. Ingénieur chez Spot-Images, Toulouse.

Trébuchon Jean-François, 2003, Le bouclier oriental guyanais, cartographie des forêts tropicales humides à l'aide d'images SPOT-4 – VEGETATION et LANDSAT 7 ETM+, DESS télédétection du CETEL, Toulouse, 43 pages. Cadre au CIRAD.

## II-2 – La formation d'ingénieur

Betbeder Julie, 2010, Approche écologique de la cuvette congolaise à partir de télédétection spatiale, Mémoire de fin d'étude, École Supérieure d'Agriculture, 121 pages, Angers. Actuellement en Doctorat de Géographie, Université Rennes II.

Pennec Alexandre, 2009, Caractérisation de la phénologie des forêts tropicales de Guyane française à partir de séries temporelles d'images satellitaires, Mémoire de fin d'étude de l'École Supérieure des Géomètres et Topographes (Le Mans), 89 pages. Actuellement Ingénieur d'étude au sein de la société Systèmes d'Information à Référence Spatiale (SIRS), Lille.

Lelièvre, Mathias, 2004, Caractérisation géostatistique de séquences d'images Spot/VEGETATION, mémoire de fin d'étude de l'École des Mines de Paris, 67 pages. Actuellement Ingénieur à la sécurité nucléaire d'île de France, Paris.

### III - Les opérations de valorisation de la recherche

#### III-1 - Les expositions

J'ai participé aux journées de la Science en Guyane de 2002 à 2006.

J'ai été impliqué dans l'élaboration et l'animation des stands du CIRAD lors du Salon International de l'Agriculture de Paris en 2001 et 2011 (année internationale de la forêt et des DOM-TOM).

J'ai réalisé des cartes globales des forêts tropicales humides pour l'Exposition de la Mairie de Paris au jardin de Bagatelle à l'occasion de l'année internationale de la forêt.

J'ai réalisé des cartes globales des forêts tropicales humides pour l'Exposition itinérante de l'IRD-CIRAD à l'occasion de l'année des DOM-TOM.

#### III-2 - La vulgarisation

##### Les films:

SPECIES, film de Jean-Philippe Isel, présenté par le WWF, Toucan production, 29 mn.  
Brigade Nature, épisode 12, *Big brother sur la Guyane*, Strawberry Film, 52 minutes.  
Reportage sur l'utilisation de la télédétection dans la lutte contre l'orpaillage en Guyane.

##### Les entrevues :

Entrevue avec Gérard Klein lors de son émission 'autour du monde'.  
Entrevues à l'occasion du salon international de l'Agriculture de Paris.  
Entrevue à France Ô à l'occasion de l'année internationale des forêts et des DOM-TOM.  
Entrevue à Radio-France Outre-mer (RFO) à propos de l'opérationnalité du suivi de l'orpaillage clandestin en Guyane.

#### III-3 – Les relectures d'articles scientifiques

Je suis de plus en plus sollicité pour relire des articles scientifiques pour des revues traitant soit de la forêt soit de la télédétection soit des questions de gestion territoriale.

Bulletin de la Société Française de Photogrammétrie et de Télédétection (2007, 2013)

Revue de Télédétection (2007)

Bois et Forêt des tropiques (2006, 2007, 2008, 2010, 2012, 2013)

Ecology and Society (2008)

Canadian Journal of Forestry Research (2009)

Climatic Change (2009)

Remote Sensing of Environment (2009, 2011, 2013)

Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing (2013)

Journal of Geophysical Research (2009)

Tropical Conservation Science (2009)

EcoScience (2010)

Biotropica (2012)

International Journal of Agricultural and Environmental Information Systems (2012)

PlosOne (2012)

## IV - Les relations avec la société civile

### IV-1 – Les expertises

Validation expert of the **Climate Change Initiative** (CCI) from **European Space Agency** (ESA). J'ai été sollicité en 2013 afin de valider la carte globale de végétation réalisée par l'Université de Louvain la Neuve (laboratoire de Pierre Defourny) à partir des données SPOT-VEGETATION et MERIS. Il s'agissait de valider des sites de 4x4 km de côté répartis sur le globe à partir de données Landsat, Google Earth ainsi que des profils temporels NDVI. Une évaluation de changement des états de surface a aussi été réalisée à partir des images Landsat et des profils temporels entre les années 2000 (1998-2002), 2005 (2003-2007) et 2010 (époque 2008-2012).

**Agence Française de Développement**, 2012-2014, '*Assistance Technique pour appuyer le processus REDD+ à Madagascar*'. L'office National de l'Environnement de **Madagascar** (ONE) à chargé le bureau d'étude Helvetas Swiss Intercooperation de coordonner l'assistance technique. Le CIRAD a été sollicité Ghislain Vieilledent et moi pour donner des cours afin d'augmenter la capacité des ingénieurs à faire les évaluations de la biomasse du pays dans le cadre des engagements du REDD+. J'ai donné une séance de formation en octobre 2012 (50h).

**World Wildlife Fund**, 2009-2012, '*Suivi des populations d'Espèces Charismatiques d'Intérêt Ecologique et Scientifique*' (SPECIES). J'ai appliqué le procédé pour estimer la dégradation des habitats forestiers en relation avec les travaux de Benoit de Thoisy sur les Tapirs et les Loutres géantes de Guyane française. Il s'agissait d'identifier la perte d'habitat en relation avec la présence/absence des animaux sur des cellules de 1km<sup>2</sup> ou sur le long des fleuves (estimation de la turbidité).

**GlobCover 2009** expert of the **European Space Agency** (ESA). J'ai été sollicité en 2010 pour valider la carte globale de végétation réalisée par l'Université de Louvain la Neuve (laboratoire de Pierre Defourny) à partir de données SPOT-VEGETATION et MERIS. Il s'agissait de valider des sites de 10x10km, répartis sur le globe. J'ai participé au colloque de restitution en février 2011 au Centre Commun de Recherche à Ispra (Italie).

**World Wildlife Fund**, 2008-2009, '*Étude par télédétection des impacts miniers sur le plateau des trois Guyanes*'. J'ai effectué une assistance à l'ONF afin de cartographier des activités d'orpaillage sur le plateau des Guyanes. Il s'agit ici de réaliser une cartographie complète à partir d'images de télédétection des activités clandestine ou non d'orpaillage au Guyana, au Suriname et au Brésil (état d'Amapa). Ceci afin de compléter la carte de la Guyane et ainsi mettre en lumière la fragilité du milieu naturel face à l'activité minière.

**NWFS Consultancy (USA)**, 2008-2009, '*Study of environmentally sensitive areas in Mauritius and Rodrigues*', Ministry of Environment et NWFS Consultancy. Un travail d'expertise me permettant de tester des méthodes de prise de données sur le terrain, établir une base de données et ensuite réaliser une cartographie thématique. Ce travail très intéressant m'a permis de connaître le milieu insulaire et la problématique des plantes

invasives. Le travail avec des consultants américains fut aussi une expérience très enrichissante.

**Direction de l'Agriculture et des Forêts de Guyane 2005-2007**, '*Cartographie de l'occupation du sol sur le littoral guyanais*'. Un travail d'identification des exploitations agricoles clandestines a été effectué. La DAF dépositaire des résultats a aussi bénéficié d'une formation de ses agents afin de pérenniser le savoir-faire.

**DIREN Guyane 2005-2007**, '*Observation de l'activité minière sur le secteur des Nouragues / Roche Fendée et de la Sikini*'. Dans le cadre de l'observatoire du territoire, une application concentrée sur le problème de l'orpaillage a été développée ici. Il s'agit de pouvoir informer et localiser toute activité d'orpaillage en Guyane en quasi temps réel.

**Ministère de l'Outre-mer 2004-2006**, '*Élaboration d'un diagnostic Post-exploitation par télédétection spatiale pour la gestion durable des forêts de Guyane*'. Le travail en collaboration avec l'ONF permet d'identifier les coupes forestières, de les géo-localiser et d'en estimer les dégâts. Ce travail s'inscrit dans une démarche de réduction d'impact lié à l'exploitation forestière.

**Ministère de l'Outre-mer 2003-2005**, '*Estimation de l'impact de l'ouverture des pistes forestières sur la biodiversité des forêts tropicales humides*'. Ce premier projet a permis de démontrer que la télédétection spatiale était un outil incontournable en Guyane pour permettre la mise en œuvre d'une politique d'aménagement.

**Ministère de l'Outre-mer 2003-2005**, '*Suivi de l'occupation des sols en Guyane française – étude de faisabilité d'une surveillance par satellites*', Convention IRD (Laurent Polidori). Les résultats de cette étude ont mis en lumière l'intérêt de développer un observatoire du territoire en Guyane. Ce projet a vu le jour par l'installation d'une station de réception à Cayenne et par le développement de ses activités en relation avec l'IRD-Cayenne.

#### IV-2 – Les fonction de représentation dans les organismes extérieurs

Depuis 2008 j'ai été nommé au conseil scientifique du **Parc National Amazonien** en Guyane. Cela me permet d'avoir un rôle consultatif auprès du Comité d'Administration du Parc National mais aussi de proposer des thèmes de recherche.

## V - Les relations de collaboration internationales

### V-1 - Les organismes, les chercheurs, les champs de recherche

**UMR ECOFOG, 2001-2005**, sous la direction de Meriem Fournier (ENGREF). J'ai été impliqué à l'origine de cette UMR de Kourou. Ma spécificité en télédétection m'avait accordé une niche scientifique à l'intersection de plusieurs thématiques de recherche.

**CIRGT 2006-2008**, Chaire International de recherche sur la gouvernance des territoires, sous la direction d'Alain Viau (Université Laval – Canada). Ce premier travail en collaboration avec l'Université Laval avait pour but d'identifier les problématiques liées à la gouvernance des territoires et l'apport que pouvait procurer la télédétection. Mon expérience guyanaise a ici joué sur le discours des institutions de recherche, les interlocuteurs politiques et le grand public.

### V-2 - Les missions de terrain

Les missions de terrain sont souvent les expériences les plus enrichissantes scientifiquement et humainement pour un géographe. C'est aussi le temps et le lieu de faire des rencontres débouchant sur des partenariats. De par mon statut de chercheur tropical ces expériences ont généralement un cadre outre-mer impliquant de nombreuses personnes et institutions de recherche.

**1988** : mesure en forêt des Fanges (6 mois). Afin de réaliser la carte des peuplements forestiers. Mon camarade Jean-Pierre Ducos et moi avons passé 6 mois (octobre 1987 à avril 1988) dans une maison forestière à Axat (11) d'où nous partions tous les jours arpenter nos 3.500ha de forêts domaniales et communales afin de faire des sondages pédologiques, des échantillonnages de sol, des mesures d'arbres, des inventaires botaniques, etc. Ce travail a été passionnant et très pédagogique.

**1992** : transect SALT, visite des principaux sites du projet (Lamto, Tehini (Côte d'Ivoire), Bondoukou, Bidi (Burkina Faso), Gourma (Mali) et Banizoumbou (Niger)). En 1993 cette mission a été complétée par la visite du site de Tyssé Keymor (Sénégal). Le terrain de mon doctorat. Expérience ô combien utile pour découvrir l'Afrique de l'Ouest. J'avais comme mentor François Lavenue, un vieux briscard du continent. Des images plein les yeux, des relevés botaniques et pédologiques ainsi que l'expérience d'installation des stations météorologiques et photométriques en pleine brousse.

**1997** : mesures foliaires (chlorophylle, contenu en eau, etc.) effectuées tous les 10 jours en forêt de Brasschaat accompagnées tous les quinze jours de mesures de surface foliaire de la canopée (Leaf Area Index –LAI). Cette expérimentation était très difficile car il fallait prélever des échantillons de 5 espèces d'arbres et 3 espèces de sous-bois tous les 10 jours pendant un an. Ensuite il fallait rentrer au laboratoire de biologie de l'Université d'Anvers, mesurer les surfaces de feuilles et d'aiguille de pin (le plus amusant), mesurer poids frais – poids sec (24h plus tard dans l'étuve) et enfin faire les mélanges avec des acides pour que la technicienne puisse mesurer 48 heures plus tard la concentration en

chlorophylle (a et b). Toutes les deux semaines nous mesurons avec David de Pury puis avec Andy Kowalski la surface foliaire (LAI) des différents peuplements. C'est moi qui avais proposé cette expérimentation lourde. Je voulais comprendre en détail les mécanismes de mise en place, de maturité et de chute des feuilles. Modélisés et spatialisés, les résultats de cette étude ont été étonnants d'information pour l'équipe du Professeur Ceulemans.

**2001-2006** : expatriation en Guyane française. Accès aux terrains d'étude de Paracou et de Counami très régulièrement (au moins 6 semaines par an). Plus des missions exceptionnelles (Haut Maroni, bas Oyapock, Marais de Kaw). Plus suivi du développement de la mangrove de Macouria (mesures tous les 14 jours pendant 9 mois). L'accessibilité au terrain a été un des grands atouts de mon positionnement à Cayenne. J'ai eu là l'occasion de vraiment investir les forêts tropicales humides. Cela a été très instructifs scientifiquement mais aussi humainement car organiser des séjours en carbet (avec les étudiants) ou en campement léger (sous bâche en forêt) n'est pas une mince affaire. On apprend vite. Travailler en forêt m'a aussi permis de relativiser les 'dangers' de la forêt. Des morsures, des piqûres et des malaises certes mais comme tout, on s'habitue et finalement on n'y pense plus tout en restant aux aguets continuellement. J'ai eu aussi la chance d'encadrer ma première doctorante Adeline Thévand (Ecologie). Elle a été emballée par mon expérience de mesure continue en forêt tempérée (Brasschaat) que l'on a répliqué à peu près à l'identique sur un banc de vase colonisé par des plantules de mangrove. Le pas de temps était ici de 14 jours (demi-cycle lunaire pour bénéficier de la marée) afin de mesurer les dimensions des plantules (1cm au début pour 3,5m à la fin de l'expérimentation), ainsi que la surface foliaire pour décrire l'évolution de l'environnement. J'ai aussi eu l'occasion de faire des vols en hélicoptère au dessus de la canopée. Plusieurs fois pour observer et valider les mesures réalisées sur des images SPOT dans le cadre de la surveillance de l'orpaillage clandestin. Une autre fois afin de mesurer avec un LIDAR aéroporté la structure forestière de la forêt de Counami.

**2003-2007** : missions dans le cadre de projets en Amazonie brésilienne (sites de Tailandia (Para), Benjamin Constant (Amazonas) Benfica (Para), Palmares, Pacaja et Maçaranduba (Para). Impliqué dans plusieurs projets en Amazonie brésilienne j'ai participé ou piloté des missions liées à l'analyse paysagère. Ces relevés ont nécessité notamment des points d'échantillonnage en vue de réaliser des classifications supervisées. Donc beaucoup de marche, d'identification d'éléments du paysage, de photographies et de point GPS. Des expériences autant humaines que géographiques dans la mesure où l'investissement en temps et en énergie était conséquent, les sites étant éloignés les uns des autres et surtout éloignés de tout (c'est l'avantage ou l'inconvénient de travailler sur les fronts pionniers). Mais enfin naviguer sur le fleuve amazone pour faire son terrain n'est pas rebutant du tout.

**2010** : mission en République démocratique du Congo dans le cadre de prise de points de mesure pour réaliser les cartes d'occupation du sol (projet Makala). Premier terrain en Afrique centrale dans des conditions difficiles, cette expérience reste très marquante pour moi. La ville de Kinshasa, les plateaux Batéké et les environs de Kisangani ont été nos lieux de pérégrinations pour effectuer nos mesures de paysages (afin de réaliser des cartes

d'occupation du sol). L'escapade au Centre de Recherche Forestière de Yangambi restant un point fort aussi de ce terrain sans oublier l'hôpital de Kinshasa où mon collègue Alexandre Pennec soignait sa double fracture de la mâchoire.

**2011** : mission en Indonésie dans la province de Kalimantan Ouest (Bornéo) afin de valider la carte des états de surface du marécage de Kuapas Hulu. Encore une nouveauté l'année suivante avec ma première incursion dans la forêt de Bornéo. La forêt marécageuse de Kapuas Hulu a été très instructive car elle m'a permis de comparer avec les forêts d'Amazonie et d'Afrique Centrale les différences de structures de la canopée. L'expérience était vraiment aussi très riche du point de vue camping sur un terrain plus que mou. Heureusement que mon camarade Yves Laumonier était là pour assurer l'intendance et l'organisation ainsi que la présence de Julie Betbeder soutenant notre moral grâce à son humour et son enthousiasme.



## B - Productions scientifique et académique

La production scientifique est primordiale dans la diffusion des idées, des travaux et des résultats. Ce chapitre détaillera cette production de 1990 à 2013 (23 ans). Le tableau ci-dessous synthétise cette production.

Articles de rang A référencés	20
Articles de rang A non-référencés	17
Livres/ouvrages	7
Articles B	4
Conférences internationales	21

Tableau 1 : synthèse de la production scientifique (1990-2013)

Ce tableau illustre une production assez bien équilibrée entre articles référencés (en anglais généralement), non-référencés (en français) et les conférences internationales. Ces dernières sont toujours des points de rencontres, d'inflexions car elles permettent de se positionner par rapport aux autres groupes de chercheurs.

L'évaluation de sa recherche n'est pas facile à faire surtout lorsque l'on veut avoir une information sur l'impact de ses recherches sur la communauté scientifique. Plusieurs outils existent et notamment les statistiques issues de l'institut Thompson (Isi-Knowledge). La figure 0 ci-dessous présente mes statistiques de publication et de citation au sein de cette base de données.

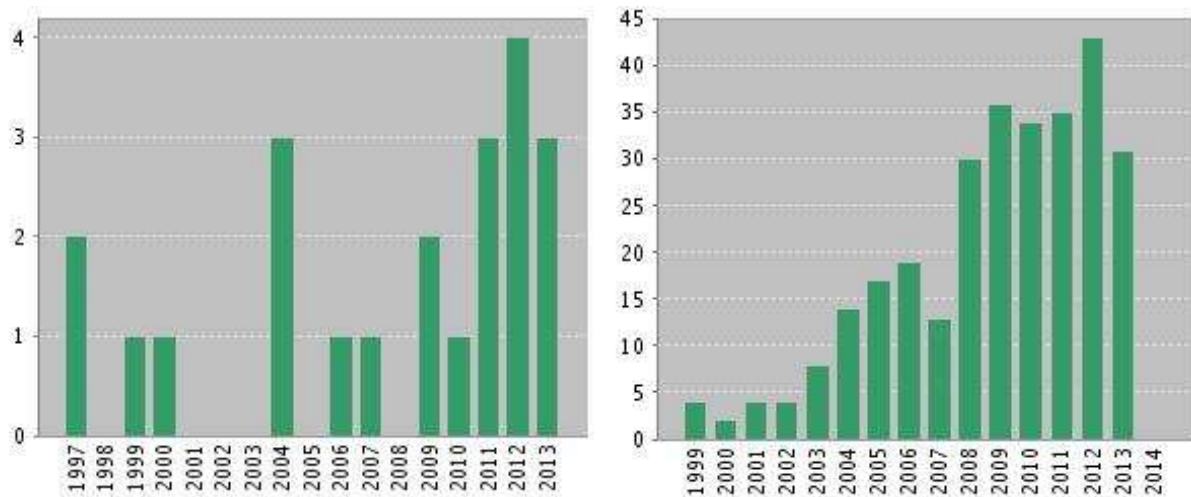


Figure 0. Nombre de publications par année (à gauche) et de citations (à droite) des 20 articles accessibles sur la base de données Isi-Knowledge Thompson entre la première parution (1997) et aujourd'hui (7 octobre 2013).

Les publications ont plus de régularité à partir de 2009 tandis que le nombre de citations a tendance malgré son décalage dans le temps à se stabiliser depuis 2009. Avec un indice de 7 (tableau 2) je me situe dans une moyenne de production et d'impact dans la communauté scientifique.

Articles de rang A référencés	20
Nombre de citation	294
Moyenne de citation par article	14.7
h-index	7

Tableau 2 : résultats issus de la base de données ISI-Knowledge comportant le nombre total de citations et l'évaluation du facteur d'impact de mes recherches.

Aujourd'hui de nouveaux modes de diffusion existent comme le réseau social-scientifique qu'est 'Research Gate' qui permet d'être alerté et d'alerter des productions scientifiques au sein de son domaine scientifique. Ces réseaux permettent aussi à beaucoup d'utilisateurs du sud d'obtenir facilement des articles scientifiques. J'y vois un moyen indéniable de large diffusion au-delà de la distribution classique des revues scientifiques. Ma page (depuis novembre 2012 au 7 octobre 2013) a été visionnée 1969 fois et mes publications ont été distribuées 897 fois (avec un score de 79 fois pour Gond *et al.*, 2004; 75 fois pour Gond *et al.*, 2011 et 62 fois pour Pennec *et al.*, 2011). Mon score *Research Gate* est à ce jour de 22,08.

Dans la suite du document les références bibliographiques auxquelles j'ai apporté une contribution et dont je suis co-auteur sont récapitulées dans les parties B-I à B-VIII du volume 1, ci-dessous. Dans le corps de texte des volumes 1 et 2 le rappel de ces références est marqué par '\*' (exemple : Gond *et al.*, 2013\*). Les autres références sont compilées à la fin du volume 3 – VII et ne sont pas marquées par '\*' (exemple : Achard *et al.*, 2002).

## I - Les publications de fond ou structurantes

Gond, V., Fayolle, A., Pennec, A., Cornu, G., Mayaux, P., Camberlin, P., Doumenge, C., Fauvet, N., Gourlet-Fleury, S., 2013, Vegetation structure and greenness in Central Africa from MODIS multi-temporal data, *Philosophical Transaction of the Royal Society (serie B)*, 368: 20120309 <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2012.0309>. [Impact factor: 6.23; Times cited: 0] [voir volume 2 - IX]

Cet article est un résultat majeur du programme de recherche CoForChange. Il détaille la mise en relation entre l'analyse des séries temporelles MODIS sur la zone de l'intervalle de la Sangha avec 37.898 parcelles d'inventaire d'un demi-hectare et la carte du sud-est Cameroun de Letouzey (1985). Cette analyse met en évidence un gradient de déciduité dans la structure de la forêt tropicale humide en fonction des sols et de l'influence climatologique. Cette carte ouvre la voie à de nombreuses applications en termes d'aménagement forestier grâce à la meilleure compréhension de l'organisation spatiale des types de forêts. L'extrapolation de cette analyse à une plus grande échelle comme celle du bassin du Congo apparaît maintenant possible.

Gond, V., Freycon, V., Molino, J.-F., Brunaux, O., Ingrassia, F., Joubert, P., Pekel, J.-F., Prévost, M.F., Thierron, V., Trombe, P.-J., Sabatier, D., 2011, Broad scale patterns of forest landscape in Guiana Shield rain forests, *International journal of Applied Earth Observation and Geoinformations*, **13**: 357-367. [Impact factor: 1.744; Times cited: 3] Doi: 10.1016/j.jag.2011.01.004 [voir volume 2 - V]

Cet article est l'aboutissement du travail de cartographie forestière tropicale. J'ai mis 7 ans à le mettre au point. Il marque dans ma trajectoire une étape importante. Le message principal est que les séries temporelles satellitaires à basse résolution mettent en relief la structure des peuplements forestiers tropicaux. Ainsi on peut déterminer la distribution spatiale d'écosystèmes complexes décrit jusqu'alors par une grosse couche verte homogène couvrant un océan de biodiversité. Cette étape est un premier pas vers ce que l'on pourrait appeler la caractérisation des écosystèmes forestiers tropicaux. C'est un peu le retour aux sources de la géographie. On cartographie des terres inconnues et inexploitées. Mon travail prend tout son sens ici.

Pennec, A., Gond, V., Sabatier, D., 2011, Characterization of tropical forests phenology in French Guiana using MODIS time-series, *Remote Sensing Letters*, **2**(4): 337-345. [Impact factor: 0.704; Times cited: 5] Doi: 10.1080/01431161.2010.507610 [voir volume 2 - VI]

Ce court article est la suite logique et idéale du précédent. Il reprend le zonage ainsi défini et analyse le comportement temporel des types de paysages forestiers de Guyane. On est en plein dans la détermination de la phénologie forestière. Si complexe à déterminer au sol, si souvent négligée par les études par imagerie satellitaire. Je me positionne ici dans l'analyse géographique du temps qui passe.

Gond, V., Bartholomé, E., Ouatarra, F., Noguierma, A. and Bado, L., 2004, Surveillance et cartographie des plans d'eau et des zones humides et inondables en régions arides avec l'instrument VEGETATION, *International Journal of Remote Sensing*, 25: 987-1004. [Impact factor: 1.128; Times cited: 19] [voir volume 2 - II]

Un papier sans ambition et qui finalement m'a permis de développer toute une série d'applications par la suite. La base scientifique est centrée sur l'analyse des contrastes locaux entre objets géographiques. La partie théorique et conceptuelle a ensuite été réutilisée pour la détection de l'orpaillage illégal, les coupes forestières sélectives et la détection des pistes forestières. Un pilier donc de ma démarche vers une mesure de la dégradation forestière.

On peut aussi analyser l'impact de cet article sur la communauté scientifique. Les 19 citations se répartissent en quatre groupes :

- groupe des utilisateurs thématique qui ont donc utilisé la méthode et ont appliqué le procédé dans des conditions similaires de l'étude développée dans l'article : Haas *et al.*, 2009 ; Haas *et al.*, 2011 ; Paeth *et al.*, 2011 ; Gardelle *et al.*, 2010 appliquent directement la méthode, tandis que d'autres l'adaptent à différentes régions tropicales comme Delclaux *et al.*, 2010 (nord-Cameroun) et Abdelsalam *et al.*, 2008 (Egypte), en milieu tempéré comme Poulin *et al.*, 2010 et Davranche *et al.*, 2010 en Camargue, ou en milieu boréal comme Grenier *et al.*, 2006 au Québec; Capelle *et al.*, 2010 l'a adapté pour un suivi épidémiologique au Mali. Bacu *et al.*, 2007 a lui fait un test sur les temps de calcul pour le suivi de l'hydrosphère. Enfin j'ai adapté la méthode à la détection des sites d'orpaillage en Guyane (plusieurs articles non indexés) et surtout sur le suivi de l'exploitation forestière par détection des pistes et des trouées d'abattage (Gond & Guitet 2009, Guitet *et al.*, 2012, Bourbier *et al.*, 2013, Pithon *et al.*, 2013).

Gond, V., de Pury, D., Veroustraete, F. and Ceulemans, R., 1999, Seasonal variations of leaf-area index, leaf chlorophyll and water content ; scaling-up to estimate fAPAR and carbon balance in a multilayer, multispecies temperate forest, *Tree Physiology*, 19 :673-679. [Impact factor: 2.042; Times cited: 68] [voir volume 2 - I]

L'article de base par excellence pour moi et ma trajectoire scientifique. Il est le résultat d'un an de mesures de terrain (surface foliaire (LAI) et caractéristiques foliaires) en forêt tempérée. C'était une volonté personnelle de comprendre les mécanismes de fonctionnement de la végétation dans une perspective dynamique. Le temps devenant l'objet d'étude sur des éléments composant la géographie forestière. Cette étude m'a passionnée malgré sa lourdeur et sa rigueur (des mesures tous les 10 jours pendant un an) car elle m'a permis d'aborder la phénologie des plantes. Pour moi c'était un questionnement essentiel que l'on devait se poser en géographie. Comment évoluent les surfaces que nous observons ? Quels en sont les mécanismes et les interactions ?

## II - Les publications 'pointues'

Grinand, C., Rakotomalala, F., Gond, V., Vaudry, R., Bernoux, M., Vieilledent, G., 2013, Estimating deforestation in tropical humid and dry forests in Madagascar from 2000 to 2010 using multi-date Landsat satellite images and the random forests classifier, *Remote Sensing of Environment*, **139**: 68-80. [Impact factor: 5.103; Times cited: 0]

Un article publié avec une équipe nouvelle dans le laboratoire. La problématique étant la bonne prise en compte lors de la classification des états du couvert de Madagascar des variations très rapide de la déforestation. Ceci dans le but d'en estimer la perte de biomasse. Ces travaux s'insèrent dans le cadre du projet de travail de Ghislain Vieilledent.

Betbeder, J., Gond, V., Frappart, F., Bagdhadi, N., Briant, G., Bartholomé, E., 2013, Landscape wetland mapping using multi sensors approach, *Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, in press. [Impact factor: 2.874; Times cited: 0]

Julie Betbeder était une de mes stagiaires en 2010 et son travail remarquable a pu faire l'objet de cette publication. L'apport de l'analyse multi-capteurs est ici démontré dans le cadre du suivi de l'inondation d'une vaste cuvette d'inondation située entre les deux Républiques du Congo. Les données MODIS, complétées avec des données RADAR-ALOS ainsi qu'avec des données LIDAR-ICESAT ont permis de mieux comprendre le remplissage et la vidange de cet écosystème très peu documenté du fait de son isolement et des tensions politiques de la région depuis 30 ans.

Bourbier, L., Cornu, G., Pennec, A., Brognoli, C., Gond, V., 2013, Large scale forest opening estimation using remote sensing in Central Africa, *Bois et Forêts des Tropiques*, **315**: 3-9. [Impact factor: 0.489; Times cited: 0] [voir volume 2 - VIII]

Cet article décrit comment détecter de façon semi-automatique les réseaux de pistes forestières en Afrique Centrale. C'est un article méthodologique avec une courte application mais il est destiné à diffuser le procédé mis au point. Il devrait marquer le point de départ de plusieurs collaborations dans le domaine de la surveillance de la dégradation forestière.

Pithon, S., Jubelin, G., Guitet, S., Gond, V., 2013, Statistical based method for logging-related canopy gap detection using high resolution optical remote sensing, *International Journal of Remote Sensing*, **34**: 700-711. [Impact factor: 1.117; Times cited: 1]

Guitet, S., Pithon, S., Brunaux, O., Jubelin, G., Gond, V., 2012, Impacts of logging on the canopy and the consequences for forest management in French Guiana, *Forest Ecology and Management*, **277**: 124-131. [Impact factor: 2.487; Times cited: 1] [voir volume 2 - VII]

Ces articles marquent le transfert technologique de mes acquis vers un partenaire privilégié (ONF). C'est une sorte d'aboutissement et un démarrage. Un aboutissement car le témoin est transmis. Un démarrage car dorénavant la surveillance de l'exploitation est possible en direct et pratiquement au jour le jour. C'est sur la base de ces articles que va être développé la mise au point d'une chaîne de traitement semi-automatique (comme pour la détection des pistes forestières) afin de développer ces activités dans le cadre de la mise en place d'un contrôle post-exploitation pour l'obtention de l'éco-certification mais aussi dans l'estimation de la perte de biomasse et donc de carbone au sein de forêt dégradée mais pas trop.

Oszwald, J., Gond, V., Dolédec, S., Lavelle, P., 2011, Identification d'indicateurs de changement d'occupation du sol pour le suivi des mosaïques paysagères, *Bois et Forêts des Tropiques*, **307** : 7-21. [Impact factor: 0.439; Times cited: 0]

Celui-ci décrit comment établir un indicateur spatio-temporel des trajectoires de fermes sur un front pionnier au Brésil. Applicable dans d'autres situations, il marque un point décisif dans la réalisation d'indicateurs simples et fonctionnels en Géographie.

Briant, G., Gond, V., Laurance, S., 2010, Habitat fragmentation and the desiccation of forest canopies: A case study from eastern Amazonia, *Biological Conservation*, **143**: 2763-2769. [Impact factor: 3.498; Times cited: 11] [voir volume 2 - IV]

Un bon article dans une très bonne revue passé grâce à l'association avec Suzan Laurance. L'article met en évidence la fragilité des lisères forestières et leur sensibilité au feu pénétrant sous couvert. L'article est bien cité dans la communauté d'écologues américains.

Hammond, D., Gond, V., de Thoisy, B., de Dijn, B. and Forget, P.M., 2007, Causes and consequences of a tropical gold rush in the Guiana Shield, *Ambio*, **36** (8) : 661-670. [Impact factor: 1.487; Times cited: 14] [voir volume 2 - III]

Un des rares travaux qui soit publié sur le thème de l'orpaillage. L'analyse a été très intéressante et le contact avec D. Hammond très enrichissant. L'article est bien cité et permet de bien comprendre les tenants et aboutissants de ce fléau environnemental et humain.

Eva, H., Belward, A., De Miranda, E., Di Bella, C., Gond, V., Huber, O., Jones, S., Sgrenzaroli, M., Fritz, S., 2004, A land cover map of South America, *Global Change Biology*, **10** : 731-744. [Impact factor: 4.333; Times cited: 98]

L'article grand public par excellence. Tout le savoir faire de Hugh Eva s'exprime dans cet article. Il découle de l'utilisation des données SPOT-VEGETATION qui était mon travail au Centre Commun de Recherche. Une coopération riche donc qui m'a permis d'être visible sur le continent sud américain. L'article est abondamment cité comme celui de Philippe Mayaux qui est son pendant africain.

Mayaux, P., Gond, V. and Bartholomé, E., 2000, A near-real time forest-cover map of Madagascar derived from SPOT-4 VEGETATION data, *International Journal of Remote Sensing*, **21**:3139-3144. [Impact factor: 0.827; Times cited: 18]

Philippe Mayaux d'ailleurs avec qui j'avais écrit cet article court sous forme de lettre. Il s'agissait d'être les premiers à sortir un article utilisant des données SPOT-VEGETATION et donc d'en décrire le fonctionnement. Madagascar n'avait qu'un second rôle hormis de compléter la future carte de l'Afrique que Philippe sortira en 2004. Pour un petit article il est bien cité.

Gond, V., Fontès, J. and Loudjani, P., 1997, Dynamique des biomes africains par l'analyse de séries temporelles satellitaires, *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences, Sciences de la vie / Life Sciences*, **320**: 179-188. [Impact factor: 0.734; Cited: 4]

Encore tout jeune chercheur j'étais impressionné par l'Académie des Sciences. Une belle étape de franchie avec cet article qui aurait mérité plus de succès s'il avait été écrit en anglais. En tous cas une des premières cartes de l'Afrique à partir du traitement de séries temporelles à basse résolution.

### III - Les publications à facteur d'impact

Le Cle'ch, S., Oszwald, J., Jegou, N., Dufour, S., Cornillon, P.-A., Miranda, I., Gonzaga, L., Grimaldi, M., Gond, V., Arnauld de Sartre, X., Cartographie des services écosystémiques à l'échelle locale. Le cas de la cartographie du carbone stockés dans la végétation (municipio de Pacaja, Amazonie brésilienne), *Bois et Forêts des Tropiques*, 316 : 35-47. [Impact factor: 0.489; Times cited: 0]

Gond, V. et Guitet, S., 2009, Élaboration d'un diagnostic post-exploitation par télédétection spatiale pour la gestion des forêts de Guyane, *Bois et Forêts des Tropiques*, **299** : 5-13. [Impact factor: 0.460; Times cited: 1]

On peut dire que cet article a été le point de départ de la coopération avec Stéphane Guitet de l'ONF. Ce projet nous a demandé beaucoup de travail de terrain et en cela je l'apprécie beaucoup. Un bon souvenir et surtout un début car par la suite ce sont les articles de Guitet *et al.*, 2012 et Pithon *et al.*, 2013 qui sont venus améliorer et compléter ce travail. Et ça continue.

Gobron, N., Pinty, B., Aussenat, O., Chen, J., Cohen, W., Fensholt, R., Gond, V., Huemmrich, K., Lavergne, T., Mélin, F., Privette, J., Sandholt, I., Taberner, M., Turner, D., Verstraete, M. and Widlowski, J.-L., 2006, Evaluation of fraction of absorbed photosynthetically active radiation products for different canopy radiation transfer regimes : methodology and results using Joint Research Center products derived from SeaWiFS against ground-based estimations, *Journal of Geophysical Research*, **111**, D13110, doi: 10.1029/2005JD006511. [Impact factor: 2.800; Times cited: 49]

Je n'ai fourni 'que' les données de terrain. Nadine Gobron m'avait invité à partager mes données de terrain collectées en Belgique dans la forêt de Brasschatt (Gond *et al.*, 1999) afin de caler et valider son modèle de fAPAR. J'ai aussi participé à la rédaction. A mon avis cet article a permis à celui de 1999 d'être aussi 'retrouvé' et cité à nouveau.

Gond, V., Cabot, F., Chehbouni, A. and Meunier, J.C., 1997, Monitoring of surface evolution by measured and simulated AVHRR data over SALT/HAPEX-Sahel site, *Journal of Hydrology*, **189**: 779-787. [Impact factor: 0.94; Cited: 0]

Mon tout premier article ayant un facteur d'impact. Conditionné par la nécessité de publier afin de soutenir ma thèse (pas vraiment exact en Géographie à l'époque mais j'ai fait comme les camarades de thèse au LERTS, mon laboratoire d'accueil), François Cabot et moi avons monté cette expérimentation de toute pièce. En soit un beau travail. La patte d'Abdelghani Chehbouni pour la rédaction, et ce papier est passé dans le numéro spécial 'HAPEX-Sahel' de la revue *Journal of Hydrology*. Très bon souvenir d'un travail entre camarades et donc aucun remord qu'il n'ait jamais été cité (même par moi).



#### IV - Les autres publications

Gond, V., 2013, Le bassin du Congo : une faible déforestation face à de multiples menaces, In *Une nouvelle ruralité émergente, regards croisés sur les transformations rurales africaines*, Ed. Losch, B., Magrin, G. Imbernon, J., Atlas pour le Programme Rural Futures du NEPAD, Montpellier, 44 pages.

Djamai, N., Cocard, M., Gond, V., Exploitation des images satellitaires MODIS-TERRA pour la caractérisation des états de surface, *Sécheresse*, 23 : 113-120.

A force de persévérance j'ai réussi à placer cet article. C'est toujours une bonne occasion pour les étudiants en fin de Master de se frotter à la publication. Un aspect pédagogique d'après moi que j'ai souvent réalisé.

Oszwald, J., Lefebvre, A., Arnauld de Sartre, X., Thalès, M., Gond, V., 2010, Analyse des directions de changements des états de surface végétaux pour renseigner la dynamique du front pionnier de Maçaranduba (Para, Brésil) entre 1997 et 2006, *Revue Télédétection*, Volume 9: 97-111.

La continuation des articles de Johan Oszwald sur les résultats du projet AMAZ.

Sampaio, S., Miranda, I., Laques, A-E., Mitja, D., Gond, V., Guillaumet, J-L., 2010, Complexidade das paisagens do projeto de assentamento Benfica, Sudeste Paraense, Estado do Para, *Geografia*, 35(3): 589-604.

Sandra Sampaio était doctorante avec Anne-Elisabeth Laques. J'ai fait du terrain avec elles et Jean-Louis Guillaumet. Un beau travail sur le front pionnier. Précurseur de ce que l'on fera quelques années plus tard dans AMAZ.

Gond, V., Bluteau, J., Kotchi, S-O., Bafetégué-Koné, B. et Linarès, S., 2009, La géomatique, outil de surveillance de l'orpaillage clandestin en Guyane française, *Canadian Journal of Latin American and Caribbean Studies*, 34 (68): 177-193.

Un article pour souligner l'opérationnalité de la détection de l'orpaillage en Guyane. Ainsi je remercie les participants québécois à cette aventure tropicale. L'article a été publié dans une compilation suite à un colloque qui s'était tenu à l'Université Laval.

Jang, J., Thévand, A., Viau, A. et Gond, V., 2008, Estimation de différents stades de développement d'une jeune mangrove par l'utilisation d'un LIDAR aéroporté, *Bulletin de la Société Française de Photogrammétrie et de Télédétection*, 186 : 60 - 67.

Joubert, P., Linarès, S. et Gond, V., 2008, Face à la ruée vers l'or en Guyane : un observatoire de l'activité minière, *Rendez-vous Techniques de l'ONF*, 20 : 10-14.

Guitet, S., Gond, V. et Brunaux, O., 2007, Les satellites au service du forestier guyanais pour améliorer l'organisation et le contrôle de l'exploitation forestière, *Rendez-vous Techniques de l'ONF*, **17** : 17-20

Gond, V., Gaucher, P. et Charles-Dominique, P., 2007, L'intérêt de l'imagerie satellitaire dans les études environnementales : la découverte d'un nouveau lac en Guyane Française, *Bois et forêts des tropiques*, **292** : 89-91.

Colson, F., Gond, V., Freycon, V., Bogaert, J. and Ceulemans, R., 2006, Detecting natural canopy gaps in Amazonian rainforest, *Bois et forêts des tropiques*, **288** : 69 - 79.

Gond, V. et Brognoli, C., 2005, Télédétection et aménagement du territoire : localisation et identification des sites d'orpaillage en Guyane française, *Bois et forêts des tropiques*, **286**: 5 - 13.

Mayaux, P., Gond, V., Massart, M., Pain-Orcet, M., and Achard, F., 2003, Evolution du couvert forestier du bassin du Congo mesurée par télédétection spatiale, *Bois et Forêts des Tropiques*, **277** : 45-52.

## V – Les participations à des colloques internationaux

Gond, V., Philippon, N., de Lapparent, B., Camberlin, P., Cornu, G., Gourlet-Fleury, S., 2014, Vegetation greenness and nebulosity in Central Africa, IUFRO congress, Salt Lake City (USA).

Gond, V., Fayolle, A., Gourlet-Fleury, S., 2014, Vegetation structure and greenness in Central Africa : combining MODIS multi-temporal data with six million hectares of forest inventories, Global Vegetation Monitoring Modelling (GV2M), Avignon.

Gond, V., Gourlet-Fleury, S., Cornu, G., Kleinschroth, F., Mortier, F., 2013, Phenological monitoring of tropical forest ecosystems (North Congo), Spot-4 (Take-5) workshop, Toulouse 2-3 octobre.

Gond, V., 2013, Cartographie et phénologie forestières par télédétection en Guyane, Atelier Télédétection et outils mathématiques au service du développement durable (TOMADD), Cayenne 13-14 juin.

Joubert, P., Bourgeois, U., Lianrés, S., Gond, V., Verger, G., Allo, S., Coppel, A., 2012, L'observatoire de l'activité minière, un outil adapté à la surveillance de l'environnement, XV<sup>e</sup> symposium de la Société Savante Latino-Américaine de Télédétection et des Systèmes d'Informations Spatiales (SELPER), 19-23 novembre, Cayenne.

Gond, V., Oszwald, J., Decaëns, T., Arnauld de Sartre, X., Grimaldi, M., Veiga, I., Ramirez, B., de Souza, S., Lavelle, P., 2012, Elaboration d'indicateurs d'eco-efficience de fermes sur des fronts pionniers amazoniens à partir d'imagerie satellitaire à moyenne résolution, Toulouse Space Show, 4<sup>e</sup> conférence internationale sur les applications spatiales, 25-28 juin, Toulouse.

Gond, V., Fayolle, A., Betbeder, J., Camberlin, P., Mayaux, P., Gourlet-Fleury, S., 2012, Climatic control on the structure and functioning of the moist forest in the Congo Basin, Oxford Centre of Tropical Forest meeting, Oxford (Royaume Uni).

Gond, V., Bourbier, L., Cornu, G., 2011, Forest degradation estimation using remote sensing: a case study on Central African Republic, IUFRO meeting, Montpellier.

Gond, V., Bourbier, L., Cornu, G., Guitet, S., Pithon, S., Penneç, A., Brognoli, C., Gourlet-Fleury, S., 2011, A spatio-temporal degradation index using remote sensing in Congo Basin, Association of Tropical Biology and Conservation (ATBC), Arusha (Tanzanie).

Gond, V., Penneç, A., Fayolle, A., Gourlet-Fleury, S., Mayaux, P., 2010, Using MODIS time series to characterize the annual dynamics of photosynthesis in tropical forests of Central Africa, IUFRO meeting, Séoul (Corée du sud).

Gond, V., Sabatier, D., Ingrassia, F., Freycon, V., 2008, Multi-scale analysis to characterize Guiana Shield landscapes and human impacts, Past and recent history of tropical ecosystems: cross-continental comparisons and lessons for the future, Association for Tropical Biology and Conservation meeting, Paramaribo (Suriname).

Gond, V., Viau, A. et Nasi, R., 2006, Aide décisionnelle, gouvernance territoriale et géomatique en contexte forestier tropical humide, Entretiens Jacques Cartier, 4-6 décembre, Lyon.

Jang, J., Thévand, A., Viau, A. et Gond, V., 2006, Estimation de différents stades de développement d'une jeune mangrove par l'utilisation d'un LIDAR aéroporté, Colloque Représentation et Gestion de l'Information Spatialisée (REGLIS), 7-8 décembre, Montpellier.

Gond, V., Bernard, J., Brognoli, C., Brunaux, O., Coppel, A., Demenois, J., Engel, J., Galarraga, D., Gaucher, P., Guitet, S., Ingrassia, F., Lelièvre, M., Linares, S., Lokonadinpouille, F., Nasi, R., Pekel, J-F., Sabatier, D., Thierron, V., de Thoisy, B., Trébuchon, J-F., et Verger, G., 2005, Analyse multi-échelles de la caractérisation des écosystèmes forestiers guyanais et des impacts humains à partir de la télédétection spatiale, Ecosystèmes forestiers des caraïbes, 5-11 décembre, Trois Ilets, Martinique

Gond, V., 2005, Contribution of NOAA-AVHRR data to African savannahs Characterization, Planetary Garden'05 – Savannas future, 27-30 Septembre, Maceio, Brasil.

Gond, V., Wiles, J., Souza, C., Tjon, K., Goitia, C., Zwaan, D., Fontaine, M., Griffith, S., Romero, M., 2004, FORESEEN : a forest and remote sensing exchange network, *Second international SPOT/VEGETATION Users Conference*, March 24<sup>th</sup> – 26<sup>th</sup>, Antwerp (Belgium), pp 433-437.

Gond, V., 2003, Monitoring of the Guyana shield vegetation and human activities impacts with visible remote sensing data, *Monitoring workshop of the Guiana Shield Initiative*, IUCN, May 6-8, Belém (Brésil). Proceedings: Schut, V., 2004, Feasibility of a monitoring programme for the Guiana Shield Initiative, IUCN, ISBN 90-75909-13-6

## VI - Les autres conférences internationales importantes

Gond, V., Wiles, J., Souza, C., Tjon, K., Goitia, C., Zwaan, D., Fontaine, M., Griffith, S., Romero, M., 2004, FORESEEN : a forest and remote sensing exchange network, *Second international SPOT/VEGETATION Users Conference*, March 24<sup>th</sup> – 26<sup>th</sup>, Antwerp (Belgium), pp 433-437.

Gond, V., Bartholomé, E., Ouatarra, F. and Nonguierma, A., 2000, Mapping and monitoring small ponds in dry-land with the VEGETATION instrument – application to West Africa, *VEGETATION-2000 Symposium*, 3-6 Avril, Belgirate (ITA). Pages 327-334.

Gond, V., Ceulemans, R. and Veroustraete, F., 1998, Forest understanding by phenological and remote sensing surveys, *Earth's Changing Land, GCTE-LUCC open science conference on Global Change*, 14-18 March 1998, Barcelona, (ESP), pp 24-25.

Gond, V. and Kerr, Y., 1995, Earth surface determination by multi-temporal evolution synthesis data, *Progress in Electromagnetics Research Symposium (PIERS'95)*, 24-28 july, Seattle (USA), pp 972.

Gond, V., Cabot, F., Chehbouni, A. and Meunier, J-C., 1994, Temporal evolution of physical parameters over SALT/HAPEX-Sahel site, *International Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS'94)*, 8-12 août, Pasadena (USA), pp 1039-1041.

Gond, V., Loudjani, P., Cabot, F. and Viovy, N., 1993, Classification of West African vegetation based upon temporal evolution of corrected NDVI data, *6<sup>th</sup> AVHRR data users meeting*, 28 juin - 2 juillet, Belgirate (ITA), pp 341-347.

## VII - Les autres publications

Oszwald, J., Arnauld de Sartre, X., Decaëns, T., Gond, V., Grimaldi, M., Lefebvre, A., De Araujo Fretas, R., de Souza, S., Marichal, R., Veiga, I., Velasquez, E., Lavelle, P., 2012, Utilisation de la télédétection, de données socio-économiques et écologiques pour comprendre l'impact des dynamiques de l'occupation des sols à Pacaja (Brésil), *Revue de la Société Française de Photogrammétrie et de Télédétection*, **198-199**: 8-24.

Casals-Carrasco, P., Catalan, J., Gond, V. and Madhavan, B., 2009, A spectral approach to model mountain lake catchment through landscape and lithology attributes, In Patterns and factors of biota distribution in remote European lakes, Ed.: Jordi Catalan; Christopher J. Curtis; Martin Kernan, 2009. [\*Advances in Limnology\*](#), Volume **62**, 440 pages. ISBN 978-3-510-47064-8

Gond, V., Bernard, J., Brognoli, C., Brunaux, O., Coppel, A., Demenois, J., Engel, J., Galarraga, D., Gaucher, P., Guitet, S., Ingrassia, F., Lelièvre, M., Linares, S., Lokonadinpouille, F., Nasi, R., Pekel, J-F., Sabatier, D., Thierron, V., de Thoisy, B., Trébuchon, J-F., et Verger, G., 2009, Analyse multiscalaire de la caractérisation des écosystèmes forestiers guyanais et des impacts anthropiques à partir de la télédétection spatiale, In. Ecosystèmes forestiers des Caraïbes, Karthala, Paris, pp 461-481.

Coppel, A., Gond, V. et Allo, S., 2008, Bilan de l'impact de l'orpaillage en Guyane : une étude fondamentale, *Rendez-vous Techniques de l'ONF*, **20** : 3-9.

Linarès, S., Joubert, P. et Gond, V., 2008, Contre l'orpaillage clandestin : la télédétection, *Espaces Naturels*, **23** : 32-33.

Polidori, L., Couteron, P., Gond, V., Proisy, C. et Trichon, V., 2003, Télédétection et caractérisation des paysages amazoniens, *Revue Forestière Française*, numéro spécial : 101-117.

Gond, V., Féau, C., et Pain-Orcet, M., 2003, Télédétection et aménagement forestier tropical : les pistes d'exploitation, *Bois et Forêts des tropiques*, **275** : 29-36.

Eva, H., de Miranda, E., Di Bella, C., Gond, V., Jones, S., Achard, F. and Belward, A., 2002, A vegetation map of South America, Environment series EUR 20159EN, European Commission, Luxembourg, 41 pages. ISBN 92-894-4449-5

Gond, V., Baret, F., Ruelle, B. et Weber, S., 2002, Utilisation de photographies hémisphériques sous couvert forestier guyanais, *Bois et Forêt des Tropiques*, **274**:71-72.

Gond, V., de Pury, D., Eerens, H., Veroustraete, F and Ceulemans, R., 2000, The Brasschaat pixel : interpretation of multitemporal NOAA-AVHRR reflectances of a multi-layer mixed forest, In : R. Ceulemans, F. Veroustrate, V. Gond and J. Van Rensbergen (*Editors*) 'forest ecosystem modelling, upscaling and remote sensing', SPB Academic Publishing, The Hague, The Netherlands, pp 221-234. ISBN 90-5103-138-6

Gond, V., Veroustraete, F. and Ceulemans, R., 1997. Modeling strategy for a multi-layer mixed forest using remote-sensing data. *In: G.M.J. Mohren, K. Kramer and S. Sabaté (Editors) 'Impacts of Global Change on Tree Physiology and Forest Ecosystems'*, Kluwer Academic Publishers, The Hague, The Netherlands, pp 279-286. ISBN 0-7923-4921-0

Gond, V., Hubschman, J. and Meste, C., 1992, Suivi par télédétection spatiale des rythmes bioclimatiques et du comportement phénologique de la végétation dans le Nordeste du Brésil, *Science et changements planétaires, Sécheresse*, **3**: 97-102.

Vidal, F, et Gond, V., 1991, Un modèle numérique de terrain issu d'un logiciel de télédétection, *Mappe Monde*, **2**: 19-21.

Gond, V. et Phulpin, T., 1990, Analyse des variations temporelles du NDVI à partir d'un radiomètre aéroporté à haute résolution, *Bulletin de la Société Française de Photogrammétrie et de télédétection*, **120**: 27-31.

Gond, V. and Ducos, J.P., 1988, Carte de la forêt des Fanges et de ses bordures (Aude-France), 1/10 000°, ONF/CIMA-CNRS-URA366.

## VIII - Les autres conférences

Gond, V., 2011, Phénologie forestière et observatoire minier: deux applications de la télédétection en domaine tropical humide (Amazonie et bassin du Congo), séminaire Université Catholique de Louvain, 27 avril, Louvain la Neuve (Belgique).

Defourny, P., Schouten, L., Bartalev, S., Bontemps, S., Cacetta, P., Wit, A., de Bella, C., Gérard, B., Giri, C., Gond, V., Hazeu, G., Heinimann, A., Herold, M., Jaffrain, G., Latifovic, R., Lin, H., Mayaux, P., Mùcher, C., Nonguiera, A., Stibig, H., Bogaert, E., Vancutsem, C., Bicheron, P., Leroy, M., Arino, O., 2009, Accuracy assessment of a 300 m global land cover map: the GlobCover experience, In: Proceedings of the 33rd International Symposium on Remote Sensing of Environment (ISRSE), Stresa, Italy, 4 - 8 May 2009. - Stresa : 33rd International Symposium on Remote Sensing of Environment (ISRSE), Stresa, Italy.

Amaral Basso, T., Hattvany, M., Gond, V., Pires, P., 2009, Use of geographical and socio-economical information to support the risk assessment of foot and mouth disease in the frontier between Brazil and Paraguay, OIE meeting, Asuncion (Paraguay).

Gond, V., Bluteau, J., Boutinot, L., Viau, A., Nasi, R., Gouvernance territoriale et géomatique appliquée en Guyane française, Joint Congress of the European Regional Science Association, 29 août – 2 septembre, Paris.

Flores, O., Trébuchon, J-F., Gond, V. and Gourlet-Fleury, S., Canopy structure from above and below: relations between Ikonos image and hemiphotos, ForestSat'07, 5-7 novembre, Montpellier. France.

Laques, A-E, Guillaumet, J-L., Navegantes Alves, L., Gurgel, H., Sampaio, S., Léna, P., de Robert, P., Faure, J-F., Gond, V. 2007, Dynamiques de biodiversité et impact spatial des politiques publiques en Amazonie Brésilienne, Colloque "Sciences et action pour la gestion et la conservation de la biodiversité", 18-20 septembre, Florac, France.

Girres, J-F., Faure, J-F., Laques, A-E., Gurgel, H. et Gond, V., 2007, Gestion de la biodiversité et des ressources renouvelables en Amazonie. Spatialisation et approche paysagères du projet BIODAM, Anais XIII Simposio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Florianopolis, Brasil, 21-26 abril, pp 6755-6758.

Thévand, A., e Gond, V., 2005, Uso do sensoriamento remoto otico para a compreensão da dinâmica dos manguezais no contexto amazônico, Anais XII simposio Brasileiro de sensoriamento Remoto, Goiânia, Brasil, 16-21 abril, pp 3387-3394.

Gond, V. e Brognoli, C., 2005, Sensoriamento remoto e gestão do teritorio : localização dos sitios de garimpo ilegais na Guiana Francesa, XIIº Simposio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Abril 18-21, Goiania (Brazil), pp 3029-3036.



Thévand, A. and Gond, V., 2004, modelling the growth of young mangrove stages colonizing a mud bank in Amazonian context, Intecol Wetlands conference, Utrecht (NL).

Trébuchon, J-F. and Gond V., 2004, A method to validate forest classification using high resolution Landsat 7 ETM+ data, *Second international SPOT/VEGETATION Users Conference*, March 24<sup>th</sup> – 26<sup>th</sup>, Antwerp (Belgium), pp 307-313.

Casals-Carrasco, P., Catalan, J., Madhavan, B., Gond, V., 2004, A spectral approach to model mountain lake catchment through landscape attributes, *Proceedings of SPIE - Volume 5239, Remote Sensing for Environmental Monitoring, GIS Applications, and Geology III*, Manfred Ehlers, Hermann J. Kaufmann, Ulrich Michel, Editors, pp. 145-164.

Gond, V., 2003, Guyanas vegetation and human activities impacts: the remote sensing approach, *Regional workshop on ecoregion conservation planning*, WWF, March 20-21, Paramaribo (Suriname)

Gond, V., 2002, Eastern Guiana shield land cover classification using SPOT-4 / VEGETATION instrument, *Global Land Cover 2000 conference*, Ispra (ITA) 18-22 March.

Gond, V. and Pain-Orcet, M., 2001, Development of tropical forestry inventories using multi-resolution analysis, *18<sup>th</sup> Biennial workshop on color photography and videography in resource assessment*, Amherst (USA), 16-18 May.

Bartalev, S., Achard, F., Erchov, D. et Gond, V., 2000, The potential contribution of SPOT 4/VEGETATION data for mapping Siberian forest cover at continental scale. *VEGETATION-2000 Symposium*, 3-6 Avril, Belgirate (ITA). Pages 127-142.

Bartholomé, E., Gond, V. et Morimondi, S., 2000, Improving access to VEGETATION data : some results of on-going experiment. *VEGETATION-2000 Symposium*, 3-6 Avril, Belgirate (ITA). Pages 287-293.

Gond, V. et Bartholomé, E., 2000, Classifying land cover types with VEGETATION data in dryland: a case study in Burkina Faso, *VEGETATION-2000 Symposium*, 3-6 Avril, Belgirate (ITA). Pages 443-444.

Gond, V., Maggi, M., Henry, P., Grégoire, J.-M. et Bartholomé, E., 2000, Detecting active fires with the VEGETATION instrument. *VEGETATION-2000 Symposium*, 3-6 Avril, Belgirate (ITA). Pages 461-462.

Mayaux, P., Gond, V. et Bartholomé, E., 2000, Mapping the forest-cover of Madagascar with SPOT 4/VEGETATION data. *VEGETATION-2000 Symposium*, 3-6 Avril, Belgirate (ITA). Pages 183-188.

Stibig, H.-J., Beuchle, R. et Gond, V., 2000, VEGETATION data for regional forest cover mapping of Southeast Asia. *VEGETATION-2000 Symposium*, 3-6 Avril, Belgirate (ITA). Pages 455-456.

Stroppiana, D., Maggi, M., Periera, J.-M., Graetz, D., Grégoire, J.-M., Silva, J. S., Sà, A., Henry, P., Gond, V. et Bartholomé, E., 2000, Detection and mapping of burnt areas and active fires in tropical woodland ecosystems with the VEGETATION sensor : the SMOKO-FRACTAL case study over Northern Australia. *VEGETATION-2000 Symposium*, 3-6 Avril, Belgirate (ITA). Pages 335-345.

Gond, V., Ceulemans, R et Veroustraete, F., 1999, exemple de modélisation forestière par l'utilisation de mesures phénologiques et satellitaires, *Les changements de phase au cours du développement des végétaux ligneux*, Groupe d'Etude de l'Arbre, 23-24 mars, Nancy (FRA), pp 5-10.

Gond, V., Ceulemans, R. and Veroustraete, F., 1998, Scaling-up and scaling-down modelling approaches using remote sensing, *EUROFLUX / ECOCRAFT / LTEEF / MEDEFU workshop*, 26-29 January, Sesto, (ITA).

Gond, V., Ceulemans, R. and Veroustraete, F., 1997, Le suivi temporel de l'environnement par télédétection spatiale : la modélisation des échanges de CO<sub>2</sub> dans un couvert forestier tempéré, *Journées du programme Environnement, Vie et Sociétés : Les temps de l'environnement*, Université du Mirail, 5-7 novembre, Toulouse (FRA), pp 585-589.

Gond, V., Veroustraete, F., Van Rensbergen, J., Ceulemans, R., Viovy, N., de Pury, D., Shurpali, N., Debruyne, W., Verheijen, Y., 1997, Applications de la télédétection au suivi de l'environnement à des échelles locale, continentale et globale. *Information sur l'environnement et gestion des ressources naturelles renouvelables: les enjeux pour un développement durable*, Université de Moncton, Nouveau Brunswick (CAN).

Gond, V., Veroustraete, F. and Ceulemans, R., 1997, Modeling strategy for a multi-layer mixed forest using remote sensing data, *Water flux regulation in forest stands*, Bayreuth (GER), 14-18 september 1996, *Impacts of global change on tree physiology and forest ecosystems*, Wageningen (NL), 26-29 november 1996, and *Long term carbon dioxide and water vapour fluxes on European forests*, Antwerpen (BEL), 12-16 December 1996.

Gond, V., 1991, Suivi de la dynamique végétale brésilienne par l'utilisation d'images satellitaires et d'un Système d'Information Géographique (SIG), *Développement durable : indicateurs et systèmes d'informations*, 5-6 décembre, Montpellier (FRA), pp 39-51.

## C - RÉCAPITULATIF DES GRANDES ÉTAPES SCIENTIFIQUES

Cette partie est dédiée à marquer les étapes qui ont constituées mon parcours scientifique. Dans la mesure du possible les articles marquant ces étapes sont présentés dans le volume 2.

### I – le parcours scolaire et universitaire

J'ai suivi un cursus scolaire classique depuis l'école primaire Jean Macé de Calonne à Liévin (Pas-de-Calais) puis au collège de Tournefeuille (Haute Garonne), au Cours Rousselot à Toulouse pour obtenir mon baccalauréat série B (Sciences économiques et sociales) en 1983. Après un bref passage à l'Université Toulouse I dans la filière Administration Économique et Sociale (AES) j'ai opté pour la faculté de Géographie à l'Université Toulouse II le Mirail. J'y ai suivi le cursus classique (DEUG, Licence) pour me lancer dans une Maîtrise de géographie qui est pour moi la première étape de ma recherche scientifique.

## II – Les sept grandes étapes du parcours scientifique.

Première étape. J'ai commencé mon parcours dans la forêt domaniale des Fanges dans le département de l'Aude. J'y ai réalisé une carte des structures forestières d'un massif de 3.500 hectares allant de la garrigue à la sapinière, marquant le paysage de cette région à la frontière des Pyrénées et des Corbières (figure 1). C'est par le terrain et des photographies aériennes (visible et proche infrarouge) que l'étendue de la diversité des peuplements a été cartographiée au 1/10.000°. A cette époque j'étais peu convaincu de l'utilité de l'imagerie satellitaire et l'analyse de ma première image SPOT (acquise le 13 août 1986) a révélé surtout l'ampleur de la tâche pour repérer des types forestiers à partir de données satellitaires. L'analyse s'est bornée à caractériser les signatures spectrales des principaux peuplements. C'est donc surtout l'analyse de terrain et la cartographie qui ont été déterminants dans cette étude.

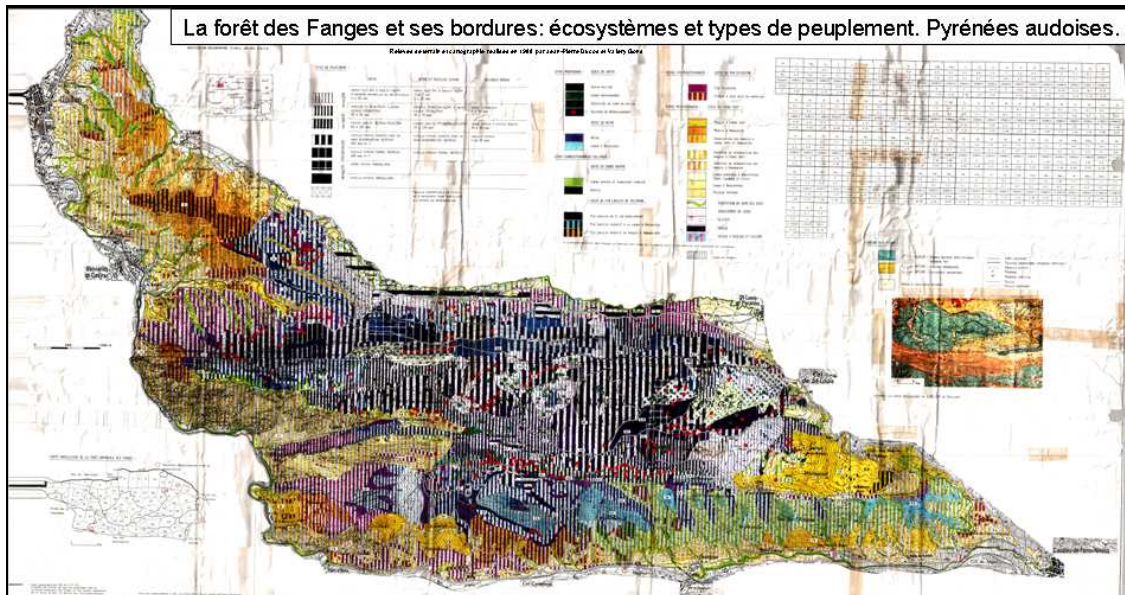


Figure 1 : carte de synthèse des types de peuplements du massif de la forêt des Fanges (Aude, France). Les couleurs représentent les espèces sur le modèle de la nomenclature de la carte de végétation élaborée par Henri Gaussen (ICIV). Les rayures indiquent la structure des peuplements et permet de représenter les imbrications des peuplements. Les points rouges matérialisent les arbres dépérissants (*Abies alba*) repérés sur les photos aériennes infrarouges.

Gond, V. et Ducos, J.P., 1988\*, Carte de la forêt des Fanges et de ses bordures (Aude-France), 1/10 000°, ONF/CIMA-CNRS-URA366.

La seconde étape était en revanche complètement immergée dans l'analyse de données satellitaires. C'est à la suite de mon passage au Centre National de Recherche Météorologique que je me suis pleinement intéressé à l'utilisation de l'imagerie satellitaire. J'ai eu la chance de commencer un doctorat sur l'analyse des rythmes bioclimatiques du Nordeste brésilien. Pour l'occasion, le Centre National d'Études Spatiales (CNES) m'avait fourni un jeu de données NOAA-AVHRR au format GVI (Global Vegetation Index) couvrant la période 1986-1990. Cette expérience a marqué mon approche par l'utilisation d'un indice de végétation, de série temporelle (une image tous les 8 jours soit 209 images) et surtout de la basse résolution. Alors que l'on a tendance à toujours améliorer la résolution spatiale, j'utilisais un capteur myope (16km de résolution spatiale). Malheureusement, faute de financement, cette première expérience a été remplacée par l'étude qui allait devenir ma thèse de doctorat sur les écosystèmes de savanes de l'Afrique de l'Ouest. Tout en améliorant la résolution spatiale (1km NOAA-AVHRR-LAC) je gardais l'analyse de l'indice de végétation et les séries temporelles. Ce travail sur les rythmes annuels de la végétation dans un milieu naturel très marqué par les conditions météorologiques m'a permis d'analyser les capacités des instruments embarqués. Qu'importe qu'ils soient myopes, tant qu'ils observent souvent et régulièrement! Cette étape fondamentale pour moi m'a permis de dresser mes premières cartes globale (figure 2) et continentale (figure 3) à partir de ces données grossières mais très instructives. Le traitement des données à résolution de 1-km me permettant d'approcher le rythme biologique des écosystèmes de savanes (figure 4). Cette information phénologique m'apparaissant capital pour distinguer ici la densité ligneuse des peuplements de savanes et m'interrogeant déjà sur l'étendue des possibilités qui s'offraient avec un tel outil.

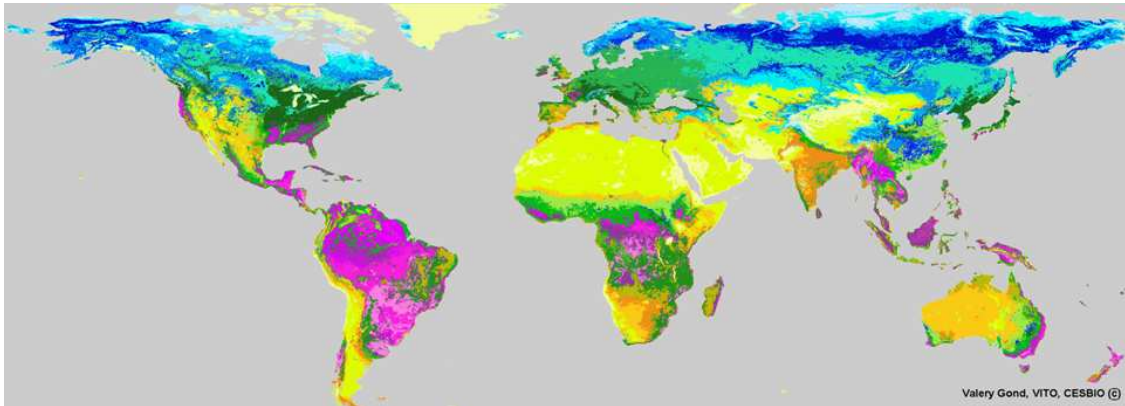


Figure 2 : carte globale de la répartition des principaux écosystèmes terrestres. La classification non-supervisée (Viovy et al., 1991) permet de regrouper les pixels ayant le même comportement temporel durant la période d'observation (ici 1986 à 1999). Les couleurs se répartissent du plus chaud (tons rouge-jaune) au plus froid (bleu). On distingue un groupe au nord ayant un signal cyclique annuel indiquant des valeurs basses (courte saison d'activité photosynthétique) et des valeurs négatives (dues à la nuit boréale ou au froid intense) représenté par les écosystèmes boréaux (en bleu) avec toutes les déclinaisons dues à la structure de la végétation (de la toundra à la taïga) suivant la périodicité du signal enregistré. En vert les écosystèmes à forte variabilité temporelle qui sont soit tempérés (Europe et en Amérique du nord) soit tropicaux secs (Afrique Soudanienne, Miombo, caatinga brésilienne). En jaune et orange un groupe ayant une forte variabilité temporelle (saison active / saison inactive du point de vue de l'activité photosynthétique) se retrouvant dans les déserts et les steppes (jaune) soit dans les zones de bush et de culture courte (Inde, Australie). Enfin un dernier groupe ayant une activité photosynthétique élevée et stable toute l'année représenté dans les tons mauves. On retrouve dans ce dernier groupe les forêts tropicales humides (Amazonie, Bassin du Congo, Sud-est Asiatique) mais aussi des écosystèmes plus tempérés (mais ayant le même comportement peu cyclique durant l'année) comme l'Irlande, le massif central français, la Nouvelle Zélande, la côte ouest et le sud-est des États-Unis, le cerrado brésilien, etc.). Cette première représentation des biomes à l'échelle globale est imparfaite et fait les frais de nombreuses critiques justifiées mais elle m'a permis de voir les possibilités offertes par cette approche à basse résolution mais à forte répétitivité temporelle.

Gond, V., Veroustraete, F., Van Rensbergen, J., Ceulemans, R., Viovy, N., de Pury, D., Shurpali, N., Debruyn, W., Verheijen, Y., 1997\*, Applications de la télédétection au suivi de l'environnement à des échelles locale, continentale et globale. Information sur l'environnement et gestion des ressources naturelles renouvelables: les enjeux pour un développement durable, Université de Moncton, Nouveau Brunswick (CAN).

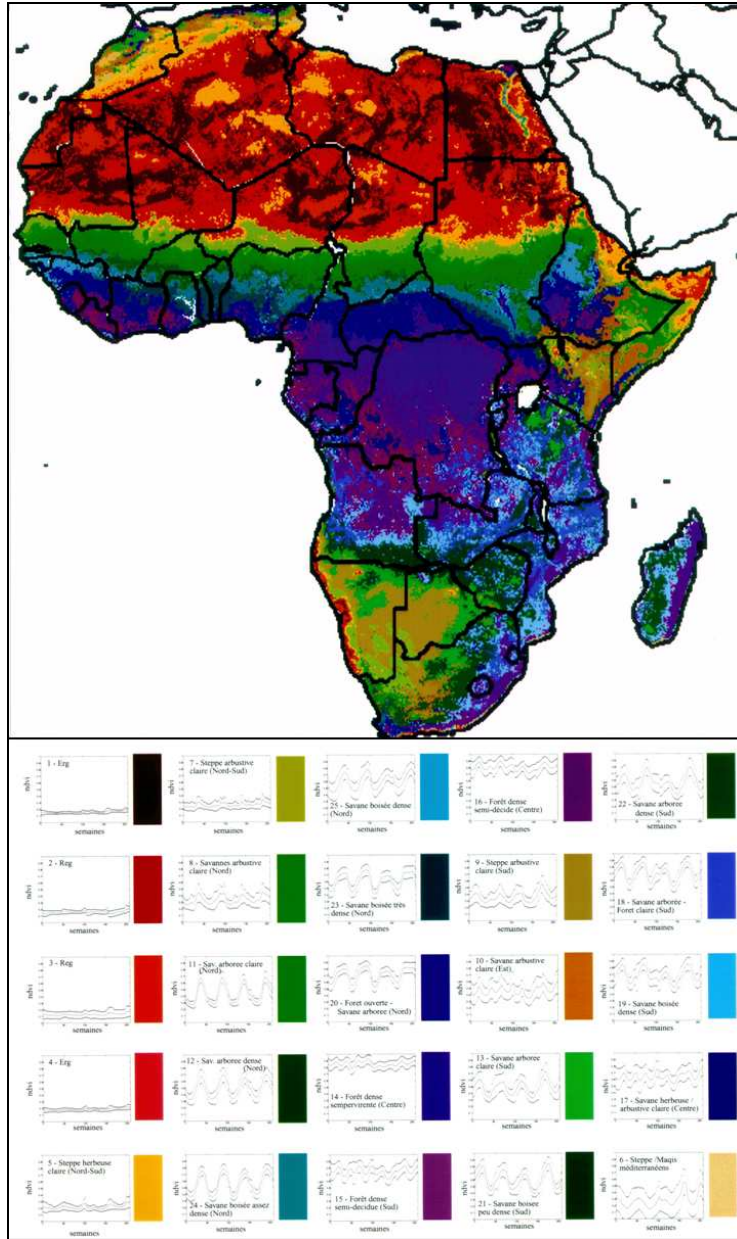


Figure 3 : carte continentale des états de surface. La légende colorée renseigne sur le nom donné à la classe mais aussi décrit sa dynamique temporelle sur 4 cycles (1986-1990). Données AVHRR-GVI. Plus détaillée que la carte présentée précédemment (figure 2), elle permet d'identifier précisément les différents écosystèmes du continent africain. On notera là aussi quelques imperfections notamment au Gabon où l'occurrence de nuages empêche d'observer convenablement le cycle annuel de l'activité photosynthétique. Toutefois dans l'ensemble l'organisation spatiale est correctement représentée et a permis une interprétation fine des écosystèmes africains tout en décrivant leurs activités photosynthétiques annuelles (Gond et al., 1997\*).

Gond, V., 1995\*, Contribution des données NOAA-AVHRR à la caractérisation des savanes africaines : approche locale, approche continentale, Doctorat de Géographie, Université de Toulouse le Mirail, 151 pages. ISBN 978-2-7295-1524-9.

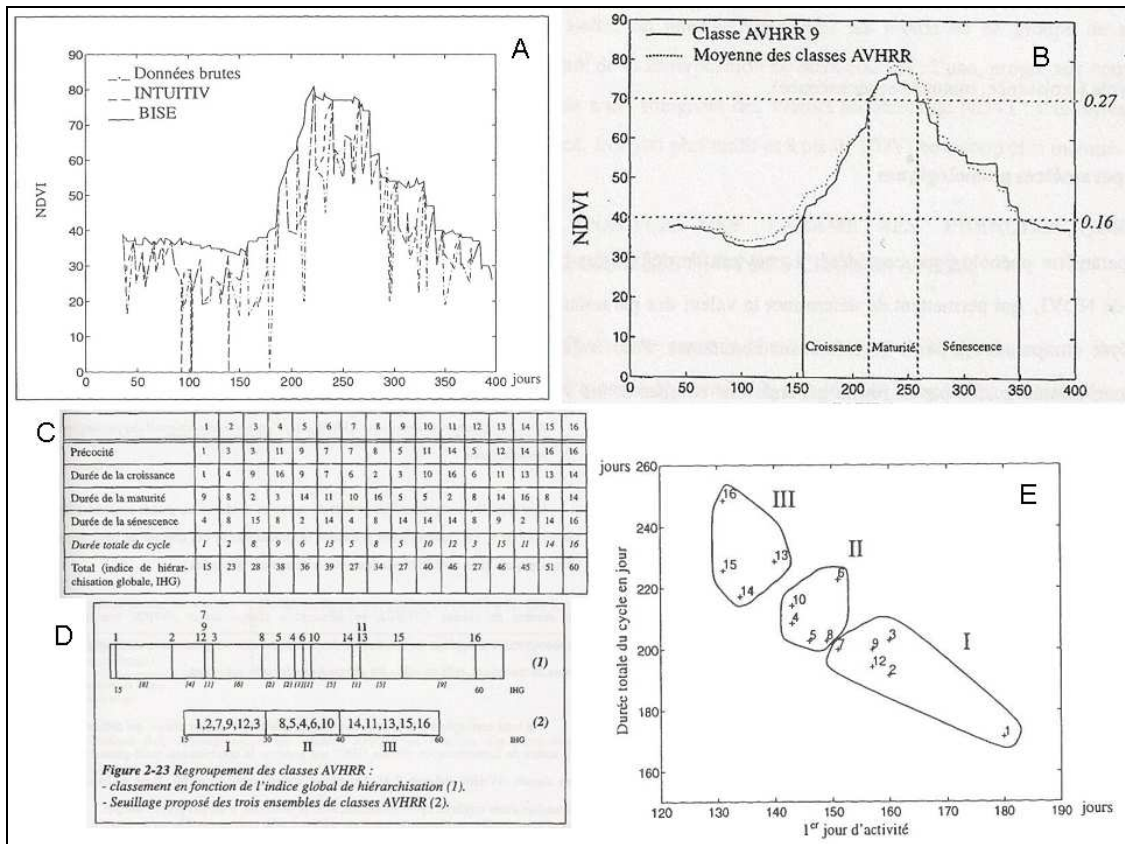


Figure 4 : schémas d'élaboration de l'indice de hiérarchisation globale. En (A) les données bruitées AVHRR-LAC (1km de résolution) de l'année 1990 sont lissées par les algorithmes BISE (Viovy et al., 1990) et INTUITIV (Loudjani et al., 1993\*) afin d'obtenir des évolutions temporelles par pixel utilisables pour les classifications. A partir des données lissées (B) des seuils ont permis d'extraire des informations sur les dates clés de l'activité photosynthétique de chaque classe de types de couvert. Ces dates clés ont alors déterminé des périodes de longueurs variables (C) suivant les classes de types de couvert afin de déterminer une valeur numérique appelée indice de hiérarchisation globale synthétisant l'information sur la phénologie de chaque type de couvert des classes réalisées. Ces indices regroupés par proximité de valeur (D) ont permis d'isoler des grands groupes de classes de types de couvert décrivant la nature des écosystèmes considérés (E). Les trois grands groupes présentés ici en fonction du 1<sup>er</sup> jour d'activité et de la durée totale du cycle végétatif représentent des peuplements de savanes ayant des ratios herbes/arbres différents. Par exemple ici le groupe III est marqué par un début de cycle tôt et une longueur de cycle importante qui sont les critères des savanes ayant le plus de ligneux (au contraire du groupe I qui en a beaucoup moins).

Gond, V., 1995\*, Contribution des données NOAA-AVHRR à la caractérisation des savanes africaines : approche locale, approche continentale, Doctorat de Géographie, Université de Toulouse le Mirail, 151 pages. ISBN 978-2-7295-1524-9.



La troisième étape s'est justement rapprochée du terrain pour analyser finement ce que mesurait le satellite. C'est dans une forêt tempérée à peuplement mixte (Hêtre, Pin sylvestre, Mélèze et Chêne) située à Brasschaat (Belgique), que j'ai pu réaliser cette expérience. J'ai donc effectué à l'échelle d'un, puis de plusieurs pixels NOAA-AVHRR-LAC un suivi complet au sol des types de peuplement. En réalisant des relevés systématiques des structures foliaires, du contenu en chlorophylle des feuilles et des surfaces foliaires, j'ai pu modéliser à l'échelle des feuilles la réflectance (modèle Prospect) puis à l'échelle du couvert (modèle SAIL) le comportement de l'activité photosynthétique au long d'un cycle complet (figure 5). Cela pour tous les peuplements constituant cette forêt (canopée, sous-bois et herbacée). Le résultat a été la mise en évidence de la bonne corrélation entre la mesure satellitaire et la modélisation provenant du terrain (figure 6). La compréhension des mécanismes écologiques et leurs influences sur la mesure satellitaire me sont alors apparues comme une des clés de mon travail (Gond *et al.*, 1998\*, Gond *et al.*, 1999\*).

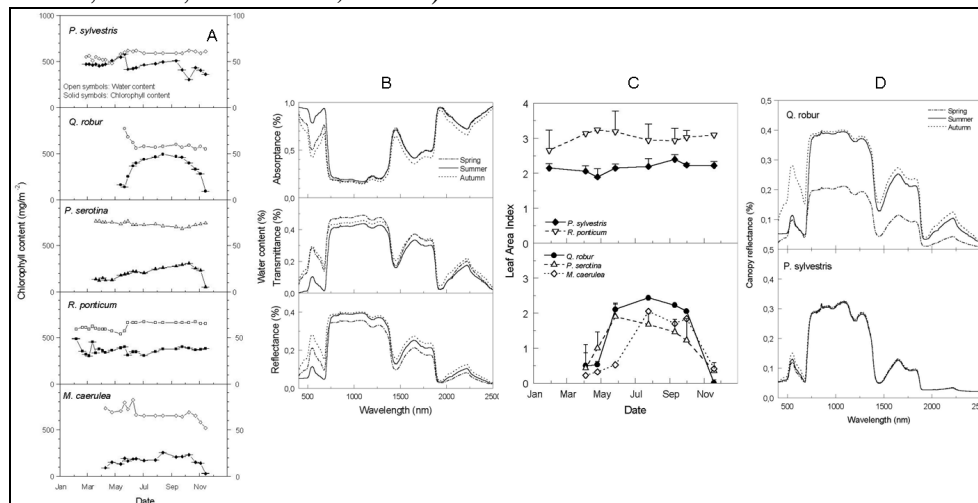


Figure 5 : la modélisation de la forêt de Brasschaat s'est effectuée en quatre phase : en A les mesures de terrain pendant l'année 1997 ont permis de suivre l'évolution des paramètres d'entrée du modèle PROSPECT (Jacquemoud *et al.*, 1989) ici sont présentées la chlorophylle et le contenu en eau ; en B les sorties du modèle donnent la signature spectrale (réflectance, transmission et absorption) au niveau de la feuille pour chaque date de mesure et pour chaque espèce, ici sont présentés trois stades du Chêne (*Quercus robur*) au printemps, été et automne ; en C sont présentées les mesures de terrain de la surface foliaire (LAI) pour l'année 1997 pour deux espèces sempervirentes (*Pinus sylvestris* en canopée et *Rhododendron ponticum* en sous bois) et trois espèces décidues (*Quercus robur* pour la canopée, *Prunus serotina* pour le sous-bois et *Molinia caerulea* pour la strate herbacée). Ces données sont nécessaires pour modéliser les signatures spectrales à partir des feuilles vers l'ensemble de la canopée (modélisation scaling-up) ; en D le résultat de la modélisation utilisant le modèle SAIL (Verhoef *et al.*, 1985) montrant la variation des signatures spectrales des deux espèces de canopée (*P. sylvestris* et *Q. robur*) pour trois saisons. On remarque les variations spectrales qui s'opèrent suivant les saisons que ce soit au niveau de la feuille ou de la canopée. Ces variations dans la réflectances sont alors à mettre en parallèle avec les mesures satellitaires.

Gond, V., de Pury, D., Veroustraete, F. and Ceulemans, R., 1999\*, Seasonal variations of leaf-area index, leaf chlorophyll and water content ; scaling-up to estimate fAPAR and carbon balance in a multilayer, multispecies temperate forest, *Tree Physiology*, **19** :673-679. [voir volume 2 - I].

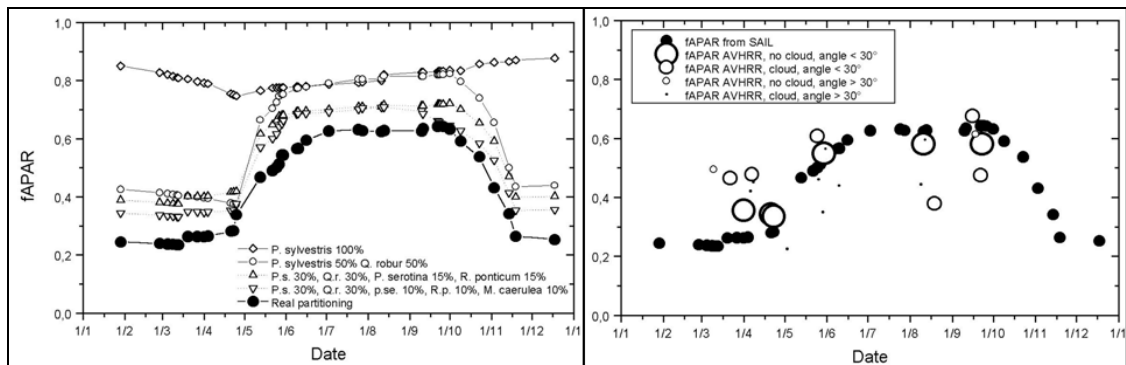
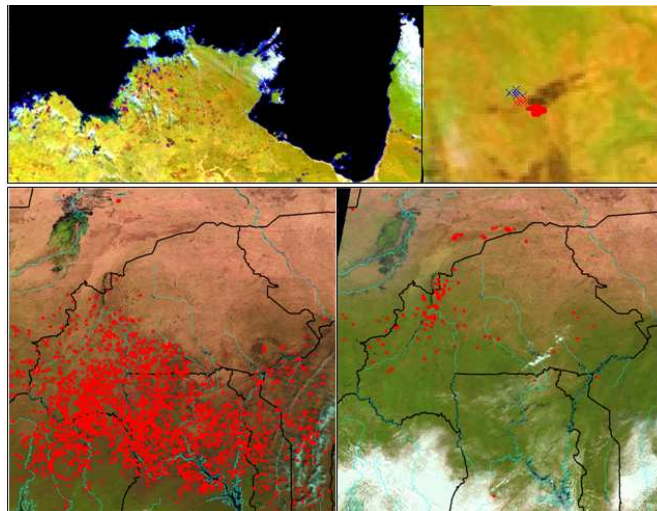


Figure 6 : la modélisation obtenue par les modèle PROSPECT+SAIL a permis d'obtenir les signatures spectrales puis la partie du rayonnement solaire absorbée par la surface de chaque espèce pour chaque période de l'année. En affectant les valeurs de surfaces de chaque peuplement et de chaque couche de la forêt, nous avons pu avoir une estimation globale de la forêt (schéma de gauche). Cette estimation a alors pu être mise en relation avec les acquisitions satellitaires AVHRR-LAC pour la même période (à droite). On remarque que les conditions d'observation du satellite sont très importantes dans la bonne juxtaposition des points de mesure. Il faut des conditions très strictes d'observation n'ayant pas de nuages ou de nébulosité mais aussi ayant un angle de vue minimum (inférieur à 30° en tous cas).

Gond, V., de Pury, D., Veroustraete, F. and Ceulemans, R., 1999\*, Seasonal variations of leaf-area index, leaf chlorophyll and water content ; scaling-up to estimate fAPAR and carbon balance in a multilayer, multispecies temperate forest, *Tree Physiology*, **19** :673-679. [voir volume 2 - I]

La quatrième étape était initialement plus technique. Elle s'est déroulée au Centre Commun de Recherche où je devais installer une base de données du nouveau capteur SPOT-VEGETATION développé par mon directeur de thèse, Gilbert Saint. Ce travail m'a permis d'être très proche de la source de données et ainsi de les manipuler en primeur. Je me suis surtout retrouvé à côtoyer pas mal d'équipes de diverses nationalités ayant des objectifs fort différents. Mes publications de cette période s'en ressentent avec l'une sur la végétation sibérienne, l'autre sur la détection des feux de brousse de nuit comme de jour en Australie (figure 7), la cartographie des états de surface (figure 8) et enfin la détection des petits plans d'eau dans le Sahel (figure 9). Il nous fallait, Etienne Bartholomé et moi, promouvoir les applications de l'instrument (voir les articles publiés lors de la 1<sup>o</sup> conférence des utilisateurs de SPOT-VEGETATION). Cette expérience a ouvert pour moi une nouvelle voie, celle de la localisation de petits objets dans une immensité. Ici c'était les plans d'eau Sahélien plus tard ce seraient les impacts humains en forêts tropicales.



*Figure 7 : deux exemples de la détection des feux de brousse avec le capteur VEGETATION installé sur SPOT-4. En haut une expérience montrant le suivi des feux dans le nord de l'Australie : à gauche la vue générale, à droite un détail de la scène où les feux actifs sont représentés pour le 15 juin à 16h (croix bleues), durant la nuit du 15 au 16 juin à 22h (points rouges) et le 16 juin à 16h (croix rouges). En bas une expérience sur l'ensemble du Burkina-Faso afin d'identifier les feux actifs en saison sèche (à gauche) et en saison humide (à droite). Gond, V., Maggi, M., Henry, P., Grégoire, J.-M. et Bartholomé, E., 2000\*, Detecting active fires with the VEGETATION instrument. VEGETATION-2000 Symposium, 3-6 Avril, Belgirate (ITA). Pages 461-462.*

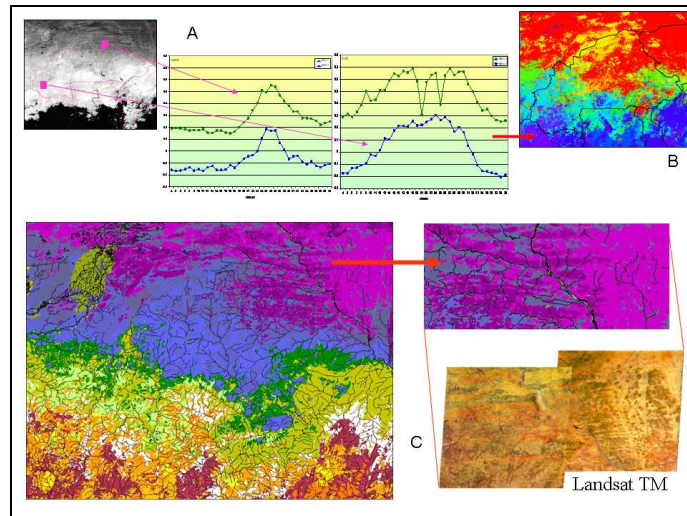


Figure 8 : L'utilisation des données SPOT-VEGETATION à 1km de résolution et à 10 jours de résolution temporelle permettent de différencier finement les cycles de végétation (A) et ainsi de pouvoir réaliser des cartes de début de cycle (B) afin de décrire les variations spatiales de différents écosystèmes (ici au Burkina Faso). Cette approche a permis aussi de réaliser des cartes d'état de surface (C) à partir de la combinaison de séries temporelles NDVI (indicateur d'activité chlorophyllienne) et NDWI (indicateur de contenu en eau dans le feuillage).

Gond, V. et Bartholomé, E., 2000\*, *Classifying land cover types with VEGETATION data in dryland: a case study in Burkina Faso*, VEGETATION-2000 Symposium, 3-6 Avril, Belgirate (ITA). Pages 443-444.

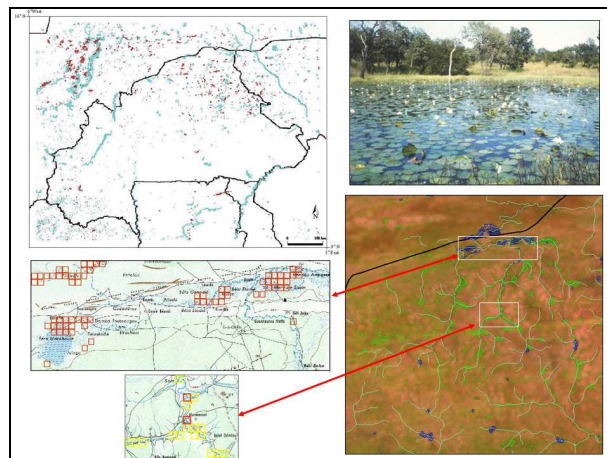


Figure 9 : La détection des petits plans d'eau au sein du Sahel a permis de mettre au point une technique basée sur les contrastes locaux (Gond et al., 2004\*). L'exemple présenté ici à l'échelle du Burkina Faso (en haut) représente l'état des ressources en eau (eau libre et eau avec de la végétation) pour une décennie donnée (données de synthèse 10 jours du capteur VEGETATION embarqué sur SPOT-4). En bas est détaillée la précision de la détection sur un ensemble de marigots au nord du Burkina Faso. On constate que la détection respecte bien la présence d'eau le long des dépressions et des zones humides.

Gond, V., Bartholomé, E., Ouatarra, F., Noguierma, A. and Bado, L., 2004\*, *Surveillance et cartographie des plans d'eau et des zones humides et inondables en régions arides avec l'instrument VEGETATION*, *International Journal of Remote Sensing*, 25 : 987-1004. [voir volume 2 - II]

La cinquième étape m'a vue atterrir en Guyane suite à mon embauche au CIRAD-Forêt (à l'époque). Passablement isolé scientifiquement, j'ai consacré mon temps à comprendre ce qu'étaient les forêts tropicales humides que ce soit par le terrain ou par l'analyse de données à haute résolution (SPOT-HRV) ou à basse résolution (SPOT-VEGETATION). Je passais ainsi de fournisseur de données à utilisateur final. J'ai continué à valoriser les produits et à inventorier ce que l'on pouvait faire avec des données satellitaires pour analyser la forêt. De l'étude de la surface foliaire (avec l'INRA d'Avignon) à la cartographie des types forestiers, en passant par le repérage des pistes d'exploitation j'ai eu la chance de pouvoir disposer d'un accès quasi libre au grand laboratoire guyanais (forêt et interface forêt/homme).

La sixième étape m'a permis d'approfondir mes études précédentes, de transférer mon savoir-faire et enfin d'élargir la gamme de mes activités. Basé au Québec j'ai pu transférer une grande partie des actions opérationnelles à mes camarades de l'ONF en Guyane. Nous avons ainsi rendu opérationnel l'Observatoire de l'Activité Minière (OAM) et la détection des trouées d'abattages. C'est important à mon avis de se retirer d'un projet pour qu'il puisse s'épanouir. Là ce fut le cas car l'observatoire fonctionne toujours et l'analyse des trouées d'abattage s'est considérablement développée depuis. En parallèle, j'ai été de plus en plus impliqué dans les analyses des paysages. J'avais commencé cela en Guyane et en Amazonie brésilienne. Ces travaux se sont singulièrement développés dans le cadre du projet AMAZ et avec l'encadrement d'un post-doc. J'ai eu la chance de pouvoir encadrer des étudiants en Master et en doctorat (sur l'élevage bovin dans le sud du Brésil). Tous ces travaux s'intéressaient particulièrement à l'utilisation et la valorisation des données SPOT-HRV. En parallèle je continuais à travailler sur les séries temporelles par la mise au point d'un algorithme permettant de stabiliser le signal satellitaire sur des séries temporelles afin d'avoir une indication sur la phénologie. Cette étude menée par curiosité sur les séries de données MODIS m'a permis d'obtenir des informations capitales pour caractériser les types de forêts tropicales humides.

La septième étape est toujours en cours actuellement. Depuis mon retour à Montpellier je suis impliqué dans de nombreux projets pour lesquels j'apporte mon appui et mon expérience. Je peux maintenant travailler sur les trois continents tropicaux que sont l'Amazonie, l'Afrique Centrale et l'Asie du sud-est. Je continue à travailler sur l'analyse phénologique au Congo ou en Indonésie. Je développe des procédés pour déterminer automatiquement la dynamique des réseaux de pistes forestières. Mes anciens travaux perdurent avec l'appui à l'ONF en Guyane en ce qui concerne l'orpillage. Je continue aussi les travaux sur l'identification des dégâts d'abattage.

# *Forêts tropicales et Télédétection*



## *Volume 2 : Les articles clés*

---

*'En histoire, comme dans d'autres sciences historiques, la prédiction est surtout envisageable sur de grandes échelles spatiales et sur de longues périodes, lorsque les singularités de millions de petits événements de courte durée se trouvent aplanies.'*

*Page 439. Diamond, Jared, 2007, 'De l'inégalité parmi les sociétés, essai sur l'homme et l'environnement dans l'histoire', Gallimard, nrf essais, Paris, 482 pages.*

*Cette citation résume bien ma démarche sauf que je l'applique à la géographie.*

## VOLUME 2

A – Les articles clés .....	54
I – Gond <i>et al.</i> , 1999, Tree Physiology .....	54
II – Gond <i>et al.</i> , 2004, International Journal of Remote Sensing .....	61
III – Hammond <i>et al.</i> , 2007, Ambio.....	79
IV – Briant <i>et al.</i> , 2010, Biological Conservation .....	89
V – Gond <i>et al.</i> , 2011, Int. Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation..	96
VI – Pennec <i>et al.</i> , 2011, Remote Sensing Letters.....	107
VII – Guitet <i>et al.</i> , 2012, Forest Ecology and Management .....	116
VIII – Bourbier <i>et al.</i> , 2013, Bois et Forêts des Tropiques.....	124
IX – Gond <i>et al.</i> , 2013, Philosophical Transactions of the Royal Society – B .....	131

I - Gond, V., de Pury, D., Veroustraete, F., Ceulemans, R., 1999, Seasonal variations of leaf-area index, leaf chlorophyll and water content ; scaling-up to estimate fAPAR and carbon balance in a multilayer, multispecies temperate forest, *Tree Physiology*, **19** :673-679.

*Tree Physiology* 19, 673–679  
© 1999 Heron Publishing—Victoria, Canada

### Seasonal variations in leaf area index, leaf chlorophyll, and water content; scaling-up to estimate fAPAR and carbon balance in a multilayer, multispecies temperate forest

VALÉRY GOND,<sup>1,2</sup> DAVID G. G. DE PURY,<sup>1,3</sup> FRANK VEROUSTRATE<sup>4</sup> and REINHART CEULEMANS<sup>1,5</sup>

<sup>1</sup> Department of Biology, University of Antwerpen (UIA), Universiteitsplein 1, B-2610 Wilrijk, Belgium

<sup>2</sup> Current address: Joint Research Centre, SAI/GVM, TP 263, I-21020 Ispra (VA), Italy

<sup>3</sup> Current address: Yeringberg Pty. Ltd., Coldstream, VIC 3770, Australia

<sup>4</sup> Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek, Boeretang 200 B-2400 Mol, Belgium

<sup>5</sup> Author to whom correspondence should be addressed

Received July 7, 1998

**Summary** Seasonal differences in phenology between coniferous and deciduous tree species need to be considered when developing models to estimate CO<sub>2</sub> exchange in temperate forest ecosystems. Because seasonal variations in CO<sub>2</sub> flux in temperate forests are closely correlated with plant phenology, we quantified the phenology of forest species in a multilayered forest with patches of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and oak (*Quercus robur* L.) in Brasschaat, Belgium. A scaling-up modeling approach was developed to simulate reflectance at the leaf and canopy scales over a one-year cycle. Chlorophyll concentration, water content, specific leaf area and leaf area index of the forest species were measured throughout an entire year (1997). Scaling-up from the leaf to canopy was achieved by linking the PROSPECT and SAIL models. The result is the annual progression of the fraction of absorbed photosynthetically active radiation (fAPAR) in a 1 km<sup>2</sup> forest area, which can be directly related to high-resolution, remotely sensed data.

**Keywords:** chlorophyll content, leaf area index, modeling, phenology.

#### Introduction

Within the framework of global climatic change studies, characterization of forest carbon balance is a key issue (Fung 1997, Myrneni et al. 1997). In the temperate zone, forest CO<sub>2</sub> flux exhibits a strong inter-seasonal variation that is strongly correlated with plant phenology. Relating internal leaf biophysical processes to the forest stand scale requires a scaling-up modeling approach (Jarvis 1995, Chen 1996). To integrate temporally and spatially, a remote sensing approach has been proposed that is linked to the fraction of absorbed photosynthetically active radiation (fAPAR) (Curran 1989, Matson et al. 1994, Waring et al. 1995, Gond et al. 1997). Links between remote sensing and surface quantum efficiency are mainly of

interest for applications at regional and global scales; for example, to estimate global primary production (Prince and Goward 1995, Hunt et al. 1996, Coops et al. 1998). In the present paper, a validation of the scaling-up modeling approach is described and the link with a 1 km<sup>2</sup> remotely sensed pixel is presented. Scaling-up was achieved by linking the PROSPECT (Jacquemoud and Baret 1990) and SAIL (Verhoef 1984) models.

#### Materials and methods

##### Description of forest site

The experimental forest "De Inslag" (51°18' N, 4°31' E) is situated in the northeast of the province of Antwerpen (Brasschaat, Campine region, Belgium) and occupies an area of 150 ha. Mean annual temperature at the site is 10 °C (10.4 °C in 1997) and mean annual precipitation is 750 mm (662 mm in 1997). "De Inslag" forest is a mixed multilayer forest characterized by strong vertical and horizontal heterogeneity (de Pury and Ceulemans 1997, Eermak et al. 1998). The forest is organized into many patches of varying size ranging from 1 to 3 ha. Each patch has a uniform species composition, but there are large differences among patches with respect to the understorey species and to some extent the overstorey species as well. The forest is mostly 70-year-old *Pinus sylvestris* L. (20–25 m high), with patches of *Quercus robur* L. (20–25 m high) intermixed. The main understorey layer is composed of either *Prunus serotina* J.F. Ehrh. (8–10 m high), *Rhododendron ponticum* L. (2–3 m high) or a ground cover of *Molinia caerulea* (L.) Moench. (50–90 cm high).

##### Sampling procedure and measurements

All measurements were made during 1997. Leaf samples were collected on twenty occasions (approximately every 15 days



from February 5 to December 18, 1997) to monitor temporal variations in chlorophyll concentration and water content. Vegetation area index ( $V_a$ ) was determined eight times (approximately every 40 days from January 29 to November 19, 1997). These data were used to adjust input parameters for the scaling-up model.

#### Chlorophyll measurements

At each sampling period, between two and six fresh samples of foliage were collected for analysis of chlorophyll (a and b) concentration. For each species, all samples were obtained from the same tree throughout the year.

*Pinus sylvestris* needles of each of the three age classes (emerged in 1995, 1996 and 1997) were sampled from the same twig. The most accessible branches were chosen in the southern crown extremities. During 1997, *P. sylvestris* trees in the "De Inslag" forest retained their 1995 needle age class until the beginning of October and the new, 1997 needles were present from the end of May. Two fascicles (with two needles each; i.e., four needles) were sampled from both one- and two-year-old needles, whereas three-year-old needles were analyzed individually. Needles were cut into 1-cm lengths, and sections of the second and the third cm (from the tip) were analyzed for chlorophyll (expressed on a projected area basis). Samples were prepared in the field and transported in the dark in an insulated box to the laboratory where the samples were stored at 4 °C. Analyses required five days to complete because of the time required for efficient acid extraction. Chlorophyll was extracted by the DMF method (Moran 1982, Porra et al. 1989). Chlorophyll absorption was measured spectrophotometrically at wavelengths of 664 and 647 nm (UV-160, Shimadzu Corp., Japan).

Similar analyses were made for *Q. robur*. In this case, sampling involved taking a 1-cm<sup>2</sup> leaf disc from two randomly chosen leaves. Because access to the tree crown 20 m above-ground was difficult, a tree near the edge of a patch with low branches was selected for leaf sampling. Leaf samples from the understory species *P. serotina* and *R. ponticum* were also analyzed. For *P. serotina*, three leaf samples were collected randomly from the top, middle and lower layers of the canopy. For *R. ponticum*, single leaves from three leaf age classes were selected from sun and shade layers. For analysis, samples comprised one leaf characterized by age and position on 20 occasions during the experiment in 1997. The *M. caerulea* samples were taken under a *Q. robur* crown, where the *M. caerulea* population was very dense. Single samples were taken at the base and the tip of the leaves 16 times between April and November 1997.

#### Water content and leaf area measurements

Water content and mean surface area of the collected leaves were determined from fresh samples of each of the five species (on the day that samples were collected for analysis of chlorophyll). Percentage water content ( $W$ ) was determined from the fresh ( $M_f$ ) and dry ( $M_d$ ) mass of leaves (Ludlow 1982):

$$W = 100(M_f - M_d)/M_d \quad (1)$$

For *P. sylvestris*, 20 needles of each age class on one branch were collected per sample day. For *Q. robur*, *P. serotina* and *R. ponticum*, all the leaves on one branch were collected to ensure a consistent and unbiased sample. For *M. caerulea*, samples were collected on different plants in a 50 m<sup>2</sup> area.

#### Vegetation area index measurements

Vegetation area index ( $V_a$ ) was measured on eight days during the year with a pair of light sensing instruments (LAI-2000, Li-Cor, Inc., Lincoln, NE). The LAI-2000 measures half of the total surface area of leaves and wood (branches, stems, etc.), and not the projected area. Because these measurements need a sky with completely diffuse light, cloudy days without rain were selected (uniform overcast sky) for the field campaigns. One sensor, which was fixed at the top of a nearby tower (40 m high) above the forest, measured incident radiation every 15 s. The second instrument was used to measure the light regime in each of the nine patches. Both instruments had caps obscuring one quarter of the optical sensor adjacent to the handle to screen the operator from the field of view of the sensors. Ten measurements were made per patch. When an understory was present, an 8-m extendable pole was used to place the instrument 9–10 m aboveground, over the understory, but beneath the overstory canopy. Measurements at ground level were used to determine the total  $V_a$  of the forest and hence, by difference, a measure of both overstory and understory  $V_a$ . The same patches of forest were measured on each occasion to record seasonal variation in  $V_a$  (four patches for *P. sylvestris*, three for *Q. robur*, two for *R. ponticum*, and one each for *P. serotina* and *M. caerulea*).

Leaf area index ( $L$ ) was calculated from estimated  $V_a$ . For the deciduous forest species, mean values of  $V_a$  during winter were used as estimates of woody area index ( $W_a$ ) ( $W_{a,overcast} = 0.91$ ,  $W_{a,prunus} = 0.66$ ,  $W_{a,shadobram} = 1.13$ ). The value of  $W_{a,prunus}$  was used for *R. ponticum*. For *P. sylvestris*, because the LAI-2000 measures half the total needle surface area of the hemispherical needles, we accounted for the clumping of the needles into shoots by using an equation that incorporates a silhouette factor (STAR = 1.35 in our case) (Stenberg et al. 1995). Woody area index cannot be evaluated by this method. To estimate canopy  $L$ , we used Equation 2a for flat-leaved species and Equation 2b for *P. sylvestris*:

$$L = V_a - (W_a/2) \quad (2a)$$

$$L = 2V_a/STAR \quad (2b)$$

Additional measurements were made to complete the scaling-up exercise. A manual spectroradiometer (LI-1800, Li-Cor, Inc., Lincoln, NE) was used to measure soil reflectance (400–1100 nm). The proportions of direct and diffuse PAR were monitored above the forest canopy by means of a shadow band system installed at the top of the 40-m tower.

#### Analysis

The scaling-up method is based on two models. At the leaf scale (PROSPECT model) and at the canopy scale (SAIL

model) the reflectance, transmittance and absorption of PAR were simulated for each forest species. Initially, the PROSPECT model simulated the probability of light being intercepted by leaves, and then either absorbed, reflected in a direction depending on leaf inclination and angle of incidence, or transmitted through the leaf. The PROSPECT model requires five parameters for each species: (1) number of layers inside the leaf (from the surface area/fresh volume ratio); (2) chlorophyll (a + b) concentration; (3) leaf equivalent water thickness (from water content and surface area); (4) leaf protein concentration; and (5) leaf cellulose and lignin concentration summed together (Jacquemoud et al. 1995).

Scaling-up from the leaf to the canopy was performed with the SAIL model, assuming an idealized horizontal canopy composed of layers of flat leaves distributed homogeneously, with a random leaf azimuth distribution. Despite the limitations of this assumption, we applied it to estimate  $L$ . The SAIL model incorporates (1) leaf/needle reflectance; (2) transmittance; and (3) absorption values from the PROSPECT model. In addition, the SAIL model requires estimates of (4)  $L$ ; (5) leaf inclination angle; (6) diffuse/direct irradiance; and (7) soil reflectance.

### Results and discussion

Temporal variation in chlorophyll concentration differed among species (Figure 1). In *P. sylvestris*, chlorophyll concentration also varied with position within needles (Table 1). Needle tips were eliminated because of their irregular shape (Flower-Ellis and Olsson 1993) and the difficulty in calculating accurately projected needle area. Mean chlorophyll concentration of the next two centimeters from the needle tip, which was higher than in the remainder of the needle, was expressed in relation to the relative proportions of the three age classes of needles (cohorts). The same projected needle area was assumed for each age class (1995, 1996 and 1997); i.e., each annual cohort comprised one-third of the total needle area. An exception was made for 1997 needles during the period between bud burst (just before May 29) and the attainment of maximum chlorophyll concentration (September 11). During this period, current-year (1997) needles were growing, necessitating an adjustment to the weighting by needle area. When bud burst occurred, the 1997 needles represented only about 1% of the total needles in the pine canopy. This percentage increased from 4% on June 9, to 11% on July 3, to 22% on August 13. The needles were fully grown by September 11. Each age-class comprised one-third of the needle area of the canopy from October 9. In winter as well as during spring, we observed an apparent increase in chlorophyll concentration (from April 10 to May 22). Just before bud burst in 1997, the concentration of chlorophyll a + b reached a maximum of 580  $\text{mg m}^{-2}$ . During the summer, chlorophyll concentration remained stable. At the end of the summer, the 1995 needles fell after they had lost most of their chlorophyll (September 11: 624  $\text{mg m}^{-2}$ ; September 24: 389  $\text{mg m}^{-2}$ ; October 9: 29  $\text{mg m}^{-2}$ ). The seasonal curve showed a steep decline in chlorophyll concentration between September 11 and October 9. During

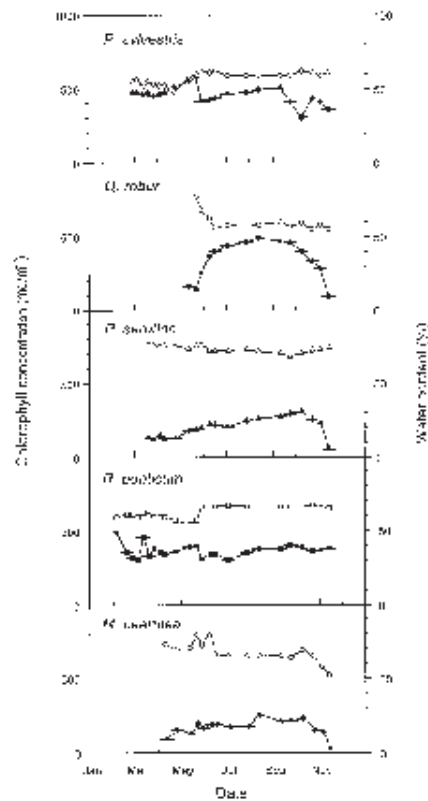


Figure 1. Time courses of leaf chlorophyll (a + b) concentration (closed symbols) and water content (open symbols) during 1997 for the five main species (*P. sylvestris*, *Q. robur*, *P. serotina*, *R. ponticum* and *M. caerulea*) in "De Inslag" forest, Brasschaat, Belgium.

autumn, the chlorophyll concentrations of the 1996 and 1997 needles gradually decreased.

*Quercus robur* also showed a seasonal trend in chlorophyll concentration (Figure 1). After a rapid increase in spring (from May 22 to June 7), a maximum chlorophyll concentration of 491  $\text{mg m}^{-2}$  was reached on August 13. A progressive decline started on October 9 and continued until leaf fall (after November 14).

In the understory, the chlorophyll concentration of *P. serotina* steadily increased (Figure 1) from bud burst on March 20 to the end of summer on October 9. The maximum concentration of chlorophyll was low compared to that of the overstorey species (only 309  $\text{mg m}^{-2}$ ). We noted that the chlorophyll concentration reached a maximum in *P. serotina* leaves at the

Table 1. Chlorophyll concentration ( $\text{mg m}^{-2}$ ) of two pairs of *P. sylvestris* needles calculated from the tip of the needle to the base (6th cm) for (A) 1995 needles measured on November 14, 1996; (B) 1996 needles measured on February 19, 1997; and (C) 1997 needles measured on August 13, 1997.

Needles/Date	Tip	1st cm	2nd cm	3rd cm	4th cm	5th cm	Base
A	566	418	366	356	320	279	219
B	423	377	432	265	244	191	—
C	585	376	349	315	280	245	191

same time that it reached a minimum in *P. sylvestris* needles (October 9).

*Rhododendron ponticum* leaves showed an almost constant pattern of chlorophyll development (Figure 1), except in the winter before the sampling protocol was standardized (this may explain some of the variations in chlorophyll concentration; e.g., February 5 and March 13). Chlorophyll concentration increased until May 22. The development of new leaves was associated with a decrease in chlorophyll concentration and changes in water content occurred (Figure 1). Subsequently, the chlorophyll concentration remained stable throughout the summer, with a maximum chlorophyll concentration of  $401 \text{ mg m}^{-2}$  on September 24. The grass, *M. caerulea*, had a low chlorophyll concentration, with a maximum of  $255 \text{ mg m}^{-2}$  (August 13).

The temporal variation in water content for the five main species during 1997 is shown in Figure 1. In spring, when bud burst of the evergreen species occurred, the water content increased consistently (from 50 to 60% for *P. sylvestris* and from 55 to 65% for *R. ponticum*). Later, the water content remained stable. In young leaves of *Q. robur*, water content decreased from 80 to 50% during the spring. The water content then remained stable until leaf fall. Leaves of *P. serotina* showed decreasing water content during spring and summer (from 75 to 70%) but water content increased during the autumn before the leaves fell. For *P. serotina*, the curve of water content was the inverse of the chlorophyll concentration curve. For *M. caerulea*, water content was stable during the summer and decreased in autumn concomitantly with chlorophyll concentration.

Figure 2 shows the development of *L* for the five species monitored during 1997. The value of *L* varied during the year for all species, including the evergreen species.

In *P. sylvestris*, a storm at the end of April caused *L* to decrease as a result of damage attributable to the falling of live branches, cones and needles. During summer, *L* increased with new needle development. In September, the decrease in *L* coincided with the 1995 needle fall. The generally low values of *L* for *P. sylvestris* were related to the open canopy structure, with clumping of foliage and large gaps between crowns.

*Quercus robur* showed development of *L* typical for deciduous trees with a maximum (2.5) in July–August. The low *L* for *Q. robur* is characteristic of the Brasschaat forest where the trees appeared weak and were infested by caterpillars and mildew.

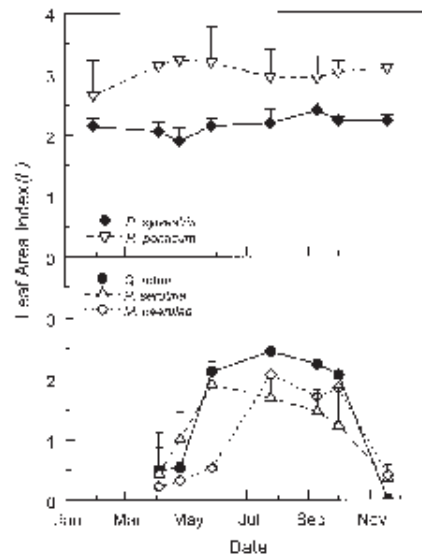


Figure 2. Temporal progression of leaf area index (*L*) of the five main species in "De Iuslag" forest during 1997. A distinction has been made between overstory species (solid symbols) and understory species (open symbols).

Bud burst of the understory species *P. serotina* occurred earlier than bud burst in *Q. robur* but the trees reached a similar value of *L* during May (1.5). Thereafter, *L* of *P. serotina* decreased steadily until October (1.0) before the onset of rapid leaf drop in autumn. *Rhododendron ponticum* had a distinct phenological cycle with only small changes in *L* during the year associated with new growth in spring, reaching a maximum *L* in April. *Molinia caerulea* displayed a different pattern with slower canopy development during May and June followed by rapid growth to reach maximum *L* in July, when the foliage and seedheads were fully developed.

#### Modeling results

PROSPECT was run for every period of field measurements for each species. The 100 outputs (5 species  $\times$  20 sets of measurements) were linearly interpolated to obtain seasonal progressions of leaf absorption, reflectance and transmittance spectra (400 to 2500 nm) (Figure 3).

Canopy reflectance was calculated for each species (assuming a monoculture) during the year with the SAIL model. The parameters included: (1) leaf area index (*L*); (2) hot spot effect parameter (defined as the ratio of mean leaf size to layer thickness); (3) soil reflectance; (4) sky diffuse radiation above the canopy; (5) zenith and azimuth solar angles; and (6) zenith and azimuth view angles. Data for these parameters were

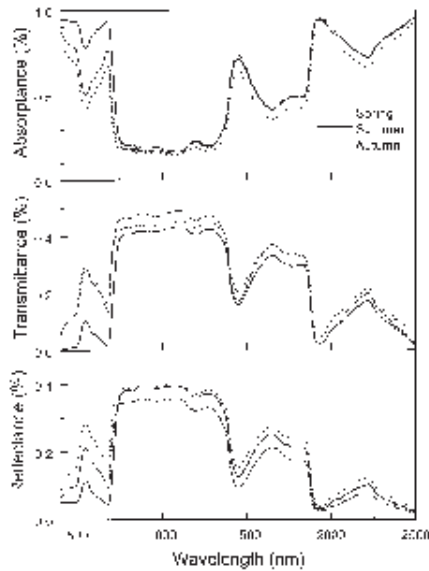


Figure 3. Absorbance, transmittance and reflectance simulated at the leaf scale by the PROSPECT model. Examples in spring, summer and autumn for *Q. robur* are shown.

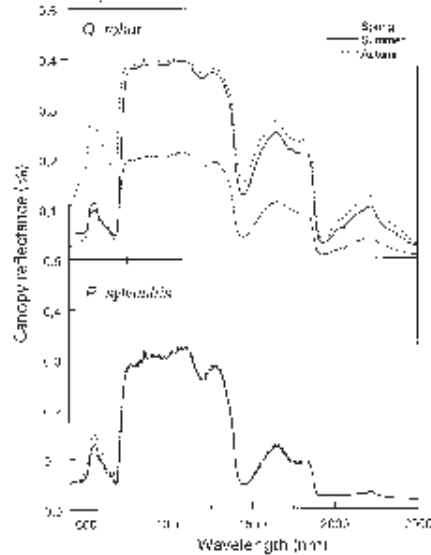


Figure 4. Reflectance values simulated at the canopy scale by the SAIL model. Examples in spring, summer and autumn for *Q. robur* and *P. sylvestris* are shown.

linearly interpolated to correspond to the output of the PROSPECT model. The required SAIL model output is the seasonal progression of canopy reflectance spectra for each species (400 to 2500 nm; Figure 4).

The ratio of PAR absorbed to PAR transmitted by the canopy was taken as fAPAR. Absorbed and transmitted PAR were determined with the SAIL model by numerically integrating the absorbed and transmitted radiation (from 400 to 700 nm) by the canopy layer, taking into account the direct downward and diffuse downward fluxes of PAR and the upward fluxes of incoming and reflected PAR. To validate the scaling-up approach, we used lines of 25 quantum sensors (400–700 nm) mounted under the *P. sylvestris* canopy in the forest. To calculate fAPAR, we used total incident PAR radiation above the canopy (continuously measured at the top of the tower). By comparing the measured intercepted PAR with the simulated fAPAR in August and October 1997, we observed differences of 3 and 4% for *P. sylvestris* and 40% for *P. serotina* (Figure 5). Underestimation of  $L$  as input in the SAIL model may explain the high value for *P. serotina*. Nevertheless, we used this validation to scale up the different species to the 1 km<sup>2</sup> area. The canopy fAPAR of each species was then weighted by the species composition of each forest patch (de Pury and Ceulemans 1997) to determine fAPAR for a 1 km<sup>2</sup> area (Figure 6). The forest surface of 1 km<sup>2</sup> centered on the tower was

considered to comprise two layers (overstorey and understorey) making up 100%. The species composition of the patches in the 1 km<sup>2</sup> area was: *P. sylvestris* = 24%; *Q. robur* = 16%; *P. serotina* = 16%; *R. ponticum* = 4%; *M. caerulea* = 25% and bare soil = 15%. The fAPAR of the species was summed for 1997, taking into account the species' surface area. From this analysis, seasonal variation in fAPAR (at 1 km<sup>2</sup> scale) can be interpreted geographically. The main contribution to the development of fAPAR for the 1 km<sup>2</sup> area came from the deciduous

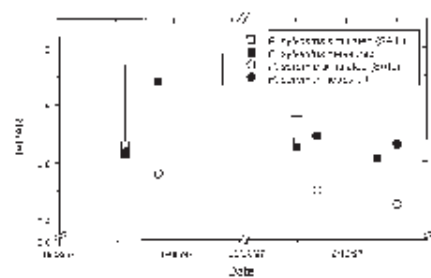


Figure 5. Comparison of fAPAR simulated by the PROSPECT+SAIL models and measured fAPAR under a *P. sylvestris* canopy.

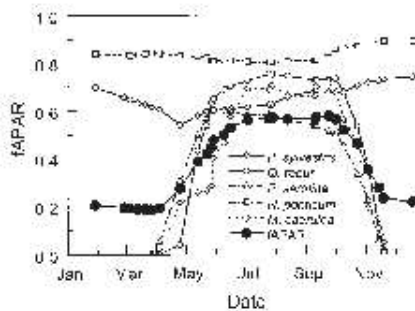


Figure 6. Temporal progression of FAPAR for the five main species (*P. sylvestris*, *Q. robur*, *P. serotina*, *R. ponticum* and *M. caerulea*) in "De Inslag" forest during 1997. Values were weighted by the species composition of the forest to determine FAPAR for a 1 km<sup>2</sup> forest (●).

species because of the strong contrast between winter and summer FAPAR. This result is of crucial importance because the "De Inslag" forest is commonly regarded as a uniform pine stand.

The understory plays an important role in the carbon budget of this 1 km<sup>2</sup> area because of the large understory summer FAPAR capacity (FAPAR values of 0.6 for *P. serotina*, 0.85 for *R. ponticum* and 0.7 for *M. caerulea*). Taking into account the species composition of the layers should greatly enhance carbon budget studies because of the importance of biodiversity and its impact on surface properties. With the information we obtained we intend to interpret a 1 km<sup>2</sup> remotely sensed signal. Ecosystem complexity is routinely observed by high-resolution temporal series of, for example, 1 km<sup>2</sup> NOAA-AVHRR data sets. It should be possible to determine which part of the Earth's surface is driving a time series of reflectance observations measured by an observing satellite system. The linearity between species composition and remotely sensed measurements can now be investigated with this kind of surface description and the temporal development of the different species.

### Conclusions

Monitoring the seasonal development of species in a mixed forest is a key step for several modeling approaches. Estimation of the carbon allocation of biomass in a stand is a challenge for description of the carbon cycle. In this paper, we have described the seasonal development of a mixed-stand (evergreen and deciduous), multilayer (overstory, understory and ground cover canopies) for a forested area. The temporal progression of estimated FAPAR will facilitate initiation of a new direction of research in connection with remote sensing and ecosystem modeling.

### Acknowledgments

The authors thank Nadine Calley (ULA), Eva De Bruyn (ULA), Krisy Brommvers (ULA), Andrew Kowalski (ULA), Marc Vandenhoute (FSCA Gembloux), David Arthur Sampson (ULA) and Yves Verhaegen (VITO), IBW (Geraardsbergen). Research was supported by EU programmes ECOGRAFT (contract ENV4-CT95-0077), EUROFLUX (contract ENV4-CT95-0078) and Belgian Global Change Program (BELFOR, Federal OSTC/FDWTC). Special thanks to Professor Paul Jarvis for his helpful comments on earlier versions of this paper.

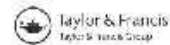
### References

- Eermak, J., F. Riguzzi and R. Ceulemans. 1998. Scaling-up from individual tree to the stand level in Scots pine. *Ann. Sci. For.* 55:63-88.
- Chen, J. 1996. Optically based methods for measuring seasonal variation of leaf area index in boreal conifer stands. *Agric. For. Meteorol.* 80:135-163.
- Coops, N., R. Waring and J. Landsberg. 1998. Assessing forest productivity in Australia and New Zealand using a physiologically-based model driven with averaged monthly weather data and satellite-derived estimates of canopy photosynthetic capacity. *For. Ecol. Manag.* 104:113-127.
- Curran, P. 1989. Remote sensing of foliar chemistry. *Remote Sens. Environ.* 30:271-278.
- de Pury, D. and R. Ceulemans. 1997. Scaling-up carbon fluxes from leaves to stands in a patchy coniferous/deciduous forest. *In Impacts of Global Change on Tree Physiology and Forest Ecosystems*. Eds. G.M.J. Mohren, K. Kramer and S. Sabate. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, pp 263-272.
- Flower-Ellis, J. and L. Olsson. 1993. Estimation of volume, total and projected area of Scots pine needles from their regression on length. *Stud. For. Suec.* 190:3-19.
- Fung, I. 1997. A greener north. *Nature* 386:659-660.
- Gond, V., F. Veroustrate and R. Ceulemans. 1997. Modeling strategy for a multi-layer mixed forest using remote-sensing data. *In Impacts of Global Change on Tree Physiology and Forest Ecosystems*. Eds. G.M.J. Mohren, K. Kramer and S. Sabate. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, pp 279-286.
- Hunt, R., S. Piper, R. Nemani, C. Keeling, R. Otto and S. Ruzming. 1996. Global net carbon exchange and intra-annual atmospheric CO<sub>2</sub> concentrations predicted by an ecosystem process model and three-dimensional atmospheric transport model. *Global Biogeochem. Cycles* 10:431-456.
- Jacquesmond, S. and F. Barot. 1990. PROSPECT: a model of leaf optical properties spectra. *Remote Sens. Environ.* 34:75-91.
- Jacquesmond, S., J. Verdebout, G. Schimck, G. Andreoli and B. Hosgood. 1993. Investigation of leaf biochemistry by statistics. *Remote Sens. Environ.* 54:180-188.
- Jarvis, P. 1995. Scaling processes and problems. *Plant Cell Environ.* 18:1079-1089.
- Ludlow, M. 1982. Measurement of stomatal conductance and plant water status. *In Techniques in Bioproductivity and Photosynthesis*. Eds. J. Coombs and D.O. Hall. Pergamon Press Ltd., Oxford, England, pp 49-58.
- Matson, P., L. Johnson, C. Billow, J. Miller and R. Pa. 1994. Seasonal patterns and remote spectral estimation of canopy chemistry across the Oregon transect. *Ecol. Appl.* 4:280-298.
- Moran, R. 1982. Formulae for determination of chlorophyllous pigments extracted with *N,N*-dimethylformamide. *Plant Physiol.* 69:1376-1381.
- Myneni, R., C. Keeling, C. Tucker, G. Asrar and R. Nemani. 1997. Is spring coming earlier? *Nature* 386:698-702.

- Porra, R., W. Thompson and P. Kriedemann. 1989. Determination of accurate extinction coefficients and simultaneous equations for assaying chlorophylls a and b extracted with four different solvents: verification of the concentration of chlorophyll standards by atomic absorption spectroscopy. *Biochim. Biophys. Acta* 975:384-394.
- Prince, S. and S. Goward. 1995. Global primary production: a remote sensing approach. *J. Biogeogr.* 22:815-835.
- Stanberg, P., T. Kumpulainen, S. Kallomäki, J. Grace, E. Jokela and H. Gholz. 1995. Crown structure, light interception and productivity of pine trees and stands. *Ecol. Bull.* 43:20-34.
- Verhoef, W. 1984. Light scattering by leaf layers with application to canopy reflectance modeling: the SAIL model. *Remote Sens. Environ.* 16:125-141.
- Waring, R., B. Law, M. Goulden, S. Bassow, R. McCraight, S. Wofsy and F. Bazzaz. 1995. Scaling gross ecosystem production at Harvard Forest with remote sensing: a comparison of estimates from a constrained quantum-use efficiency model and eddy correlation. *Plant Cell Environ.* 18:1201-1213.

II - Gond, V., Bartholomé, E., Ouattara, F., Noguierma, A., Bado, L., 2004, Surveillance et cartographie des plans d'eau et des zones humides et inondables en régions arides avec l'instrument VEGETATION, *International Journal of Remote Sensing*, **25** : 987-1004.

INT. J. REMOTE SENSING, 10 MARCH, 2004,  
VOL. 25, NO. 5, 987-1004



**Surveillance et cartographie des plans d'eau et des zones humides et inondables en régions arides avec l'instrument VEGETATION embarqué sur SPOT-4**

V. GOND\*, E. BARTHOLOMÉ

Centre Commun de Recherche, Via E. Fermi 1, I-21020 Ispra (VA), Italie;  
e-mail: etienne.bartholome@irc.it

F. OUATTARA

Direction de la Météorologie Nationale, Ouagadougou, Burkina Faso

A. NONGUIERMA

Centre Régional AGRHYMET, Niamey, Niger

and L. BADO

BUNASOL, Ouagadougou, Burkina Faso

(Reçu le 7 mai 2002; version révisée le 25 mars 2003)

**Résumé.** L'observation régulière de l'état des petits plans d'eau et des zones humides est très utile dans les régions arides et semi-arides, car leur existence est entièrement contrôlée par le rythme des pluies. Sur les images en composition colorée des données VEGETATION les plans d'eau et les bas-fonds sont clairement identifiables. Une simple classification de la signature spectrale des zones observées ne suffit pas à les repérer car les conditions écologiques varient énormément de même que le comportement radiométrique. Dans cette étude, une méthode contextuelle basée sur le contraste local a été élaborée et testée. Une validation systématique a été menée et une carte des plans d'eau et des zones humides a été produite pour le Burkina Faso et les régions voisines.

**Abstract.** Monitoring the state of small waterbodies and wetlands is very useful in dry regions, because their existence is entirely controlled by the rhythm of local rainfall. On VEGETATION image colour composites, waterbodies and marshy vegetation show up clearly. Yet simple image classification does not yield sufficiently good results because 'spectral signatures' vary significantly together with the ecological conditions of these surfaces. A robust contextual procedure taking into account local contrast was successfully developed and tested. A systematic validation was carried out and a map of waterbodies and wetlands was produced for Burkina Faso and neighbouring regions.

**1. Introduction**

Dans les régions arides et notamment au Sahel, les zones humides de toute nature sont importantes pour les activités humaines. Dans le même temps, elles

\*Corresponding author; Actuellement au CIRAD-Forêt--Cayenne, Guyane française;  
e-mail: valery.gond@cirad.fr

*International Journal of Remote Sensing*  
ISSN 0143-1161 print/ISSN 1366-5901 online © 2004 Taylor & Francis Ltd  
<http://www.tandf.co.uk/journals>  
DOI: 10.1080/0143116031000139908

possèdent une grande valeur environnementale. Comme en témoignent les travaux du Comité Scientifique et Technique de la Convention pour Combattre la Désertification qui a notamment recommandé lors de sa réunion de Recife en novembre 1999 de focaliser l'attention sur les ressources en eau des zones arides (ICCD 1999). Ceci rejoint le souci de la convention de Ramsar sur les zones humides dans le cadre de laquelle on a également récemment recommandé d'améliorer la connaissance de ces zones par l'exécution d'inventaires notamment, à l'aide de données d'observation spatiale (Finlayson and Davidson 1999). Il est en effet admis que les zones humides des régions arides sont mal connues (Spiers 1999). L'inventaire de telles zones est donc important dans différents domaines (Stevenson and Frazier 1999). On peut par exemple citer la protection environnementale, l'accord afro-asiatique sur les oiseaux aquatiques migrateurs (AEWA) entré en vigueur en 1999 est un exemple de l'intérêt des instances politiques pour cette problématique (Van Vessum 1999). En outre, les zones humides ont de multiples fonctions économiques en relation avec l'agriculture, l'élevage et la pêche, mais aussi sociales, puisque ces activités se réalisent traditionnellement suivant des spécialisations socio-ethniques en voie de modification, ce qui entraîne une pression sur l'environnement (Koné 1999, Ticheler 1999).

Bien que le Sahel se caractérise par une économie en eau le plus souvent insuffisante, il n'est pas rare que les précipitations soient brusques et intenses. Si celles-ci se répètent sur une courte période, il arrive que les dégâts qui en résultent soient importants et que même des vies humaines soient perdues. Ce fut notamment le cas en 1999 au Burkina Faso et dans les régions voisines (AGRHYMET 1999a, b, DIRH 1999).

La littérature est relativement riche en ce qui concerne la cartographie des plans d'eau à l'échelle locale avec des instruments à haute résolution (Frazier and Page 2000, Baghdadi *et al.* 2001, Chopra *et al.* 2001, Harvey and Hill 2001 parmi les plus récents). Par contre les travaux d'inventaire ou de suivi aux échelles transnationales et les méthodes pour les réaliser n'ont attiré l'attention que de rares auteurs (Verdin 1996). Dans l'approche présentée ici, l'utilisation d'un capteur à large champ pouvant couvrir la totalité de l'espace sahélien tout en surveillant quotidiennement l'état des plans d'eau principaux, s'est révélée un outil d'information pertinent et performant. Les réserves hydriques des pays sahéliens sont très fluctuantes et nécessitent un suivi régulier. C'est pourquoi il était nécessaire de privilégier l'aspect répétitif de l'information au détriment des qualités de précision des capteurs à haute résolution quitte à ne pas détecter les plus petits plans d'eau.

Cet article présente donc les résultats de l'étude qui visait à développer une méthodologie destinée à cartographier avec une bonne précision les zones humides et inondées en région aride grâce à l'utilisation des données du Satellite Pour l'Observation de la Terre (SPOT)-4/VEGETATION.

## 2. Les données de l'instrument VEGETATION

Les données utilisées dans cette étude ont été acquises par l'instrument VEGETATION (SPOT 1998). Celui-ci a été mis sur orbite à bord du satellite SPOT-4 en mars 1998. Les données acquises depuis avril 1998 sont pré-traitées et archivées d'une manière systématique pour l'entièreté du globe. Les principales caractéristiques techniques de l'instrument (Mayaux *et al.* 2000) sont optimisées pour la surveillance globale de la végétation (CNES 1999). Certaines particularités méritent d'être notées pour leur utilité directe dans notre étude. Le système optique de mesure est basé sur un système de barrettes qui maintient une résolution spatiale



quasi-constante à travers le champ de l'instrument (50.5° de part et d'autre du nadir). La technique utilisée permet en effet de limiter la dégradation de la résolution (1.15 km au nadir, 1.6 km en bord de champ) au seul effet de la rotondité de la terre. La fonction de transfert est supérieure à 30% pour une fréquence égale à la moitié du pas d'échantillonnage (CNES 1996). L'instrument dispose de quatre bandes spectrales, dans le bleu, le rouge, le proche infrarouge (PIR) et le moyen infrarouge (MIR). Enfin, le segment sol du système d'exploitation des données VEGETATION est organisé pour acquérir, traiter et archiver en pleine résolution toutes les données journalières sur l'ensemble des terres émergées du globe. Les produits globaux sont assemblés, calibrés radiométriquement (Henry and Meygret 2000), corrigés des effets atmosphériques, ajustés géométriquement et expédiés aux utilisateurs quelques jours seulement après la date d'acquisition (Passot 2000). Dans la présente étude on a utilisé des données standard de synthèses journalières (produits S1, mosaïque journalière de réflectances au sol) ainsi que des synthèses décennales (produits S10, mosaïque décennale des mosaïques journalières) sur une période allant du 15 septembre au 15 décembre 1999, ainsi que des produits décennaux de mars 2000, afin de vérifier l'état des mares en saison sèche.

La méthode développée a tiré profit de deux atouts du capteur VEGETATION, à savoir la stabilité de la superposition spatiale des pixels et la présence du canal MIR (1,58–1,75  $\mu\text{m}$ ). En ce qui concerne la précision géométrique, les bilans de système confirment qu'après traitement la précision des superpositions temporelles des images est meilleure que le pixel (Sylvander *et al.* 2000). Cette précision n'a cependant pas été atteinte pour les premiers mois d'acquisition et l'expérience montre qu'il est utile de vérifier visuellement la bonne superposition des images, en particulier avant mars 1999.

### 3. Le canal MIR, l'eau et la végétation

Différentes études ont montré l'intérêt du canal MIR notamment pour le suivi de la végétation en raison de sa sensibilité à la présence d'eau. Allen *et al.* (1970) ont montré que la réponse du MIR est déterminée par le contenu en eau de la végétation. Ceci s'exprime d'une part par une forme identique de profil spectral, et d'autre part par une corrélation linéaire entre le contenu en eau, exprimé par la lame d'eau équivalente, et le MIR. Cette observation est confirmée par Gardner *et al.* (1985) et Gao (1996). Bowman (1989) et Hunt and Rock (1989) avaient déjà fait cette même observation, mais concluent qu'il n'est pas possible d'estimer de manière opérationnelle le stress hydrique avec MIR ou des indices intégrant cette bande spectrale, parce que ce stress dépend de la teneur relative en eau de la végétation, que cette teneur varie en fonction du type de végétation, et qu'une faible réduction de la teneur peut entraîner un stress important.

Différents auteurs ont proposé et testé des indices combinant le MIR avec d'autres canaux, et en particulier l'infrarouge. Hardisky *et al.* (1983) ont ainsi testé la différence normalisée, qu'ils ont dénommée the Normalized Difference Infrared Index (NDII):  $(\text{PIR} - \text{MIR}) / (\text{PIR} + \text{MIR})$ . Ce même indice a été repris par Gao (1996) sous la dénomination Normalized Difference Water Index (NDWI) qui montre que NDWI est linéairement corrélé au contenu en eau. Le NDWI de Gao est différent du NDWI de McFeeters (1996), puisque ce dernier, développé pour identifier les surfaces aquatiques, se base sur la différence entre le canal vert (V) et le canal infrarouge (IR)  $(V - \text{IR}) / (V + \text{IR})$ . Boyd *et al.* (1996) ont utilisé différents indices incluant le MIR et l'infrarouge thermique avec des données Landsat-5 TM pour mesurer les stades de régénération de la forêt amazonienne, et ont constaté

que ces indices sont mieux capables que les indices de végétation classiques de discriminer les régénérations anciennes. Gao (1996) note une sensibilité de NDWI pour des augmentations de densité de végétation qui n'induisent plus de variation de Normalized Difference Vegetation Index (NDVI). Williamson (1988) observe que l'estimation de l'indice foliaire est significativement meilleure avec NDWI qu'avec NDVI. Cette conclusion n'est cependant pas confirmée par Baret *et al.* (1988) qui constatent par ailleurs une sensibilité de MIR à l'humidité du sol sous-jacent.

#### 4. Cartographie des petits plans d'eau et des zones humides

Les objets de dimension voisine de celle de la résolution du satellite sont perceptibles sur les images pour autant que le contraste soit suffisant. Cependant les règles de l'optique nous montrent que dans ce cas le contraste du signal mesuré est atténué par le mélange de la réponse de l'objet observé et des surfaces voisines (Bonn and Rochon 1993). Dans le cas de l'instrument VEGETATION, la fonction de transfert de modulation est telle que pour des objets d'une taille voisine de celle de la résolution (1.15 km, CNES 1996) le contraste mesuré vaut environ 30–50% du contraste réel (CNES 1996). De plus les données sont ré-échantillonnées par la méthode de la convolution cubique, ce qui peut adoucir encore les contrastes sur les objets de petite dimension. De tels objets sont difficilement cartographiables avec des outils classiques de classification, d'une part parce que le signal du pixel est bruité par les surfaces voisines, d'autre part, dans le cas des mares, à cause de leur grande variété spectrale (Hoffer 1978). D'un point de vue écologique, un plan d'eau peut en effet correspondre à une large gamme de situations sur le terrain, allant du lac permanent à la plaine alluviale temporairement inondée. De la même manière, la nature de la zone humide peut être très variable. L'extension géographique de notre étude sur la zone sahélienne est telle que les conditions environnementales et hydrologiques varient effectivement considérablement d'un endroit à l'autre.

Peu d'auteurs ont présenté des résultats intéressants dans des situations plus ou moins voisines de celle de la zone étudiée. Ainsi Panigrahy and Parihar (1992) obtiennent une amélioration de l'estimation des superficies rizicoles et une meilleure discrimination par rapport à la végétation naturelle des zones humides grâce à l'utilisation du canal MIR de Landsat-5 TM par rapport aux classifications n'utilisant que le visible et le proche infrarouge. Verdin (1996) utilise le canal MIR de Landsat-5 TM pour cartographier le détail de l'extension des mares dans le nord-ouest du Niger. Cet auteur utilise la différence ch3–ch4 d'Advanced Very High Resolution Radiometer (AVHRR) pour émuler un néo canal au comportement voisin du MIR où la part émise du signal est pratiquement éliminée par la soustraction entre canaux. Il conclut qu'il est possible d'estimer avec une précision de 25% des plans d'eau de position connue et d'une taille inférieure à la résolution AVHRR mais d'au moins 0.15 ha.

#### 5. Zone d'étude

L'étude se focalise sur une zone centrée sur le Burkina Faso incluant les parties limitrophes du Mali et du Niger (de 9–16° de latitude nord et entre 6° de longitude ouest et 3° de longitude est, figure 1). La région est caractérisée par un climat intertropical à caractère soudano-sahélien comprenant une saison sèche de cinq à huit mois en allant du sud au nord (septembre–juin). Les précipitations se répartissent de 1300 mm au sud à 300 mm au nord. La végétation est caractérisée par des formations mixtes ligneuses et herbacées. Au sud domine le domaine

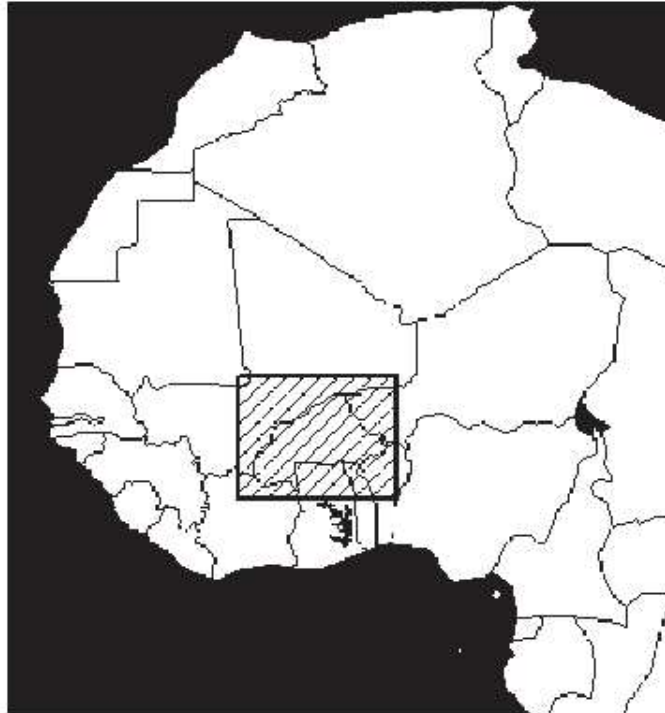


Figure 1. Localisation de la zone d'étude.

soudano-guinéen composé de savanes boisées, de forêts claires, d'îlots de forêts denses sèches ainsi que de galeries forestières le long des cours d'eau. Au centre de la zone d'étude s'étend le domaine soudanien des savanes boisées, arborées et arbustives. Enfin dans la partie la plus septentrionale le domaine sahélier est composé de steppes arborées et arbustives ainsi que de brousses tigrées (Gond *et al.* 1997).

#### 6. Conditions météorologiques

Les conditions météorologiques de la fin de l'hivernage 1999 ont été plus arrosées que la normale sur la zone d'étude, comme en témoignent les observations pluviométriques des stations météorologiques de la région. Les précipitations ont été abondantes à partir d'août, et se sont poursuivies à un rythme élevé jusque fin septembre et même début octobre selon les régions. Déjà dès le début du mois d'août on mentionne des inondations et des pertes de vie humaine, notamment au Mali (AGRHYMET 1999a). Cette abondance de précipitations, souvent au-dessus des normales décennales, s'est traduite par un remplissage total des plans d'eau naturels et artificiels, un engorgement de nombreuses plaines alluviales et des terres agricoles et un niveau de crue saisonnière dans les rivières supérieur à celui des années précédentes (DIRH 1999, OHRAOC 1999). Au Burkina ces problèmes ont été particulièrement importants dans l'est, le nord-est, le centre ouest et le sud, où

ils ont entraîné des dégâts aux habitations et aux infrastructures routières (DIRH 1999). Dans le bassin du Mouhoun (ouest du pays) les pluies importantes commencent mi-juillet pour devenir exceptionnelles en août et septembre. Les débits sont pour ces deux mois 2.6 et trois fois supérieurs à la moyenne inter-annuelle. Le 30 septembre, le Sourou, affluent du Mouhoun, rejoint des cotes jamais atteintes depuis 1984 (4.17 m) et provoque des inondations. Dans le bassin du Nakanbé (centre du Burkina Faso), malgré un début tardif de l'écoulement (fin juin), les volumes d'eau écoulés sont nettement supérieurs à ceux de 1998. Le pic de remplissage des barrages est observé entre le 15-31 août. Le barrage de Bagré effectue une série de lâchages à partir de cette dernière date. Enfin dans le bassin du Niger (au nord-est du pays) de nombreuses inondations et des dégâts importants dans les centres urbains et les voies de communications sont observés de juillet à septembre bien que les précipitations soient en 1999 inférieures à celles de 1998 (sauf pour août) tout en étant supérieures à la moyenne inter-annuelle. Le pic de débit maximal a été enregistré le 11 août. Sur l'ensemble du pays les barrages sont à leur maximum de remplissage. L'année 1999 ne représente donc pas une situation 'normale', au moins du point de vue de la répartition saisonnière des précipitations.

## 7. La méthode

Un 'petit plan d'eau' situé en région aride peut être défini comme une surface d'une taille allant de moins d'un kilomètre carré à plusieurs dizaines de kilomètres carrés et occupée soit par de l'eau libre, soit de l'eau avec de la végétation. Le volume d'eau peut aller du sol saturé à une mare de plusieurs mètres de profondeur. La végétation peut être herbeuse ou ligneuse et sa densité peut varier. Dans tous ces cas, il y a un fort contraste avec les zones voisines sèches couvertes d'une végétation clairsemée. On peut toutefois s'attendre à ce que les propriétés spectrales d'un plan d'eau varient dans une large gamme. Il est cependant remarquable que la différence spectrale entre les objets repérés et leur environnement varie toujours dans le même sens: leurs réponses typiques sont plus faibles dans le rouge et le MIR et plus élevées dans le proche infrarouge.

### 7.1. Les canaux et les canaux dérivés utilisés

Pour accéder plus facilement à l'information sur la présence d'eau on a systématiquement calculé la différence normalisée  $(PIR - MIR) / (PIR + MIR)$ , qu'on note NDWI à la suite de Gao (1996). Cet indice augmente avec le contenu en eau des feuilles ou lorsqu'on passe du sol sec vers l'eau libre. Sur sol dénudé et sec la réflectance dans le MIR est supérieure à celle du PIR. Dans ce type de situation l'indice NDWI prend donc des valeurs négatives (figure 2). Le NDVI est utile quant à lui si les mares sont caractérisées par une végétation nettement développée contrastant avec l'environnement aride de la région. Finalement la différence  $NDWI - NDVI$  (notée DVW) est aussi utilisée car elle renforce la perception de l'eau libre (figure 3).

### 7.2. Le contexte spatial

Sur les compositions colorées et sur les canaux dérivés, les mares peuvent être facilement reconnues par analyse visuelle à cause de leur fort contraste avec leur environnement (figure 4). Pour tirer parti de cette constatation un indice de contraste local a été élaboré. Il s'inspire de travaux antérieurs, et notamment de Thomas *et al.* (1981): on calcule la différence entre la 'moyenne régionale' et la

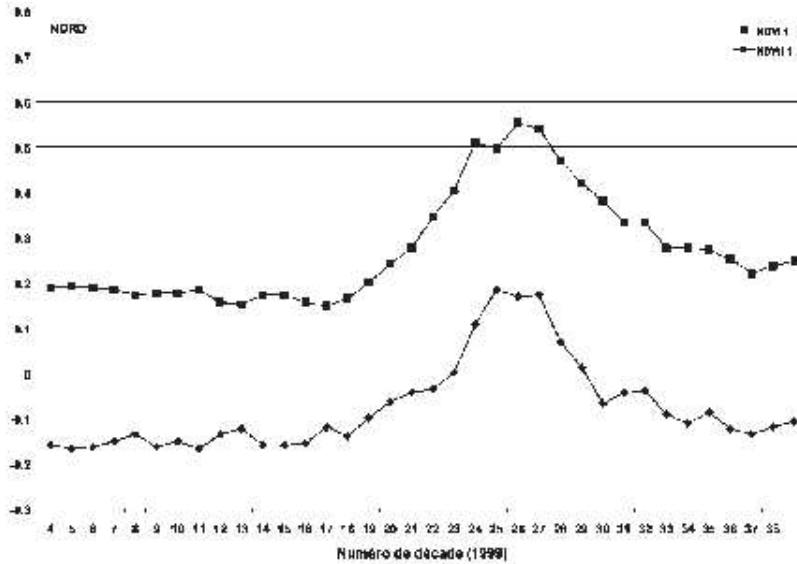


Figure 2. Comparaison de profils radiométriques temporels de NDVI et de NDWI (plateau central Burkina Faso).

valeur du pixel pour les bandes spectrales originales ou pour les indices. La 'moyenne régionale' est la valeur obtenue au sein d'une fenêtre mobile de calcul, sur une surface suffisamment large pour être presque insensible aux valeurs particulières des mares. Dans cette étude la taille de la fenêtre était de  $45 \times 45$  pixels ( $2025 \text{ km}^2$ ). L'indice de contraste local donne des valeurs proches de zéro pour des surfaces typiques des paysages de la région et des valeurs fortement différentes de zéro pour les surfaces ayant des caractéristiques spécifiques. De simples seuils sont ensuite suffisants pour systématiquement sélectionner toutes les surfaces ayant ces caractéristiques spécifiques, comme c'est le cas des plans d'eau.

### 7.3. Méthode pour extraire l'eau libre

Trois types de données sont nécessaires: le NDWI, la différence NDVI-NDWI (notée DVW) et le canal MIR. Les valeurs de moyenne de DVW sont calculées en utilisant la fenêtre de  $45 \times 45$  pixels. La différence entre la moyenne et la valeur originale de NDVI-NDWI est finalement calculée (notée ici: contraste local de la différence entre les deux indices (CLDVW)). La même procédure est appliquée au canal MIR et un néo-canal de contraste local CLMIR est calculé. Pour être classé comme 'surface d'eau libre' un pixel doit satisfaire simultanément à trois conditions: (1)  $\text{CLDVW} > 0.08$ , (2)  $\text{CLMIR} > 0.05$ , and (3)  $\text{NDWI} > -0.05$ .

La logique de l'utilisation du DVW est la suivante. Sur la végétation le NDVI prend des valeurs positives élevées, tandis que le NDWI est lui aussi positif, mais avec de plus faibles valeurs. Dans ce cas le DVW est positif. Sur le sol nu le NDVI sera positif et voisin de 0, tandis que le NDWI sera négatif. Il en résulte un DVW positif. Sur l'eau libre le NDVI prend une valeur négative, et le NDWI prend une

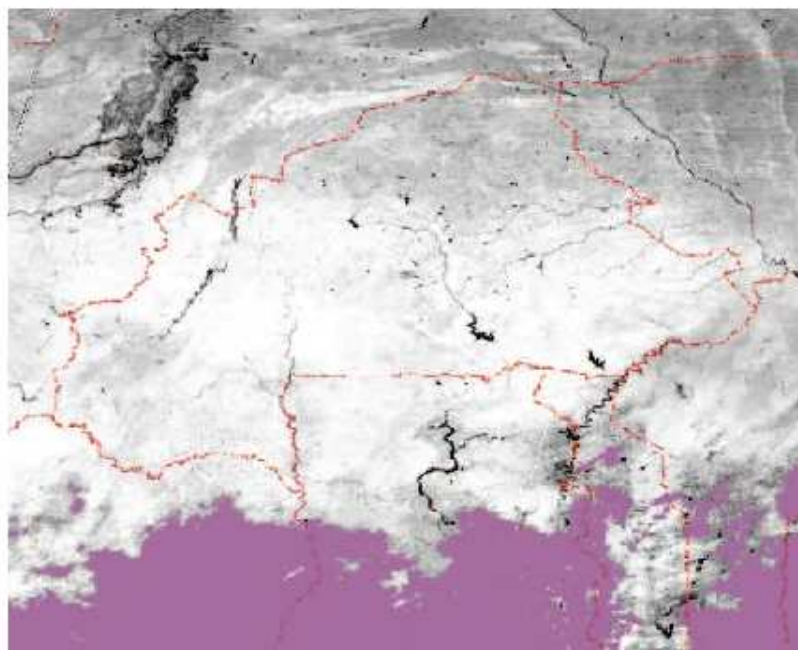


Figure 3. Exemple d'une image NDVI-NDWI. Les surfaces occupées par de l'eau apparaissent en très sombre. Le mauve dans le sud de l'image est le masque de nuages.

valeur positive élevée. Le DVW est alors négatif (figure 3). Dans ce dernier cas le CLDVW calculé comme étant la moyenne régionale moins le DVW (ici négatif) prend une valeur fortement positive.

Le dernier critère est non contextuel. Il est utilisé pour éliminer les confusions résiduelles qui s'observent avec certaines surfaces de sol nu, et en particulier les cuirasses, qui donnent un NDWI négatif. Un seuil plus bas que  $-0.05$  pourrait être utilisé, car les valeurs minimales de NDWI sont comprises entre  $-0.15$  et  $-0.18$ . Une telle valeur serait cependant inefficace à cause du signal 'mêlé' obtenu sur les objets de petite taille.

#### 7.4. Méthode pour extraire les zones humides et les zones inondées avec végétation

Dans ce cas les écarts entre NDVI, NDWI et leur moyenne locale sur une fenêtre de  $45 \times 45$  pixels sont calculés séparément. Ces néo-canaux de contraste local sont notés ici CLV et CLW: (1)  $CLV < -0.1$ , and (2)  $CLW < -0.1$ .

#### 7.5. Les problèmes de contamination atmosphérique

##### 7.5.1. Brume et aérosols

Durant la saison des pluies en particulier, les composites décennaires restent fortement perturbés par les effets atmosphériques résiduels que l'assemblage multi-dates n'arrive pas à éliminer, créant ainsi une texture artificielle dans les images. Ceci peut conduire à un nombre élevé de détections erronées de plans d'eau. Pour pallier ce

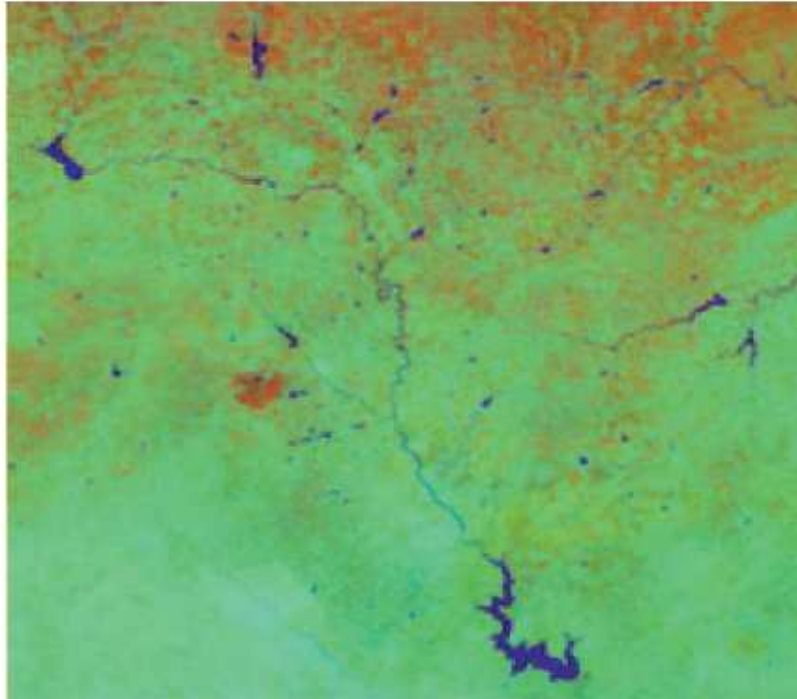


Figure 4. Composition colorée VEGETATION (NDWI sur rouge; NDVI sur vert; MIR sur bleu). Produits S1 du 30 septembre 1999 centré sur Ouagadougou (tache rouge sombre). En vert: végétation active; en rouge: sols dénudés et végétation sèche; en bleu: plans d'eau.

problème, et considérant que la probabilité est minime que de fausses détections s'observent deux fois de suite exactement au même endroit à cause d'effets atmosphériques, on ne retient que les pixels qui donnent durant deux décades consécutives une réponse positive aux critères d'identification. La vérification de cette condition est particulièrement aisée grâce à l'excellente superposition temporelle des données VEGETATION. Cette méthode a cependant un coût: on a constaté que des crues intenses mais de courte durée notamment au nord du Ghana, du Bénin et du Togo sont sous-estimées dans leur extension, même si leur présence a été correctement détectée.

#### 7.5.2. Nuages

Parfois, des petits nuages et leurs ombres peuvent être confondus avec des mares par l'algorithme. Le masque de nuage standard (version initiale) fourni avec les données VEGETATION, ne résout pas ce problème. Un masque spécifique pour les nuages a été développé, basé sur le simple seuillage du canal bleu (0.43-0.47  $\mu\text{m}$ , B0). Un filtre dilatant de  $10 \times 10$  pixels a ensuite été utilisé afin de masquer avec sûreté aussi les ombres projetées.

## 8. Validation de la méthode

### 8.1. *Evaluation préliminaire*

L'objectif de cette étape était de vérifier l'efficacité de la méthode avant une utilisation ultérieure à l'échelle transnationale. Un premier contrôle a été mené dans le nord du Burkina Faso dans la région de Djibo. Sur un degré carré, les pixels identifiés comme contenant de l'eau ont été systématiquement repérés sur la carte topographique au 1/200000 (IGN 1985). Ceci a permis de constater la bonne localisation des pixels identifiés et l'hydrographie décrite par la carte. La vérification a été complétée avec des informations locales comme l'hydromorphie des sols et les types de végétation associés décrites dans les cartes thématiques (de Wispelaere *et al.* 1978, Renvoisé 1987, PSRN 1991). La classification a aussi été fournie aux experts de terrain qui ont pu, grâce à leur connaissance du milieu et leur documentation, vérifier la bonne correspondance des sites répertoriés par rapport à leur base de données. Ces évaluations nous ont fourni de précieuses indications sur l'efficacité de la méthode développée et des derniers ajustements à y apporter.

### 8.2. *Validation quantitative*

#### 8.2.1. *Matériel de référence*

La méthode de classification des surfaces en eau libre et de la végétation humide a ensuite été appliquée sur l'entièreté de la fenêtre considérée ainsi que sur toute la série temporelle disponible et validée systématiquement. Pour ce faire on a exploité les imageries (quick-looks) Landsat-7 Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+). Celles-ci sont facilement accessibles sur le serveur web de l'US Geological Survey (USGS). Les imageries Landsat-7 ETM+ ont été préférées aux imageries Spot-4 HRV en raison de leur plus grande couverture spatiale (180 km × 180 km). Chaque imagerie en format dégradé présente une résolution au sol de l'ordre de 240 m. Une telle résolution permet d'identifier visuellement sans erreur la présence des mares et des zones à fort développement de la végétation. Dans ce cas cependant il n'est pas possible d'identifier avec certitude la présence d'eau sous le couvert, que ce soit sous forme d'eau libre ou de nappe affleurante. Le hasard des acquisitions fait que sur l'ensemble des 32 scènes couvrant la zone d'étude, 26 images ont été acquises dans un intervalle de temps d'à peine plus de deux semaines, soit du 13-31 octobre 1999 (tableau 1). Ce sont donc des conditions idéales pour effectuer une vérification systématique. A cette fin on a comparé la classification produite avec les données VEGETATION pour la troisième décennie d'octobre 1999 avec les imageries Landsat-7 ETM+.

#### 8.2.2. *Méthode*

La classification issue des données VEGETATION a été intégrée dans une composition colorée de ces mêmes données auxquelles on a superposé également le carroyage en degrés carrés, le réseau hydrographique et le réseau routier afin de faciliter le repérage. Ensuite on a effectué le comptage pour chaque degré carré pour les catégories suivantes: 'plan d'eau détecté par VEGETATION et par ETM+', 'plan d'eau détecté uniquement par VEGETATION', 'plan d'eau détecté uniquement par ETM+', 'zone humide détectée par VEGETATION et par ETM+', 'zone humide détectée uniquement par VEGETATION'. Il n'y a pas de catégorie 'zone humide détectée uniquement par ETM+' parce qu'on n'a pas pu identifier de manière certaine cette catégorie sur les images ETM+. Ne sont pas



Table 1. Liste des images Landsat-7 ETM+ utilisées pour la validation.

Path	Row	Latitude	Longitude	Date	Path	Row	Latitude	Longitude	Date
192	51	12.97	3.08	9 November 1999	195	53	10.08	-2.18	13 October 1999
192	52	11.53	2.76	9 November 1999	196	49	15.85	-2.45	20 October 1999
193	49	15.85	2.18	29 September 1999	196	50	14.41	-2.77	20 October 1999
193	50	14.41	1.85	29 September 1999	196	51	12.97	-3.09	20 October 1999
193	51	12.97	1.54	31 October 1999	196	52	11.53	-3.41	20 October 1999
193	52	11.53	1.22	31 October 1999	196	53	10.08	-3.72	20 October 1999
193	53	10.08	0.90	31 October 1999	197	49	15.85	-3.99	28 November 1999
194	49	15.85	0.63	22 October 1999	197	50	14.41	-4.32	27 October 1999
194	50	14.41	0.31	22 October 1999	197	51	12.97	-4.63	27 October 1999
194	51	12.97	-0.01	22 October 1999	197	52	11.53	-4.95	27 October 1999
194	52	11.53	-0.32	22 October 1999	197	53	10.08	-5.27	27 October 1999
194	53	10.08	-0.63	22 October 1999	198	49	15.85	-5.54	5 December 1999
195	49	15.85	-0.90	29 October 1999	198	50	14.41	-5.86	18 October 1999
195	50	14.41	-1.23	29 October 1999	198	51	12.97	-6.18	18 October 1999
195	51	12.97	-1.54	13 October 1999	198	52	11.53	-6.50	18 October 1999
195	52	11.53	-1.86	13 October 1999	198	53	10.08	-6.81	18 October 1999

comprises dans le comptage les grandes surfaces d'eau comme les rivières principales ou le delta central, ni les zones couvertes par des nuages sur les images Landsat-7 ETM+.

Un contrôle rapide a été effectué sur les données de mars 2000, sans cependant permettre une analyse détaillée, d'une part parce que la couverture ETM+ est moins homogène et de moins bonne qualité, d'autre part parce que le nombre d'objets comptés est plus limité et donc la signification statistique est faible.

### 8.2.3. Résultats

On a compté un total de 288 surfaces de plan d'eau sur toute la fenêtre d'étude dans la classification des données VEGETATION, dont 25 n'ont pas été identifiées sur les données ETM+ (tableau 2). Ceci correspond à un score de 91%. On n'obtient ce score que si on utilise simultanément les trois critères mentionnés plus haut. Si par exemple on n'utilise pas le seuil sur le NDWI, on obtient des confusions avec deux types de surfaces, des affleurements rocheux et des surfaces urbaines. Le score descend alors sous les 90% de succès dans notre zone d'étude.

L'analyse des images Landsat-7 ETM+ a permis de repérer 100 surfaces de plan d'eau qui n'ont pas été identifiées par VEGETATION, sur un total de 363. Ceci donne un score de 72% des plans d'eau identifiés. La méthode donne donc plus d'erreurs par omission que par commission. En général les objets non identifiés par Vegetation sont des plans d'eau de très petite taille, et en tout cas d'une superficie inférieure au kilomètre carré. C'est le cas d'un certain nombre de petits aménagements hydrauliques au sud de Ouagadougou, le long de la N5 vers Kombissiri et Pô.

En ce qui concerne les 'zones humides', l'analyse visuelle des images Landsat-7 ETM+ ne permet pas d'identifier autre chose qu'une végétation particulièrement plus dense que dans les environs, sans pouvoir identifier de manière définitive la présence d'eau. Deux cent et quarante sites ont été classés sur VEGETATION, dont 21 n'ont pas pu être identifiés sur ETM+, ce qui donne un score de 91%.

L'analyse des données brutes de mars a confirmé l'intérêt de ne prendre en compte que les surfaces identifiées au préalable (en fin de saison des pluies comme inondées ou couvertes de végétation plus dense que la normale). Le nombre de fausses alertes sur des surfaces dénudées est en effet important. Le tri préalable fournit quant à lui des données tout à fait cohérentes avec les premières observations.

## 9. Discussion

En général, la méthode a extrait de façon satisfaisante les plans d'eau et la végétation dense des marécages, le long du réseau hydrographique et des zones

Table 2. Résultats de la validation par objet détecté (plan d'eau ou zone humide).

	Plans d'eau	Zones humides
Détectés par Vegetation et par ETM+	263	219
Détectés uniquement par Vegetation	25	21
Détectés uniquement par ETM+	100	0
<b>Total détectés par Vegetation</b>	<b>288</b>	<b>240</b>
<b>Total détectés par ETM+</b>	<b>363</b>	<b>219</b>
<i>Erreurs d'omission (%)</i>	28	0
<i>Erreurs commises (%)</i>	9	9

humides ou inondées. Les images S1 semblent avoir un aspect de prime abord plus homogène, mais la classification sur les produits S10 donne des résultats plus systématiques et une information plus cohérente, surtout dans les régions où la couverture nuageuse est fréquente. C'est donc sur ces images qu'ont été analysés les résultats. La physionomie des objets est assez bien rendue malgré la basse résolution. La possibilité d'estimer la taille des plans d'eau d'une taille inférieure à la résolution de l'instrument, comme elle a été menée par Verdin (1996) n'a pas été envisagée ici.

Le problème de la détérioration de détecteurs des barrettes MIR non corrigés par le traitement standard (Henry and Meygret 2000) provoque l'apparition de stries dans la classification. Elles peuvent néanmoins être facilement éliminées par la combinaison multirate déjà mentionnée précédemment.

La méthode est basée sur le contraste avec une moyenne régionale qui donne des valeurs typiques de paysage sec, la méthode ne fonctionne pas bien pour les surfaces en eau qui ont une taille trop large par rapport à la fenêtre de calcul, influençant ainsi la moyenne régionale. C'est le cas par exemple du delta intérieur du Niger. Une méthode spécifique doit être appliquée dans ce cas. Une simple classification non supervisée ISODATA focalisée sur la zone problématique fait l'affaire.

Dans les régions méridionales de type soudano-guinéen la végétation devenant dense et humide le contraste avec les plans d'eau se réduit particulièrement pour le canal MIR. Dans ces régions la méthode pourrait ne pas fonctionner de manière satisfaisante.

Les valeurs de seuil ont jusqu'à présent été déterminées de manière purement empirique. Les différents tests ont montré la stabilité des valeurs. Celles-ci pourraient sans doute se définir par une analyse rigoureuse des courbes de distribution des valeurs des images et la définition d'une valeur de percentile plutôt que de compte numérique de néo-canal.

L'inspection des données utilisées indique que ces petits plans d'eau ont effectivement marqué l'image et pourraient sans doute être cartographiés moyennant un ajustement des valeurs de seuils. Cependant ceci aurait à coup sûr pour conséquence l'accroissement des confusions dans d'autres parties de l'image. Il est donc préférable de cantonner la cartographie avec des données VEGETATION au niveau national ou transfrontalier, sans prétendre à l'exhaustivité absolue, en particulier quant à l'inventaire des points d'eau d'intérêt local. La précision obtenue est en tout cas largement suffisante pour le suivi de l'état des plans d'eau au fil de la saison. Ceci est rendu possible grâce à la bonne superposition des données VEGETATION au fil de la saison.

## 10. Production d'une carte des zones humides et inondées

La validité de la méthode étant vérifiée on a réalisé, à l'aide des données VEGETATION une cartographie de l'extension des superficies inondées temporairement et des plans d'eau permanents, ainsi que de la localisation des sites caractérisés par de la végétation en zone humide et en saison sèche (figure 5). Voici le détail de la méthode utilisée.

### 10.1. Classe 'zones temporairement inondées'

- Extraction des surfaces avec l'algorithme 'eau libre' sur les produits S10 pour la période 11 septembre–20 décembre 1999. La durée de la période permet de prendre en compte des crues s'observant à des périodes différentes à travers la

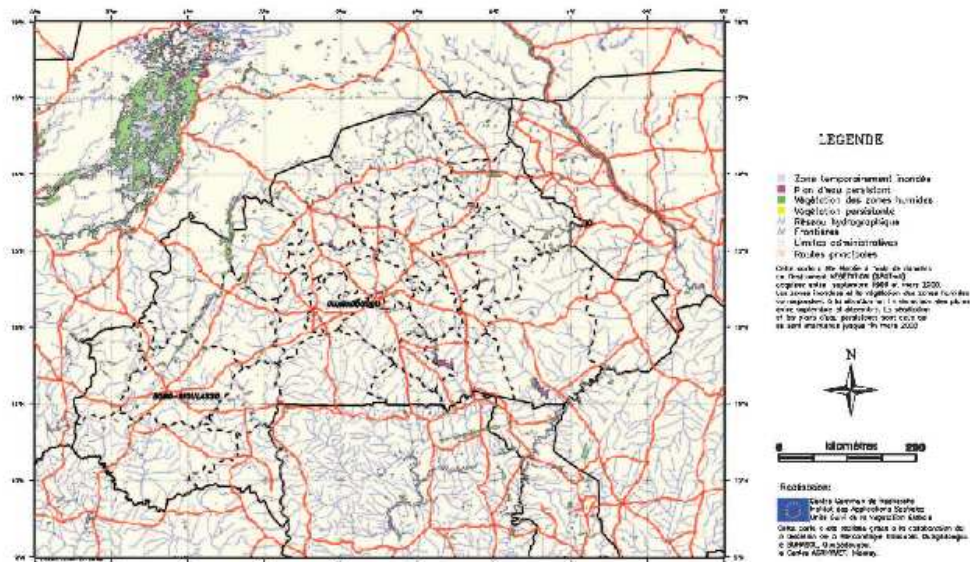


Figure 5. Carte des ressources en eau du Burkina-Faso et des régions voisines. En bleu sont figurées les zones temporairement inondées (en fin de saison des pluies); en rouge les zones d'eau permanentes (les mares); en vert les bas fonds et les zones inondées avec de la végétation.

zone, mais d'exclure les crues d'août, et d'obtenir ainsi une cartographie de la situation moyenne plutôt que d'un événement particulier.

- Combinaison des résultats décennaux par paires de décades afin d'éliminer les éventuels pixels classés erronément, notamment à cause de l'hétérogénéité des images de fin d'hivernage, encore très perturbées par la nébulosité et le lignage dû aux détecteurs défectueux du canal MIR.
- Intégration du thème 'eau libre' pour le delta du Niger obtenu sur la zone du delta du Niger par classification ISODATA. Cette information est intégrée dans la carte par mosaïquage. Dans cette zone un pixel est déclaré 'eau libre' s'il a été sélectionné soit par l'algorithme 'eau libre' soit par la classification ISODATA.

#### 10.2. Classe 'végétation des zones humides'

L'objectif est de mettre en évidence la végétation en développement en dehors de la saison des pluies et dans des sites particuliers où la disponibilité en eau est favorable. En conséquence on ne s'intéresse qu'à la période comprise entre le 1 octobre-20 décembre. La classification s'effectue de la manière suivante:

- application de l'algorithme 'eau+végétation' sur les données S10 de la période considérée;
- combinaison des huit canaux. Est pris en compte tout pixel sélectionné au moins lors d'une décade;
- nettoyage de la zone-tampon due à la taille de la fenêtre de filtrage de l'algorithme de 45 × 45 pixels;
- inclusion du plan 'végétation aquatique' obtenu par classification ISODATA sur le delta du Niger.

#### 10.3. Classe 'plans d'eau semi-permanents'

Sont considérés comme semi-permanents les plans d'eau qui persistent à travers la saison sèche. On a conventionnellement considéré ici la troisième décade de mars, en admettant qu'une surface détectée avec un instrument de 1 km de résolution a peu de chance d'être asséchée entre cette période et l'arrivée des pluies. Pour limiter les risques de confusion, apparemment supérieurs en saison sèche qu'en fin d'hivernage, notamment avec des surfaces rocheuses ou latérisées, on ne conservera que les pixels se situant dans des surfaces classées comme 'eau libre' ou 'eau et végétation' en fin d'hivernage (septembre-décembre).

La procédure est la suivante:

- application de l'algorithme 'eau libre' sur la troisième décade de mars 2000;
- fusion des deux plans 'plans d'eau temporaire' et 'végétation des zones humides' par la fonction logique 'OR';
- sélection des points acceptable par comparaison entre les deux résultats avec la fonction 'AND'.

#### 10.4. Classe 'végétation semi-permanente'

Pour cette classe la procédure est identique à la précédente. Bien entendu l'algorithme utilisé ici et celui destiné à détecter les pixels 'eau + végétation'.

La méthode en elle-même ayant été validée, la carte finale a fait l'objet d'une simple vérification, d'une part par rapport aux diverses cartes thématiques et aux images satellitales disponibles, et avec l'aide d'experts connaissant bien le terrain.

Une validation au sens strict n'était pas possible en l'absence d'observation indépendante et contemporaine de la période de référence utilisée pour l'analyse des données VEGETATION. Cette vérification a confirmé la cohérence de la carte par rapport à toutes ces informations.

### 11. Conclusions

La méthode développée dans cette étude permet de distinguer les surfaces d'eau libre et les bas-fonds dans des conditions environnementales variées. L'algorithme basé sur le contraste local fonctionne correctement pour extraire les petits plans d'eau. La méthode semble robuste puisqu'elle a permis d'identifier sans connaissance préalable des objets d'une taille souvent voisine sinon inférieure à la résolution de l'instrument.

Les données de l'instrument VEGETATION se sont avérées idéales pour l'application visée, en particulier pour les motifs suivants: (1) présence du canal MIR; (2) résolution quasi constante à travers tout le champ de l'instrument; (3) précision de la superposition temporelle des images permettant la détection de petits objets par classification temporelle; et (4) analyse régionale prenant en compte l'ensemble de la situation.

Les images Landsat-7 ETM+ se sont avérées être un outil idéal de validation des données à basse résolution.

Plus de 90% des objets cartographiés sont corrects, près de 75% des plans d'eau identifiables avec ETM+ ont été repérés avec VEGETATION. Ces résultats sont obtenus avec des produits standard décennaux. Ils montrent que ces données sont bien adaptées pour l'inventaire et le suivi des plans d'eau à l'échelle nationale, mais pas à l'échelle locale.

Cette étude ouvre donc des perspectives d'extension géographique pour la cartographie et la surveillance des petits plans d'eau et des zones humides sur toute la bande sahéenne à partir de produits standard issus de la chaîne de traitement du système VEGETATION.

### References

- AGRHYMET (CENTRE REGIONAL DE FORMATION DE RECHERCHE ET D'APPLICATION EN AGROMETEOROLOGIE ET HYDROLOGIE), 1999a, Bulletin flash vol.no.9. Centre AGRHYMET, Niamey. <http://www.agrhymet.ne/flashaccueil999.htm>
- AGRHYMET (CENTRE REGIONAL DE FORMATION DE RECHERCHE ET D'APPLICATION EN AGROMETEOROLOGIE ET HYDROLOGIE), 1999b, Evaluation de la campagne agricole 1999/2000, no. M-7/99-Novembre 1999. Centre AGRHYMET, Niamey. <http://www.agrhymet.ne/SpecDIAPER/special01-99.htm>
- ALLEN, W. A., GAUSMAN, H. W., RICHARDSON, A. J., and WIEGAND, C. L., 1970, Mean effective optical constants of thirteen kinds of plants leaves. *Applied Optics*, **9**, 2573-2577.
- BAGHDADI, N., BERNIER, M., GAUTHIER, Y., and NEESON, I., 2001, Evaluation of C-band data for wetland mapping. *International Journal of Remote Sensing*, **22**, 71-88.
- BARET, F., GUYOT, G., BEGUE, A., MAUREL, P., and PODAIRE, A., 1988, Complementarity of middle infrared with visible and near infrared reflectance for monitoring wheat canopies. *Remote Sensing of Environment*, **26**, 213-225.
- BONN, F., and ROCHON, G., 1993, *Précis de Télédétection. Vol.1: Principes et Méthodes* (Sainte Foy: Presses de l'Université du Québec) ISBN 2-7605-0613-4.
- BOWMAN, W. D., 1989, The relationship between leaf water status, gas exchange and spectral reflectance in cotton leaves. *Remote Sensing of Environment*, **30**, 249-255.
- BOYD, D. S., FOODY, G. M., CURRAN, P. J., LUCAS, R. M., and HONZAK, M., 1996, An assessment of radiance in Landsat TM middle and thermal infrared wavebands for

- the detection of tropical forest regeneration. *International Journal of Remote Sensing*, **17**, 249–261.
- CHOPRA, R., KERMA, V. K., and SHARMA, P. K., 2001, Mapping, monitoring and conservation of Harika wetland ecosystem, Punjab, India, through remote sensing. *International Journal of Remote Sensing*, **22**, 89–98.
- CNES (CENTRE NATIONAL D'ÉTUDES SPATIALES), 1996, The Modulation Transfer Function, last measurements before flight. The VEGETATION Web site, <http://vegetation.cnes.fr:8080/system/mtf.htm>
- CNES (CENTRE NATIONAL D'ÉTUDES SPATIALES), 1999, General description of the system. The VEGETATION Web site, <http://vegetation.cnes.fr:8080/overview/descript.html>
- DE WISPELAERE, G., TOUTAIN, B., and FORGIARINI, G., 1978, Carte des ressources fourragères, feuille de Djibo (Burkina-Faso) 1/200000. Institut d'Élevage et de Médecine Vétérinaire des pays Tropicaux (IEMVT), Maisons-Alfort, France.
- DIRH (DIRECTION DE L'INVENTAIRE DES RESSOURCES HYDRIQUES), 1999, Situation hydrologique du Burkina Faso au 1er novembre 1999. Direction de l'Inventaire des Ressources Hydriques, Ouagadougou <http://ohraoc.orstom.bf/HTML/PARTNAT/DIRH/OHRAOC2.HTM>
- FINLAYSON, C. M., and DAVIDSON, N. C., 1999, Global review of wetland resources and priorities for wetland inventories. Ramsar COP7, San José, Costa Rica, 10–18 May 1999. DOC 19.3.
- FRAZIER, P., and PAGE, K., 2000, Water body detection and delineation with Landsat TM data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **66**, 1461–1467.
- GAO, B. G., 1996, NDWI—a normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. *Remote Sensing of Environment*, **58**, 257–266.
- GARDNER, B. R., BLAD, B. L., THOMPSON, D. R., and HENDERSON, K. E., 1985, Evaluation and interpretation of thematic mapper ratios in equations for estimating corn growth parameters. *Remote Sensing of Environment*, **18**, 225–234.
- GOND, V., FONTES, J., and LOUDJANI, P., 1997, Dynamique des biomes africains par l'analyse de séries temporelles satellitaires. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences de Paris*, **320**, 179–188.
- HARDISKY, M. A., KLEMAS, V., and SMART, R. M., 1983, The influence of soil salinity, growth form, and leaf moisture on the spectral radiance of *Spartina alterniflora* canopies. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **49**, 77–83.
- HARVEY, K. R., and HILL, G. J. E., 2001, Vegetation mapping of tropical freshwater swamps in the Northern Territory, Australia: a comparison of aerial photography, Landsat TM and SPOT satellite imagery. *International Journal of Remote Sensing*, **22**, 2911–2926.
- HENRY, P., and MEYGREY, A., 2000, Calibration of VEGETATION cameras on-board Spot 4. *Proceedings of the VEGETATION 2000 Conference, Belgirate, Italy, 3–6 April 2000* (Ispra: Joint Research Centre), pp.23–31.
- HOFFER, R., 1978, Biological and physical considerations in applying computer-aided analysis techniques to remote sensor data. In *Remote Sensing: The Quantitative Approach*, edited by P. H. Swain and S. M. Davis (London: McGraw-Hill), pp. 227–289. ISBN 0-07-062576-X.
- HUNT, E. R., and ROCK, B. N., 1989, Detection of changes in leaf water content using near and middle infrared reflectances. *Remote Sensing of Environment*, **30**, 43–54.
- ICCD (INTERNATIONAL CONVENTION TO COMBAT DESERTIFICATION), 1999, Rapport de la conférence des parties sur les travaux de sa troisième session tenue à Recife du 15 au 26 novembre 1999—Décision 16 COP 3: Programme de Travail du Comité de la Science et de la Technologie. Doc ICCD-COP3/20/add1, <http://www.unccd.ch>
- IGN (INSTITUT GÉOGRAPHIQUE NATIONAL), 1985, Carte topographique de Djibo (1/200000), Feuille ND-30-XVII (Burkina-Faso). IGN, Paris.
- KONE, B., 1999, Traditional landuse and movements of people in the Inner Niger Delta, Mali. *Wetland International Wageningen*, (8), 19.
- MAYAUX, P., GOND, V., and BARTHOLOMÉ, E., 2000, A near-real time forest-cover map of Madagascar derived from SPOT-4 VEGETATION data. *International Journal of Remote Sensing*, **21**, 3139–3144.
- MCFEETERS, S. K., 1996, The use of the normalised difference water index (NDWI) in the delineation of open water features. *International Journal of Remote Sensing*, **17**, 1425–1432.

- OHRAOC (OBSERVATOIRE HYDROLOGIQUE DE RÉGIONS D'AFRIQUE DE L'OUEST ET CENTRALE) 1999, Situation générale IRD-Ouagadougou <http://ohraoc.orstom.bf/INDEX/INDEX.HTM>
- PANIGRAHY, S., and PARIHAR, J. S., 1992, Role of middle infrared bands of Landsat Thematic Mapper in determining the classification accuracy of rice. *International Journal of Remote Sensing*, **13**, 2943–2949.
- PASSOT, X., 2000, VEGETATION image processing method in the CTIV. *Proceedings of the VEGETATION 2000 Conference, Belgirate, Italy, 3–6 April 2000* (Ispra: Joint Research Centre), pp.15–21.
- PSRN (PROJET DE SURVEILLANCE DES RESSOURCES NATURELLES AU SAHEL), 1991, Faciès agricoles, image SPOT-XS scène 053/321 du 26/11/90, site 'Nord-Djibo', Projet Surveillance Ressources Naturelles au Sahel, AGRHYMET, Niamey, Niger, 1991.
- RENVOISE, L., 1987, Carte des potentialités pastorales, feuilles de Mopti et Hombori (Mali) 1/500000. Centre Technique de Coopération Agricole et Rural (CTA) et Institut d'Élevage et de Médecine Vétérinaire des pays tropicaux (IEMVT département du CIRAD), Maisons-Alfort, France.
- SYLVANDER, S., HENRY, P., BASTIN-THIRY, C., MEUNIER, F., and FUSTER, D., 2000, VEGETATION geometrical image quality. *Proceedings of the VEGETATION 2000 Conference, Belgirate, Italy, 3–6 April 2000* (Ispra: Joint Research Centre), pp. 33–44.
- SPIERS, A. G., 1999, Review of international/continental wetland resources. In *Global Review of Wetland Resources and Priorities for Wetland Inventory*, edited by C. M. Finlayson and A.G. Spiers (Wageningen, The Netherlands: Wetland International), 39 pp.
- SPOT (SATELLITE POUR L'OBSERVATION DE LA TERRE), 1998, Users guide of the VEGETATION instrument. SPOT image edit, <http://www.spot-vegetation.com>
- STEVENSON, N., and FRAZIER, S., 1999, Review of wetland inventory information in Africa. In *Global Review of Wetland Resources and Priorities for Wetland Inventory*, edited by C. M. Finlayson and A. G. Spiers (Wageningen, The Netherlands: Wetland International), 94 pp.
- THOMAS, I. L., HOWARTH, R., EGGERS, A., and FOWLER, A. D. W., 1981, Textural enhancement of circular geologic features. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **47**, 89–91.
- TICHELER, H., 1999, Fish biodiversity conservation: is it of any concern to the fishermen in Maé? *Wetland International Wageningen*, (8), 13.
- VAN VESSEM, J., 1999, The African Eurasian migratory waterbird agreement comes into force. *Wetland International Wageningen*, (8), 4.
- VERDIN, J. P., 1996, Remote sensing of ephemeral water bodies in Western Niger. *International Journal of Remote Sensing*, **17**, 733–748.
- WILLIAMSON, H. D., 1988, Evaluation of middle and thermal infrared irradiance in indices used to estimate GLAI. *International Journal of Remote Sensing*, **9**, 275–283.



## Causes and Consequences of a Tropical Forest Gold Rush in the Guiana Shield, South America

Statistical and spatial analyses of both historical time series and remotely sensed data show a link between the spatial distribution and growth of gold production across the Guiana Shield in northeast Amazonia. Results indicate that an exponential rise in production across an expanding area is primarily a delayed response to the 1971–1978 market flotation of international gold prices. The subsequent 10-fold (2-fold) average nominal (real) price increase has provided a compelling economic incentive to mass exploitation of lower-grade gold deposits. The ground-based and remotely sensed distributions of mining activity are strongly attached to these deposits that dominate the region's gold geology. The presence of these gold-bearing formations in conservation and sustainable timber zones has sparked social conflict and environmental degradation across the region. Left unmanaged, more than a quarter-million square-kilometer area of tropical forest zoned for protection and sustainable management could ultimately be compromised by the price-driven boom in gold mining through poorly integrated resource use planning, lack of reclamation effort, and control of illegal operations. Serious public health issues propagated through the unregulated mining environment further erode the financial benefits achieved through gold extraction. This study demonstrates in part how international economic policies successfully stabilizing more conspicuous centers of the global economy can have unintended but profound environmental and social impacts on remote commodity frontiers.

### INTRODUCTION

The Guiana Shield is the largest contiguous region of exposed Precambrian (>0.6 Ga old) rock in South America, covering more than 2 million square km of northeast Amazonia (1). Its equatorial location and historic absence of large-scale deforestation render it the largest repository of tropical forest vegetation on Precambrian terrain worldwide (34%), an area equivalent to more than one-third of remaining neotropical forest cover (2). It generates one of the highest specific discharges of freshwater in the world but some of the smallest natural suspended sediment loads. It is uniquely characterized by widespread plant endemism and high beta diversity that has evolved atop a quiescent geological landscape affected by relatively few large-scale natural disturbances (3). The age and structure of the underlying geology also strongly contrast with many other tropical forest regions that are characterized predominantly by Phanerozoic sedimentary deposits (4). The Guiana Shield shares significant geological features with other former components of the paleo-continent Gondwana, including West Africa, Western Australia, and south-central Amazonia. Consonant with this shared geological history are parallels in the type of mineral resources in these regions (5, 6). Gold, diamonds, iron, and bauxite represent the most

significant mineral resources in these regions that have driven mining activity for centuries (7, 8).

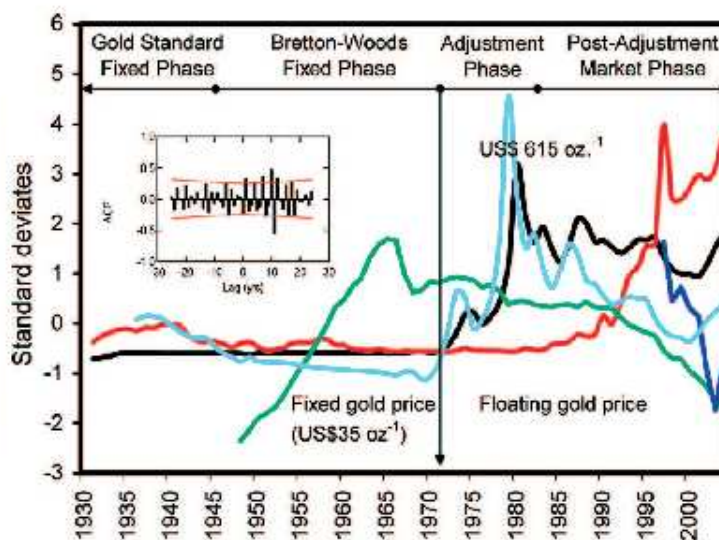
Although production of most minerals in the Guiana Shield has slowly declined over the last quarter century (9), the region has seen exponential growth in gold extraction. Over this period, annual gold output from the region has increased 60-fold from 900 kg in 1979–1980 to just less than 55 000 kg in 2004. The boom in gold mining in this region is even more perplexing because it has occurred despite dampening global demand and increased, albeit controlled, sell-off of large government gold reserves held principally by industrialized countries (Fig. 1).

Understanding the factors driving an expansion of gold mining is crucial in striking the right balance in policy development and for efforts to achieve sustainability and avoid widespread environmental degradation. The environmental and social consequences of poorly managed and regulated gold mining in the region can be severe. Studies have shown that poorly managed mining can create significant impacts through deforestation; accumulation of mercury in rivers, wildlife, and people (10–15); heightened suspended sediment loads (16); transmission of malaria, HIV, and other diseases (9, 17); and significant cultural erosion and social conflict in neighboring rural communities that often capture only a nominal share of financial benefit but bear the weight of environmental and social costs (18, 19). The massive growth in gold mining across the region represents an even greater environmental challenge to an area characterized by some of the lowest rates of natural mechanical weathering in the world (6) and some of the largest blocks of remaining wilderness (20). Situated across highly porous international borders, illegal and poorly managed resource extraction is difficult and expensive to monitor and regulate (21).

The social and environmental impacts of gold mining are particularly resonant when compared with other major mineral commodities. Unlike bauxite, diamond, or iron mining, gold is excavated at a much wider range of operational scales. It regularly employs both physical and chemical refining methods that can introduce significant environmental changes that are both mobile and cumulative. Gold deposits are found within both hard rock (lode deposits) and sedimentary (placer deposits) environments, spreading impacts across upland terrestrial, riverine, and aquatic habitats. Consequently, a region-wide boom in mining can create significant environmental and social challenges as both upland terrestrial and downstream aquatic systems are altered. For a more in-depth comparison of the major impacts attached to different commodities mined in the region, see Hammond (7).

Yet the ultimate causes of a gold rush in the Guiana Shield and regional distribution of its effects have remained obscure despite the overwhelming importance of the mining sector to many national economies and livelihoods, the environmental significance of the region's forests (3, 20), and the very high likelihood of more intense and widespread mineral exploration of the region's gold-bearing rock formations. Heemskerk (22) cogently argued that international gold price was not a driver of

Figure 1. Historical transitions in nominal (black) and real (light blue) world gold price, declared production in the Guiana Shield (red), global gold reserves (green), and consumer demand (dark blue). Annual production for combined statistics from Venezuelan Guayana, Guyana, Suriname, French Guiana, and Brazil (0 = series average) from 1930 to 2005. Annual average gold price identifies pre- and post-Bretton Woods transitional phases from fixed to floating gold price. Global gold reserves are official holdings only. Consumer demand includes jewelry, investment, dental, and industrial components over the period 1998 to 2005. Inset: Cross-correlogram (maximum lag = 25 y) of transformed price vs. production over time series. Price leads production over positive lags.



participation among Surinamese artisanal miners. However, analyses of price-production relationships across the spectrum of operational sizes, at regional scales and through the full range of gold price change over the transition from fixed to floating regimes, have not been undertaken.

To explore the links between the rapid growth in production, how this is distributed across the region, the factors driving this change, and the ultimate consequences of this change, we compiled and analyzed together for the first time a number of historical time series and spatial coverages for the region. Quantifiable attributes linked to the gold-mining sector, *vs.* annual production, gold price, ore grade, and official reserves, were obtained for an interval spanning nearly 75 y from 1931 to 2005.

## METHODS

### Historical Effects

**Global production vs. Guiana Shield production.** We quantitatively assessed the relationship between worldwide and Guiana Shield gold production trends before and after abandonment of the Bretton-Woods fixed gold price mechanism through a broken-stick regression technique. Global production here excludes production from the Guiana Shield. Generally, strong linear relationships between global and Guiana Shield-scale values indicate that global production drivers are controlling trends. In this case, an increase in gold production in the region may not be symptomatic of a regional "gold rush" but reflect general changes to the global gold-mining sector. Curvilinear or nonlinear relationships indicate that factors driving production at the smaller scale of the Guiana Shield may be in response to or at variance with those controlling production across the full geographic spread of gold-bearing deposits.

**Guiana Shield production vs. world gold price.** We employed cross-correlation analysis to examine the lead-lag relationship between changing world gold price and declared gold production across the shield regions of Venezuela, Guyana, Suriname, French Guiana, and the northernmost Brazilian states of Amapá, (north) Pará, Roraima, and (north) Amazonas for the 72-y period spanning 1930–2005. An annual

average gold price (23) was assigned to each year of the time series. Annual production statistics for the countries composing the shield area were extracted, compiled, and cross-referenced from a range of sources (24, 25) to obtain the most credible record of declared gold production for the region. Undeclared production is believed to have met or exceeded that declared in some countries (e.g., Suriname [11, 22]), and it is assumed here that decadal-scale trends in undeclared production parallel those of declared amounts. Many production centers are also located on international boundaries (e.g., Maroni-Marowijne river), and gold can be produced in one country but ultimately sold across the border if purchasing prices are superior (e.g., due to varying currency exchange or tax rates). In other cases, uncoordinated changes in national resource-use policies can shift mining focus from one country to another. To offset these effects, we pooled annual shield-based production from each country in the region.

**Cross-correlation analysis.** Cross-correlation with average annual gold price reflects a relationship with total declared production from the region. Individual national gold production series, however, show a similar trend over the period analyzed (9). Prior to constructing the cross-correlation, weak stationarity was achieved by sixth order-polynomial differencing (lag = 1) of the reciprocal square root of production and price data according to the difference transformation (26):

$$\nabla^d \log x_t$$

where  $d$  is the order of the polynomial trend and number of differences taken,  $s$  is the step width of difference, and  $x$  is value at time  $t$  in the series.

A 95% confidence interval was adopted in identifying significant autocorrelation function values ( $ACF_L$ ) across examined lags ( $L$ ) (27).

Comparing lagging moving averages for gold price against leading moving averages for production data can also show the relationship between growth in price and regional production between 1933 and 2004. Assigning the average of a time window consisting of  $t$  years prior to the assigned year ( $y_0$ ) weights the relative performance leading up to  $y_0$ . Conversely, assigning an

average based on  $t$  years following the assigned year emphasizes the state of  $y_0$  relative to future performance. Because changes in gold price are hypothesized to lead regional production based on cross-correlation results, lagging and leading moving averages were calculated, respectively. A 12-y window for assessing moving averages was selected based on the maximum lag showing a significant autocorrelation function in the price-production cross-correlation.

**Chow test of structural change.** A Chow test (28) was used to determine whether the structure of the log-transformed and differenced gold price and production relationship was significantly different prior to and after abandonment of the Bretton-Woods fixed-price policy in 1971. The Chow test is a modification of the ordinary least squares F-test of the form:

$$\frac{(SSE - SSE_1 - SSE_2)/k}{(SSE_1 - SSE_2)/(n_1 - n_2 - 2k)} \sim F_{k, n_1 + n_2 - 2k}$$

Where  $k$  is pooled sample size and  $n_1$  and  $n_2$  are sample size for pre- and postbreak sample periods, respectively.

**Guiana shield mine ore grade.** Ore grade available for a set of 59 abandoned, active, and planned mines was empirically assessed using various published figures for recovered and assayed ore grades (7, 24, 29–31). Recovered grades were used for historical mining events. They are based on total gold weight recovered from total ore processed over the life of a mine. This accurately reflects operational decision making, because it encapsulates the full cost and production attached to a mining event. Assay data were used to grade mines that have recently been commissioned or opened and in either case have not yet reached the end of their full economic life. These are averages derived from pit and/or drill hole samples spread across a target geological formation. Because production data are incomplete or unavailable at these early stages, we believe that using the same data used by the mining companies to decide whether or not to mine a particular deposit is a reliable leading indicator of economically viable ore grade. One caveat of this approach is that deviations either way from the assayed ore grades are common and could alter the pre- and post-Bretton-Woods comparison if these are substantial. Generally speaking, however, recovered ore grades at three large mines in Venezuela (Las Cristinas), Guyana (Omai), and Suriname (Gros-Rosebel) have not strongly deviated from assayed grades due to the enhanced technologies employed in reliably quantifying this critical, decision-making factor. A separate variances t-test was used on ore grade for periods before ( $n = 44$ ) and after ( $n = 15$ ) the Bretton-Woods 1971 break point.

**Gold demand.** Global gold demand has traditionally been driven by its role as an anchor for national currency value but also by consumer use in jewelry, dentistry, and industrial applications and more recently as both a speculative form of investment and a hedge against losses in rapidly shifting global financial markets. The change in global gold reserves (32) and more recent consumer demand (33) were used to depict the trend in gold demand for comparison against shield production levels.

### Spatial Effects

Using spatial coverages for legal mine locations (24, 29, 31), major rock formations (7), and surface drainages (6), we delimited the spatial relationships between gold-bearing lithologies, past mining activity, and relative catchment positions. More recent legal and illegal mining sites (1999–2004) were identified and added to existing ground-based coverages through spectral analysis of LANDSAT ETM+ imagery (34, 35).

Once identified, geological predictors of mining effort were assessed for their degree of overlap with areas designated for protection and allocated to sustainable timber production

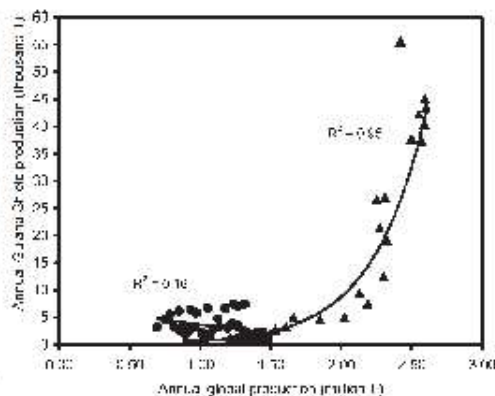


Figure 2. Relationship between annual worldwide (less Guiana Shield) and Guiana Shield gold production before (circles) and after (triangles) abandonment of Bretton-Woods fixed exchange rate mechanism in 1971. Coefficients of determination ( $R^2$ ) reflect linear and exponential models for pre- and postabandonment periods, respectively.

across the region using timber concession and protected area (36), coverages generated for the Guiana Shield. Raster-based coverages derived from scanned images were vectorized, georeferenced, rectified, and projected using ArcInfo and ArcView GIS. Quality control over spatial attributes was applied using vectorized topographic coverages, remotely sensed radar imagery (JERS-1), and global positioning system coordinates of several mine areas collected in Guyana, French Guiana, and Suriname. The spatial overlap between different land-use units was estimated by intersecting coverages using ArcView's geoprocessing routine. The spatial association of mining and geological coverages was determined by radial projection of 5-km-wide annuli from rock formation edges and counting the number of mine locations ( $n = 895$ ) located within each of these bands at a 1:250 000 scale. Increasing map scale did not alter the distribution of mine distances. Five-kilometer bands were chosen to minimize instances in which mines of varying area fell within more than a single interval. Nearly 99% of mines fell within the same distance interval when comparing point positions of mines forming the analyzed coverage and area maps of these same mines in Guyana and Venezuelan Guayana (31, 37). The set of coverages used to analyze the spatial relationship between gold mining activity and other land-use features in the region is derived from a wide range of sources created to meet different objectives with varying, often undocumented, levels of precision. Consequently, true positional accuracy can vary between coverages. To reduce the artifactual effects of positional inaccuracy on results, instances in which land-use features overlapped less than 1% of their respective areas are not presented here. A comprehensive, high-resolution digital elevation model was not available for the region. Digitized topographic coverages and elevational models (USGS ETOPO5), paper maps, and mine elevation data (0.2- to 10-km resolution) were used to assess the affect, if any, of varying topography on distances analyzed using radial annuli. Only 7 of the 895 mine locations analyzed were affected when considering slope using this approach. The radial annuli method was similarly used to assess the spatial distribution of gold-bearing geological structures relative to protected areas.

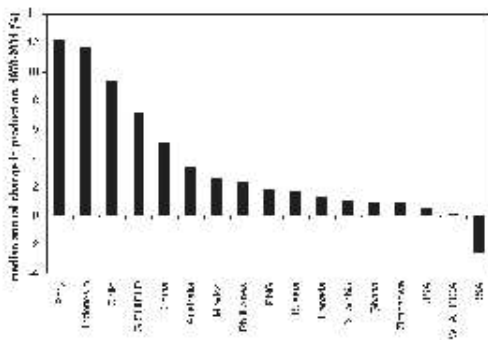


Figure 3. Rank of annual change in gold production between 1970 and 2004 for the 15 largest world gold producers over the period and the Guiana Shield (Venezuelan Guayana, Guyana, Suriname, French Guiana, and Brazilian municipios in states of Roraima, Amapá, north Pará, and north Amazonas). Data source: United States Geological Survey.

## RESULTS AND DISCUSSION

### Historical Patterns

The functional relationship between global and regional gold production changed drastically after the transition from fixed to floating USD-denominated gold prices that took place from 1971 to 1978 (Figures 1 and 2). Global production has traditionally been heavily weighted by mining of higher-grade deposits in South Africa and elsewhere, but the relative contribution from this source has been in steady decline as heavily tapped sources have been exhausted (25) (Fig. 3). Conversely, the number of opportunities for investment in mining previously uneconomic, lower-grade deposits has increased with these higher prices. The Guiana Shield represents one of the largest repositories of these low-grade, greenstone-derived sources (5, 38). It currently ranks as the fastest-growing region of gold production among those with Precambrian terranes and third, after Peru and Indonesia, among regions with tropical forest cover (Fig. 3). This is primarily due to exponential growth from 1990 to 2004 in Guyana, Suriname, French Guiana, and Venezuelan Guayana bolstered by earlier growth in northern Brazil from 1980 to 1995. By comparison, median annual growth rates from combined production in West African tropical forest countries (Cameroon, CAR, Republic of Congo, Cote d'Ivoire, DRC, Equatorial Guinea, Gabon, Ghana, Liberia, and Sierra Leone) are nearly 1.5 orders of magnitude lower than that recorded for the Guiana Shield (Fig. 3). West Africa's largest gold-producing country, Ghana, recorded a median annual growth rate in production from 1970 to 2004 that was more than seven times lower than the Guiana Shield (Fig. 3). In absolute terms, traditional gold-producing heavyweights outside the tropics remain the largest sources of production. The rates of growth in production, however, have lagged those in many tropical countries (Fig. 3). This variance in growth rates is due to relatively little production sourced from these regions prior to the 1970s.

### Gold Price and Monetary Policy as a Root Cause

We cross-correlated the annual gold production and price time series to identify lead-lag relationships. Production from the shield region significantly shadowed world gold price of the previous year ( $ACF_1 = 0.36$ ) but also at 4-y ( $ACF_4 = 0.25$ ), 7-y

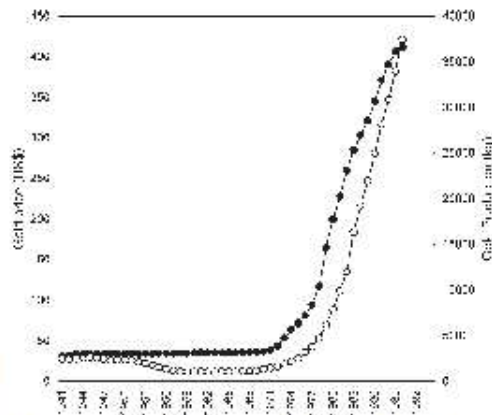
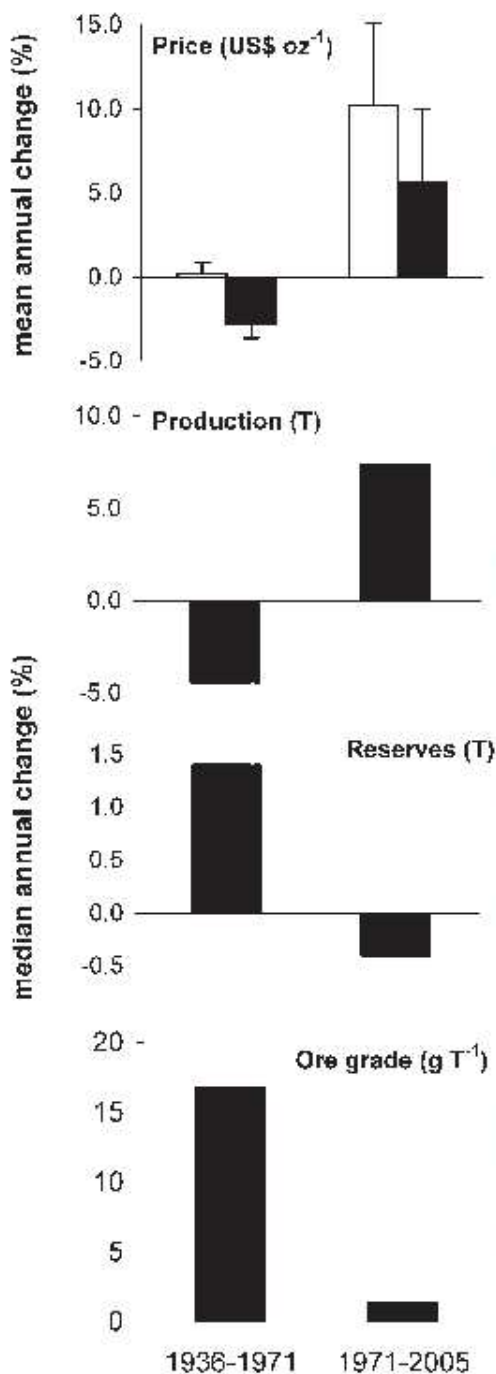


Figure 4. Relationship between nominal gold price (filled circles) and Guiana Shield production (open circles) adjusted by a 12-y floating average. Price and production for each year reflect average for leading and lagging 12-y periods, respectively.

( $ACF_7 = 0.37$ ), and 10- to 12-y ( $ACF_{10,11,12} = 0.48, -0.56, 0.36$ ) intervals (Fig. 1, inset). The strongest band of significant cross-correlations between price and production occurred across the 10- to 12-y lag. Comparing production and price data offset by respective backward and forward 12-y moving average windows shows the parallel growth with a lag-log phase transition point occurring in the early 1970s (Fig. 4).

We subsequently blocked and transformed price, production, and ore grade time series into equal-sized subseries that depicted annualized changes before and after abandonment of the Bretton-Woods fixed-price policy (Fig. 5). Splitting the data using 1971 as a threshold moment indicates that price and production (Chow test,  $F_{2,69} = 6.71$ ,  $p = 0.002$ ) underwent a structural change in their relationship after the Bretton-Woods abandonment and the subsequent adjustment from fixed to floating price environments. Production in the region relative to global production shows a similar transition from lagging to exponential growth when using the 1971 Bretton-woods abandonment as a cut-off point (Fig. 2).

The root explanation for this lead-lag response is one structured around global monetary policy decisions of the late 20<sup>th</sup> century. The final abandonment of a fixed gold price policy that formed part of the Bretton-Woods Agreement (1945 to 1971) to fix currency exchange rates based on the U.S. dollar altered the role of gold in the global economy (39). Spurred by increasing inflationary pressures on the U.S. dollar, abandonment of the fixed gold price policy and its role in anchoring exchange rates occurred through a hectic process of reducing the fraction of the U.S. currency underpinned by gold. The disastrous Smithsonian Agreement, signed by a number of Organization of Economic Co-operation and Development members in 1971, attempted to alleviate these pressures by increasing the gold price and allowing currencies to float within a broader band. However, expansionary U.S. monetary policy continued to place pressure on this policy, with the eventual abandonment of fixed exchange rates by 1978 and with it the rapid development of a foreign exchange market and floating gold prices. At this time, full flotation led to a market run on gold and the peak historical market prices experienced in 1980 (Fig. 1). The lagging production response to the abrupt change from a fixed to floating mechanism and the more varied



postadjustment market phase restructured the 20th century global gold economy. Analyses presented here suggest this change invigorated production in the shield region a decade later (Figs. 1, 2, and 5). The decadal lag between price and production seen in the cross-correlation is logical given the abrupt rise in nominal market gold prices. Very little investment was made in mining the region's low-grade deposits prior to the price change brought on by the abandonment of the Bretton-Woods policy. Consequently, the mining presence necessary to catalyze production in tandem with the rise in market prices was not readily available, creating a decadal price-production lag. In addition, life expectancies of mining operations have historically ranged between 10 and 15 y, a periodicity also consistent with the observed lag. The high volatility in correlations observed over the 10- to 12-y lag reflects the rapid closure and opening of large mines that individually exert disproportionate influence on overall production levels in the region both before and after the fixed-to-floating transition. Price-lagging production trends over this period also appear to have occurred across other gold-bearing Precambrian terranes as the price environment changed (8, 40). In many instances, both within the Guiana Shield and across other Precambrian gold mining regions, many new, low-grade deposits have been assayed and higher grade mines have been re-opened to profitably exploit lower-grade portions previously considered uneconomic (7, 31, 41).

#### Proximate Causes

Many proximate factors have interacted with gold price to create conditions promoting a widespread boom in mining (Fig. 6). Several of these, such as investment in mining innovation and exploration, can be interpreted as responding to a changing price environment combined with exhaustion of higher-grade deposits worldwide. Thus, significant price-production correlations at shorter lags detected here may reflect an interaction of price with these influences, including varying investment risk (42), exploration-production costs, and mine life expectancy and overlap (9).

Policy changes that stimulate capital investment in gold-mining operations or alter the balance of small-, medium-, and large-scale operators can also substantively influence the direction and rate of production changes. Virtually all of the gold-mining areas in the Guiana Shield rest in government-administered lands, lending considerable weight to the effects of changes in national government policies on gold production.

Asymmetries in national regulatory policies and enforcement of these regulations has spurred a region-wide source-sink phenomenon as very small (artisanal) and small operators migrate to locations where regulation and enforcement is relatively weak, unmined deposits are more accessible, and tax rates and government mining incentives are favorable (43). Weak border controls across vast remote frontiers of the central shield region have further catalyzed the spread of illegal miners attracted to lower-grade deposits by high gold prices. Combined with high unemployment, low opportunity costs of labor, and weak regulatory enforcement capacities, high market prices have also spawned a boom in small-scale participation from both urban and rural residents (22, 44).

Production from large-scale operations in the region may also have been sustained during brief periods of price weakening and declining global demand by favorable market hedging of future gold prices that can maintain profitability in large-scale

Figure 5. Change in real (empty bars) and nominal (filled bars) world gold price ( $\pm 1$  SE), Guiana Shield production, government-held reserves, and ore grade leading up to (1936-1971) and following (1971-2005) abandonment of Bretton-Woods fixed gold price policy.

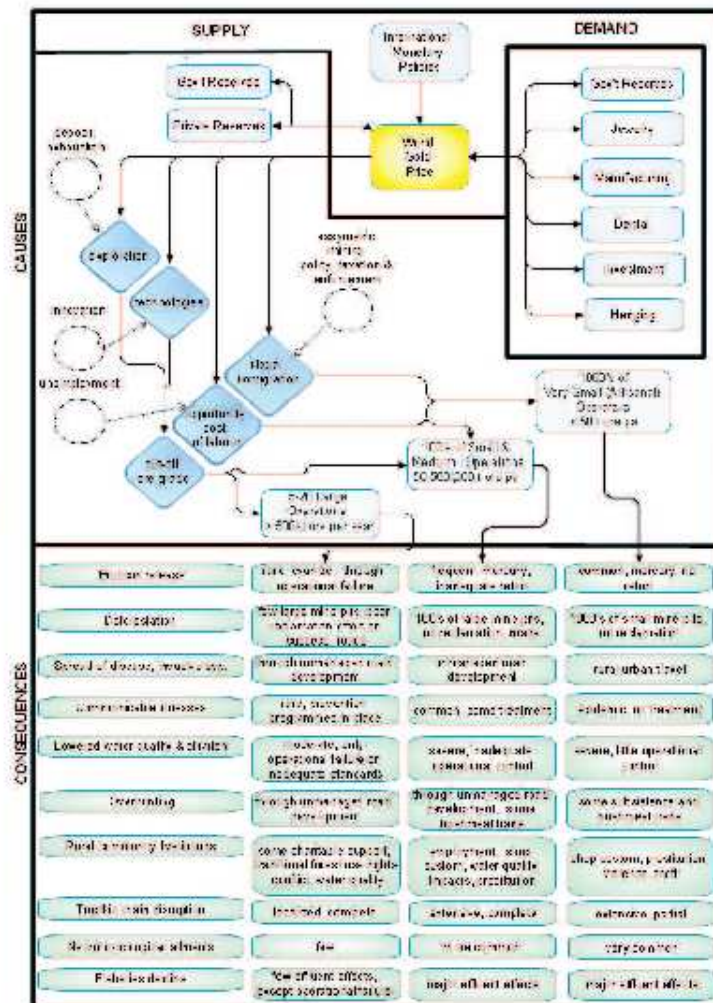


Figure 6. Schematic summarizing relationships between root and proximate causes of gold mining and its consequent impacts in the Guiana Shield.

operations during less favorable price periods (42). At the same time, smaller-scale gold mining represents a compelling alternative to widespread unemployment, making mining at this operational scale also less sensitive to annual market price fluctuations (22, 45).

However, with average nominal gold prices from 1971 to 2005 remaining nearly 10 times the Bretton-Woods fixed price (=USD 35 oz<sup>-1</sup>) (Fig. 5), the extent of unmined, low-grade deposits that dominate the region have principally interacted with gold price to drive the rush to mine. During the Bretton-Woods period, the fixed gold price limited profitability to only the most replete, or high-grade, gold-bearing deposits. As a consequence, mining in the Guiana Shield prior to abandonment of Bretton-Woods largely targeted grades exceeding 5 to 10 g t<sup>-1</sup> (Fig. 5). This has declined by a half to full order of magnitude (Fig. 5) as open-cast mining and hydraulic dredging of lower-grade ores have become profitable under the elevated prices of a post-Bretton-Woods era.

Ore grade at mines opened before 1971 was significantly higher than that operating or planned after gold price flotation (separate variances  $t_{14,43} = 8.82, p < 0.001$ ) (Fig. 5).

Early exhaustion of localized, high-grade deposits during fixed-price phases has now focused the search for investment opportunities on lower-grade deposits. Elevated market prices and high-grade deposit scarcity have combined with cost-saving exploration and operational technologies to create conditions suitable for widespread mining in the region's tropical forests (Fig. 6).

#### Spatial Consequences

The spatial distribution of impacts from the post-Bretton-Woods gold rush is predictable due the overwhelming control exerted by two Precambrian geological features on gold mining activity in the region. We estimate that more than three-

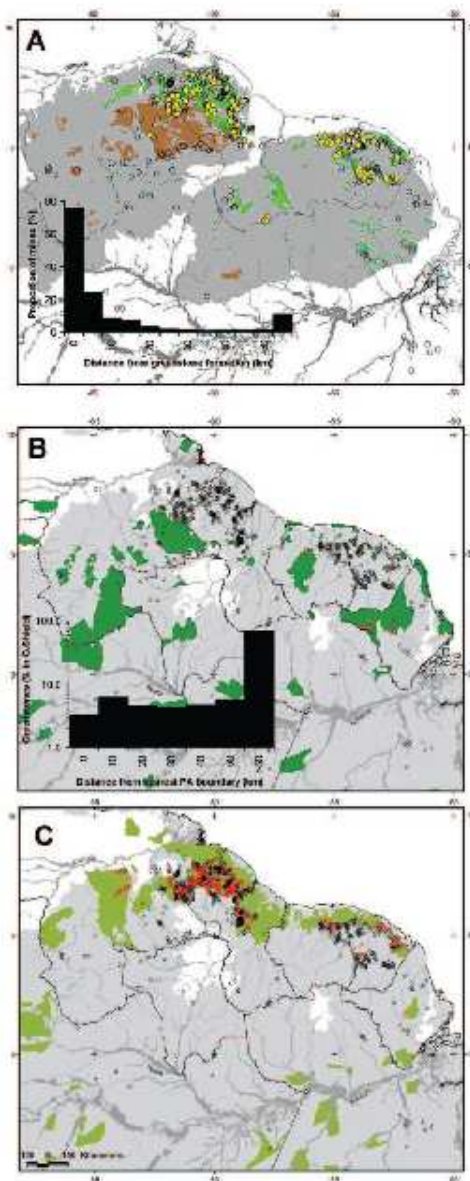


Figure 7. Spatial distribution of mining effort, associated geology, and overlap with conflicting land-use allocations. (a) Greenstone (green) and Roraima sedimentaries (brown) associated with registered gold mines (empty circles: 1890–1990; gold: 1999–2004) across the Guiana Shield (shaded region is exposed Precambrian rock). Inset: distribution of mine to greenstone distances. (b) Designated (green) protected areas and overlap with greenstone formations (red) and mine locations (1890–2004). Inset: distribution of greenstone to protected area distances. (c) Areas designated for timber production (light green) and overlap with greenstone formations (red). Grey shaded and empty area in B, C is forest and savannah cover, respectively.

quarters of gold mining activity since 1880 has taken place within 10 km of the nearest Precambrian greenstone formation and intruded gold-bearing structures (Fig. 6a, inset). Additional activity occurring at greater distances is principally associated with (paleo-) placer deposits downstream from greenstones and associated metamorphic rocks (Fig. 7a) (7, 29). Remotely sensed mining scars indicate that contemporary spatial patterns remain consistent with historical trends towards greenstone-sourced deposits (Fig. 7a). Modern patterns of mining, however, are expanding from traditional greenstone sites into new, lower-grade ones (open vs. yellow circles in Fig. 7a). A smaller fraction of activity (>50 km) is also associated solely with the upland sedimentary Roraima Formation that dominates southeastern Venezuela and western Guyana (Fig. 7a), typically in combination with placer diamond extraction (29).

Although many of the effects of mining in the Amazon have been known for some time (45), the large-scale spatial distribution of these impacts has not been well articulated. Our analysis indicates that greenstones, and to a lesser extent outlying remnants of the Roraima formation, provide a simple yet powerful locator of past and future mining impacts on environmental quality in the region. Most countries have already allocated substantial portions of the shield's forested area for environmental protection and as flagship tourist attractions, including several of the largest tropical parks in the world (Fig. 7b) (36). A number of these have absorbed significant impacts from illegal, small-scale gold mining or are certain to be degraded in the absence of additional protective measures (21, 46, 47). Mining activity in French Guiana alone led to more than 40 km<sup>2</sup> of forest cover loss in 2001, a 20-fold increase in the area deforested in 1990 (35) and rising to nearly 115 km<sup>2</sup> in 2006 (48). Much of this deforestation is overlapping with existing areas allocated for protection or forest management objectives, other than mining (Fig. 7b).

Many existing protected areas in Brazil, French Guiana, Suriname, and Venezuela overlap with greenstone formations (Fig. 7b). Lack of overlap in Guyana is due to a relatively low fraction of national forest area currently afforded legal protection (36). Overall, we estimate that more than 2600 km<sup>2</sup> of the region's current protected area rests directly atop these primary mining targets (38). Our estimate that more than 10% of the region's greenstone area resides within 10 km of the nearest protected area raises equal concern to the long-term viability of these zones because the environmental impact of these mining operations typically radiates beyond mining sites. This is well illustrated by the encroachment of gold mining upon one of the oldest protected areas in the region, the Brownsberg Nature Reserve in Suriname, which has resulted in 5% forest cover loss and ablation of adjacent creek mainstems (49).

Sediments and mercury sourced from gold mining wash into downstream habitats and bioaccumulate through trophic structures (10, 12, 13). Recent monitoring of the Approuague River in French Guiana showed significantly higher values of water turbidity up to 7 km downstream from mining sites. This high turbidity was associated with a decreased richness of pelagic and benthic invertebrate communities. Fish community trophic structure is also altered in turbid waters, with decreases in the biomass of carnivorous fishes (50).

The extent of these mobile impacts is considerable. The French National Forest Agency calculated that among the 31 340 km of French Guianan waterways, 1333 km (3%) are directly affected by mining operations and 4671 km (15%) are expected to be polluted by increased concentrations of suspended solids (48).

Although deforestation from mining appears modest in comparison with other documented tropical forest land uses, it represents the fastest growing cause of forest loss in a region

more typically known for having the lowest deforestation rates in the world (51–53). The rehabilitation of abandoned mine sites is rarely undertaken in the region (36), and natural forest regrowth is slow in a region characterized by world-class soil infertility and a preponderance of large-seeded, poorly dispersed endemic trees (9, 54). Where reclamation programs are in place, prospects for success are limited by a dearth of scientific information to guide the postclosure recovery of completely modified, and often highly contaminated, tropical forest environments.

Similar to many commercial logging operations (55), unrestricted hunting, fishing, and live-specimen collecting in adjacent forest areas are used to offset costs of smaller-scale mining in the case of some operations, degrading local faunal resources and subsistence livelihoods (56). Depletion of local fauna through poaching can create significant changes in the processes affecting recruitment of timber and nontimber plant species (57), constraining prospects for sustainability under natural forest management approaches relying on dispersal services from animals to replenish future timber stocks (58).

Efforts to work towards sustainable forest management across many parts of the region are also under pressure from the post-Bretton-Woods gold rush. We estimate that nearly 256 000 km<sup>2</sup>, or 15%, of all forest area allocated for sustainable forest management in the Guiana Shield rests atop greenstone formations (Fig. 7c). Inclusion of greenstone-bearing catchments in sustainable forest management areas across the shield region currently limits forest management effectiveness when surface and subsurface land uses overlap. Similar to protected areas, this conflict is most pronounced where riparian buffer zones are created as part of forest management strategies to reduce sedimentation but the same waterways represent primary mining targets. Ironically, efforts to design and manage roads that limit logging impacts still catalyze poorly regulated gold mining in these areas and their associated effects (9, 59). Consequently, generation of social and environmental costs is not dampened but simply transferred from timber to mining sectors.

#### Different Players, Different Impacts

Gold is mined in the region at a range of operational scales. Very small, or artisanal, operations are typified by relatively small volumes of ore processed (<500 t per year, *sensu* Healy and Heemskerk [60]) by one to five people relying more heavily on their own labor than capital equipment inputs, although small pump-driven hydraulic jets are increasingly common. Gold is typically beneficiated using manual, gravity-driven separation and mercury amalgam with poor recovery. Small to medium operations employ more significant technologies managed by teams of 5 to 20 people, typically funded by invested capital, and process significantly larger volumes of ore (>500 to 500 000 t per year) (Fig. 6).

Technologies include high-capacity hydraulic, jet, and suction dredging combined with excavation and mechanized beneficiation. Mercury use is substantially greater due to higher ore processing rates, but recovery can also be greater when such technologies as retorts (collecting stoves) are introduced and correctly operated. Large operations are undertaken after substantive investment in exploration and capital equipment, typically by market-capitalized, international mining companies. They employ dozens to hundreds of skilled staff operating advanced mining technologies to process tremendous volumes of ore (>500 000 t per year). In most instances, cyanide is utilized through heap-leach processing to remove gold from low-grade ores (61).

The trend in gold production from the Guiana Shield quantified in this paper is a composite of these different operational scales, but the accrual of environmental and social costs from the spread of gold mining is not uniform across this scale (Fig. 6). Better managed and more visible to the public, large operations also denude very large patches of forest, often catalyze uncontrolled encroachment through rapid development of well-maintained but poorly managed supply roads and create large volumes of toxic fluid waste (62). They also can create significant conflict where operations (and their benefits and impacts) are not adequately addressing indigenous communities' traditional use rights (63). Environmental disasters or significant occupational health problems can ensue when controls fail in these very large operations, and the consequences are felt primarily by these communities (64) (Fig. 6). The number of very large gold mines operating in the region has increased since the 1970s, but remain relatively few given the higher investment required. Despite their small numbers, their contribution to government revenue, foreign exchange earnings, and national employment can be substantial, providing significant social enhancement support through public purpose projects and creating relatively few public health issues. Offsetting these benefits is the volatility in their delivery as large mines open and close, creating a boom-bust cycle of employment, cash flow and nonmonetary benefits that can lead to an expansion of small mining operations in the wake of their closure or contribute to social unrest and political instability with the rapid rise in unemployment (62).

In contrast, the health, environmental, and social impacts of very small and medium operations are widespread, difficult to monitor, and less easily mitigated (Fig. 6). Increased disease transmission rates created by unregulated gold mining at these scales has been described in wider Amazonia for HIV and related sexually transmitted diseases (17, 65), malaria (66), leishmaniasis (67), and several arboviruses (68). Mercury exposure due to poorly managed or infrequent use of retorts and its consequent toxicological effects is widely documented for artisanal and small mine operators in the region (11, 69). Mercury poisoning has rapidly spread beyond mining areas through traditional reliance on freshwater fish in the region (70) and proximity to air (69) and waterborne (71) effluent and its ultimate discharge into commercial offshore fishing zones (12).

These small to medium operational scales account for the bulk of expansion in forest area affected by mining in the region. For example, in Guyana, declared gold from small to medium operations accounted for one-quarter to one-third of total annual production but showed similar upward trends as those from large operators (72). Small- and medium-scale operator license applications also increased 20-fold from several hundred in 1980 to more than 14 000 in 2000, while the forest area covered by mining permits at these scales expanded from just more than 800 km<sup>2</sup> to 13 000 km<sup>2</sup>, or 6% of the national land area, by 2000 (72). Interestingly, the ratio of applications for river and land mining permits in Guyana reversed from 1.5:1 in the mid 1980s to 1:4 by 2000, suggesting exhaustion of higher grade alluvial placer deposits and a transition to lower-grade paleo-placer and hard rock deposits under a more favorable price environment (72). A similar trend is recorded in Suriname, although Healy and Heemskerk (60) note that many applications were submitted as a speculative play on increasing gold prices but without plans to operate the permitted sites. No accurate survey has been undertaken of the number of legal and illegal artisanal miners operating in the tropical forests of the region. However, combining reasonable estimates for various countries suggests a population floating between 50 000 and 250 000 over the last two decades (16, 19, 21, 43–45, 60, 65, 73, 74). Remote sensing of mining areas as depicted here bring



geographic shape to the rapid expansion of small- and medium-scale mining and provides a good indication of the changes occurring in concert across the region.

## CONCLUSIONS

We conclude that the current rush to mine low-grade deposits in the Guiana Shield is, at its largest scale, an indirect consequence of changes in gold's historical role in underpinning exchange rates attached to the Bretton-Woods Agreement and its poorly managed abandonment in the early 1970s. The decision to abruptly abandon gold price regulation as part of the Bretton-Woods fixed exchange rate unknowingly preconditioned this remote economic frontier to explosive growth in lower-grade mining before adequate sectoral structuring could develop. As higher-grade auriferous ores were depleted before and during the Bretton-Wood years, the 10-fold (2-fold) average nominal (real) price increase appears to have "unbottled" low-grade mining in the Guiana Shield (Fig. 1). A price environment favoring low-grade ore mining has interacted with a number of proximate causes to create a regional mining dynamic characterized by thousands of mines operating at a wide range of scales and spreading rapidly across the region. Low-grade ores in Precambrian shield regions are now estimated to account for half of the remaining giant (>100 t Au) gold deposits worldwide (5), and countries in other regions of similar geological terrain appear to have experienced similar, albeit not as explosive, production responses to the gold price transition of the 1970s (8, 75).

Combined, the breadth of operational scale employed in the gold-mining sector poses significant challenges in avoiding and mitigating impacts (Fig. 6). At smaller operational scales, weak regulatory policies and enforcement capacities and illegal immigration combined with broader national-scale patterns of unemployment and poor education in the region have fostered the rush to mine low-grade deposits across the Guiana Shield. Faced with managing large areas of forest wilderness under these conditions and with few operational resources, agencies charged with stewarding land use have had little success in effectively mitigating impacts of the ongoing and expanding gold rush. Delivering carefully crafted incentives that will promote significant improvements in regulation of mining operations, effective protection of established protected areas, and better coordination of conflicting land-use allocations through balanced land-use zoning processes would assist in reducing the mounting social and environmental costs of gold mining as it continues to rush across one of the last and largest tropical forest frontiers. Global-scale policies intending to address stability and growth in major world economic centers can inadvertently stimulate significant environmental and social cost accrual in remote commodity frontiers, such as the Guiana Shield, where some of the poorest people live. Targeted support for establishing better integrated international monetary policy that considers accounting for consequent cost transfers from economic centres to poorly poised commodity frontiers would improve prospects for sustainable development.

## References and Notes

1. Gradstein, A. 1996. *Principles of Precambrian Geology*. Academic Press, New York, 319 pp.
2. Hammond, D.S. 2005. Ancient land in a modern world. In: *Tropical Forests of the Guiana Shield*. Hammond, D.S. (ed). CAB Publishing, Cambridge, pp. 1-14.
3. Hammond, D.S. 2005. Guianan forest dynamics: geomorphographic control and tropical forest change across diverging landscapes. In: *Tropical Forests of the Guiana Shield*. Hammond, D.S. (ed). CAB Publishing, Cambridge, pp. 343-380.
4. Hammond, D.S. and Ziegler, R. 2006. Combining background condition of data in tailoring tropical forest management systems for sustainability. *Ecol. Soc.* 11, 37. (<http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss3/art37/>)
5. Leahy, K., Hammar, A.C., Foster, R.P., Lawrence, S.R. and Napier, R.W. 2003. Geodynamic processes that control the global distribution of giant gold deposits. *Appl. Earth Sci. (Trans. Inst. Min. Metall. B)* 112, 210-211.

6. Hammond, D.S. 2005. Biophysical features of the Guiana Shield. In: *Tropical Forests of the Guiana Shield*. Hammond, D.S. (ed). CAB Publishing, Cambridge, pp. 15-49.
7. Gilts, A.K. and Barton, C.N. 1993. *The Geology of the Guiana Shield*. Oxford University Press, 246 pp.
8. Hiscn, G. 2002. Harvesting mineral riches: 1000 years of gold mining in Guiana. *Resour. Pol.* 28, 13-26.
9. Hammond, D.S. 2005. Socio-economic aspects of Guiana Shield forest use. In: *Tropical Forests of the Guiana Shield*. Hammond, D.S. (ed). CAB Publishing, Cambridge, pp. 391-401.
10. Miller, J.R., Lechin, P.J. and Bridg, G. 2003. Mercury contamination of alluvial sediments within the Essequibo and Mazaruni river basins, Guyana. *Water, Air Soil Pollut.* 148, 139-166.
11. de Kim, J.F., van der Voet, G.B. and de Wolff, F.A. 1998. Mercury exposure of artisan workers in the small scale gold mining in Suriname. *Environ. Res.* 77, 91-97.
12. Mel, D.H., Ramdell, J.S., Laine, C. and Verho, M. 2001. Mercury contamination in freshwater, estuarine, and marine fishes in relation to small-scale gold mining in Suriname, South America. *Environ. Res.* 86, 183-197.
13. Eiler, R. 2004. *Biogeochemical, Health and Ecotoxicological Perspectives on Gold and Gold Mining*. CRC Press, Boca Raton, 376 pp.
14. Gray, J.E., Labaco, V.F., Weaver, J.N. and Krabbenhoft, D.P. 2002. Mercury and methylmercury contamination related to artisanal gold mining, Suriname. *Geophys. Res. Lett.* 29, 2105-2112.
15. Song, K.A., Hryhorczuk, D.O., Saffino, G., Sinks, T., Paschal, D.C. and Chen, E.H. 1996. Environmental exposure to organic mercury among the Makuzi in the Amazon basin. *Int. J. Occup. Environ. Health* 2, 165-171.
16. Barboza, M., Gendron, L., Pilon, A.L., Hernandez, L., Lara, E., Manuati, R.A., Miron, M., Ochoa, J. et al. 2002. The state of Venezuela's forests: a case study of the Guayana region. World Resources Institute, Washington, D.C., 132 pp.
17. Palmer, C.J., Valdivia, L., Loeflin, B., Lushch, H.E., Mitchell, C., Cummings, R. and Cuadrado, R.R. 2002. HIV prevalence in a gold mining camp in the Amazon region, Guyana. *Emerg. Infect. Dis.* 8, 330-331.
18. Fortu, J. 1999. Kamukui: the working relationship of the Kariya people of Guyana to gold mining. *New West Indian Guide* 73, 59-82.
19. Colclough, M. 1997. *Guyana Forest Frontier: Loggers, Mines and Forest Peoples*. Earthscan Publications, London, 171 pp.
20. Boyat, D., Nilsson, D. and Tamplin, L. 1997. *The Last Frontier Forest: Ecosystems and Economics on the Edge*. World Resources Institute, Washington, D.C., 42 pp.
21. Miralles, M., Blanco-Ulate, Q.A., Hernandez, L., Ochoa, J. and Yemza, E. 1998. *All That Glitters Is Not Gold: Reducing Corruption and Development in Venezuela's Forest Frontier*. World Resources Institute, Washington, D.C., 60 pp.
22. Hamskirk, M. 2001. Do international commodity prices drive natural resource booms? An empirical analysis of small-scale gold mining in Suriname. *Ecol. Econ.* 39, 295-308.
23. Kato, 2005. *Gold Prices: London PM Fix, 1965-Present*. (<http://www.kitco.com>)
24. Guyana Geology and Mines Commission, Guyana Geological Survey Dept., Guyana Geological Survey and Mines Dept., British Guiana Lands & Mines Dept. and British Guiana Geological Survey Dept., 1910-2002. Annual Reports.
25. U.S. Bureau of Mines. 1923-2004. *Mineral Yearbook Vol. III: Area Reports: International & Commodity Summaries*. U.S. Geological Survey, Reston.
26. Mills, T.C. 1990. *Time Series Techniques for Econometrics*. Cambridge University Press, 377 pp.
27. Wilcoxon, L. and Behrens, Y. 1948. T-test for two samples. In: *Statistical Tables*. Williams, L. (ed). Spax, Boston, D., pp. 990-1057.
28. Chow, G.C. 1960. Tests of equality between sets of coefficients in two linear regressions. *Econometrica* 38, 591-605.
29. USGS and CMTM. 1993. *Geology and Mineral Resource Assessment of the Venezuelan Guayana Shield*. U.S. Government Printing Office, Washington, D.C., 121 pp.
30. CAMBRIDGE. 2002. *Archaeological Project Technical Report*. Cambridge, Toronto, 141 pp.
31. Macdonald, J.R. 1968. *A Guide to Mineral Exploration in Guyana*. Geological Survey of Guyana, Ministry of Agriculture and Natural Resources, 91 pp.
32. World Gold Council. 2005. *Official Gold Reserves 1948-2004*. (<http://www.wgc.com>)
33. World Gold Council. 2005. *Gold: jewelry, investment, industrial and dental demand*. *Gold Demand Trends* 42, 7-10.
34. Grand, V. and Bruchési, C. 2005. Tilditization et aménagement de territoire: localisation et identification des sites d'orpaillage en Guyane Française. *Sci. et Forêt de Tropiques* 306, 5-13.
35. Grand, V. 2006. *Cartographie de l'orpaillage en Guyane Française (1990s-2000)*, Rapport d'expertise pour l'ONF l'Office National des Forêts (ONF), Paris, 18 pp.
36. Hammond, D.S. 2003. Forest conservation and management in the Guiana Shield. In: *Tropical Forests of the Guiana Shield*. Hammond, D.S. (ed). CAB Publishing, Cambridge, pp. 481-520.
37. Wynn, J.C. and Sillar, G.B. 1991. *Mineral resource potential of the NB-204 quadrangle, eastern Guayana Shield, Bolivar state, Venezuela*. U.S. Government Printing Office, Washington, D.C., 16 pp.
38. Vozes, G., Bastons, M. and Stevenson, R. 2001. Lithostratigraphy, geochronology and gold metallogeny in the northern Guiana Shield, South America: a review. *Ore Geol. Rev.* 18, 211-236.
39. Richardson, R. and Kemp, P.B. 1994. Managing the world economy under the Bretton Woods system: an overview. In: *Managing the World Economy, Fifty Years after Bretton Woods*. Kemp, P.B. (ed). Institute for International Economics, Washington, D.C., pp. 5-57.
40. Selvaratnam, S. and Selvaratnam, E.A. 1999. The effect of the price of gold on its production: a time-series analysis. *Resour. Pol.* 25, 265-275.
41. Guyana Geological Survey Department. 1964-1970. *Annual Report of the Geological Survey Department*. GSD, Ministry of Agriculture and Natural Resources, Washington, D.C.
42. Dumas, G. and Guend, M. 2003. Risk management determinants of listing firms' values in the gold mining industry: new empirical evidence. *Econ. Lett.* 79, 49-52.
43. Vinga, M. 1997. *Artisanal Gold Mining Activities in Suriname*. UNIDO, New York, 31 pp.
44. Hamskirk, M. 2003. Risk attitudes and mitigation among gold miners and others in the Suriname mountains. *Nat. Resour. Forum* 27, 267-278.
45. Clary, D. 1990. *Anatomy of the Amazon Gold Rush*. University of Iowa Press, Iowa City, 267 pp.
46. Butler, D. 2004. News: mesopaleozoic brought down by mining. *Nature* 430, 127.
47. Huber, O. 1995. Conservation of the Venezuelan Guayana. In: *Flora of the Venezuelan Guayana*. Berry, P.E., Holst, B.K. and Yatskievych, K. (eds). Timber Press, Bethel, pp. 193-218.
48. CIRAD-ONF. 2006. Le bilan patrimonial l'impact de l'activité aurifère. (<http://www.onf.fr/fr/guyana>)
49. De Ego, R., Midge, I., Nazzari, M.A., Gregory, L.T., O'Shea, B., Mandy, C., Lager, M., Rongier, M., et al. The biodiversity of the Brownberg In: *A Rapid Biodiversity Assessment of Lely and Narani Mountains, Suriname*. Alvaro, L.E. and Mel, J.H. (eds). Conservation International, Washington, D.C. (In press).
50. Vigoroux, R., Guillemot, L. and Carlier, P. 2005. *Etude de l'impact de l'orpaillage artisanal sur la qualité des milieux aquatiques et la vie piscicole. II. Etude et mesure de la qualité physico-chimique des eaux de l'Approuague au ruisseau de la Montagne Verte et*

- an impact sur la population de poissons et d'invertébrés aquatiques. *Hydroscopie* 40 pp.
51. FAO. 2005. *Global Forest Resources Assessment 2005: Key Findings*. Food and Agricultural Organization, Rome, 348 pp.
  52. FAO. 2001. *Global Forest Resources Assessment 2000*. Food and Agricultural Organization, Rome, 511 pp.
  53. FAO. 1993. *Global Forest Resources Assessment 1990: Tropical Countries*. Food and Agricultural Organization, Rome, 511 pp.
  54. Putnam, G.D. and Hamrick, M. 2001. Deforestation and forest regeneration following small-scale gold mining in the Amazon: the case of Suriname. *Environ. Conserv.* 28, 117–126.
  55. Bennett, E.L. and Gansel, M.T. 2001. The interrelationships of commercial logging, hunting and wildlife in Sarawak. In: *The Cutting Edge, Conserving Wildlife in Logged Forests*. Robinson, J.G. (ed). Columbia University Press, New York, pp. 359–374.
  56. France, C.H. 1998. *WildSpitzer as Commodities*. Island Press, Washington, D.C., 319 pp.
  57. Fogart, P.-M. and James, P.A. Hunting increases dispersal limitation in the tree *Campylopus* *prostratus* in a neotropical forest. *Conserv Biol* (in press).
  58. Hammond, D.S., Goulet-Platry, S., van der Haast, P., de Siqueira, H. and Brown, V.K. 1996. A compilation of known Guianan timber trees and the significance of their dispersal mode, seed size and taxonomic affinity to tropical forest management. *Forest Ecol. Manag.* 83, 99–116.
  59. de Thoisy, B., Ramon, F. and Julicot, C. 2005. Hunting in northern French Guiana and its impacts on pitheciid communities. *Oryx* 39, 1–9.
  60. Hadley, C. and Hamrick, M. 2005. *Sustainable Analysis of the Small-Scale Goldmining in Suriname*. WWF Guianas Regional Programme, Paramaribo, 116 pp.
  61. Baileman, W.C. and Arroy, E.R. 2005. *Mineral Commodity Profiles: Gold*. Open File Report 02-303. U.S. Geological Survey, Reston, 66 pp.
  62. IIED-MMSD. 2002. *Breaking New Ground: Mining, Minerals and Sustainable Development*. Stucke, L. (ed). Earthscan Publications Ltd., London, 400 pp.
  63. Colclough, M., La Rosa, J. and James, K. 2002. *Mining and Amerindians in Guyana: The North-South Initiative*. Ottawa, 145 pp.
  64. Ramonon, C.R. 2003. *Water Is More Important than Gold: Local Impacts and Perceptions of the 1995 Orma Cayula Spill, Essequibo River, Guyana*. Master's Thesis, Virginia Polytechnic and State University, Blacksburg, Virginia.
  65. Faux, L., Rodriguez-Azota, A. and Echeverria de River, G. 1999. HIV/STD transmission in gold-mining areas of Bolívar State, Venezuela: interventions for diagnosis, treatment, and prevention. *Revista Panamericana de Salud Pública* 3, 58–65.
  66. Coura, J.R., Sauer-Matos, M. and Lúcio-Andrade, S. 2006. A new challenge for malaria control in Brazil: asymptomatic *Plasmodium* infections—a review. *Mem. Inst. Oswaldo Cruz* 111, 228–237.
  67. Rotzema, B., Jacobus, M., Clyti, E., Djouana, F. and Camus, B. 2006. Leishmaniasis among gold miners, French Guiana. *Emerg. Infect. Dis.* 12, 1169–1170.
  68. Vasconcelos, P.F.C.T., Rodrigues, S.G., Travenço da Rosa, E.S., Digaillon, N. and Travenço da Rosa, J.F.S. 2001. Inadequate management of natural ecosystem in the Brazilian Amazon region results in the emergence and management of arbovirose. *Cad. Saúde Pública* 17, (suppl), 155–164.
  69. Deake, P.L., Rojas, M., Rath, C.M., Mueller, C.A. and Jenkins, F.M. 2001. Occupational exposure to airborne mercury during gold mining operations near El Cedral, Venezuela. *Int. Arch. Occup. Environ. Health* 74, 206–212.
  70. Foley, N., Maury-Beschat, R., Muller, E., Dohauger, M., de Mirona, R. and Boudon, A. 2001. Gold-mining activities and mercury contamination of native Amerindian communities in French Guiana: key role of fish in dietary uptake. *Environ. Health Perspect.* 109, 449–456.
  71. Grandjean, P., Wiersma, R.F., Nriagu, A., Chouy, D. and de Oliveira Santos, E.C. 1999. Methylmercury neurotoxicity in Amazonian children downstream from gold mining. *Environ. Health Perspect.* 107, 587–591.
  72. Guyana Geology and Mines Commission. 1980–2002. *Annual Reports of the GGMC*. Georgetown, Georgetown.
  73. Torres, I.E. 1999. The mineral industry of Venezuela. In: *Mineral Yearbook Vol. III: Area Reports: International & Commodity Statistics*. U.S. Geological Survey, Reston.
  74. Departamento Nacional de Produção Mineral (DNPM). 1995–2004. *Anuário Mineral Brasileiro*. Departamento Nacional de Produção Mineral, Brazil.
  75. Smith, J. 2004. *Productivity trends in the gold mining industry in Canada*. Centre for the Study of Living Standards, Ottawa, 43 pp.
  76. The authors wish to thank K. Simoes, W. Laarman, J. Fragoso, D. Singh, and J. Balkas, the editors, and two anonymous reviewers for their constructive comments on earlier versions of this paper.
  77. Final submitted 28 February 2006. Accepted for publication 28 November 2006.

David S. Hammond, PhD, is Principal at NWFS Consultancy, an environmental planning, management, and research firm specializing in sustainable use and conservation of forested landscapes worldwide. He has conducted research in the forests of the Guiana Shield since 1991. His address: NWFS Consultancy, 4050 NW Carlton Court, Portland, OR 97229, USA. E-mail: dhammond@nwfs.biz

Valéry Gond, PhD, is a remote sensing specialist with wide experience in the application of satellite and airborne-derived information in the mapping and management of tropical ecosystems. His address: Département Forêt du CIRAD, UPR 36, Route de Montabo BP 165, 97323 Cayenne cedex, French Guiana. E-mail: valery.gond@cirad.fr

Benoit de Thoisy, DVM, PhD, is a conservation biologist working since 1996 as Head of Scientific Programs for Kwata, an NGO

based in French Guiana. Projects developed by Kwata are focused on species, habitats, and natural resource management. His address: Association Kwata, BP 672, F-97335 Cayenne cedex, French Guiana. E-mail: thoisy@nplus.gf

Pierre-Michel Forget is Maître de Conférences. His address: Muséum National d'Histoire Naturelle, Département Ecologie et Gestion de la Biodiversité, UMR 5176 CNRS-MNHN, 4 av. du Petit Château, F-91800 Brunoy, France. E-mail: pmf@mnhn.fr

Bart P.E. DeDijn, PhD, is a tropical biologist and environmental consultant with extensive experience in biological surveying, conservation, and protected forest areas in the tropics. His address: Bart De Dijn environmental consultancy, Koffiflaan 30, Paramaribo, Suriname. E-mail: dedijn@sr.net

IV - Briant, G., Gond, V., Laurance, S., 2010, Habitat fragmentation and the desiccation of forest canopies: A case study from eastern Amazonia, *Biological Conservation*, **143**: 2763-2769.

Biological Conservation 143 (2010) 2763–2769



Contents lists available at ScienceDirect

Biological Conservation

journal homepage: [www.elsevier.com/locate/biocon](http://www.elsevier.com/locate/biocon)



## Habitat fragmentation and the desiccation of forest canopies: A case study from eastern Amazonia

Gaël Briant<sup>a</sup>, Valéry Gond<sup>b</sup>, Susan G.W. Laurance<sup>c,d,\*</sup>

<sup>a</sup> Department of Geomatic Sciences, Université Laval, Québec, Canada

<sup>b</sup> Environment and Society Department, CIRAD, Montpellier, France

<sup>c</sup> School of Marine and Tropical Biology, James Cook University, Cairns, Australia

<sup>d</sup> Biological Dynamics of Forest Fragments, Manaus, Brazil

### ARTICLE INFO

#### Article history:

Received 4 May 2010

Received in revised form 15 July 2010

Accepted 19 July 2010

Available online 19 August 2010

#### Keywords:

Amazon rainforest

Canopy desiccation

Deforestation

Drought

Edge effects

Habitat fragmentation

Fire-prone

Remote sensing

Water stress

### ABSTRACT

Across the deforestation frontier in eastern Amazonia, we examined the relationship between edge-related forest desiccation and deforestation patterns using remote-sensing techniques. Canopy-moisture levels were estimated over an eight-year period in three study sites that encompassed ~100,000 km<sup>2</sup> in area. We found four main effects of deforestation on dry-season canopy desiccation. First, intact forests showed no detectable change in canopy water content whereas forests adjacent to clearings showed significant water loss. Second, the distance to which edge-related desiccation penetrated into forest interiors varied among landscapes with differing forest loss and fragmentation. In moderately fragmented landscapes (with 63% and 51% remaining forest cover), canopy desiccation extended 1–1.5 km into forest interiors, whereas in heavily fragmented landscapes (20% forest cover) desiccation penetrated up to 2.7 km into forests. Third, the magnitude of edge-related desiccation varied among landscapes with differing fragmentation. Moderately fragmented landscapes exhibited a greater magnitude of change in canopy-water loss over the first 1 km from an edge than did heavily fragmented landscapes. Finally, forest desiccation penetrated further into forests over time in the moderately fragmented landscapes, but not in the heavily fragmented landscape, where edge-related desiccation had evidently 'saturated' remaining forests. We conclude that protracted dry seasons will have far more serious effects on fragmented than intact rainforests, with the former becoming highly vulnerable to destructive fires. With ~30,000 km of new forest edge being created annually in Brazilian Amazonia, these findings have serious implications for forest conservation.

© 2010 Elsevier Ltd. All rights reserved.

### 1. Introduction

Eastern Amazonia has suffered from some of the highest rates of deforestation in the tropical world. Large-scale cattle ranching, logging, forest-colonization schemes, and industrial soy farming have been key drivers of forest loss in the region (Fearnside, 1983; Laurance and Peres, 2006). From 2000 to 2008, the three eastern states of Para, Maranhão and Tocantins have averaged 40% of the total annual deforestation in the Brazilian Amazon (INPE, 2009). Forest loss over this period has been ~7,500 km<sup>2</sup>, with a roughly equivalent area of remaining forest left fragmented or degraded (Asner et al., 2006; Skole and Tucker, 1993). In Brazilian Amazonia, the total amount new edge- or logging-related degradation to forests is now estimated at ~70,000 km per year (Broadbent et al.,

2008). Forests adjacent to these newly exposed edges are highly susceptible to changes in forest structure and plant species composition (Laurance et al., 1998).

Edge effects include a wide range of environmental and ecological changes that occur in forests near clearings. Forests near edges are generally hotter, drier, and more likely to experience elevated wind turbulence than intact forests (Kapos, 1989; Williams-Linera, 1990) leading to elevated forest desiccation (Giambelluca et al., 2003). A long-term study of forest fragmentation and edge effects in central Amazonia found that recently-formed forest edges suffered sharply elevated tree mortality and damage within the first 100 m of edges and detectable disturbance within 300 m of edges (Laurance et al., 1998). This tree mortality resulted in a significant loss of above-ground biomass in forest fragments and is an important source of atmospheric carbon emissions (Laurance et al., 1997).

The causes of elevated tree mortality near forest edges are still uncertain. Wind turbulence is responsible for some tree deaths as evidenced by snapped tree boles and blowdowns (Laurance et al.,

\* Corresponding author. Address: School of Marine and Tropical Biology, James Cook University, P.O. Box 6811, Cairns Qld 4878, Australia. Tel.: +61 7 4042 1518; fax: +61 7 4042 1319.

E-mail address: [susan.laurance@jcu.edu.au](mailto:susan.laurance@jcu.edu.au) (S.G.W. Laurance).

1998). Other trees perish and occur as standing stems and are assumed to be unable to adapt to the hot, dry microclimatic conditions found on forest edges (Laurance et al., 1998). Trees on forest edges have been found to transpire more than those in forest interiors, but this pattern appears to be influenced by the level of edge exposure and species-specific levels of stomatal resistance to water loss (Giambelluca et al., 2003; Herbst et al., 2007). Given the large amount of tropical forest that is and will be exposed to forest edges, more information is required on mechanisms of tree death in these environments.

Remote-sensing technology now allows us to monitor water loss in the leaves of canopy trees. With this technology we can examine large areas of forest edge and correlate the canopy water content with the fate of trees in fragmented landscapes. In a review of methods for estimating vegetation water content, Ceccato et al. (2001) found that the most appropriate method involved using a ratio of two MODIS spectral bands, Short-wave Infrared (SWIR) and Near Infrared (NIR). This ratio, termed the normalized difference water index (NDWI) (Ceccato et al., 2001), has been used accurately to predict vegetation drying and fire patterns (Maki et al., 2004) and to estimate vegetation water and soil-moisture content (Yilmaz et al., 2008).

In this study, we use remote sensing to examine patterns of canopy desiccation across forest edges in eastern Amazonia. The main objectives of this study were to: (1) determine if dry-season drought caused water stress in intact and fragmented forests, (2) quantify the magnitude and extent of canopy desiccation across forest edges, and (3) identify if canopy desiccation on forest edges was static or progressive over time.

## 2. Material and methods

### 2.1. Study region

From 2000 to 2007, this study was undertaken in eastern Amazonia within the Brazilian states of Pará, Tocantins and Maranhão. The deforestation frontier of eastern Amazonia covers about 2 million km<sup>2</sup> of which we intensively studied an area of ~100,000 km<sup>2</sup>. The central and western part of the study area

supports humid rainforest, whereas to the east, a longer dry season (4–7 months duration) supports drier rainforests and natural savannah (Nepstad et al., 1994).

We selected three study sites of 34,225 km<sup>2</sup> each, which represent a deforestation gradient and reflect three typical landscapes in this region (Fig. 1). The climate data provided for each site were estimated from the closest INMET (Instituto Nacional de Meteorologia) weather stations ([www.inmet.gov.br/sim/sonabra/convencaoais.php](http://www.inmet.gov.br/sim/sonabra/convencaoais.php)):

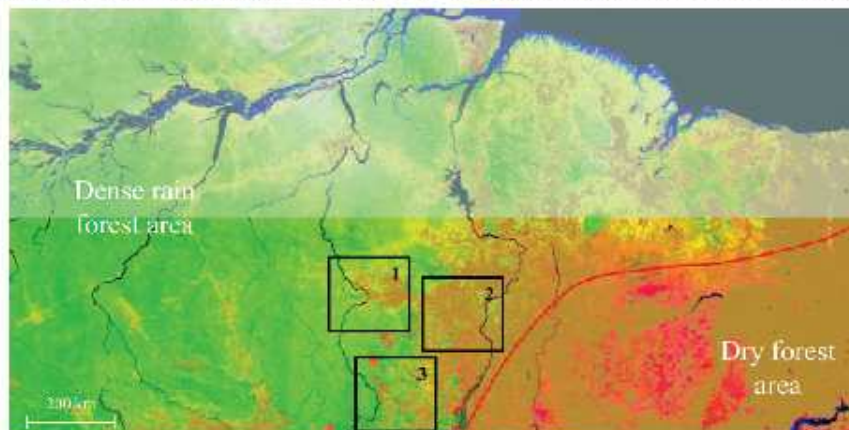
**Site 1.** Deforestation front – the northern zone of São Felix do Xingu (6°00'S–7°39'S, 52°48'W–51°06'W) occurs in south-western Pará, with intact humid rainforest cover of 74% but decreased to 65% during the course of the study. The dry season is from June to August with monthly rainfall <100 mm (~2000 mm annual rainfall), and 26° C average temperature (INMET weather station São Felix do Xingu-PA).

**Site 2.** Deforestation rear – the eastern zone (6°19'S–7°58'S, 50°28'W–48°50'W) is typical of the deforested landscape at the rear of the deforestation front, with many forest fragments surrounded by large areas of bare soil and agriculture. Forest cover was 23% at the beginning of the study and declined to 20% by the end. Dry season is from June to September with monthly rainfall <100 mm (~1700 mm annual rainfall) and a 27° C average temperature (INMET weather station Araguaína-TD).

**Site 3.** Deforestation front – the southern zone (8°20'S–10°00'S, 52°35'W–50°55'W) has a similar landscape to Site 1, with humid rainforest cover of 67%, which declined to 51% during the study period. However, natural patches of savanna can be found in the rainforest. Dry season is June to August with monthly rainfall <100 mm (~1900 mm annual rainfall) and an average temperature of 26° C (INMET weather station Conceição do Araguaia-PA).

### 2.2. Satellite data and remote-sensing techniques

For an eight-year period (2000–2007), we examined satellite imagery of the study sites from early June to late August over the



**Fig. 1.** Distribution of forest types and their responses to dry-season drought in eastern Amazonia in 2007, including intact rainforests and flooded forests (light and dark green), disturbed forests (yellow), dry forests (Cerradão, orange), and non-forests (red and brown); grey line are areas with high incidence of cloud interference. Three study areas are indicated. (For interpretation of the references to colour in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article.)

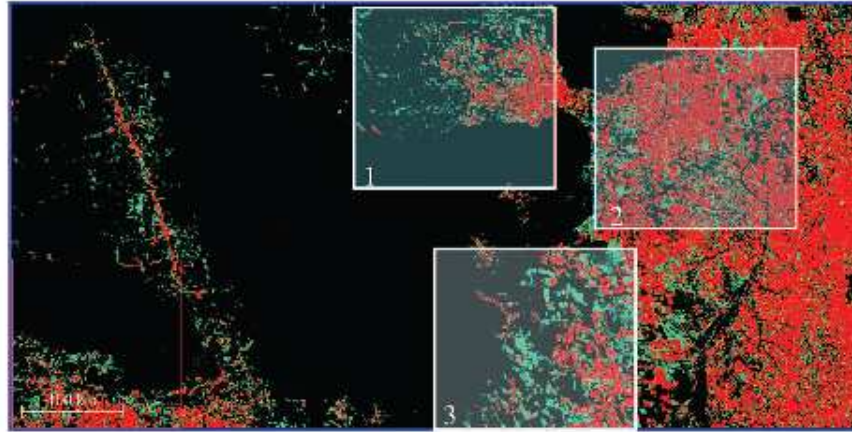


Fig. 2. Progressive deforestation in the study region in eastern Amazon from 2000 to 2007. Areas in black are remaining forests, blue areas were cleared during the study, and red areas were cleared prior to 2000. The three study areas are indicated in white squares. (For interpretation of the references to colour in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article.)

length of the dry season. We used MODIS satellite images (MOD09-ALA2000137.h12v09.004 to MOD09ALA2007249.h13v09.005) with high temporal frequency (8-day composites) and coarse spatial resolution (463.5 m × 463.5 m at nadir). We examined 12 eight-day composites per year, corresponding to each dry season from 2000 to 2007. Water canopy content was measured as a Short-wave Infrared Water Stress Index (SIWSI) using spectral bands 2 (NIR: 841–876 nm) and 6 (SWIR: 1628–1652 nm) (Cheng et al., 2006). MODIS band 2 provide information on chlorophyll activity and morphological differences, and band 6 on canopy water content. The Short-wave Infrared Water Stress Index (SIWSI) was calculated with the following equation:

$$SIWSI = (\rho_{1650nm} - \rho_{865nm}) / (\rho_{1650nm} + \rho_{865nm})$$

- $\rho_{1650nm}$ : reflectance of the MODIS band 6 (SWIR)
- $\rho_{865nm}$ : reflectance of the MODIS band 2 (NIR).

We were able to reduce the effect of clouds by ~60% using a filter based on three critical thresholds for each MODIS band (filter thresholds: band 1 (0.18), band 2 (0.30) and band 6 (0.34)). These thresholds were established to separate the reflectance of clouds from other landscape elements, whereby each pixel with reflectance higher than one of the thresholds was eliminated from the yearly seasonal average calculation (Briant, 2009).

Within the three study sites, we accurately delimited the deforestation front by overlaying MODIS images with Landsat images that had been ground-truthed in 2007. This resolved problems of mixed pixels and ensured that forested pixels were above a certain cover threshold (0.825). This threshold comes from MODIS Normalized Vegetation Index when comparing MODIS and Landsat data. Remote sensing precision with ground control points (MODIS GCP network) (Wolfe et al., 2002) was very high, with 86% correlation probability due to our use of 3 × 3 pixel groups and a 45 m georeferenced locality data (Briant, 2009). We used ArcGIS 9.3 software<sup>®</sup> for geo-statistical processing. Our three study areas utilised ~480,000 pixels and covered about 30% of the deforestation frontier in eastern Amazonia.

### 2.3. Data analysis

From the remote sensing surfaces we generated two maps, showing (1) the distribution of different vegetation communities (dense rainforest, forest fragments, dry forest and cleared areas) and their response to dry-season declines in water canopy (Fig. 1), and (2) the cumulative deforestation in our three study areas from 2000 to 2007 (Fig. 2). Fig. 1 is a false colour composition using MODIS band 1 (blue shades) and band 2 (green shades) for the year 2007. The red shades in Fig. 1 are the result of the difference between the two extreme values produced by the regression line of band 6 reflectance variation during the dry season. Fig. 2 was generated by creating “forest/non forest” masks of the three study areas for each year and then subtracting the masks 2007 from 2000 to identify total forest clearing during that period.

We calculated the dry-season change in canopy water content ( $\Delta_{SIWSI}$ ) from early and late season MODIS image composites:  $(\Delta_{SIWSI})_n = ((b9 + b10 + b11 + b12) - (b1 + b2 + b3 + b4))/4$ , with  $b9$ – $b12$  representing late dry season SIWSI and  $b1$ – $b4$  early dry season SIWSI and  $n$  = year. This calculation is based on canopy reflectance values of three MODIS bands 1, 2 and 6 that indicate leaf water content.

In order to establish a baseline for our studies, we calculated the seasonal average decline in canopy water content for three forest types in the region: humid intact rainforest, humid rainforest edges (0–3 km), and dry forest (Cerradão), by taking the average of four random plots of nine pixels (3 × 3) from each of the three study areas and monitoring them over the dry season of a single year. By determining the different remote sensing signatures between these forest communities (most importantly, dry forests and edge forest) we are able to separate these forest types.

Within the three principal study sites, we examined seasonal change in canopy water content ( $\Delta_{SIWSI}$ ) from forest borders to interiors by mapping five edge-distance categories: 0–500 m, 500–1000 m, 1–2 km, 2–5 km, and 5–10 km, using ArcGIS 9.3 software<sup>®</sup>. We estimated the edge penetration distance ( $d$ ) for each landscape as the distance at which there was no longer any perceptible difference between edge and interior change in canopy water content. Surprisingly, we detected little or no dry-season change in

the water content of intact rainforest canopies. Hence, once  $\Delta_{\text{SWSI}}$  reached the 95% confidence intervals generated around the intact-forest canopy water, we determined that there was no longer any detectable edge-related effect. This study did not compare absolute values but relative temporal variations within each study site.

We compared seasonal drying patterns annually (2000–2007) to determine if edge penetration distance ( $d$ ) changed with time. To do this, we averaged 12 SWSI values for each year's dry season. The 12 SWSI values correspond to the 12 eight-day periods that occur within a dry season from June to August. Hence for the 8-year duration of this study, we obtained one average value for each edge-distance category for each year, and then calculated the inter-annual variation from these eight values.

### 3. Results

The distribution of humid rainforests in eastern Amazonia is restricted to wetter environs in the northern and western regions, as approximated by the red boundary line in Fig. 1 (Huete et al., 2006). Brown and red areas west of this line represent deforested habitats of anthropogenic origin and areas that showed dry-season declines in canopy water content ( $\Delta_{\text{SWSI}}$ ) in 2007. Intact humid rainforests represented in green showed little change in canopy water content over the dry seasons whereas disturbed forests represented by yellow showed detectable declines. The northern region of the figure that is overlaid with grey tint was too cloudy to be included in temporal assessments.

We examined deforestation from 2000 to 2007 within the three study sites and the surrounding region, encompassing ~430,000 km<sup>2</sup> in total (Fig. 2) by comparing forest/non forest coverages in each year. Across this region, annual deforestation rates (as a proportion of total forest cover) ranged from 0.3% (in 2003) to 1.45% (in 2005), with a total of 26,683 km<sup>2</sup> of forest being lost over the period of the study. Of the three study sites, Site 3 experienced the greatest forest loss (16%) during the study.

We examined the dry-season canopy-desiccation rates across all three study sites. We found that intact rainforest showed no detectable change in canopy water over the dry season, whereas canopy water of rainforest edges and dry forests declined significantly over time (Fig. 3). Intact and edge rainforests commenced the dry season with equivalent levels of canopy water (as measured by SWSI), but the latter third of the dry season saw a striking desiccation of canopy water on forest edges that was six times higher than the signal standard deviation (Fig. 3). Dry forests began

the dry season with only a third (28%) of the canopy water content of rainforests and lost most of this by the end of the dry season. Ceccato et al. (2001) found a linear relationship between canopy water content (measured as Equivalent Water Thickness) and SWSI within the range of -0.2 to +0.5 SWSI values. Using the linear equation from Ceccato et al. (2001), we estimated that edge forest declined from 0.64 to 0.55 mm in EWT over the dry season which equated to approximately 14% decline in canopy water.

We found three distinctive patterns in how the dry season affects canopy water content ( $\Delta_{\text{SWSI}}$ ) in fragmented forests. First, the edge penetration distance ( $d$ ) differed among the three landscapes and appeared to be related to the amount of intact forest in the study area (Fig. 4). Site 1, with the most-intact forest (65% in 2007), exhibited desiccation penetrating up to 1 km into forest during the dry season. Site 3 (51% forest) had desiccation penetrating up to 1.5 km into the forest, whereas at Site 2 (20% forest), desiccation penetrated up to 2.7 km (Fig. 4). An example of the seasonal desiccation of the forest edges in a fragmented landscape is provided by the remote sensing image of Site 2 (Fig. 4), where areas in red represent severe drying ( $\Delta_{\text{SWSI}} < -0.05$ ), yellow are weaker drying patterns ( $\Delta_{\text{SWSI}} = -0.05$  to  $-0.01$ ) and blue are wetter areas ( $\Delta_{\text{SWSI}} > -0.01$ ).

Second, the steepness of the edge-interior gradient in canopy moisture (calculated as the average slope of  $\Delta_{\text{SWSI}}$  between the edge and  $d$  distance) differed among study sites (Fig. 4). New forest edges in the more-intact landscapes (Sites 1 and 3) had the steepest gradients (slopes of 0.040 and 0.027, respectively). Beyond 1 km from edges, there was little change in canopy water content in these two areas. At Site 2, the heavily fragmented site, canopy moisture was lower near edges (0–500 m) but the gradient was longer and flatter, with relatively strong differences in moisture evident between distances of 500–1000 m and 1–2 km from edges.

Finally, we observed that edge-related desiccation progressed deeper into the forest over time in two of the three study sites. Desiccation at Sites 1 and 3 (with 65% and 51% forest cover, respectively) increased to 3.7 and 1.8 km, respectively, by the end of the study (Fig. 5). In the heavily fragmented landscape, there was no apparent increase in edge-related desiccation, suggesting that this landscape had reached its nadir.

### 4. Discussion

Across the deforestation frontier in eastern Amazonia, we found that habitat fragmentation dramatically increased dry-season

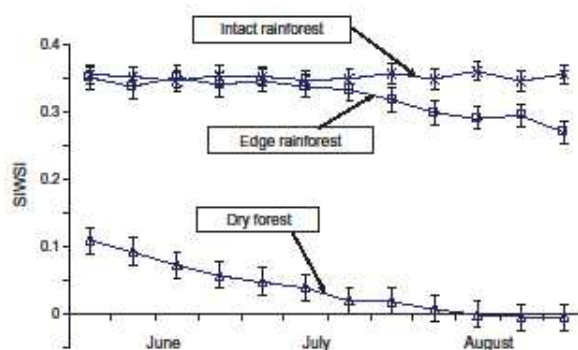
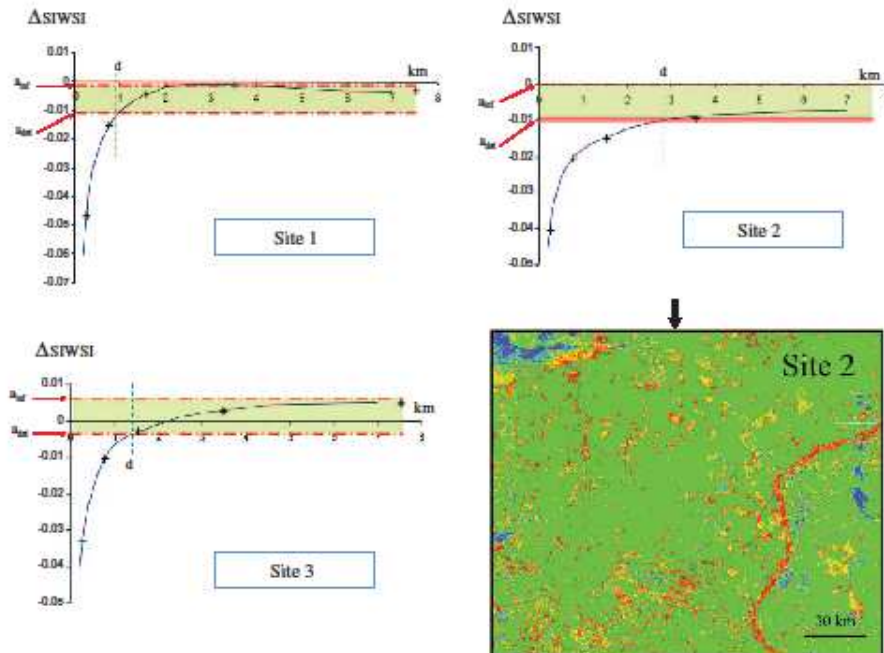


Fig. 3. Dry-season canopy desiccation rates (SWSI) of three forest types: intact rainforest, edge rainforest and dry forest (Cerraço) in eastern Amazonia.



**Fig. 4.** The dry-season change in canopy water content ( $\Delta SIWSI$ ) as a measure of distance from the forest edge in three different study areas in eastern Amazonia. Edge penetration distance ( $d$ ) is the threshold whereby canopy desiccation is no longer distinguishable from intact forest canopies (difference between  $\Delta SIWSI$  and  $0_{SIWSI}$  is lower than 0.01).  $\Delta SIWSI$  values are indicated as + signs and the measurement uncertainty does not appear there (for readability) but is approximately  $\pm 0.01$ .  $0_{SIWSI}$  is the estimated  $\Delta SIWSI$  value in interior forests >3 km from the edge.  $d_{0.01}$  corresponds to  $\Delta SIWSI$  values from which the relative drying out phenomenon can be detected. On the map (400 × 300 km) is displayed the relative change in forest canopy moisture: desiccation (in red and orange), humidification (in blue) and cleared areas as in green. (For interpretation of the references to colour in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article.)

desiccation of rainforest canopies within 1–3 km of forest edges. Not only is this one of the largest-scale edge effects yet reported, but we believe this could be a fundamental mechanism promoting tree death (Laurance et al., 2000, 1998) and fire invasion (Cochrane, 2003) in fragmented landscapes. In general, most edge-effect studies have found penetration distances of only a few hundred metres (Laurance and Bierregaard, 1997; Murcia, 1995), with some speculation of larger-scale effects (Laurance, 2000). In the central Amazon, where conditions are generally more humid, changes in air temperature, humidity and air-vapour pressure in the forest understorey were detectable within just 50 m of edges (Camargo and Kapos, 1995; Kapos et al., 1997), whereas edge-related tree mortality was detectable up to 300 m from forest edges (Laurance et al., 1998).

The extent, magnitude and progression of edge effects on dry-season canopy water appeared to differ between the moderately and heavily fragmented landscapes. The heavily fragmented landscape suffered a greater penetration of canopy desiccation, up to 2.7 km from edges, whereas in moderately fragmented landscapes desiccation penetrated only 1–1.5 km into forest interiors. In landscapes with little remaining forest cover, fragments are generally numerous and small, and suffer from the cumulative effects of being exposed to edge effects from all sides (Malcolm, 1994). Furthermore, these landscapes are generally hotter, drier and windier

(Costa et al., 2007; Nobre et al., 1991) and suffer higher fire frequency (Aragão et al., 2008; Cochrane, 2001) than do those with more forest cover. Hence, in severely fragmented landscapes, the small size and irregular shapes of the surviving fragments and the harsh physical environment likely interact to promote severe canopy desiccation in the dry season.

Our moderately fragmented landscapes (51–65% forest cover) exhibited steeper edge-interior gradients in desiccation than did the severely fragmented landscape. We believe that edge forests in moderately fragmented landscapes commence the dry season with substantial canopy moisture but then desiccate rapidly as the dry season progresses. In these landscapes interior forests (>3 km from edges) showed no change over time in canopy water content.

An additional factor that may influence edge-related desiccation is the age of the edge. Newly formed edges, such as those occurring at the front of the deforestation frontier (Site 1), are particularly susceptible to desiccation because they are structurally open and thus have little physical protection from the lateral penetration of light, winds and low humidity (Kapos et al., 1997). As these edges age, a profusion of pioneer trees and vines can partially 'seal' the edge, reducing the penetration of wind into the understorey (Murcia, 1995) and thereby decreasing plant water-transpiration rates (Camargo and Kapos, 1995). Trees on new edges

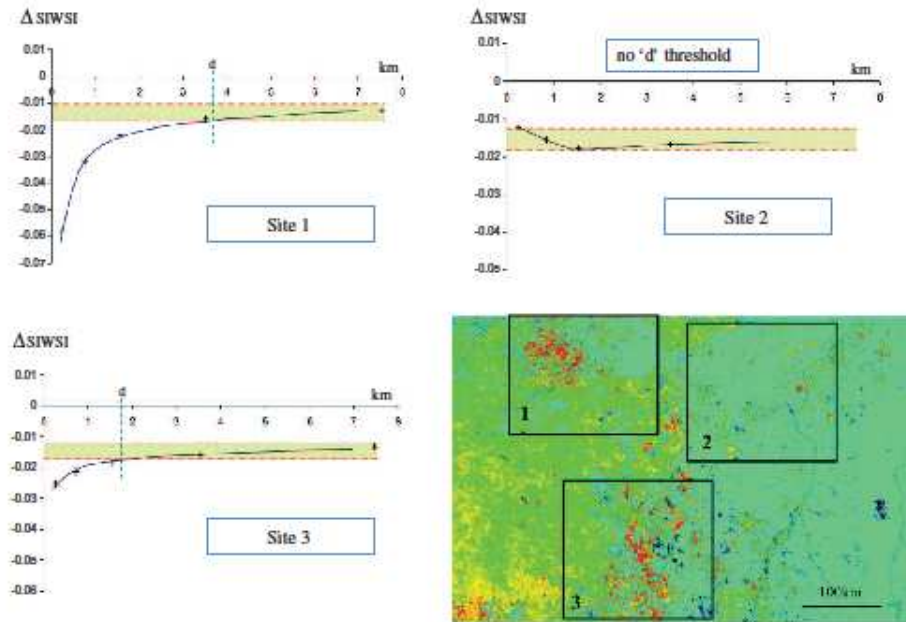


Fig. 5. The progressive change in canopy water content ( $\Delta_{SIWSI}$ ) as a function of distance ( $d$ ) from a forest edge measured over the 8-year study (2000–2007) in eastern Amazonia. Sites 1 and 3 showed a progressive increase in edge penetration distance as illustrated by a red line shown in red and orange in the adjoining figure. Site 2 showed no progressive change in desiccation with time.  $\Delta_{SIWSI}$  values are indicated as + signs and measurement uncertainty does not appear (for readability) but is approximately  $\pm 0.01$ .  $d_{0.01}$  is the estimated  $\Delta_{SIWSI}$  value in interior forests >3 km from the edge.  $d_{0.01}$  corresponds to  $\Delta_{SIWSI}$  values from which the relative drying out phenomenon can be detected. (For interpretation of the references to colour in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article.)

suffer from higher rates of transpiration (Gambelluca et al., 2003) and heavy leaf fall is a common feature of edges as trees shed their leaves in order to withstand water stresses (Lovejoy et al., 1986). As edges age, it is likely that they progressively lose canopy species that are sensitive to drought or windthrow, leaving only individuals and species more tolerant of drier conditions (Laurance et al., 2006).

An intriguing aspect of this study was the progressively increasing desiccation of forest edges over time, at least in the moderately fragmented landscapes. This trend was most striking at Site 1, where the penetration of forest desiccation increased from 1.0 to 3.7 km during the eight-year course of the study. At Site 3, the other landscape with moderate fragmentation, the penetration distance rose from 1.5 to 1.8 km during the study. The latter may have experienced a smaller change because it had more dry forests (Cerradão) that contain many drought-resistant tree species. The severely fragmented landscape (Site 2) showed no such changes over time. We speculate that fragments in this landscape may have been 'saturated' by edge effects (i.e. generally been below the critical size needed to detect a progressive change in edge penetration). For example, given the penetration distance of 2.7 km typical of this landscape, even a perfectly circular fragment would have to be >2300 ha in area in order to have any forest-interior habitat free from edge-related desiccation.

Our study, while highly suggestive, suffers from some limitations that make broad generalizations difficult. We examined only three study sites, each of which varied in forest cover, deforesta-

tion rate, edge age, possible rainfall gradients and the proportion of dry forests. The principal advantage of our approach is its large spatial scale; each of our landscapes encompassed 3.4 million ha and included thousands of fragments of varying sizes surrounded by varying land-uses. By covering such a large area we expect the within-site heterogeneity in environmental variables to be as great if not greater than between the study sites. The sheer size of the area undertaken in this study of >10 million ha makes this one of the largest fragmentation studies yet undertaken.

Our findings have important implications for tropical forest management and reserve design. When intact, rainforests in eastern Amazonia exhibited a strong resilience to the prolonged dry season typical of this region with no detectable changes in canopy water. Where these forests were fragmented, however, large changes in canopy water were evident and extended deep into the forest. This pattern of desiccation will predispose fragmented forests to fire (Cochrane and Laurance, 2002) and could potentially lead to the loss of millions of hectares of forest (Cochrane, 2003). The designers of nature reserves need to account for these large-scale effects, including the increasing penetration of desiccating conditions over time, to ensure that reserves are large enough to sustain large core areas of unaltered forest.

#### Acknowledgements

We thank Richard Picard, Jocelyn Bluteau and Johan Oszwald for their helpful contributions and William Laurance and two



reviewers for comments on this manuscript. This work was supported by grants from the US National Science Foundation (SI).

## References

- Aragão, L.F., Malhi, Y., Barbier, N., Lima, A., Shimabukuro, Y., Anderson, L., Saatchi, S., 2006. Interactions between rainfall, deforestation and fires during recent years in the Brazilian Amazonia. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* 361, 1779–1785.
- Auner, G.P., Broadbent, E.N., Oliveira, P.J., Keller, M., Knapp, D.E., Silva, J.N.M., 2006. Condition and fate of logged forests in the Brazilian Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 103, 12947–12950.
- Briant, G., 2009. Estimation et localisation de l'assèchement forestier amazonien par imagerie MODIS. In: *École de Foresterie et Géomatique*. Université Laval, Québec, Canada.
- Broadbent, E.N., Auner, G.P., Keller, M.E.K.D., Oliveira, P.J.C., Silva, J.N.M., 2008. Forest fragmentation and edge effects from deforestation and selective logging in the Brazilian Amazon. *Biological Conservation* 141, 1745–1757.
- Camargo, J.L.C., Kapos, V., 1995. Complex edge effects on soil moisture and microclimate in central Amazonian forest. *Journal of Tropical Ecology* 11, 205–221.
- Ceccato, P., Rasse, S., Tarantola, S., Jacquemoud, S., Gregoire, J.-M., 2001. Detecting vegetation leaf water content using reflectance in the optical domain. *Remote Sensing and the Environment* 77, 22–33.
- Cheng, Y.-B., Zacco-Tejada, P.J., Riaño, D., Randa, C.A., Ustin, S.L., 2006. Estimating vegetation water content with hyperspectral data for different canopy scenarios: relationships between AVIRIS and MODIS indexes. *Remote Sensing of Environment* 105, 354–366.
- Cochrane, M.A., 2001. Synergistic interactions between habitat fragmentation and fire in evergreen tropical forests. *Conservation Biology* 15, 1515–1521.
- Cochrane, M., 2003. Fire science for rainforests. *Nature* 42, 913–919.
- Cochrane, M.A., Laurance, W.F., 2002. Fire as a large-scale edge effect in Amazonian forests. *Journal of Tropical Ecology* 18, 311–325.
- Costa, M.H., Yanagi, S.N.M., Souza, P., Ribeiro, A., Rocha, E.P.J., 2007. Climate change in Amazonia caused by soybean cropland expansion, as compared to caused by pastureland expansion. *Geophysical Research Letters* 34, L07706.
- Fearnside, P.M., 1983. Land-use trends in the Brazilian Amazon region as factors in accelerating deforestation. *Environmental Conservation* 10, 141–147.
- Giamberini, T.W., Ziegler, A.D., Nulter, M.A., Truong, D.M., Tan, L.T., 2003. Transpiration in a small tropical forest patch. *Agricultural and Forest Meteorology* 117, 1–22.
- Herbst, M., Roberts, J.M., Rosler, P.T.W., Taylor, M.E., Gowing, D.J., 2007. Edge effects and forest water use: a field study in mixed deciduous woodland. *Forest Ecology and Management* 250, 176–186.
- Huete, A., Didan, K., Shimabukuro, Y., Ratanas, P., Saleska, S., Hutya, L., Yang, L.H., Nemani, R., Myrnes, R., 2006. Amazon rainforests green-up with sunlight in dry season. *Geophysical Research Letters* 33, L06405.
- INPE, 2009. Estimativas anuais desde 1988 até 2008 taxa de desmatamento anual. Kapos, V., 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology* 5, 173–185.
- Kapos, V., Wandelli, E., Camargo, J.L.C., Ganade, G., 1997. Edge-related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in Central Amazonia. In: Laurance, W.F., Bierregaard, R.O. (Eds.), *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management and Conservation of Fragmented Communities*. University of Chicago Press, Chicago, pp. 33–44.
- Laurance, W.F., 2000. Do edge effects occur over large spatial scales? *Trends in Ecology and Evolution* 15, 134–135.
- Laurance, W.F., Bierregaard, R.O.J., 1997. *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. The University of Chicago Press, Chicago.
- Laurance, W.F., Peres, C.A. (Eds.), 2006. *Emerging Threats to Tropical Forests*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois.
- Laurance, W.F., Laurance, S.G., Ferreira, L.V., Rankin-de Merona, J.M., Gascon, C., Lovejoy, T.E., 1997. Biomass collapse in Amazonian forest fragments. *Science* 278, 1117–1118.
- Laurance, W.F., Ferreira, L.V., Rankin-de Merona, J.M., Laurance, S.G., 1998. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology* 79, 2032–2040.
- Laurance, W.F., Delamonica, P., Laurance, S.G.W., Vasconcelos, H.J., Lovejoy, T.E., 2000. Rainforest fragmentation kills big trees. *Nature* 404, 836.
- Laurance, W.F., Nascimento, H., Laurance, S.G., Andrade, A., Ribeiro, J., Giraldo, J., Lovejoy, T.E., Condit, R., Chave, J., D'Angelo, S., 2006. Rapid decay of tree-community composition in Amazonian forest fragments. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 103, 19010–19014.
- Lovejoy, T.E., Bierregaard, R.O.J., Rylands, A.B., Malcolm, J.R., Quintela, C.E., Harper, L.H., Brown, K.S.J., Powell, A.H., Powell, C.V.N., Schubert, H.O.R., Hays, M.B., 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: Soulé, M.E. (Ed.) *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, pp. 257–285.
- Mak, M., Ishihara, M., Tamura, M., 2004. Estimation of leaf water status to monitor the risk of forest fires using remotely sensed data. *Remote Sensing and the Environment* 90, 441–450.
- Malcolm, J.R., 1994. Edge effects of central Amazonian forest fragments. *Ecology* 75, 2438–2445.
- Murota, C., 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10, 58–62.
- Nepstad, D.C., de Carvalho, C.R., Davidson, E., Jipp, P.H., Leffler, P., Negrino, G., da Silva, E., Stone, T., Trumbore, S.E., Veldra, S., 1994. The role of deep roots in the hydrological and carbon cycles of Amazonian forests and pastures. *Nature* 372, 666–669.
- Nobre, C.A., Seller, P.J., Shukla, J., 1999. Amazonian deforestation and regional climate change. *Journal of Climate* 4, 957–988.
- Skole, D., Tucker, C.J., 1993. Tropical deforestation and habitat fragmentation in the Amazon: satellite data from 1978 to 1988. *Science* 260, 1905–1910.
- Williams-Linera, C., 1990. Vegetation structure and environmental conditions of forest edges in Panama. *Journal of Ecology* 78, 326–373.
- Wofe, R.E., Nishihama, M., Fleig, A.J., Kayper, J.A., Roy, D.P., Storey, J.C., Pett, F.S., 2002. Achieving sub-pixel geolocation accuracy in support of MODIS land science. *Remote Sensing of Environment* 83, 31–40.
- Yilmaz, M.T., Hunt, E.R., Jackson, T.J., 2008. Remote sensing of vegetation water content from equivalent water thickness using satellite imagery. *Remote Sensing and the Environment* 112, 2514–2522.

V - Gond, V., Freycon, V., Molino, J.-F., Brunaux, O., Ingrassia, F., Joubert, P., Pekel, J.-F., Prévost, M.F., Thierron, V., Trombe, P.-J., Sabatier, D., 2011, Broad scale patterns of forest landscape in Guiana Shield rain forests, *International journal of Applied Earth Observation and Geoinformations*, **13**: 357-367.



## Broad-scale spatial pattern of forest landscape types in the Guiana Shield

Valéry Gond<sup>a,\*</sup>, Vincent Freycon<sup>a</sup>, Jean-François Molino<sup>b</sup>, Olivier Brunaux<sup>c</sup>, Florent Ingrassia<sup>c</sup>, Pierre Joubert<sup>c</sup>, Jean-François Pekel<sup>d,1</sup>, Marie-Françoise Prévost<sup>e</sup>, Viviane Thierron<sup>f</sup>, Pierre-Julien Trombe<sup>c</sup>, Daniel Sabatier<sup>b,4\*</sup>

<sup>a</sup> CIRAD, UPR 865SF, F-34398 Montpellier, France

<sup>b</sup> IRD, UMR AMAP, F-34000 Montpellier, France

<sup>c</sup> ONF, Direction Régionale de Guyane, F-97300 Cayenne, France

<sup>d</sup> ENGCE, Université catholique de Louvain, B-1348 Louvain la Neuve, Belgium

<sup>e</sup> IRD, UMR AMAP, F-97300 Cayenne, France

<sup>f</sup> WWF, F-97300 Cayenne, France

### ARTICLE INFO

#### Article history:

Received 18 June 2010

Received in revised form 5 January 2011

Accepted 7 January 2011

#### Keywords:

Forest landscape types

Spatial pattern

Remote sensing

Tropical rainforest

Guiana Shield

### ABSTRACT

Detecting broad scale spatial patterns across the South American rainforest biome is still a major challenge. Although several countries do possess their own, more or less detailed land-cover map, these are based on classifications that appear largely discordant from a country to another. Up to now, continental scale remote sensing studies failed to fill this gap. They mostly result in crude representations of the rainforest biome as a single, uniform vegetation class, in contrast with open vegetations. A few studies identified broad scale spatial patterns, but only when they managed to map a particular forest characteristic such as biomass. The main objective of this study is to identify, characterize and map distinct forest landscape types within the evergreen lowland rainforest at the sub-continental scale of the Guiana Shield (north-east tropical South-America 10° North–2° South; 66° West–50° West). This study is based on the analysis of a 1-year daily data set (from January 1st to December 31st, 2000) from the VEGETATION sensor onboard the SPOT-4 satellite (1-km spatial resolution). We interpreted remotely sensed landscape classes (RSLC) from field and high resolution remote sensing data of 21 sites in French Guiana. We cross-analyzed remote sensing data, field observations and environmental data using multivariate analysis. We obtained 33 remotely sensed landscape classes (RSLC) among which five forest-RSLC representing 78% of the forested area. The latter were classified as different broad forest landscape types according to a gradient of canopy openness. Their mapping revealed a new and meaningful broad-scale spatial pattern of forest landscape types. At the scale of the Guiana Shield, we observed a spatial patterns similarity between climatic and forest landscape types. The two most open forest-RSLCs were observed mainly within the north-west to south-east dry belt. The three other forest-RSLCs were observed in wetter and less anthropized areas, particularly in the newly recognized “Guianan dense forest arch”. Better management and conservation policies, as well as improvement of biological and ecological knowledge, require accurate and stable representations of the geographical components of ecosystems. Our results represent a decisive step in this way for the Guiana Shield area and contribute to fill one of the major shortfalls in the knowledge of tropical forests.

© 2011 Elsevier B.V. All rights reserved.

### 1. Introduction

At a time when Amazonian tropical rainforests are undergoing profound and rapid changes (Laurance et al., 2001), characterizing their spatial organisation is of major importance for analysing land-use changes and promoting sustainable management of forest resources. From a conservation point of view, the question arises as to how far large protected areas actually encompass the diversity of forest ecosystems. Landscape is a key concept at a key scale for sustainable management, but is not fully taken into consideration by ecologists and managers.

\* Corresponding author at: CIRAD, UR 105 Forest Ecosystems Goods and Services, TA-C105/D, Campus de Baillarguet, 34398 Montpellier Cedex, France.

Tel.: +33 4 67 59 37 87.

\*\* Corresponding author at: IRD, UMR AMAP, TA-A51/PS2, Bd de la Lironde, 34398 Montpellier Cedex, France. Tel.: +33 4 67 61 65 83.

E-mail addresses: valery.gond@cirad.fr (V. Gond),

daniel.sabatier@ird.fr (D. Sabatier).

<sup>1</sup> Current address: Joint Research Centre of the European Commission, Global Environment Monitoring Unit (GEM), Via E. Fermi, 2740 I-21027 Ispra (Va) Italy.

A landscape is an area that is spatially heterogeneous in at least one factor of interest (Turner, 2005). Consequently, landscape elements may be defined as homogeneous areas with respect to a set of factors of interest. Following Forman and Godron (1986), we define landscape types as a recognisable combinations and proportions of landscape elements. The mapping of such landscape types across large areas allow to detect what we call here the spatial pattern of landscape types. Our study focuses on the forest landscapes types of the Guiana Shield area.

At local scale, many authors have described an impressive number of landscape elements with specific typologies according to their structure (i.e. density and size-frequency distribution of stems, canopy structure, and floristics) either from field observations (Pires and Prance, 1985), quantitative measurements (Clark and Clark, 2000) or from high or very high spatial resolution satellite imagery (Lu et al., 2003; Johansen et al., 2007). All these studies involved a context-dependent typology and a fine scale resolution, both inaccurate for the mapping of large trends in the variations of vegetation cover.

At regional scale, maps of forest landscape types have been based on broad environmental classes rather than on actual vegetation characteristics. The pioneering RADAMBRASIL and its improvements (Veloso et al., 1991; IBGE, 1992) was the first attempt to map the spatial distribution of native landscape types in Brazil, mostly based on proxies of their determinant factors such as altitudinal classes. Similar approaches have been used in the Guiana Shield countries (Guyana: ter Steege, 2001; Huber et al., 1995; Suriname: Ravillious, 2000; French Guiana: Girou, 2001), combining in so different ways high resolution remote sensing (typically 30 m spatial resolution from Landsat imagery) and field data that they are mostly not compatible and unable to produce a global view of the spatial pattern of forest landscape types.

At continental scale, according to remote sensing, the forest is clearly distinguished from other biomes (e.g. savannas, wetlands, shrubland, and agriculture; Friedl et al., 2002; Bartholomé et al., 2004) but the resulting vegetation maps display tropical rainforests as a uniform broad-leaved evergreen forest class and fail to distinguish any distinctive forest landscape type within (South America: Eva et al., 2004; Asia: Stibig et al., 2007; Africa: Mayaux et al., 2004). On the contrary, studies based on scattered, but detailed field measurements identified clear patterns of species diversity, (ter Steege et al., 2000), life traits (ter Steege et al., 2006), or aboveground biomass (Malhi et al., 2006; Saatchi et al., 2007), thus strongly suggesting the existence of such distinctive types. Therefore, depicting such geographical structure in the forest vegetation cover from continuous data is of major interest, because it would provide key elements to support forest conservation and management policies. The objective of this study is to identify, characterize and map distinct forest landscape types within the evergreen lowland rainforest at the sub-continental scale of the Guiana Shield.

## 2. Materials and methods

### 2.1. Location

The Guiana Shield covers 2.3 million km<sup>2</sup> and is located on the north-eastern part of continental South America. The study area lies between latitude 11° North and 4° South, and between longitude 48° and 58° West. The climate is tropical with annual precipitation ranging from 1500 to 4000 mm and mean annual temperatures ranging from 25 °C to 30 °C (Hammond, 2005). The number of consecutive months with less than 100 mm precipitation varies from 0 to 7 (Sombroek, 2001). The altitude ranges from 0 to 3000 m (average altitude 270 m). Cristallophyllous substratum is found in two large domes (East and West) where very little sedimentary

rock remains. On the edges, alteration deposits cover large areas (Roraima white sands and the Guianan coastal plains). The relief comprises a hill system within a dense hydrographic network. Vegetation types are of natural or anthropogenic origin (forests, swamps, savannas and agricultural crops). Rainforests cover almost all the study area. Biodiversity and endemism are very high (ter Steege et al., 2000).

### 2.2. Remote sensing data

This study is based on the analysis of a 1-year daily data set (from January 1st to December 31st, 2000) from the VEGETATION sensor onboard the SPOT-4 satellite. The data set was extracted from daily global acquisitions covering a period of 12 months (VGT, 2000). The main characteristics are listed below.

Data were pre-processed in daily synthesis at a 1-km spatial resolution (Mayaux et al., 2000). Four channels were used: blue [0.43–0.47 μm]; red [0.61–0.68 μm]; near infra-red (NIR) [0.78–0.89 μm]; and shortwave infra-red (SWIR) [1.58–1.75 μm]. A processing chain transformed digital numbers into luminance, then into reflectance (Meygret, 2004). Data were geo-referenced in Plate Carrée projection using the WGS84 geodesic system. The geometric accuracy of VEGETATION data from day to day was between 300 and 465 m (positioning error) in absolute location and from 325 to 625 m for multi-temporal superimposition, less than half a pixel (Sylvander et al., 2000). Atmospheric corrections were made using the simplified 6S model (named SMAC) for the four channels (VITO, 2004). Surface reflectance (top of canopy) was then obtained.

SPOT-4/VEGETATION data could not be processed directly because of the presence of clouds that hide large portions of the ground. The blue channel was only used to filter cloudy and hazy pixels, whereas the three other channels were the input data of our analysis. A yearly synthesis was considered the best way to compensate for the lack of information due to cloud cover and to take climatic seasonality into account. The annual synthesis was done to generate a mean composite image as proposed by Vancutsem et al. (2007).

### 2.3. Spectral analysis of the annual synthesis

The annual composite image was analyzed using the ISODATA unsupervised classification scheme (Tou and Gonzalez, 1974; ENVI 4.3 software, Research Systems Inc.), resulting in pixel clusters hereafter referred to as remotely sensed landscape classes (RSLC). Two parameters were selected: a maximum of 10 iterations to free the positioning of the gravitational centre of classes and a maximum range of 50 resulting classes. A previous study (Mayaux et al., 2000) had already shown this algorithm to be useful in such investigations.

### 2.4. Interpretation of forest RSLC

We interpreted the main types of RSLC (water, swamp, forest, savanna, agriculture, etc.) by matching them with the IBGE (1992, 2004) and Eva et al. (2004) maps. We paid a special attention to the RSLC corresponding to the forest type and interpreted them through a study carried out on 21 French Guianan sites. The latter were chosen because they were well documented and scattered throughout an area that included all these RSLC. These sites hosted a variety of forest and non-forest landscape elements, including areas disturbed to varying extents by human activities (Fig. 1).

For each site, we selected and georeferenced several high-resolution aerial photographs from the French National Geographic Institute (IGN) to match the area covered by the available control data. Aerial photographs acquisition dates ranged from 1955 to 2001 (for the sites not disturbed by human activities) and

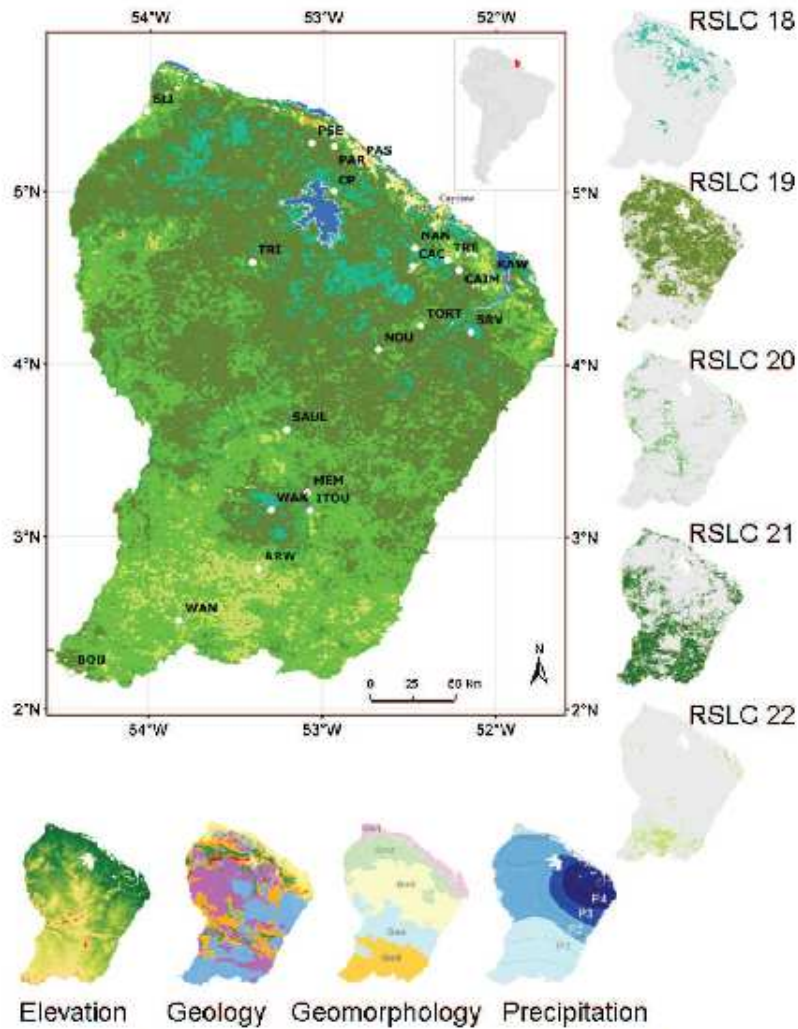


Fig. 1. Map of landscape types in French Guiana based on a classification of 1-km<sup>2</sup> remotely sensed pixels. White dots are the 21 field validation areas. The five maps on the right highlight the spatial pattern of the five forest remotely sensed landscape classes (RSLC): from top to bottom: RSLC-18 (Low dense forest/included savanna on poor drainage soils), RSLC-19 (high forest with regular canopy – mostly on terra firme), RSLC-20 (high forest with disrupted canopy), RSLC-21 (mixed high and open forest) and RSLC-22 (open forest and *Euterpe* palm forest). The four bottom maps show, from left to right: elevation, geology, geomorphology and precipitation data used in the statistic analysis.

1987–2001 (for the sites impacted by human activities) (Table 1). Then, the fraction of the different landscape elements within the pixels in the same forest RSLC was estimated to the nearest 5% through photo interpretation (Fig. 2). During this step, we used ancillary cartographic data and carried out ground and airborne surveys to validate interpretation (i.e. about 4000 systematic pictures taken during helicopter flights and integrated in our geo-

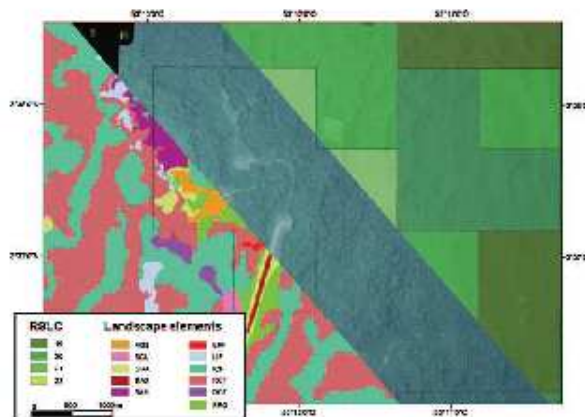
graphic database using PixPoint for ArcGis, Red Hen System, USA).

We recognized 15 landscape elements (Table 2; Appendix S1). The non-forest landscape elements were defined and named according to the classical Amazon vegetation types (Pires and Prance, 1985; Daly and Mitchell, 2000). Three forest landscape elements were derived from the canopy texture types recognized by Coutron et al. (2005) for the Crique Plomb site based on their grain.

**Table 1**  
Characteristics of the 21 study sites in French Guiana and the material used for photo interpretation. The sites are presented in latitude order.

Location		Aerial photography (IGN)				Control data			
Sites	Lat. N	Long. W	Year	Scale (1/x)	Area (Km <sup>2</sup> )	Plots	Airborne survey	Ground survey	Vegetation maps and documents
SIJ	5°27'59"	54°01'03"	2001	25,000	119	–	–	X	–
PSE	5°17'09"	53°03'56"	1991	5000	6	X	–	X	X
PAR	5°16'12"	52°56'06"	2001	25,000	7	X	–	X	X
PAS	5°10'21"	52°47'18"	2001	25,000	59	X	–	X	X
CP	5°09'26"	52°56'10"	1992	25,000	30	X	X	X	X
NAN	4°40'40"	52°28'05"	2001	25,000	185	X	X	X	–
TRE	4°36'32"	52°16'50"	2001	25,000	5	X	–	X	–
TRI	4°35'40"	53°24'28"	1976	20,000	10	X	–	X	–
CAC	4°34'23"	52°28'51"	2001	25,000	61	–	X	X	–
CAIM	4°32'56"	52°12'51"	2001	25,000	9	X	–	X	–
KAW	4°30'42"	52°01'42"	1981	30,000	212	–	–	X	X
TORT	4°13'37"	52°26'02"	1987	20,000	8	X	–	X	–
SRV	4°11'24"	52°08'44"	2001	25,000	9	X	–	X	–
NOU	4°05'19"	52°40'41"	1976	20,000	70	X	X	X	X
SAUL	3°37'21"	53°12'21"	2001	25,000	60	X	–	X	X
MEM	3°15'25"	53°05'05"	1968	50,000	50	X	X	X	–
WAK	3°09'24"	53°17'46"	1968	50,000	36	–	X	–	–
ITOU	3°09'14"	53°04'17"	1968	50,000	67	–	X	–	–
ARW	2°49'01"	53°22'01"	1955–56	50,000	93	X	X	X	–
WAN	2°30'51"	53°49'25"	1955–56	50,000	77	X	X	X	–
BOU	2°12'44"	54°26'38"	1955–56	50,000	91	X	X	X	–

Sites: SIJ: Village de Saint Jean du Maroni; PSE: Plote de St Elie; PAR: Paracou; PAS: Passoura; CP: Crique Plomb; NAN: Nancibo; TRE: Trésor; TRI: Trinité; CAC: village de Cacao; CAIM: Camp Calman; KAW: marais de Kaw; TORT: Montagne Tortue; SRV: Savane-roche Virginie; NOU: Nouragues; SAUL: Village de Saül; MEM: massif des Emerillons; WAK: Waki; ITOU: Itoupé; ARW: Monts d'Arawa; WAN: Wamapi; BOU: Tumuc-Humac borne 1.



**Fig. 2.** Photo interpretation of one of the 21 French Guianan field sites (SAUL). Layers from left to right: photo interpretation map (landscape elements legend as for Table 2), BAS: bare soil), IGN panchromatic image, remotely sensed landscape classes (RSLC).

**Table 2**  
Mean distribution of landscape elements within each forest RSLC (in %). High contributions (>10%) are in bold face. Raw data are presented in Appendix S1 for the 21 study sites in French Guiana.

RSLC	Total area (Km <sup>2</sup> )	Swamps			Terra firme forest			Non-forest		Anthropogenic			Others			
		PSA	EPF	SWF	DCF	RCF	ICF	LIF	FRC	FOR	BAM	GRA	SCU	ACS	BOC	WAT
18	114	7.3	0.5	5.9	<b>44.1</b>	<b>32.7</b>	6.4	0.5	0.0	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0	0.0	2.3
19	352	1.7	0.7	2.6	0.0	<b>56.9</b>	<b>26.2</b>	0.7	0.2	0.0	0.5	0.2	0.2	0.0	0.5	0.5
20	127	0.0	2.7	5.4	1.9	<b>33.5</b>	<b>49.6</b>	3.5	0.0	0.8	0.4	1.2	0.8	0.0	0.4	0.0
21	374	1.1	5.7	2.9	3.9	<b>27.9</b>	<b>45.4</b>	5.4	1.8	1.1	2.1	1.1	0.7	1.1	0.0	0.0
22	199	0.0	<b>10.5</b>	1.0	5.5	<b>18.5</b>	<b>27.0</b>	<b>14.0</b>	6.5	2.0	4.5	2.5	3.0	5.0	0.0	0.0
Closed-canopy forest		X	X	X	X	X										
Open-canopy forest		X					X	X				X				

ACS: agricultural settlement; BAM: bamboo thicket; DCF: low and dense canopy forest; EPF: Eutrype palm forest; FOR: forbs vegetation; FRC: forest regrowth; PSA: periodically flooded savanna; GRA: grassland; ICF: irregular canopy forest; LIF: liana forest; RCF: regular canopy forest; BOC: outcrop; SCU: shifting cultivation; SWF: swamp forest on periodically flooded soil; WAT: water body.

coarseness on aerial photographs:

- (1) Regular canopy forest (RCF), corresponding to the intermediate texture classes (Couteron's T3–4), when most of the canopy trees (>80%) had well developed (supra-decagramic) regular crowns at almost the same elevation, with no large gaps between them (<20% of the area covered by gaps and crown interstices).
- (2) Irregular and disrupted canopy forest (ICF), corresponding to the coarse grained canopy (T2), when trees or groups of trees were of very different height and had different crown diameters (>50% of the area covered by isolated large trees or groups of trees and >10% being small trees) with large gaps between them (>20% of the area covered by gaps within and between crowns).
- (3) Flat dense-canopy forest (DCF), mostly corresponding to the fine grained canopy (T5), in which most of the trees (>80%) had small (<10 m radius), hardly distinguishable crowns at the same low elevation with small gaps between them (<10% of the area covered by gaps).

The other forest landscape elements were liana forest (LIF) when more than 20% of the trees appeared to be covered by lianas; swamp forests (SWF) with permanent or regular flooding; *Euterpe* palm forests (EPF); forest regrowth (FRG) and shifting cultivation (SCU).

Together, RCF, ICF, DCF and SWF were considered as closed-canopy forests in contrast to open-canopy forests (LIF, EPF and all the man-transformed forests FRG, SCU).

A principal component analysis (PCA) was conducted on a correlation matrix of Appendix S1, which allowed us to identify the forest RSLC with respect to the landscape elements they host.

### 2.5. Relationship between forest RSLC, environmental factors and geographical location

Environmental data were spatialized using ArcGIS 9.0 and overlaid on the 78,404 1 × 1 km cells of a raster grid matching with the SPOT-4/VEGETATION data (Fig. 1). For each of these cells, five field, two climatic and nine spatial variables were calculated. From geological (Delor et al., 2001) and geomorphological (Boyé, 1979) maps we derived eight geological (GL1–8) and five geomorphological (GM1–5) units. Three other field variables were derived from the Digital Elevation Model provided by the Shuttle Radar Topography Mission with a vertical accuracy of about 10 m and a 90 m spatial resolution: the mean slope orientation in eight classes matching clockwise the four cardinal points and the intermediate ones (O.N to O.NO), (EL) the mean elevation, and (TR) the topographical range, i.e. the difference between the highest and the lowest elevations. The climatic variables were the mean annual precipitation in four classes (P1–4) according to Météo France data and the number of cloudy days during the observation period (CD) derived with the cloud filtering process. The spatial variables were the terms of a cubic polynomial trend surface: latitude (Y), longitude (X), XY, X<sup>2</sup>, Y<sup>2</sup>, XY<sup>2</sup>, X<sup>2</sup>Y, X<sup>3</sup>, and Y<sup>3</sup>. We kept the 55,386 cells having a single geological unit.

In a first step, we performed a multivariate factorial analysis (MFA) of the cells informed by the four qualitative variables (geology, geomorphology, precipitation and slope orientation). The results (Appendix S2) revealed strong links between precipitation, geomorphology and geology. We propose the following explanations for this link: (1) both geomorphology and precipitation gradients run north–south (Fig. 1); (2) geomorphological units were identified from the relief, which usually depends on the geological substratum. The results of the MFA led us to select the five first eigenvalues that contributed to 59% of the total inertia.

In a second step, we performed a linear discriminant analysis (LDA) which computes the best linear function from independent

variables that discriminate some *a priori* groups. In this study, the *a priori* groups were the remotely sensed vegetation classes (RSLC) and the independent variables were the five first axes of the MFA (Disqual method, Saporta, 1990), the three quantitative environmental variables (mean elevation, range of elevation, number of cloudy days), and the nine spatial variables. We used different tests (Wilks' lambda, Fisher's Pseudo-F, canonical correlation) with a significance level of 5% to assess the relevance of the LDA and to choose the number of axes. Statistical analyses were performed using the R statistical software (version 2.4.0).

### 3. Results

The spectral classification yielded 33 remotely sensed landscape classes (RSLC) hereafter numbered from the lowest (RSLC-1) to the highest (RSLC-33) reflectance values (Table 3). Twelve main groups of RSLC were identified (Fig. 3) corresponding to the main landscape types. Among these, RSLC-2–13 correspond to the wide variety of continental aquatic environments and their associated landscape types, to which periodically flooded open areas (RSLC-27, -29, -31 and -33) are spatially linked. Four groups (RSLC-23 and -24; -25 and -26; -28 and -30; 32) correspond to the driest landscape types (i.e. savannas) and human activities. A crowded group of five RSLC (-18, -19, -20, -21 and -22) correspond to the forest landscape types and cover more than 90% and 94% of the forested areas identified by Eva et al. (2004) and IBGE (1992, 2004), respectively. Between forests and water, two groups (RSLC-14, -15 and -16, -17) correspond to swamps or swamp savannas and to bogs or periodically flooded forests, respectively.

#### 3.1. Interpreting the five forest RSLC in French Guiana

We interpreted photographs of a total area of 1282 km<sup>2</sup> including 114, 352, 127, 374, and 199 km<sup>2</sup> for the forest RSLC-18, -19, -20, -21 and -22, respectively. The PCA of the relative extents of landscape elements within the five forest RSLC at the 21 sites in French Guiana (Appendix S1), led us to select the two first eigenvalues that contributed to 69% of the total inertia (Fig. 4a). Considering the 1–2 axis, RSLC-18–22 are ordered as a continuum (Fig. 4b) along a gradient characterized by increasing opening of the forest cover (Fig. 4c) and are mostly associated with a single dominant forest landscape element: RSLC-18 matches with the dense canopy forest (DCF); RSLC-19 matches with the regular canopy forest (RCF); RSLC-20 matches with the irregular canopy forest (ICF), a less closed cover than DCF and RCF with many or large complex gaps; RSLC-21 also matches with ICF but shifted towards liana forest (LIF), a typical open-canopy forest and RSLC-22 matches with LIF and open vegetations (i.e. forbs vegetation (FOR), bamboo thickets (BAM), and shifting cultivation (SCU)), or with *Euterpe* palm forests (EPF) and other swamp forests (SWF).

RSLC-18 includes 89.1% of closed-canopy forests, with a dominant DCF mixed with RCF covers (44.1 and 32.7%, respectively), but also some flooded savannas (7.3%). Considering the whole studied area, we observe that this RSLC comprises (i) large hill areas with shallow, periodically saturated hydromorphic soils (Sabatier et al., 1997; Hammond, 2005), (ii) the evergreen 'lower montane sclerophyllous forest' of the Pakaraima Mountains (western Guyana, Huber et al., 1995), (iii) some periodically flooded riparian forests (Koponen et al., 2004), (iv) large areas in the Rio Negro–Rio Branco wetlands associated with Amazon *caatinga* and *campitarana* vegetations (IBGE, 2004; Daly and Mitchell, 2000) suggesting that swamp forests and savannas included in or associated to RSLC-18 are of the *gapó* type (Pires and Prance, 1985). All these forests tend to exhibit a low, fine-grained canopy like those found in our Crique

**Table 3**  
Mean reflectance, standard deviation and surfaces for each RSLC.

Classes	Twelve main group of RSLC	MIR (%)	SD	NIR (%)	SD	RED (%)	SD	km <sup>2</sup>	Area (%)
RSLC 1	Ocean	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1,140,945	
RSLC 2	Permanent/temporary waterbody	0.05	0.01	0.05	0.01	0.05	0.01	11,808	0.4
RSLC 3	Permanent/temporary waterbody	0.06	0.01	0.07	0.01	0.07	0.01	9536	0.3
RSLC 4	Permanent/temporary waterbody	0.05	0.01	0.07	0.01	0.10	0.01	6836	0.2
RSLC 5	Permanent/temporary waterbody	0.05	0.01	0.09	0.01	0.13	0.01	13,126	0.5
RSLC 6	Permanent/temporary waterbody	0.05	0.01	0.12	0.01	0.15	0.01	6964	0.3
RSLC 7	Permanent/temporary waterbody	0.07	0.01	0.10	0.01	0.09	0.01	3672	0.1
RSLC 8	Permanent/temporary waterbody	0.09	0.01	0.13	0.01	0.09	0.01	3463	0.1
RSLC 9	Permanent/temporary waterbody	0.08	0.01	0.12	0.01	0.06	0.01	5193	0.2
RSLC 10	Permanent/temporary waterbody	0.10	0.01	0.15	0.01	0.07	0.01	6214	0.2
RSLC 11	Permanent/temporary waterbody	0.12	0.01	0.16	0.01	0.09	0.01	5516	0.2
RSLC 12	Permanent/temporary waterbody	0.12	0.01	0.18	0.01	0.07	0.01	7707	0.3
RSLC 13	Permanent/temporary waterbody	0.13	0.01	0.21	0.01	0.08	0.01	13,441	0.5
RSLC 14	Swamp/Montane bog	0.16	0.01	0.20	0.01	0.09	0.01	11,472	0.4
RSLC 15	Swamp/Montane bog	0.14	0.01	0.23	0.01	0.10	0.01	13,348	0.5
RSLC 16	Flooded forest/Montane thicket	0.17	0.01	0.24	0.01	0.09	0.01	22,458	0.8
RSLC 17	Flooded forest/Montane thicket	0.15	0.01	0.25	0.01	0.08	0.01	38,454	1.4
RSLC 18	Wet to swamp forest/savanna	0.16	0.01	0.27	0.01	0.09	0.01	90,999	3.3
RSLC 19	High forest with regular canopy	0.17	0.01	0.29	0.01	0.09	0.01	347,282	12.5
RSLC 20	High forest with disrupted canopy	0.17	0.01	0.30	0.01	0.07	0.01	573,293	20.7
RSLC 21	Mixed high/open forest	0.18	0.00	0.31	0.01	0.09	0.01	727,005	26.2
RSLC 22	Open forest/Eaetpe palm forest	0.18	0.01	0.33	0.01	0.09	0.01	344,303	12.4
RSLC 23	Woodland/dry forest	0.20	0.01	0.30	0.01	0.10	0.01	88,119	3.2
RSLC 24	Woodland/dry forest	0.24	0.01	0.26	0.01	0.11	0.01	53,952	1.9
RSLC 25	Tree/savanna	0.27	0.01	0.25	0.02	0.13	0.01	81,363	2.9
RSLC 26	Tree/savanna	0.25	0.01	0.31	0.02	0.12	0.01	72,518	2.6
RSLC 27	Permanent/temporary waterbody	0.07	0.01	0.16	0.01	0.15	0.02	2499	0.1
RSLC 28	Grassland/savanna	0.21	0.01	0.24	0.02	0.10	0.01	36,884	1.3
RSLC 29	Permanent/temporary waterbody	0.08	0.01	0.13	0.01	0.13	0.01	6173	0.2
RSLC 30	Grassland/savanna	0.30	0.02	0.28	0.02	0.14	0.01	61,201	2.2
RSLC 31	Permanent/temporary waterbody	0.09	0.01	0.16	0.01	0.11	0.01	5997	0.2
RSLC 32	Agriculture settlement/city	0.21	0.01	0.34	0.01	0.10	0.01	96,273	3.5
RSLC 33	Permanent/temporary waterbody	0.11	0.02	0.19	0.01	0.12	0.01	7466	0.3
								2,774,535	100.0

SWIR: short wave infrared; NIR: near infra-red; RED: red channel; SD is for standard deviation for each mean reflectance by class and by channel. Forests represent 78.3% of the Guiana Shield surface.

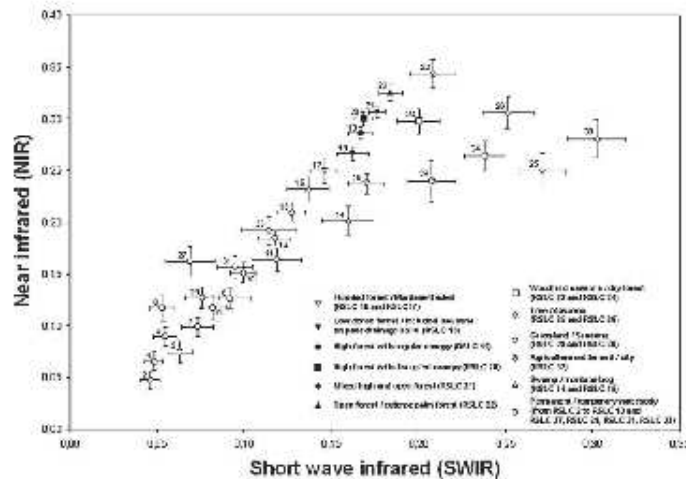


Fig. 3. Pixel location on the near infra-red and short wave infrared axis. Numbers correspond to the 33 classes.

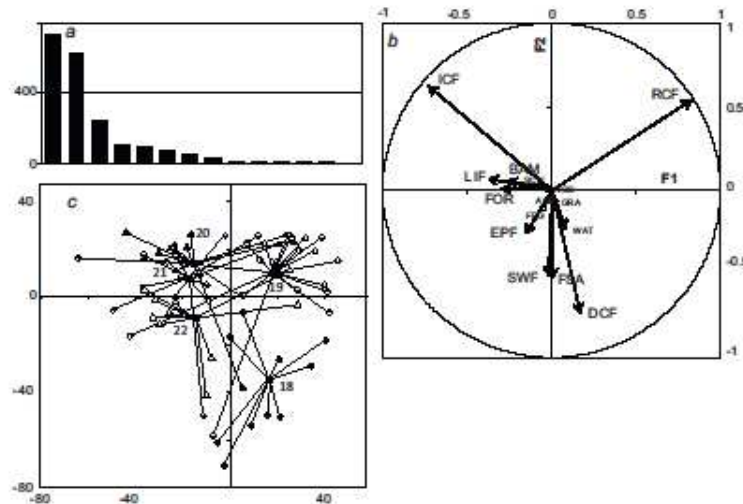


Fig. 4. PCA of the landscape elements proportional occurrence within remotely sensed landscape classes (RSLC) at 21 French Guianan forest sites: (a) eigenvalues; (b) landscape elements correlation with F1, F2 factors; (c) projection of RSLC sites on the 1–2 axis plane (black squares: barycentres; black circles, open circles, black triangles, open diamonds and open triangles: sites' RSLC-18, -19, -20, -21, -22, respectively). Legend is explained in Table 2.

Plomb site by Coutron et al. (2005) and by Malhi and Román-Cuesta (2008) in Amazonia.

RSLC-19 is the most continuous forest landscape type (94.8% of closed-canopy forests) with a dominant RCF (56.9%), the second forest landscape type being ICF (26.2%). On sites where soils have been described, this class is clearly associated with *terra-firme*, well-drained conditions and with a medium grained canopy texture (Sabatier et al., 1997; Gourlet-Fleury et al., 2004; Coutron et al., 2005). However, it appears also in some swamp forest areas, like the Kaw site and the north-western Guyana plain.

RSLC-20 is also characterized by continuous forest cover at the landscape scale (90.4% of closed-canopy forests) with a predominance of ICF (49.6%) mixed with RCF (33.5%), often with the presence of liana forest and different non forest land covers (3.5% and 5.8%, respectively). Amazonian records in the area where RSLC-20 occur, like the 4-ha area studied by Ferreira and Prance (1998) in the Jaú National Park, showed high values of basal areas with a low stem density, a configuration that matches the high forests found in the same areas according to the analysis of large scale forest inventories (ter Steege et al., 2006).

RSLC-21 is characterized by a less continuous forest cover than RSLC-20 (80% of closed-canopy forests), as well as more frequent association with liana forests and different non forest land covers (5.4 and 14.6%, respectively). However, it resembles RSLC-20 in the proportions of ICF and RCF (45.4 and 27.9%, respectively).

RSLC-22 is the most open forest landscape (only 52% of closed-canopy forests). This RSLC is often associated (i) with wetlands (10.5% of the areas) such as *Euterpe* palm forests (the Brazilian *açaçais*) related to *várzea* (Pires and Prance, 1985); (ii) in southern French Guiana, with large areas of bamboo thickets (*cambrousés*), and forbs; (iii) in northern French Guiana with young secondary forests (FRG) and anthropogenic disturbed areas (17% in total); (iv) in Guyana, with the central transversal belt of the 'seasonal forest' mapped by Huber et al. (1995); (v) in Amazonia, with man-made landscapes where shifting cultivation and pasture are frequent; (vi) in Para, Brazil, with the fish-bone structures of agricultural

settlements (i.e. forest classes D and A of IBGE with "atividades agrárias").

Finally, RSLC-19 and -20 are linked to a single dominant landscape element, while RSLC-18, -21 and -22 have more variable components.

Notwithstanding the limitations of unsupervised classification, the above interpretation on the 21 study sites appears generally applicable to the whole French Guiana, and more largely at regional scale. This led us to suggest the following labels for the five forest RSLC: *low dense forest/included savanna on poor drainage soils* for RSLC 18; *high forest with regular canopy—mostly on terra firme* for RSLC 19; *high forest with disrupted canopy* for RSLC 20; *Mixed high and open forest* for RSLC 21; *open forest and Euterpe palm forest* for RSLC 22 (Fig. 5).

### 3.2. Geographical pattern of the five forest RSLC at the French Guianan scale, and its relationship with environmental factors

In French Guiana, the forest ecosystems (i.e. RSLC-18–22) represent 97% of the area (Fig. 1). The five forest RSLC are organized from RSLC-18–22 following a clear spatial pattern along a latitudinal gradient from north to south (Fig. 6). The results of the linear discriminant analysis (LDA) confirm and refine the visual analysis of the map. The first factorial plan of the LDA segregated different forest RSLC, especially -18 vs. -22, -18 vs. -21 and -19 vs. -22 (Fig. 7). The main variables that contribute to this segregation are the most correlated with the first axis, i.e. latitude  $Y$ , MFA  $F_2$  factor,  $Y^3$ , and EL (Fig. 8). The main contribution of the latitude to segregate forest RSLC is then confirmed. The contribution of  $Y^3$ , MFA  $F_2$  factor, which in the preliminary analysis contrasted extreme and intermediate precipitation, and EL reveals a fine spatial pattern within a given forest RSLC, especially for RSLC-18, -20 and -22. For example, RSLC-22 is mainly located in the south with low precipitation, almost never present in the centre with intermediate precipitation and only present in few patches in the north-east with high precipitation.



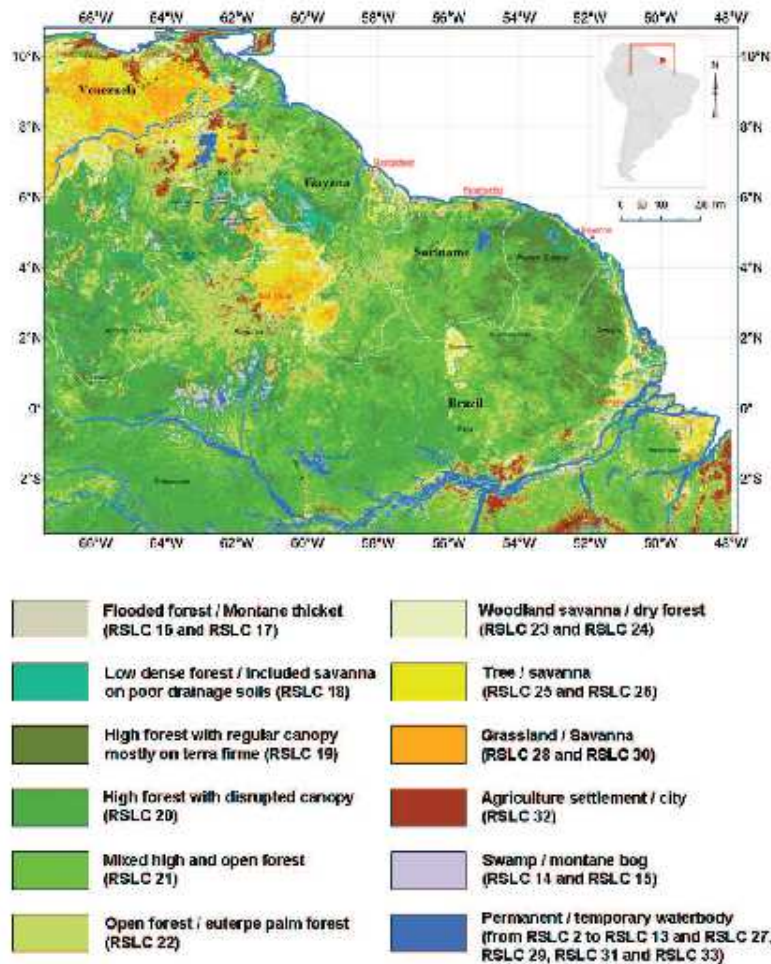


Fig. 5. Map of landscape types of the Guiana Shield based on a classification of 1-km<sup>2</sup> remotely sensed pixels. For each landscape type, the numbers in brackets indicate the corresponding remotely sensed landscape classes (RSLC). The five green colors represent the five forest landscape types. Class 1 (white) is the ocean.

### 3.3. Overall geographical pattern of the five forest RSLC at the scale of the Guiana Shield

Fig. 5 shows the distribution of the 12 main landscape types in the Guiana Shield. The five forest RSLC cover around 78% (2,000,000 km<sup>2</sup>) of the area (Table 3), and are organized in a clear spatial pattern with two large areas (RSLC-19 in the north-eastern Guiana Shield vs. RSLC 20 in south-western Guiana Shield and central Amazonia) that are located symmetrically on both sides of a south-east north-west axis occupied by the forest RSLC-21 and -22 and by extensive savannas. This axis clearly matches the “transverse dry belt” (Pires-O’Brien, 1997), an area character-

ized by drier conditions with a long dry season lasting up to six months.

RSLC-19 is mainly located in the path of the oceanic winds, characterized by a heavy precipitation (3000–4000 mm) and a short dry season (1–3 months; Sombroek, 2001). Its zonal and relatively restricted occurrence forms an arch from Amapa to Suriname through northern French Guiana. Smaller patches also occur in the Tumuc-Humac mountains, Surinam, Guyana, southern Venezuela and western upper Rio Negro. RSLC-20 is also located in heavy precipitation areas differing from the “Guianan dense forest arch” by their less seasonal climate and more fertile soils that seem to be favorable for tree growth and biomass accumulation (Malhi et al.,

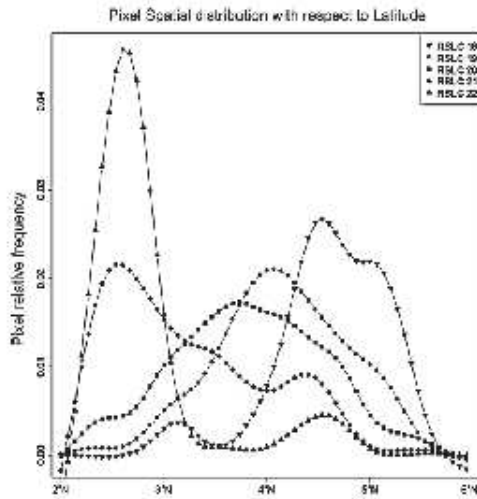


Fig. 6. Spatial distribution of remotely sensed landscape classes (RSLC) according to latitude.

2006): the south-western part of the Guiana Shield and the Central Amazonia.

4. Discussion

The main result of our study is to show, for the first time, a large scale spatial pattern of five distinct forest landscape types within the evergreen lowland forests of the Guiana Shield, using remote sensing data. This result greatly improves our vision of tropical forests because so far, at continental scale, lowland tropical rainforests were either mapped as a single homogeneous class (namely *tropical lowland forest* or *broadleaved evergreen tropical forest*) (Eva et al., 2004 for Amazonia, Stibig et al., 2007 for Asia) or mapped as different forest landscape types mostly on the basis of physical environmental factors (IBGE, 1992, 2004; Girou, 2001) rather than on vegetation characteristics. One possible explanation for this improved acuity is that we created an annual composite image from daily measurements. First, this method allowed us to avoid the seasonal oscillation of the inter-tropical convergence zone that usually masks alternately north and south regions of the climatic

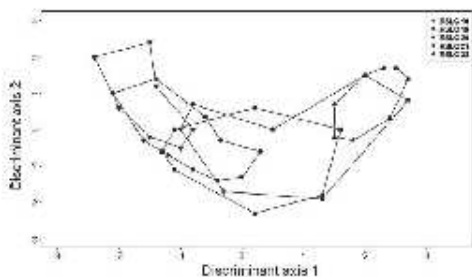


Fig. 7. Projection of remotely sensed landscape classes (RSLC) on the axis 1–2 of the linear discriminant analysis (LDA).

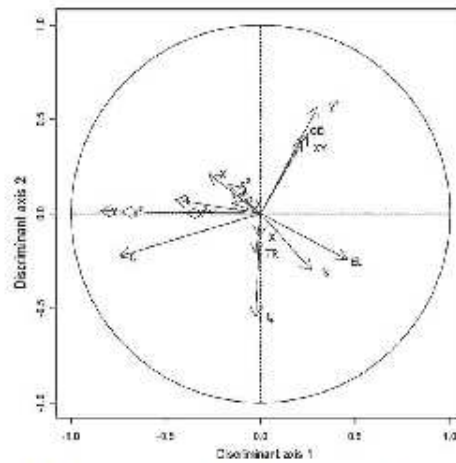


Fig. 8. Projection of variables on the axis 1–2 of the linear discriminant analysis (LDA).

equator (Vancutsem et al., 2009). Consequently, we obtained a uniform and consistent spectral signature for all pixels throughout the Guiana Shield, which is a prerequisite for detecting forest landscape types. Second, as this method took into account only cloud-free data, most measurements were made during the dry season. As during the dry season, the Amazon rainforests green-up and display higher net ecosystem productivity than during the rainy season (Huete et al., 2006; Bonal et al., 2008; Pennec et al., 2011), then this is the most favorable time to distinguish the forest landscape types based on differences in their photosynthetic activity. However, the unsupervised classification method is a matter of concern. Indeed, this type of classification is generally used for blind discrimination of large groups of pixels having similar photosynthesis dynamics along time (Mayaux et al., 2000). Therefore, this approach should be taken as a first step towards the accurate description and characterization of Guiana Shield landscape types. The five RSLC associated to specific landscape types are to be considered as the first stage of geographical delimitation of forest spatial patterns.

We also showed that the five forests RSLC correspond to a gradient from the most closed-forest covers (RSLC-18) to the most open-canopy ones (RSLC-22). This gradient appears to extend from less to more productive and dynamic communities (Malhi et al., 2004). Radiometric values also indicate the same tendency: the lowest reflectance of RSLC-18 not only explains its proximity to land with free water but also accounts for vegetation properties, such as the long-lived and thicker leaves suggested by Malhi et al. (2004) to explain the lowest productivity found in these poor environments. At the other end of the gradient, RSLC-21 and -22 match the higher reflectances in near and shortwave infrared bands linked to fast growing vegetation (Arroyo-Mora et al., 2005) such as young vegetation stages or instable vegetation covers mostly associated with human disturbances, a spreading process in Amazonia that favours lianas and reduces biomass (Laurance et al., 2001). RSLC-19 and -20, being the best structured and most homogeneous forest landscapes, could represent an intermediate level of productivity-turnover equilibrium where, standing biomass is higher than in less productive, more constrained environments (RSLC-18) or more instable ones (RSLC-21 and -22).

The spatial pattern of the five forest landscape types throughout the Guiana Shield is remarkably similar to the climatic pattern (Sombroek, 2001) with RSLC-21 and -22 mainly occurring in the transverse dry belt (Pires-O'Brien, 1997). Moreover, it clearly matches forest biomass, basal area and alpha diversity spatial patterns (ter Steege et al., 2003; Malhi et al., 2004, 2006), but see Saatchi et al. (2007) for a less marked dry corridor effect. However none of these studies clearly revealed the Guianan dense forest arch. This biogeographic structure matches with the areas less impacted by disturbances at different temporal scales during short (i.e. El Niño) or long (i.e. Holocene and latest Pleistocene) dry climatic events (Anhuf et al., 2006).

The overall spatial pattern we observed in this study differs from the one shown by the IBGE (1992, 2004) map, where forest types are roughly organized parallel to the Amazon River. This discrepancy is probably due to the fact that IBGE forest types were mostly defined according to altitudinal classes (e.g. alluvial, terrace, submontane, montane) and not to vegetation structure. On the other hand, our pattern is much more similar to the vegetation maps of Guyana (Huber et al., 1995; ter Steege, 2001) in which species occurrences play a major role.

Among the five forest RSLC, RSLC-19 and -20 are related to a single dominant landscape element (RCF and ICF, respectively). Consequently, they can be considered as the more robust remotely sensed geographical structures. Conversely, RSLC-18, -21 and -22 are a mix of different landscape elements, and represented different ecotones. For example, in southern French Guiana RSLC-22 corresponds to an open forest with many bamboo thickets, while in northern French Guiana it corresponds to a swampland (mainly EPF). Consequently, we readily acknowledge that forest landscape types, especially those with a mixture of forest and swamps may lead to confusing results when considering the wetness gradient. One possible explanation is that free water is spectrally very similar to the shade observed in forests, as pointed out by Carreiras et al. (2006). It should be noted that this study was carried out at a global scale with a 1 km-resolution pixel and that no sharp local delimitations could be expected. Delimitation of spatial pattern of landscape types could probably be improved by the use of long time series database to smooth probable inter annual variations.

## 5. Conclusion

The main interest of this study was to provide a homogeneous view of forest landscape types and to reveal a broad spatial pattern within the tropical evergreen forest at the scale of the Guiana Shield. This spatial pattern appears to be linked to climatic conditions. Identifying spatial pattern of forest landscape types is crucial for the improvement of management and conservation strategies (Bush and Lovejoy, 2007). The ability to identify spatial pattern could significantly improve the carbon and water exchanges at biosphere/atmosphere interface. Finally, after the Linnaean (taxonomic) and Wallacean (geographical distribution of species) shortfalls (Lomolino, 2004), a third important gap on the knowledge of earth biodiversity is habitat availability; habitat loss being one of the main threats for species. As landscape type is a surrogate for habitat availability, we propose to name this third gap the Flahaultian shortfall, after Charles Flahault, a pioneer of studies on vegetation distribution and mapping.

## Acknowledgements

The authors would like to thank the *Centre National d'Etudes Spatiales* (CNES) and the European Commission Joint Research Centre for allowing us access to SPOT-4/VEGETATION data sets. Thanks to the National Aeronautics and Space Administration (NASA)

for providing the Shuttle Radar Terra Mission (SRTM) data set. This study was funded by the 12th *Contrat de Plan Etat-Région* of French Guiana (CAREFOR project) and by the French Overseas Ministry. All participants are thanked for their contributions to the project Jérôme Bernard (IRD), Julien Engel (IRD), Elodie Fernandez (ONF), Damien Galarraga (IRD), Mathias Lelièvre (CIRAD), Sébastien Linares (DIREN), Flora Lokonadinpouille (IRD), Benoit de Thoisy (KWATA ngo), Jean-François Trebuchon (CIRAD) and the tree plotter team: Georges Elfort, Michel Tarcy, Jean-Louis Smock and Charles François from IRD.

## Appendix A. Supplementary data

Supplementary data associated with this article can be found, in the online version, at doi:10.1016/j.ijae.2011.01.004.

## References

- Anhuf, D., Ledru, M.-P., Behling, H., Da Cruz Jr., F.W., Cordeiro, R.C., Van der Hammen, T., Kannann, L., Marengo, J.A., De Oliveira, P.E., Pessenda, L., Siffedine, A., Albuquerque, A.L., Da Silva Dias, P.J., 2006. Paleo-environmental change in Amazonian and African rainforest during the LGM. *Palaogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 230, 510–527.
- Arroyo-Mora, J.P., Sánchez-Azofeifa, G.A., Katička, M., Rivard, B., Calvo-Alvarado, J.C., Janzen, D.H., 2005. Secondary forest detection in a Neotropical dry forest using Landsat 7 ETM+ imagery. *Biotropica* 37, 407–407.
- Bartholomé, E., Belward, A., Beuchle, R., Eva, H., Fritz, S., Hartley, A., Mayaux, P., Stibig, H.J., 2004. Global land cover for the year 2000, land cover classification produced with data acquired in 2000 from the VEGETATION instrument, onboard the SPOT-4 satellite, 1/25,000,000 scale map. In: European Commission, 18-55-03-099-ENC.
- Bonal, D., Bosc, A., Ponton, S., Goret, J.Y., Barbier, B., Gross, P., Bonnefond, J.M., Elbers, J., Longdon, B., Epron, D., Guehl, J.M., Granier, A., 2008. Impact of severe dry season on net ecosystem exchange in the neotropical rainforest of French Guiana. *Global Change Biology* 14, 1917–1933.
- Boyd, M., 1979. Carte géomorphologique de la Guyane. Atlas des Départements Français d'Outre-Mer, Centre d'Etudes de Géographie Tropicale du CNRS-ORSTOM, Bordeaux.
- Bush, M.B., Lovejoy, T.E., 2007. Amazonian conservation: pushing the limits of biogeographical knowledge. *Journal of Biogeography* 34, 1291–1293.
- Carreiras, J.M.B., Pereira, J.M.C., Campagnolo, M.L., Shimabukuro, Y.E., 2006. Assessing the extent of agriculture/pasture and secondary succession forest in the Brazilian Legal Amazon using SPOT VEGETATION data. *Remote Sensing of Environment* 101, 283–298.
- Clark, D.B., Clark, D.A., 2000. Landscape-scale variation in forest structure and biomass in a tropical rain forest. *Forest Ecology and Management* 137, 185–198.
- Couster, P., Pelissier, R., Nicolini, E.A., Pagek, D., 2005. Predicting tropical forest stand structure parameters from Fourier transform of very high-resolution remotely sensed canopy images. *Journal of Applied Ecology* 42, 1121–1128.
- Daly, D.C., Mitchell, J.D., 2000. In: Lentz, D.L. (Ed.), *Lowland vegetation of tropical South America: an overview. Imperfect balance. Landscape transformations in the Precolumbian Americas*. Columbia University Press, New York, pp. 391–454.
- Delor, C., Lahondère, D., Egal, E., Marteau, P., 2001. Carte géologique de la France à 1:500 000. Département de la Guyane, Guyane, BRGM, Orléans.
- Eva, H., Belward, A., De Miranda, E., Di Bella, C., Gond, V., Huber, O., Jones, S., Sgrenzaroli, M., Fritz, S., 2004. A land cover map of South America. *Global Change Biology* 10, 731–744.
- Ferreira, L.V., Prance, G.T., 1998. Species richness and floristic composition in four hectares in the Jau National Park in upland forests in Central Amazonia. *Biodiversity and Conservation* 7, 1349–1364.
- Forman, R.L.T., Godron, M., 1996. *Landscape Ecology*. John Wiley & Sons, New York.
- Friedl, M.A., Mciver, D.K., Hodges, J.C.F., Zhang, X.Y., Muchoney, D., Strahler, A.H., Woodcock, C.E., Gopal, S., Schneider, A., Cooper, A., Baccini, A., Cao, F., Schaaf, C., 2002. Global land cover mapping from MODIS: algorithms and early results. *Remote Sensing of Environment* 83, 287–302.
- Girou, D., 2001. Paysages et végétation, Atlas illustré de la Guyane, planche n°16, 1:1,300,000.
- Gourlet-Fleury, S., Guehl, J.M., Laroussinie, O., 2004. Ecology and management of a neotropical forest. In: *Lessons Drawn from Paracou, a Long-term Experimental Research site in French Guiana*. Elsevier, Paris.
- Hammond, D., 2005. *Tropical Forests of the Guiana Shield, Ancient Forests in a Modern World*. CAB International.
- Huber, O., Gharbarran, G., Funk, V., 1995. *Vegetation Map of Guyana, 1:1,000,000*. Centre for the study of biological diversity, University of Guyana, Georgetown.
- Huete, A.R., Didan, K., Shimabukuro, Y.E., Ratana, P., Saleska, S.R., Huetyra, L.R., Yang, W.Z., Nemani, R.R., Myneni, R., 2006. Amazon rainforests green-up with sunlight in dry season. *Geophysical Research Letters* 33 (6), doi:10.1029/2005GL025583.
- IBGE, 1992. *Manual técnico da vegetação brasileira*. IBGE, ed. Rio de Janeiro, 92p.
- IBGE, 2004. *Mapa de Vegetação*. URL: [http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/default\\_prod.shtml#MAPAS](http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/default_prod.shtml#MAPAS).

- Johansen, K., Coops, N.C., Gerget, S.E., Stange, Y., 2007. Application of high spatial resolution satellite imagery for riparian and forest ecosystem classification. *Remote Sensing of Environment* 110, 29–44.
- Koponen, P., Nygren, P., Sabatier, D., Rousteau, A., Saur, E., 2004. Tree species diversity and forest structure in relation to microtopography in a tropical freshwater swamp forest in French Guiana. *Plant Ecology* 173, 17–32.
- Laurance, W.F., Williamson, C.B., Delamonica, P., Oliveira, A., Lovejoy, T.E., Gascon, C., Pohl, L., 2001. Effects of a strong drought on Amazonian forest fragments and edges. *Journal of Tropical Ecology* 17, 771–785.
- Lomolino, M.V., 2004. Conservation biogeography. In: Lomolino, M.V., Heaney, L.R. (Eds.), *Frontiers of Biogeography: New Directions in the Geography of Nature*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, pp. 293–296.
- Lu, D.S., Moran, E., Batistella, M., 2003. Linear mixture model applied to Amazonian vegetation classification. *Remote Sensing of Environment* 87, 456–460.
- Malhi, Y., Baker, T.R., Phillips, O.L., Almeida, S., Alvarez, E., Arroyo, L., Chave, J., Czimczik, C.I., Di Fiore, A., Higuchi, N., Killeen, T.J., Laurance, S.G., Laurance, W.F., Lewis, S.L., Monteagudo, L.M.M., Monteagudo, A., Neill, D.A., Vargas, P.N., Patino, S., Pitman, N.C.A., Quesada, C.A., Salomao, R., Silva, J.N.M., Lezama, A.T., Martinez, R.V., Terborgh, J., Vinceti, B., Lloyd, J., 2004. The above-ground coarse wood productivity of 104 Neotropical forest plots. *Global Change Biology* 10, 563–591.
- Malhi, Y., Wood, D., Baker, T.R., Wright, J., Phillips, O.L., Cochrane, T., Meir, P., Chave, J., Almeida, S., Arroyo, L., Higuchi, N., Killeen, T.J., Laurance, S.G., Laurance, W.F., Lewis, S.L., Monteagudo, A., Neill, D.A., Vargas, P.N., Pitman, N.C.A., Quesada, C.A., Saloman, R., Silva, J.N.M., Lezama, A.T., Terborgh, J., Martinez, R.V., Vinceti, B., 2006. The regional variation of aboveground live biomass in old-growth Amazonian forests. *Global Change Biology* 12, 1107–1138.
- Malhi, Y., Román-Cuesta, J.M., 2008. Analysis of lacunarity and scales of spatial homogeneity in IKONOS images of Amazonian tropical forest canopies. *Remote Sensing of Environment* 112, 2074–2087.
- Mayaux, P., Bartholomé, E., Fritz, S., Belward, A., 2004. A new land-cover map of Africa for the year 2000. *Journal of Biogeography* 31, 861–877.
- Mayaux, P., Gond, V., Bartholomé, E., 2000. A near-real time forest-cover map of Madagascar derived from SPOT 4-VEGETATION data. *International Journal of Remote Sensing* 21, 3139–3144.
- Meynert, A., 2004. Spot absolute calibration: synthesis, CNES documentation – SS-NT-0-2880-CN, 29 pp.
- Penneç, A., Gond, V., Sabatier, D., 2011. Characterization of tropical forests phenology in French Guiana using MODIS time-series. *Remote Sensing Letters* 2 (4), 337–345, doi:10.1080/01431161.2010.507610.
- Pires, J., France, G., 1985. The vegetation types of the Brazilian Amazon. In: Prance, Lovejoy (Eds.), *Key Environments: Amazonia*. Pergamon Press, New York, pp. 109–145.
- Pires-O'Brien, M.J., 1997. In: Davis, S.D., Heywood, V.H., Herrera-Machryde, O., Villalobos, J., Hamilton, A.C. (Eds.), *Transverse Dry Belt of Brazil*. loc. cit., pp. 319–324.
- Ravillious, C., 2000. Forests and Protected Areas of Surinam. UNEP-WCMW.
- Saatchi, S., Houghton, R., Dos Santos Alvares, R., Soares, J., Yu, Y., 2007. Distribution of aboveground live biomass in the Amazon basin. *Global Change Biology* 13, 816–837.
- Sabatier, D., Crimaldi, M., Prévost, M., Guillaume, J., Gordon, M., Dosso, M., Curmi, P., 1997. The influence of soil cover organization on floristic and structural heterogeneity of a Guianan rain forest. *Plant Ecology* 131, 81–108.
- Saporta, G., 1990. *Probabilités, analyse des données et statistique*, edn. Technip, Paris.
- Sombroek, W., 2001. Spatial and temporal patterns of Amazon rainfall—consequences for the planning of agricultural occupation and the protection of primary forests. *Ambio* 30, 388–396.
- Stibig, H., Belward, A., Roy, P., Rosalina-Warzin, U., Agrawal, S., Joshi, P., Hildanus, Beuchle, R., Fritz, S., Mubareka, S., Giri, C., 2007. A land cover map for south and southeast Asia derived from Spot-VEGETATION data. *Journal of Biogeography* 34, 625–637.
- Sylvander, S., Henry, P., Bastien-Thiry, C., Meunier, F., Fuster, D., 2000. VEGETATION geometrical image quality. In: *VEGETATION-2000 Symposium*, 3–6 April, Belgirate (Italy), pp. 33–44.
- ter Steege, H., Sabatier, D., Castellanos, H., Van Andel, T., Duivenvoorden, J., De Oliveira, A., Ek, E., Litwaj, R., Maas, P., Mori, S., 2000. An analysis of the floristic composition and diversity of Amazonian forests including those of the Guiana Shield. *Journal of Tropical Ecology* 16, 801–828.
- ter Steege, H., 2003. Mapping Forest and Vegetation of Guyana at Regional and National Level. Consultancy Report Prepared for Guyana Forestry Commission. (Including 1:1,000,000 Vegetation Map of Guyana and 1:250,000 Digital Vegetation Maps of State Forest Lands.)
- ter Steege, H., Pitman, N., Sabatier, D., Castellanos, H., Van der Hout, P., Daly, D., Silveira, M., Phillips, Q., Vasquez, R., Van Andel, T., Duivenvoorden, J., De Oliveira, A., Ek, E., Litwaj, R., Thomas, R., Van Esen, J., Balder, C., Maas, P., Mori, S., Terborgh, J., Vargas, P., Mogillon, H., Morawetz, W., 2003. A spatial model of tree alpha-diversity and tree density for the Amazon. *Biodiversity and Conservation* 12, 2255–2277.
- ter Steege, H., Pitman, N.C.A., Phillips, O.L., Chave, J., Sabatier, D., Duque, A., Molino, J.F., Prévost, M.F., Spichiger, R., Castellanos, H., Von Hildebrand, P., Vasquez, R., 2006. Continental-scale patterns of canopy tree composition and function across Amazonia. *Nature* 443, 444–447.
- Tou, J., Gonzalez, R., 1974. *Pattern Recognition Principles*. Addison-Wesley Publishing, Reading, Massachusetts, (USA).
- Turner, M., 2005. Landscape ecology: what is the state of the science. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 36, 319–344.
- Vancutsem, C., Pekel, J.F., Bogaert, P., Delourmy, P., 2007. Mean Compositing, an alternative strategy for producing temporal syntheses. Concepts and performance assessment for SPOT VEGETATION time series. *International Journal of Remote Sensing* 28, 5123–5141.
- Vancutsem, C., Pekel, J.-F., Evrard, C., Malaise, F., Delourmy, P., 2008. Mapping and characterizing the vegetation types of the Democratic Republic of Congo using SPOT VEGETATION time series. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 11, 62–76.
- Veloso, H., Rangel Filho, A., Lima, J., 1991. *Classificação da vegetação Brasileira, adaptada a um sistema universal*. IBGE, Rio de Janeiro.
- VGT, 2000. Global Land Cover Program. URL: <http://bioval.jrc.ec.europa.eu/products/glc2000/glc2000.php>.
- VITO, 2004. Vegetation. URL: <http://www.vgt.vito.be/GaI/gaI.html>.

VI - Penneç, A., Gond, V., Sabatier, D., 2011, Characterization of tropical forests phenology in French Guiana using MODIS time-series, *Remote Sensing Letters*, 2(4): 337-345.

*Remote Sensing Letters*  
Vol. 2, No. 4, December 2011, 337–345



### Tropical forest phenology in French Guiana from MODIS time series

ALEXANDRE PENNEC†, VALÉRY GOND\*‡ and DANIEL SABATIER§

†Ecole Supérieure des Géomètres et Topographes, Le Mans, France

‡CIRAD-ES, UR105 Forest services, 34398 Montpellier Cedex, France

§IRD, UMR AMAP, F-34000 Montpellier Cedex, France

(Received 2 March 2010; in final form 4 July 2010)

Despite a growing need for knowledge on how terrestrial ecosystems function, phenological studies are rather rare. This study characterizes the temporal evolution of forest covers in French Guiana using variations in the Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) satellite signal and vegetation indices, such as the Shortwave Infrared Water Stress Index and the Enhanced Vegetation Index. The principle consists of reconstructing a temporal cycle mosaiced from a 9-year database. Rather than extract the phenological information from each pixel, dynamics were extracted from homogeneous groups of forest pixels enabling the identification of different phenological phases in forest ecosystems. A north–south gradient of chlorophyll activity emerged. The further we moved to the south, the more forest groups consist of fast-growing and drought-tolerant species, whereas a north–south shift appeared at the start dates of phenological cycles. This is a promising approach that paves the way for a much deeper understanding of the mechanisms governing the rainforest in French Guiana, as well as the responses of the Amazon forest to climate change and drought in the long term.

#### 1. Introduction

Tropical forest is usually represented on maps as a homogeneous green area. In fact, the Amazon forest is a heterogeneous continuum (both the plant community and the physical structure vary with the local climate, water conditions, soil and history, including the growing anthropic influence). Using this spatial heterogeneity, this study aimed to characterize different stages in the seasonal behaviour of forest covers (phenology), which are crucial to understanding and monitoring the functioning of tropical forest ecosystems (atmosphere/biosphere interactions, water and carbon balances) in the context of global warming. Despite this obvious need for more information, phenological studies are in fact rare, particularly because few data are available at large temporal and spatial scales and, in addition, such data are very complex to analyse. The mechanisms governing the phenology of tropical forests are not well understood except by a few researchers including Huete *et al.* (2002) and Xiao *et al.* (2004, 2006), who developed the approaches for the Amazon basin that inspired this study. The approach we describe here paves the way for a better understanding of Amazon forest ecosystems.

The approach presented here was used to monitor the temporal dynamics of forest covers using variations in the Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer

\*Corresponding author. Email: valery.gond@cirad.fr

(MODIS) signal. Based on spatial and temporal dynamics of vegetation indices, such as the Shortwave Infrared Water Stress Index (SIWSI) and the Enhanced Vegetation Index (EVI), analysis of the data enabled us to characterize different seasonal behaviours of the vegetation (leaf renewal, maturing, ageing and decaying) within several previously identified forest types (Gond *et al.* 2009).

Data analysis linked the structure of the vegetation stands to their biological development. We chose to study the forest in French Guiana because of our existing knowledge and the fact that botanical data – such as on forest litterfall – were already available.

## 2. Materials and methods

The principle consists of reconstructing a 9-year time-series mosaic. The National Aeronautics and Space Administration (NASA) Terra-MODIS sensor dataset was used as a source. This sensor has many advantages (Justice *et al.* 1998): a good set of calibration; radiometric, atmospheric and geometric corrections; narrow spectral bands to avoid atmospheric absorption windows; a wide field of view; a broad spectral range; high temporal resolution (each site is monitored almost daily at 10:30 a.m. French Guiana local time, when the platform crosses the equator); and 500-meter resolution, which is perfectly suited to the context of tropical forest. The 'Surface Reflectance 8-Day L3 Global 500 m' product (MOD09A1) was used to calculate the SIWSI. This index was used to monitor leaf water content. Each file includes estimates of surface spectral reflectance for bands 1–7 (red, near infrared, blue, green and three bands for the shortwave infrared). Bands 2 [841–876 nm] and 6 [1628–1652 nm] were used to calculate the SIWSI:

$$\text{SIWSI} = \frac{\text{NIR} - \text{SWIR}}{\text{NIR} + \text{SWIR}} \quad (1)$$

Where NIR is near-infrared and SWIR is shortwave infrared. This 8-day composite is sufficient to capture the dynamics of the forest covers and to detect changes in leaf water content. The 'Vegetation Indices 16-Day L3 Global 500 m' product (MOD13A1) was also used to collect the EVI index:

$$\text{EVI} = \frac{2.5(\text{NIR} - \text{R})}{\text{NIR} + 6\text{R} - 7.5\text{B} + 1} \quad (2)$$

The EVI index was used to monitor chlorophyll activity. Unlike with the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI, which saturates for high values of chlorophyll activity), with the EVI index, areas with a high-density canopy like tropical forests can be investigated. This index also reduces atmospheric effects and is thus ideal for such areas. Each 8- and 16-day composite is based on the minimum blue band reflectance, which reduces atmospheric biases. Data from 2000 to 2008 were downloaded.

Even when composite images are used to reduce the atmospheric effects, it is clear that contaminated pixels still exist, making the detection of rainforest dynamics difficult. Hence, processes were needed to eliminate remnant clouds. To treat the most elaborated dataset (MOD13A1), a process giving the average for the 9-year dataset for each 16-day period was sufficient to eliminate the remaining atmospheric artefacts. However, this process was not sufficient to treat the MOD09A1 dataset. A second process was developed enabling the minimum pixel value among the 9-year dataset to be retained for each spectral band for each week. This pixel is the least likely

to be affected by a cloud or atmospheric artefacts. Schematically this synthesis image corresponds to a 9-year 'patchwork'. Then, to improve the SIWSI index, temporal smoothing was performed to remove and replace pixels that were still contaminated (remnant cloud shadows). The aim was to reconstruct variations in leaf moisture over a period of 1 year. The algorithm is based on a simple linear interpolation designed to be as close as possible to the signal and thus to cause the least possible disturbance of the information.

Rather than monitoring the phenological dynamics of each pixel, the program extracts this information from groups of related pixels. The process is based on a spatial average. We used a previous work on land cover classification showing that there are five main forest landscape types in French Guiana that cover 96% of the territory (Gond *et al.* 2009). A clear north-south pattern was shown with two types of landscape in the north, two in the south and a fifth type scattered throughout the country. This work was based on time series from a Satellite Pour l'Observation de la Terre (SPOT)-VEGETATION dataset. The interpretation and validation were based on nine field sites. A further work (unpublished) based on 12 other sites that took into account Coutron *et al.*'s (2005) findings about canopy structure enabled us to improve the labelling (legend, figure 1). The five classes comprise a forest landscape gradient from low dense canopy forest (mostly on hydromorphic soils) to open canopy forest (driest climatic and soil conditions), and three other classes with different canopy structures (high forest with regular canopy, high forest with disrupted canopy, mixed high and open canopy forest).

Litterfall data from the period 1978-1981 in northern French Guiana were used to generate an annual plant phenology pattern to be compared with the temporal evolution of the remote sensing data.

### 3. Results

The annual dynamics of the EVI and SIWSI indices for each of the five forested landscapes were monitored to determine the phenology of different forest covers for a period of 1 year (figure 2). The results are remarkably consistent and ordered, particularly for the EVI (16-day period). An EVI gradient was visible from low dense forest to open forest. In addition, the time-series patterns were remarkably stable. Characterizing the phenology of forest cover using groups of pixels appears to be one of the strengths of the approach, as spatial averages are based on a considerable number of pixels (table 1).

### 4. Discussion

Our results clearly showed that forest behaviour was adapted to environmental conditions in French Guiana. However, we only had a clear view of the northerly forested landscape located near populated areas along the coast for which there are both litterfall records (Sabatier and Puig 1986) and quantitative observations on growth (Loubry 1994). Field data are extremely limited for the other forested landscapes, which are still difficult to access.

The phenological behaviour identified in this study suggests that canopy plants of the rainforest in French Guiana flush their new leaves to maximize photosynthetic assimilation when the cloud cover is minimal and the photoperiod is maximal, that is, during the dry season (figures 3 and 4). Similar results were obtained in studies on the Brazilian Amazon (Huete *et al.* 2006). A decrease in chlorophyll activity was observed

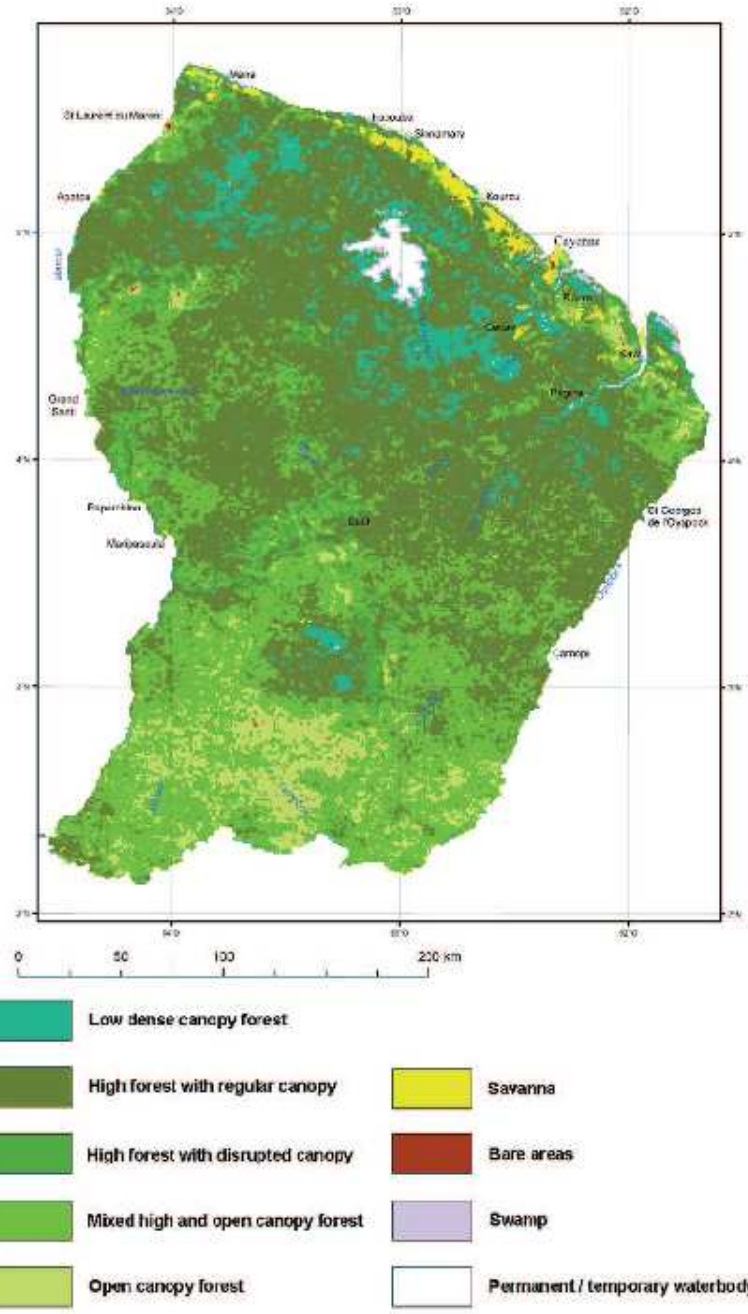


Figure 1. Map of vegetation cover in French Guiana based on 1-km remotely sensed pixels from the SPOT-VEGETATION sensor (Gond *et al.* 2009, with permission).

Downloaded By: [Gond, Valery] At: 09:37 11 January 2011



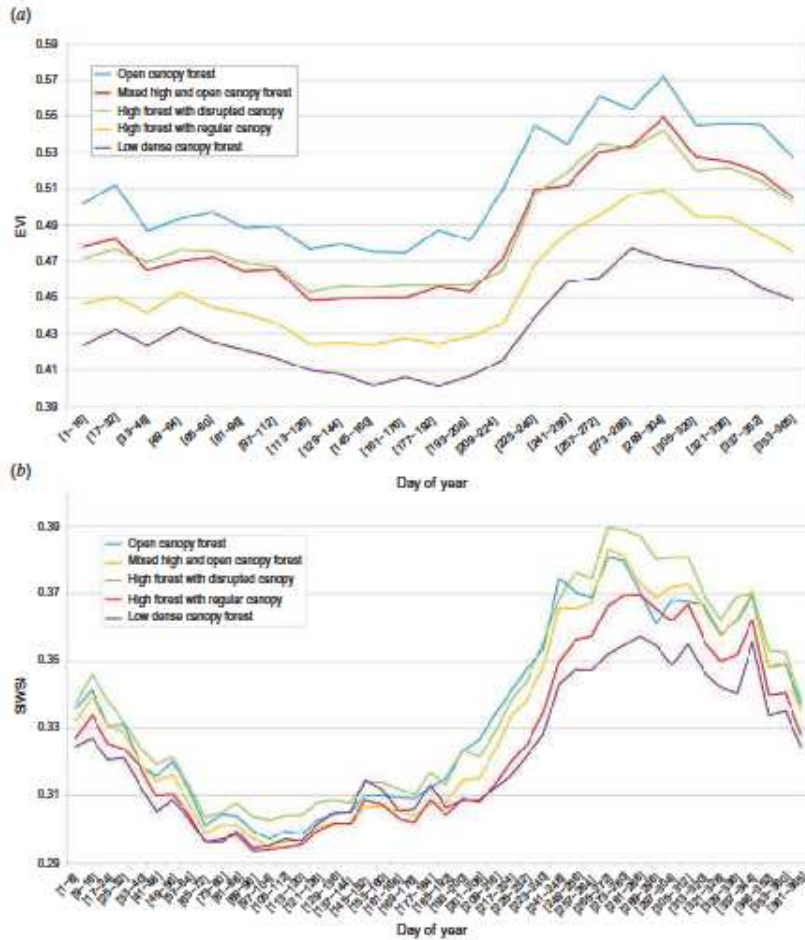


Figure 2. (a) EVI temporal curves averaged over 9 years and performed on the MODIS data at 500 m resolution, for the five forest VEGETATION classes and the 23 sixteen-day periods. (b) SIWSI temporal curves averaged over 9 years and performed on the MODIS data at 500 m resolution, for the five forest VEGETATION classes and the 46 eight-day periods.

Table 1. Minimum number of pixels per class and per index.

	A		B		C		D		E	
	EVI	SIWSI	EVI	SIWSI	EVI	SIWSI	EVI	SIWSI	EVI	SIWSI
Minimum number of pixels	24,828	22,861	186,747	177,004	23,594	22,795	115,875	110,318	23,137	21,629

Note: A, Low dense canopy forest; B, High forest with regular canopy; C, High forest with disrupted forest; D, Mixed high and open canopy forest; E, Open canopy forest.

Downloaded By: [Gand, Valery] At: 09:37 11 January 2011

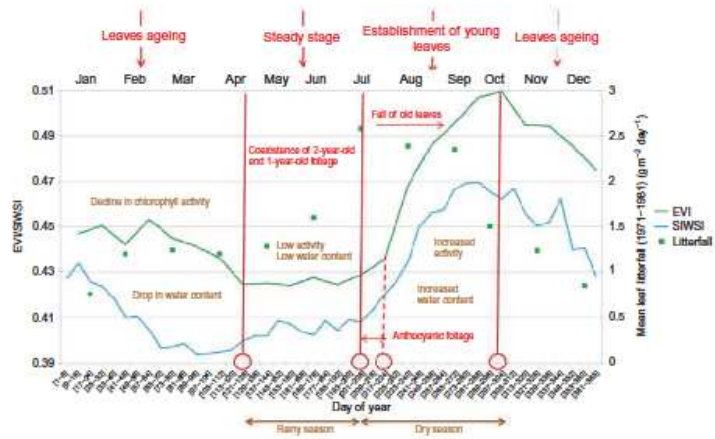


Figure 3. Phenology of the 'high forest with regular canopy' (EVI and SIWSI) and litterfall classes (Sabatier and Puig 1986).

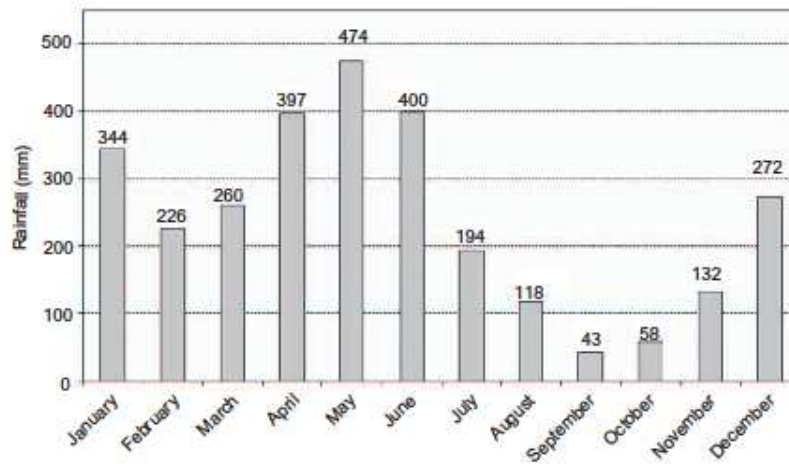


Figure 4. Monthly average rainfall measured in Combi forest (North Guiana 'high forest with regular canopy' class) from 1980 to 2005 (with the authorization of J-L. Pradon from Cirad). Note the strong correlation between rainfall in northern Guiana and the phenology shown in figure 3.

from the first third to the end of the wet season. This can be explained by the occurrence of massive leaf senescence, leaf wrapping by epiphytes and lack of light. The leaf ageing process probably reaches maximum when the wet season is well underway.

The litterfall peak was reached at the end of the wet season/early dry season (July in French Guiana). The renewal of EVI occurred shortly after the litterfall peak at the beginning of the dry season (August). The renewal of SIWSI occurred early, in the late rainy season (mid-July). These phenomena are due to the fall of old leaves, followed by the emergence of new leaves (young chlorophyll and very turgid foliage). Leaf renewal was clearly visible at the end of the wet season/early dry season. The gap between the two renewals can be explained by the fact that the young foliage (usually red or purple anthocyanic and down hanging) is waterlogged but not powered by chlorophyll.

After this key period, EVI increased until the middle of the dry season and reached its peak late in October (3 months after peak leaf litterfall). From early November, photosynthetic activity and water content decreased. A stable stage with low photosynthetic activity coincided with the early wet season to adapt to the lack of light. Subsequently, the foliage became progressively less active and water content decreased week after week. The two curves decreased progressively until mid-February and the start of the long wet season.

The five classes displayed similar temporal dynamics but there were differences in the start dates of early and late developmental stages. The southern forested landscapes appeared to become active 2 weeks earlier than the northern ones (half 8-day period, number 13, vs. 8-day period, number 14) (figure 2(a)). Light availability associated with the movement of the Intertropical Convergence Zone probably explains this pattern. In addition, there was a clear north-south gradient of

chlorophyll potential and water content (figure 2(a) and (b)). Such gradients may result from the floristic composition of the classes. We already established (Gond *et al.* 2009) that there is an increase in the percentage of fast-growing species from the 'low dense canopy forest' class to the 'open canopy forest' class (associated with more dynamic vegetation, such as 'liana forest').

A study by Duputié *et al.* (2009) on cassava (*Manihot esculenta* ssp. *flabellifolia*) in French Guiana suggests that coastal populations are genetically differentiated from southern populations and that the southern populations could result from the former presence of large and continuous savannah areas or from periodically disturbed dry forest areas, whereas the central and northern regions have remained forested since around the Last Glacial Maximum. The geographic concordance of these two facts (former extensive continuous savannah and the earlier and higher level of photosynthetic activity) leads us to suppose that the southern ecosystem is different from the rest of forest landscapes in French Guiana.

## 5. Conclusion

In French Guiana, the rainforest displays spatial variability based on its physical structure and phenological behaviour and this variability should be taken into account in the carbon balance. Each forested landscape associated with a specific phenological behaviour should help refine carbon sequestration models (via input parameters that vary depending on the week and the class of forest). Beyond the rainforest in French Guiana, the entire Amazon rainforest should not be seen as a uniformly green area with homogeneous leaves and behaviour.

This study provides the basis for a number of future works. First, it paves the way for a better understanding of the mechanisms governing the behaviour of the rainforest in French Guiana. Just as we were able to characterize the phenology of the forest ecosystems, it would be interesting to target groups that are more homogeneous in terms of species content and local environment to document temporal patterns. Second, further studies are needed to better understand responses of the Amazon rainforest to climate change and drought in the long term as well as the reaction of trees to limited water reserves.

To this end, this article described methods and tools such as EVI and SIWSI which enable monitoring of canopy phenology over a period of several years. Typically, a 9-year synthesis would serve as a pattern from which one could conduct a year-by-year analysis to detect weaknesses or significant variations because of climate change.

## Acknowledgements

The authors thank NASA for providing the MODIS dataset. They also thank Guillaume Cornu for his contribution to the establishment of the process and Laurent Polidori and Gaël Briant for their precious advice.

## References

- COUTERON, P., PELISSIER, R., NICOLINI, E.A., AND PAGET, D., 2005, Predicting tropical forest stand structure parameters from Fourier transform of very high-resolution remotely sensed canopy images. *Journal of Applied Ecology*, **42**, pp. 1121–1128.
- DUPUTIÉ, A., DELÉTRE, M., DE GRANVILLE, J.J. and MCKEY, D., 2009, Population genetics of *Manihot esculenta* ssp. *flabellifolia* gives insight into past distribution of xeric vegetation in a postulated forest refugium area in northern Amazonia. *Molecular Ecology*, **18**, pp. 2897–2907.

- GOND, V., BERNARD, J.Z., BROGNOLI, C., BRUNAUX, O., COPPEL, A., DEMENOIS, J., ENGEL, J., GALARRAGA, D., GAUCHER, P., GUITET, S., INGRASSIA, F., LELIÈVRE, M., LINARÈS, S., LOKONADINPOULLE, F., NASI, R., PEKEL, J.F., SABATIER, D., THIERRON, V., DE THOISY, B., TRÉBUCHON, J.F. and VERGER, G., 2009, Analyse multiscalaire de la caractérisation des écosystèmes forestiers guyanais et des impacts humains à partir de la télédétection spatiale. In *Ecosystèmes Forestiers des Caraïbes*, J. Philippe (Ed.), pp. 461–481 (Paris: Karthala).
- HUETE, A.R., DIDAN, K., MIURA, T., RODRIGUEZ, E.P., GAO, X. and FERREIRA, L.G., 2002, Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment*, **83**, pp. 195–213.
- HUETE, A.R., DIDAN, K., SHIMABUKURO, Y.E., RATANA, P., SALESKA, S.R., HUTYRA, L.R., YANG, W., NEMANI, R.R. and MYNENI, R., 2006, Amazon rainforests green-up with sunlight in dry season. *Geophysical Research Letters*, **33**, L06405, doi:10.1029/2005GL025538.
- JUSTICE, C.O., VERMOTE, E. and TOWNSHEND, J.R.G., 1998, The MODIS Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS): land remote sensing for global change research. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, **36**, pp. 1228–1249.
- LOUBRY, D., 1994, La phénologie des arbres caducifoliés en forêt guyanaise (5° de latitude nord): illustration d'un déterminisme à composantes endogène et exogène. *Canadian Journal of Botany*, **72**, pp. 1843–1857.
- SABATIER, D. and PLUG, H., 1986, Phénologie et saisonnalité de la floraison et de la fructification en forêt dense guyanaise. In *Vertébrés et forêts tropicales humides d'Afrique et d'Amérique*, (Mémoires du IMNH), A-1132: 173–184 (Paris: Muséum National d'Histoire Naturelle).
- XIAO, X., HAGEN, S., ZHANG, Q., KELLER, M. and MOORE, III B., 2006, Detecting leaf phenology of seasonally moist tropical forests in South America with multi-temporal MODIS images. *Remote Sensing of Environment*, **103**, pp. 465–473.
- XIAO, X., ZHANG, Q., SALESKA, S., HUTYRA, L., DE CAMARGO, P., WOFSY, S., FROLKING, S., BOLES, S., KELLER, M. and MOORE, III B., 2004, Satellite-based modeling of gross primary production in a seasonally moist tropical evergreen forest. *Remote Sensing of Environment*, **94**, pp. 105–122.

VII - Guitet, S., Pithon, S., Brunaux, O., Jubelin, G., Gond, V., 2012, Impacts of logging on the canopy and the consequences for forest management in French Guiana, *Forest Ecology and Management*, **277**: 124-131.

Forest Ecology and Management 277 (2012) 124–131



Contents lists available at SciVerse ScienceDirect

Forest Ecology and Management

journal homepage: [www.elsevier.com/locate/foreco](http://www.elsevier.com/locate/foreco)



## Impacts of logging on the canopy and the consequences for forest management in French Guiana

Stéphane Guitet<sup>a,\*</sup>, Sophie Pithon<sup>a</sup>, Olivier Brunaux<sup>a</sup>, Guillaume Jubelin<sup>b</sup>, Valéry Gond<sup>c,d</sup>

<sup>a</sup> Office National des Forêts, Direction Régionale de Guyane, F-97307 Cayenne, French Guiana

<sup>b</sup> Neovastrop, Campus IRD, Route de Mourah, F-97 300 Cayenne, French Guiana

<sup>c</sup> CIRAD, BSEF, F-34098 Montpellier, France

<sup>d</sup> INRA, UMR Amap, TA-A51/052, F-34398 Montpellier Cedex 5, France

### ARTICLE INFO

#### Article history:

Received 11 January 2012

Received in revised form 3 April 2012

Accepted 6 April 2012

Available online 19 May 2012

#### Keywords:

Rainforest

Sustainable management

Remote sensing

Logging intensity

Forest degradation

Canopy gaps

### ABSTRACT

This study aimed to correlate logging intensity with canopy opening using medium-resolution satellite images (SPOT-type) on a sample of 15 blocks totaling more than 3300 ha in two French Guianan forests with different reliefs. The maps obtained show the cumulative impacts on the canopy over the entire logging period (2008–2010). The percentages of canopy openness and the unit areas per logged tree were examined with logging statistics and GPS mappings of felled stems for 4 sub-samples. At the block scale, a 20% canopy opening after logging was observed for a logging intensity of 3.5 trees ha<sup>-1</sup>. The average canopy opening size per harvested tree was 601 m<sup>2</sup>, which included felling gaps and openings resulting from the construction of roads and trails needed to remove the timber. The coefficients of variation of these variables were low. General linear models (glm) were created to test the relationship between canopy damage, logging intensity and relief at local scales (1 and 4 ha) and at the management units scale (i.e. 200–300 ha). The model created at management-unit level (block level) did not detect any significant effect of the variables on the percentage of canopy openness. However, a significant and concordant relationship was demonstrated at local levels between relief, logging intensity, their interaction on the one hand and the percentage of canopy openness on the other. A maximum local harvesting intensity of 8 trees per hectare on plateaus makes it possible to obtain an opening of less than 33% at an 85% probability threshold. In contrast, the same canopy openness threshold is obtained at only 5 trees per hectare on hillier terrain, which suggests that it would be advantageous to adjust silviculture recommendations according to forest landscape. The average openness of 20% observed in this sample, considered in relation to the cutting cycle in effect in French Guiana (6.5 years), implies a complete renewal of forest stands after 32.5 years, assuming multifunctional management objectives.

© 2012 Elsevier B.V. All rights reserved.

### 1. Introduction

In tropical rainforests, minimizing the impacts of logging through the implementation of reduced-impact logging techniques (RIL) is a basic criterion of good forest management practices. However, under RIL, minimization of damage cannot be achieved when logging intensities are too high (Sist et al., 1998, 2003; Putz et al., 2001). Excessive damage to future crop trees jeopardizes the restocking of commercial species. The significant canopy opening resulting from intensive or repeated harvesting operations can also promote the regeneration and growth of light-demanding species to the detriment of the shade-tolerant species that predominate commercial species in some tropical forests. On a long term basis, there is a risk of a shift of the floristic composition towards light

demanding species (Parrotta et al., 2002; Rockwell et al., 2007; Putz et al., 2008).

The literature provides numerous references pertaining to logging damage to residual stands according to the type of logging (RIL vs. CL – conventional logging) and/or logging intensity (Johns et al., 1996; Sist et al., 1998, 2003; Jackson et al., 2002; Pereira et al., 2002; Sist and Ferreira, 2007; Putz et al., 2008). However, all these data were collected at a local scale, in plots with an area of one to tens of hectares, and they therefore probably failed to capture the spatial variability of impacts on a larger scale (i.e. about hundreds to thousands hectares, which is typical concession size). Indeed, even though few studies have been devoted to this aspect, the level of impact also depends on environmental factors such as slope (Dykstra and Heinrich, 1996), liana proliferation (Putz, 1991; Van der Hout, 1999), as well as other factors such as the unit volume of logged trees, the spatial distribution of the resource or the shape of the relief, on whose influence little or no work has been done. In fact, even though these factors are taken

\* Corresponding author.

E-mail address: [stephane.guitet@onf.fr](mailto:stephane.guitet@onf.fr) (S. Guitet).

into account in RIL recommendations (e.g. cutting lianas, avoiding slopes >40%...) few experimental data are available to measure the weight of these factors on the global logging impacts (FAO, 2004). In particular, the effect of topography has not been previously formally studied, probably because it needs to get a global vision of the impacts that is much difficult to achieve empirically and experimentally with a sample plot approach.

The few studies about the relationship between logging intensity and impact on the canopy openings have only focused on the impact of felling (Verissimo et al., 1995; Vidal et al., 1997; Jackson et al., 2002). In the most complete studies, results are difficult to compare to each other. Indeed, this parameter is sometimes evaluated using the reduction in the basal area (Van der hout, 1999) or ground LAI (leaf area index) measurements (Pereira et al., 2002; Asner et al., 2004), or by mapping the areas projected on the ground (Jackson et al., 2002; Sist and Ferreira, 2007). Approaches carried out by remote sensing could be a solution to standardize opening measurements and to rapidly collect a large number of data. But existing studies have been limited to detecting and comparing the different uses of forest land – for example, deforestation vs. selective logging (Souza et al., 2003). Few studies are genuinely interested in the variability of openings according to different logging practices and intensities in forests that are sustainably managed for timber production (Pithon et al., in press).

Consequently, it is at present difficult to link logging intensity to the level of canopy damage, although that impact heavily influences the medium and long-term future of forest stands. A large-scale standardized method will be necessary to fully consider global logging damages, including direct impacts (felling openings, roads and skid trails) and indirect ones (mortality due to occluded drainage, tree damage, and log landing) and then to compare canopy damage under different factors.

This paper presents a new model of logging impact assessments on canopy openings at different scales that takes into account the logging intensity and the variability of environmental conditions in forests such as the type of landscape. This model is based on medium-resolution remote sensing imagery (SPOT 4 and 5), which enables the detection of all types of logging impacts (felling, skidding, road construction). We use this dataset to propose management recommendations according to landscape scale differences of the forest being logged.

## 2. Materials and methods

### 2.1. Study area and sampling design

The study was carried out in French Guiana's public forests, of which 2.4M ha have been designated to serve a multifunctional purpose of production and protection. These forests are managed by the French National Forestry Agency (DNF), a public institution which is responsible for road construction and forest resource assessment. Selective logging is carried out in these forests by small private companies in management units of about 300 ha, under ONF supervision.

In French Guiana, more than 60% of timber production is concentrated on only two species (*Dicorynia guianensis* Amsh. and *Qualea rosea* Aubl.). These two species show spatial aggregative patterns (Flores et al., 2006). Before logging, according to RIL practices, the stems to be harvested are located by GPS in groups of 1–5 stems, and skid trails are planned by means of computer-assisted decision making software using a 10 m resolution digital terrain model (Guitet et al., 2007).

This study took place in two forests located on different types of topographical relief (Fig. 1): the Régina forest (REG), with an area of 372,762 ha, located on slightly contrasted plateau-type reliefs



Fig. 1. Location map of the studied forests in French Guiana.

which are rarely higher than an average of 120 m (UTM 367000 N – 443000 W); and the Bélizón forest (RFE), with an area of 121,835 ha, located on hillier terrain reaching an altitude of 468 m (UTM 341000 N – 468000 W). These two forests alone currently supply 80% of the annual timber volume logged in French Guiana. The average logging intensity observed was 3 trees per ha or 18 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> on average over the past 5 years, but it varied according to the block (management-unit about 300–400 ha), from less than 1.3 trees per ha to more than 6 trees per ha. The unit harvested logs volume, is about 5.5–6 m<sup>3</sup> and shows very little variability.

The adoption of RIL practices is relatively recent in the region, but training is regularly provided to the field teams. Consequently, logging practices are evolving but can be considered as homogeneous on the different blocks we have used in this study.

### 2.2. Canopy openings measurement

The canopy opening was measured on 15 blocks logged between 2008 and 2010 using medium-resolution multi-spectral satellite images supplied by SPOT-images (SPOT 4 at 20 m resolution and SPOT 5 at 10 m resolution): 9 in REG and 6 in RFE (Table 1). A specific filter using the NDVI (Tucker, 1979) and NDWI (Gao, 1996) neo-channels applied to each image was used to detect canopy openings linked to logging, whether they were logging roads, skid trails or felling gaps. The complete method is given in Pithon et al. (in press). This tool has been developed using ENVI for ArcGIS® softwares.

For each block, we used 4–8 images with low cloud cover, which allowed us to cover the entire logging period. As a general rule, these images made it possible to observe more than 90% of the surface area of the blocks. Taking into account the weakening

**Table 1**  
Main physical characteristics of the blocks studied and logging statistics.

Block	Relief shape	Total area (ha)	Maximum altitude (m)	Minimum altitude (m)	Average slope (%)	Logging start date	Logged area (ha)	Road opened (km)	Stems harvested	Unit volume (m <sup>3</sup> )
REG.21	Plateau	299	102	61	7	04/01/2008	249	1.8	946	5.58
REG.23	Plateau	518	108	52	9	12/31/2008	283	0	1267	5.05
REG.24	Plateau	506	113	31	12	02/09/2007	344	2.5	1125	5.61
REG.25	Plateau	433	122	41	11	02/09/2009	237	1.8	706	5.21
REG.42	Plateau	460	112	35	12	01/29/2008	270	0	584	5.39
REG.44	Plateau	406	106	27	12	02/11/2008	211	1.1	813	5.31
REG.45	Plateau	239	91	32	12	02/29/2008	142	0	390	5.53
REG.46	Plateau	335	80	27	12	09/21/2009	220	0	438	5.79
REG.76 <sup>a</sup>	Plateau	388	107	32	15	05/12/2009	188	2.3	607	na
RFE.23	Mountain	375	127	54	9	06/06/2007	167	0	594	5.45
RFE.35	Mountain	407	154	52	14	08/26/2008	249	4.3	1035	6.46
RFE.43	Mountain	296	225	78	16	12/30/2009	170	0.8	647	4.25
RFE.38	Mountain	440	155	61	14	03/15/2010	246	2.5	839	6.84
RFE.70	Mountain	375	148	57	16	03/17/2008	188	0.7	1055	6.03
RFE.76 <sup>a</sup>	Mountain	290	278	70	17	07/17/2009	147	1.2	502	na

<sup>a</sup> Partly logged.

of signals which tend to disappear after 6 months to 1 year due to tree regeneration and/or the growth or death of border tree crowns (Gond and Guinet, 2009), the different layers obtained with the filters were aligned on a GIS and combined to create a complete assessment of the impacts. As a result, we obtain complete and precise maps of all logging related canopy impacts on a block with a very high spatial precision (100 m<sup>2</sup>).

### 2.3. Data computed at the blocks scale

Logging statistics for each block (number of stems harvested and corresponding volume) were supplied by ONF from monitoring reports and volume measurements taken at log landings. The surface area effectively logged was calculated based on the map of skid trails created on the field using GPS (Garmin 60CSX). A buffer zone set at 50 m was created with GIS on each side of the trails, considering that tree-fall areas decreased to closed-canopy levels at 50 m as described by Assner and colleagues in Brazil (2004), and confirmed during previous studies in French Guiana (unpublished results). This buffer allowed us to delimit the areas actually affected by logging activities and to compute harvested area. Logging intensity (INT) was calculated based on that area. The percentage of canopy opening in relation to the surface area effectively logged (CO) and the ratio between area opened per hectare and number of stems logged per hectare (OS) were calculated for each block (Table 1).

### 2.4. Data computed at the local scale

The same variables (INT, CO, OS) were calculated on 100 m × 100 m cells based on grids created using a GIS to study the local variability of impacts and to compare our results to those available in the literature. This sub-sampling was carried out on the logged areas of 4 blocks, two located on plateaus (REG) and two on hilly terrain (RFE), for which we had the GPS coordinates of felled trees in addition to the map of the skid trails. For each cell, the presence or absence of an area occupied by a logging road or log yard was noted. Cells not entirely crossing logged areas and cells showing other disturbances not attributable to logging were not taken into account. The variables CO, OS, INT were computed for each cell using GIS. Overall, 710 cells were obtained, included 638 without roads and other disturbances (Fig. 2).

### 2.5. Data analysis

At the block scale, correlations between variables were tested using general linear models (glm), taking into account the land-

scape co-variable (LAND) which corresponded to two categories: plateau or hilly terrain (called "mountain" in French Guiana). We used the software R version 2.10.1 (R Development Core Team, 2009) for all analyses.

At the local scale, dependence relationships between the percentage of canopy opening (CO) and local logging intensity (INT) were modeled by linear regression. Due to the lack of precision of GPS mapping, estimated at more or less 15 m in French Guiana, the same tests were carried out during a second phase on larger cells measuring 200 m × 200 m, by collecting consecutive cells on the same blocks. Overall, 184 cells were obtained, including 159 without roads and other disturbances.

## 3. Results

### 3.1. General statistics at the block scale

At the block scale, an average CO after logging of 20% for a logging intensity of 3.5 stems per logged hectare was observed. The OS per logged stem was 601 m<sup>2</sup>, including felling gaps and openings due to the construction of logging roads. The coefficients of variation of these variables were low: 26% for INT, 28% for OS and 22% for CO (Table 2).

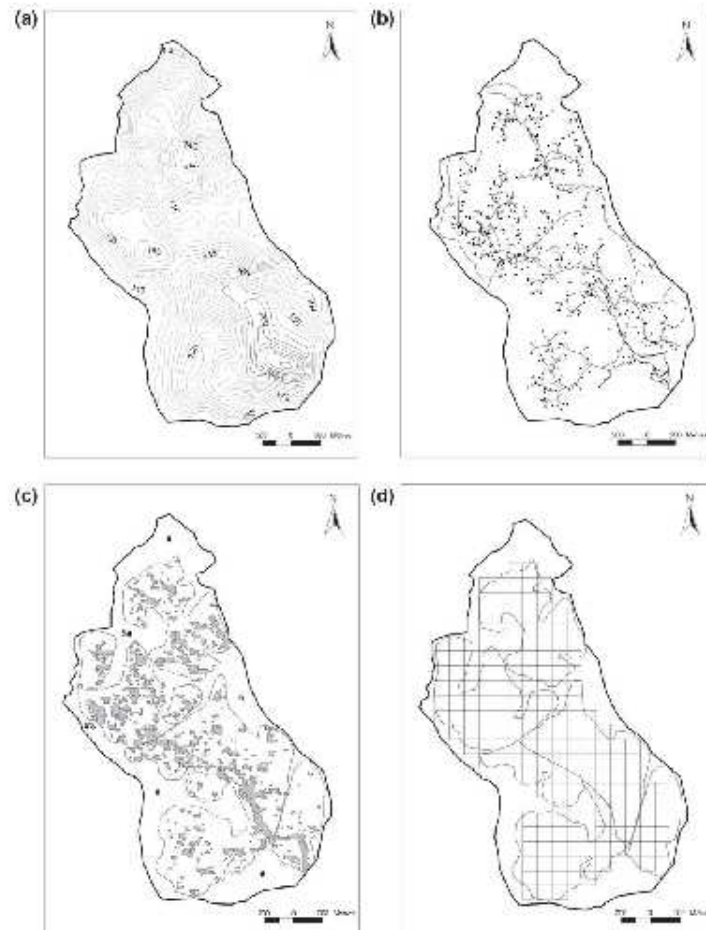
CO values extend ±5% around that average, except for block RFE23, which had an opening of over 32% in spite of a quite moderate logging intensity (3.5 trees ha<sup>-1</sup>). However, the images used to detect the openings on the block contained heavy cloud cover, which only made it possible to process 52% of the total surface area of the block. This may have led to representativeness bias, as the average intensity was calculated for the entire block. For this reason, all analyses have been computed both with and without this block.

The general linear model created for these 15 samples did not detect any significant effect either of INT, LAND, or their interaction on the CO (identical with and without RFE23). However, OS decreased significantly with increasing intensity (with RFE23:  $t = -2.651$ ,  $p = 0.02$ ,  $df = 14$ ,  $R^2 = 0.47$  – without RFE23:  $t = -3.71$ ,  $p < 0.01$ ,  $df = 13$ ,  $R^2 = 0.64$  – Fig. 3).

### 3.2. High variability of canopy openings at the local scale

At the 1 ha scale, the means of the variables studied were similar to those observed at the block scale. The values are slightly lower when excluding those cells crossed by logging roads (72 cells out of 710, or 10% of the surface area studied – Table 3).





**Fig. 2.** Example of the RFE4 block maps. (a) Topographic map with altitude value (gray lines); (b) map of filled trees (black dots), skid trails and logging roads (gray lines); (c) canopy openings (gray hatching) in the area actually harvested (gray lines) excluded non-exploitable area (# = slope, riverside, ...) and area perturbed by other uses (X = camps, goldmine trails, etc.); (d) 1 ha grid used for local statistics (gray squares).

A very high variability of the three INT, CO and OS factors was observed at the local scale. Logging intensity (INT) varied spatially from 0 to 15 stems per hectare in both forests, reflecting the aggregative nature of the main harvested species. The CO reached a maximum of 69.5% in the hilly forest (RFE), for cells that combined both large felling gaps and wide skid trail lines. That maximum value reached 95.2% in cells that contained areas occupied by logging roads and log yards, also in the RFE (Table 3).

At the 4 ha scale and excluding cells that included roads, CO increased significantly with increasing intensity (INT:  $t = 8.747$ ,  $p < 0.001$ ,  $df = 155$ ). CO also increased three times faster with INT in the hilly forest (RFE) than on the plateaus (REG) (LAND:  $t = 2.251$ ,  $p < 0.05$ ,  $df = 155$ ; LAND  $\times$  INT:  $t = -2.973$ ,  $p < 0.005$ ,  $df = 155$ ) (Fig. 4). The student tests on the general linear model

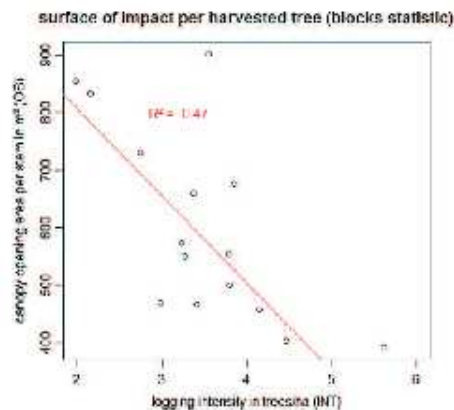
yielded similar positive whether we took into account or left out the cells crossed by logging roads (results not presented). Data at 1 ha scale shows the same significant effects with or without cells crossed by logging roads (Table 4).

The slopes of the regression lines of CO according to INT computed for each landscape using the 1 and 4 ha cells yielded concordant results: respectively 0.0306 and 0.0318 in hilly forests compared to 0.0101 and 0.0125 in plateau forests (Fig. 4). The multiple  $R$ -squared were also higher for the models developed for the hilly area (0.3243 for the model at the 1 ha threshold and 0.4482 for the model at the 4 ha threshold). In the plateau area,  $R$ -squared are low (respectively 0.0563 and 0.0811) but the correlation between CO and INT remained significant in both cases ( $p < 0.01$ ). Despite the inherent imprecision in GPS location, the

**Table 2**  
Image processing results for the 15 blocks studied.

Block	Number of SPOT images processed per block	Coverage rate (excluding clouds and shade) (%)	Average logging intensity (trees ha <sup>-1</sup> )	Unit opening per harvested stem (in m <sup>2</sup> ) = OS	Canopy opening (as% of the logged area) = CO
REG 21	4	73	3.79	554	0.21
REG 23	6	100	4.47	403	0.18
REG 24	6	100	3.27	550	0.18
REG 25	4	99	2.98	470	0.14
REG 42	5	97	2.16	833	0.18
REG 44	6	100	3.85	675	0.26
REG 45	8	100	2.74	730	0.2
REG 46	3	89	1.99	854	0.17
REG 76 <sup>a</sup>	9	100	3.23	573	0.18
RPE 23	4	52	3.55	901	0.32
RPE 35	6	100	4.15	458	0.19
RPE 38	3	100	3.37	659	0.22
RPE 70	6	100	5.61	392	0.22
RPE43	2	100	3.8	500	0.19
RPE76 <sup>a</sup>	4	100	3.41	466	0.16
Mean ± standard deviation without RPE23		97	3.49 ± 0.92	580 ± 172	0.19 ± 0.08
Mean ± standard deviation with RPE23		94	3.49 ± 0.93	601 ± 150	0.20 ± 0.05

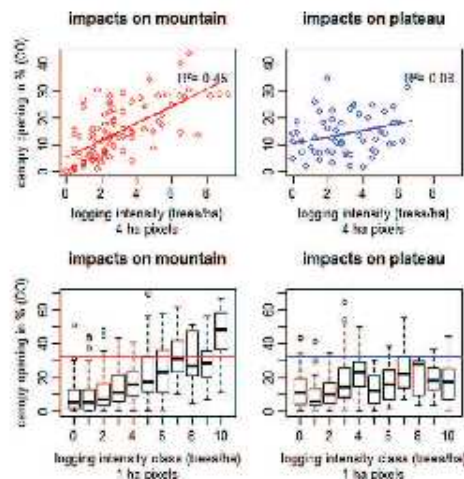
<sup>a</sup> Partly logged.



**Fig. 3.** Correlation between the unit area opened per stem OS according to logging intensity INT:  $Y = -155.47x + 1118.88$ ,  $R^2 = 0.47$ ,  $p < 0.025$ .

simplicity and repeatability of this method make it possible to obtain reliable results.

We assume that the striking difference in the amount of variation in canopy openness explained by logging intensity between forests on plateau and those on mountains, as described in Fig. 4 is not an artifact. It has been demonstrated that this remote sens-



**Fig. 4.** Canopy opening (CO) vs. local logging intensity (INT) according to the landscape (LAND) without roads impacts – for the 4 ha cells data (up): the best fit least-squares linear regression are marked on the plots (for mountain:  $R^2 = 0.45$  –  $p < 0.001$  – for plateau:  $R^2 = 0.08$  –  $p < 0.05$ ) – for the 1 ha cells data, box-plot are used considering that intensity is a discontinuous variable (line = median, box = quartile) and line shows the 1/3 impacts threshold.

**Table 3**  
Descriptive statistics of Intensity, canopy opening (CO) and opening per stem (OS) variables for the 1 ha cells.

	Average	Median	Minimum	Maximum	1st Quartile	3rd Quartile	Standard deviation
<i>618 cells excluding those crossed by logging roads</i>							
Intensity	3.224138	3.000000	0.00	15.00000	1.000000	5.000000	2.781682
CO (%)	0.164968	0.128400	0.00	0.69500	0.050000	0.250400	0.141050
OS (m <sup>2</sup> )	659.9223	431.7500	0.00	5099.000	210.8000	807.2000	748.6492
<i>710 cells including those crossed by logging roads</i>							
Intensity	3.326761	3.000000	0.00	15.00000	1.000000	5.000000	2.825481
CO (%)	0.180438	0.140850	0.00	0.95230	0.056800	0.271400	0.154072
OS (m <sup>2</sup> )	699.4271	467.1000	0.00	5731.000	228.5000	876.7000	773.8923

**Table 4**  
Coefficients of the generalized linear models  $OS = f(INT, LAND, INT \times LAND)$  computed for the 1 ha and 4 ha cells in the logged area, including or excluding cells crossed by a logging roads and *t*-test results.

Data used for the model OS		Coefficients of the general linear models			
Cells size (ha)	Road	Intercept	INT	LAND	INT × LAND
1	Included	0.0808**	0.0310**	0.0551**	-0.0196**
1	Non-included	0.0661**	0.0306**	0.0602**	-0.0205**
4	Included	0.0570**	0.0352**	0.0597*	-0.0216**
4	Non-included	0.0516**	0.0318**	0.0521*	-0.0193**

\*  $p < 0.05$ .

\*\*  $p < 0.001$ .

\*\*\*  $p < 0.000$ .

ing tool is sensitive to the angular and shadow effect (Pithon et al., in press) conditions in plateau are more amenable to detect gaps and openness. The strong landscape effect detected in this study at the local scale can be attributed to the type of relief encountered. The Régina forest is located on a low plateau whose altitude is 120 m at most, with elevation differences under 80 m and a verages slopes of approximately 12%. The Bélizon forest lies on hilly terrain with areas of lateritic crust and steep slopes. Although the altitude is modest (altitude of 50–250 m), elevation differences are usually greater than 100 m and reach a maximum of 200 m. Average slopes are generally greater than 15%. High local logging intensity tends to strongly increase openings on hillier terrain may be due to the greater difficulty of orienting tree felling in a constraining environment. Moreover, while existing skid trails can often be re-used when harvesting is intensified in a plateau environment, on hilly terrain it is more often necessary to create new trails due to the constraints of slopes and obstacles so that skid trails pre-planning is more often adapted on the field facing micro-topography difficulties.

### 3.3. Relations between local scale and blocks scales statistics

Canopy openness is not correlated with the average logging intensity at the block scale. These variables, however, were strongly correlated at the local scale. Consequently, due to the very high spatial variability of forest stands, it is not possible to predict the impact of logging on the canopy at the scale of the block – the management unit – based on a simple forestry statistic, such as the number of stems harvested per hectare or the volume harvested per hectare, even when relief conditions and logging practices are taken into account. It is also not possible to extrapolate accurately the average canopy openness at the block scale with only a few samples. In our 4 sub-sampling blocks, intra-block standard deviation for canopy openness is about 0.15 for an average of 0.18 (18%). It means that more than 20 1 ha plots are necessary to reach a reasonable confidence interval about 0.04 (i.e. ±2%) with a 15% alpha error; and more than 40 1 ha plots would be necessary for the same results with a 5% alpha-error; it represents important costs and time for a field sampling. Exhaustive measurement with our remote-sensing tool allowed us to provide statistics on the management-unit scale with a better confidence interval: 0.04 (i.e. ±2%) with a 5% alpha error.

The effect of the landscape, highlighted by our analysis at the local scale, is not sufficient to explain the dispersion of results at the block scale, since no significant relationship was detected with that factor. The origin of this phenomenon may be the aggregative nature of the two main species harvested. This aggregated character is quite common for the tree species in the tropics. For the same average logging intensity, a more aggregated distribution of the felled stems will increase maximum impacts locally but will reduce total impacts to the canopy by limiting the extension of the network of skid trails and by limiting the number of felling gaps. Moreover, while the size of felling gaps increases with the number

of cut stems that participate in the gap, the unit area (adjusted to the number of stems) will tend to decrease due to directional felling practices which make it possible to take advantage of openings already created. The negative correlation established between OS and INT at the local scale expresses this tendency.

## 4. Discussion and perspectives

### 4.1. Comparison with previous studies

The impacts on the canopy measured in the present study are consistent with the results obtained in other studies of forests in the Amazon and the Guiana shield, in which the range of canopy openings varies from 3.8% in Eastern Brazil (Pereira et al., 2002) to 25% in Bolivia (Jackson et al., 2002) for comparable average logging intensities of 3–4 trees per ha. In a previous study, Asner and colleagues (2004) estimate the total canopy gap fraction in a Brazilian concession using field measurements extrapolated in a GIS for both conventional logging (CL) and RIL. Compared to this study, our results are closer to impacts estimated on CL (17.7% and 24.2%) than RIL (5.6% and 9%), suggesting that the RIL process is not completely achieved in French Guiana, perhaps because of a recent adoption. The most recent study, conducted in Brazil on more technically advanced reduced impact logging operations, recorded canopy opening percentages of approximately 11% for 6 trees per ha (Sist and Ferreira, 2007). These lower results can be explained by a low unit volume (3.5 m<sup>3</sup>/felled trees vs. 6 m<sup>3</sup> in this study) and by the very flat relief of the Brazilian site studied. The measurement method used by Sist and Ferreira, carried out on the ground, using a densiometer, could possibly explain also part of the difference, considering the low reliability of this tool (Ferment et al., 2001).

Other measurements of opening per harvested tree, reported in the former studies, vary from 240 m<sup>2</sup> (Vidal et al., 1997) to 590 m<sup>2</sup> (Jackson et al., 2002) but only take into account openings due to felling without including openings due to skid-trails, logging roads and log yards excepted in Asner and colleagues (2004). In our study, 10% of the sub-sampling is crossed by a road and represents 18% of the total detected opening (i.e. 3–4% of total harvested area). But canopy openness detected on these cells can also be due to skid trails and felling gaps, and only a part of this impact can be attributed to roads and log yards. Comparing the intercepts of the general linear models we have computed at the 1 ha scale with cells including roads (intercept = 0.0808) and without (intercept = 0.066), we can estimate that openings due to roads cover on average 1.4% of total canopy area (i.e. 10.5% of the total detected canopy openings). This value is comparable with the 1.3–2.6% measured by Asner and colleagues (2004). Similarly, the extent of skid trail networks habitually recorded in French Guiana affects approximately 4–10% of the logged area on the ground (unpublished data), i.e. 400–500 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> for an average of 2–3 felled stems. This level is also comparable to those measured by Asner for CL and RIL (respectively 8.8% and 4.2% for the ground damage

corresponding to 9–17% of the total canopy gap fraction). We can therefore roughly estimate in our case that the 600 m<sup>2</sup> of canopy opened for every harvested stem can be broken down on average into 60 m<sup>2</sup> of roads and log yards (10.5% of OS) and 50–100 m<sup>2</sup> of skid trails (9–17% of OS) with the remaining 440–490 m<sup>2</sup> attributed to felling gaps.

The results obtained show that there is considerable spatial variability in logging damage to the canopy. It is imperative when carrying out an assessment of damage due to logging at the scale of a territory or management unit that a large-scale approach be adopted so that sufficient data can be collected and the differences in environmental context can be taken into account. In this study, the landscape was used as an environmental indicator, but forest areas could be more precisely stratified according to the type of stand by integrating other factors such as vine proliferation, dominant height, average volume of harvestable stems, etc. Medium-resolution satellite images are efficient sources of data for these approaches.

#### 4.2. Adapting logging objectives according to the landscape

The multi-scale approach adopted in this study can make it possible to define logging rules resulting in finely-tuned management of forest stands, adapted to the challenges of biodiversity preservation.

In French Guiana, a reduction of 33% of the basal area is considered to be the maximum allowable threshold at the local level to limit pioneer and heliophilic species recruitment, based on inventories conducted in the permanent plots set up at the Paracou station (Gourlet-Fleury et al., 2004). Although the correspondence between percentage of canopy opening and reduction in basal area has to be clarified, we can consider at the current state of knowledge that a maximum allowable threshold of a 33% opening can be applied locally to the canopy in order to avoid causing excessive damage to the stand and to assure regeneration of commercial species. Of course, field measurements could have been done on a subsample in our blocks to achieve correlation between reduction in basal area and canopy openings but it cannot be achieved during this study. Despite the empirical nature of its definition, this simple threshold can be useful for forest manager as it can be easily adopted. In the studied sample, almost 11% of the measurements (excluding roads and log yards) showed openings above that threshold in plateau areas, compared to 17% on hilly terrain. The confidence intervals of the local models developed in this study made it possible to determine the probability of crossing an opening threshold set at a given intensity in a controlled environment. Thus a maximum local intensity of 8 trees ha<sup>-1</sup> in plateau areas allows an opening of less than 33% to be obtained at a probability threshold of 85%, whereas 4 trees per ha are sufficient to reach the same value on hillier terrain; this suggests that it would be advantageous to adjust silviculture recommendations according to the topographic relief of the area being logged.

At the present state of knowledge, the first recommendation for logging activity in French Guiana would be to modulate the maximum logging intensity between forests on hilly terrain (4 trees ha<sup>-1</sup>) and forests in plateau areas (8 trees ha<sup>-1</sup>). A second recommendation would be to intensify harvesting up to these thresholds, in order to reduce the “total impact/harvested volume” ratio, to improve apportionment of the costs incurred in preparation for harvesting (planning, opening of roads, etc.) and to limit extension of areas requiring planning, in a context of stable demand. The aggregated distribution of harvestable stems in French Guiana should nevertheless be taken into account and will necessarily result in an optimal logging intensity lower than these local maximum rates being set according to type of landscape. Analyzing the spatial structuring of the main wood resources can enable

these relationships between maximum local harvesting intensity and average harvesting intensity to be adjusted to a precise environmental context. However, it is still necessary to check the impact of logging at the local level in order to avoid fragmenting the block and weakening and destabilizing stands in the most open areas. Of course, this silviculture intensification has to be done through RIL practices to assure the sustainability in the medium-term (impacts on future crop trees) and the long-term (impacts on regeneration).

We assume this kind of silvicultural practice will not lead to clear cutting but rather is compatible with medium-size gaps that will favor intermediate shade-tolerant species including our two main commercial species. The maximum logging intensity we advise for French Guiana (8 trees per hectare in plateau) is quite similar to the recommendation for the *Dipterocarpus* forest in Indonesia (Sist et al., 2003). We do not recommend a high grading as this intensity tends to harvest 40–75% of the potential resource and we assume that impact on the residual stand (and future crop trees) can be limited to 25%. For comparison, in French Guiana before the introduction of low impact logging methods, a decrease in the average basal area between 14% and 23% was noted on blocks harvested at intensities of 3–5 trees per ha (Guitet, 2005).

#### 4.3. Consequences for the sustainability of harvesting

Cutting cycles currently in effect are generally established according to forest dynamics models, adjusted with permanent plot monitoring and based on the objective of reconstituting the commercial stock. In French Guiana, the cutting cycle is set at 65 years based on local models (Gourlet-Fleury et al., 2005; Brunaux et al., 2009) and on the multifunctional objectives established by the management authority (reconstituting the quantity and quality of stocks, recovering biomass, preserving shade tolerant species). The large-scale acquisition of statistics pertaining to the opening of logged stands makes it possible to consider the setting of cutting cycles from another perspective. The percentage of canopy opening can in fact be considered as an approximation of the average renewal rate of stands per cycle and an average annual renewal rate for a stand can be calculated using an approach that has generally been adopted in area-based management of temperate and boreal forests (Dubourdieu, 1989; Seymour et al., 2002).

We assume that at every harvest, areas impacted during previous cutting cycles, as defined in our study, have a low probability of supplying new stems and future harvests will be concentrated mostly in non-impacted forest areas. In fact, areas detected as canopy openness with our method are skid trails or gaps *sensu stricto*: edges or patches of trees isolated by logging (>100 m<sup>2</sup>) are not included in these areas that can be considered just like small clear-cutting areas. So we can estimate that with the exception of re-used forestry roads, representing about 1.5% of total area, the forest areas affected by successive cuts as defined in our study do not overlap but are juxtaposed. Thus the average opening of 19–20% observed in this sample (18–19.5% without roads), divided by the 65 years cutting cycle corresponds to an average renewal of the stand area of 0.27–0.30% per year. Considering a constant and theoretical renewal rate, the entire stand will thus be renewed at least after 333–360 years. In other words, a significant portion of the stems regenerating after harvesting could potentially reach the age of 333–360 years. That age is quite close to the average longevity of 366 years estimated for 93 Amazonian species (Laurance et al., 2004). That rough estimate is also close to the 400-year turnover estimated for Amazonian forests (Martinez-Ramos and Alvarez-Buylla, 1998). Moreover, we can deduce from the growth model developed for *Dicorymia guianensis* Amsh., the leading commercial species in French Guiana, that the average age for a 70 cm diameter stem is 280 years (Jesel, 2005). The current balance

between logging intensity, impact to the stand and cutting cycle should therefore be able to guarantee in the present case the multi-functionality of the forest and the long term preservation of its natural dynamics and biodiversity.

On the other hand, with a shorter cutting cycle such as those frequently adopted in Neotropical forests, i.e. generally 30 years (Zarin et al., 2007), the same calculation indicates that the entire stand would be renewed after 150 years. Preservation of the structure and natural dynamics would thus be compromised by an excessive rejuvenation of the stand. To ensure that old-growth forest undergoing short rotation are not rapidly replaced by forest of altered species composition, the impacts have to be limited to 10% or less. Pereira and colleagues results (2002) suggest that this 10% threshold is very difficult to be respected even with RIL practices. In our context, a longer cutting cycle with quite intensive harvesting (i.e. 25–30 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>) seems to be the best option to maintain both economic valorization and biodiversity preservation in the managed forest.

Our remote-sensing approach provides a new source of validation for management choices by integrating a spatial dimension, which up to now has rarely been taken into account in evaluations of long term sustainability. Preserving a forest regeneration cycle roughly equivalent to the presumed life cycles of natural forests is in fact one way to guarantee the preservation of environmental services, integrated into biogeochemical cycles functioning over long periods of time (mainly carbon stocks and flux and chemical abundance in soils).

#### Acknowledgements

This study was supported by a grant from the European Union (PO-FEDER “Fond Européen pour le Développement Economique Régional”) under the DPE and DYGEP research programs. The satellite images used for these analyses were provided to us by SPOT-Images’ SEAS reception station. We thank two anonymous reviewers for their precious comments and Christopher Baraloto and Rinió Sist for their careful rereading.

#### References

Añez, G.P., Keller, M., Silva, J.N.M., 2004. Spatial and temporal dynamics of forest canopy gaps following selective logging in the eastern Amazon. *Global Change Biology* 10, 765–783.

Brunaux, G., Domenich, J., Lecœur, N., Guitet, S., 2009. Directive Régionale d'aménagement – Région Nord Guyane. Office national des forêts, pp. 300.

Dubourdie, I., 1989. Manuel d'aménagement, 3e ed. Office National des Forêts, pp. 151.

Dykstra, D.P., Heinrich, R., 1996. FAO Model Code of Forest Harvesting Practice. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.

FAQ, 2004. Reduced impact logging in tropical forests – literature synthesis, analysis and prototype statistical framework. In: Forestry. FAO, Rome, p. 287.

Ferment, A., Picard, N., Goulet-Fleury, S., Baraloto, C., 2001. A comparison of five indirect methods for characterizing the light environment in a tropical forest. *Annals of Forest Science* 58, 877–891.

Flores, O., Goulet-Fleury, S., Picard, N., 2006. Local disturbance, forest structure and dispersal effects on sapling distribution of light-demanding and shade-tolerant species in a French Guianan forest. *Acta Oecologica – International Journal of Ecology* 29, 141–154.

Gao, B., 1996. NDWI – a normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. *Remote Sensing of Environment* 58, 257–266.

Gond, V., Guitet, S., 2009. Remote sensing in post-logging diagnoses for forest management in French Guiana. *Bols Et Forests Des Tropiques*, 5–13.

Goulet-Fleury, S., Coma, G., Jesel, S., Dessard, H., Jaurget, J.G., Blanc, L., Raat, N., 2005. Using models to predict recovery and assess tree species vulnerability in logged tropical forests: a case study from French Guiana. *Forest Ecology and Management* 209, 69–86.

Goulet-Fleury, S., Ferrichon, V., Schmitt, L., Petronelli, P., 2004. Consequences of silvicultural treatments on stand dynamics at Paracou. In: Goulet-Fleury, S., Guehi, J.M., Lantassonnie, O. (Eds.), *Ecology and Management of a Neotropical Rainforest – Lessons Drawn from Paracou, A Long-term Experimental Research Site in French Guiana*. Elsevier, Paris, pp. 254–280.

Guitet, S., 2005. Mieux valoriser les ressources en bois et réduire les impacts sur l'environnement: deux objectifs convergents pour une exploitation forestière durable en Guyane française. *Rendez-vous techniques de l'Office National des Forêts* 9, 65–69.

Guitet, S., Gond, V., Brunaux, O., Jouhet, P., 2007. Les satellites au service du forestier guyanais pour améliorer l'organisation et le contrôle de l'exploitation forestière. *Rendez-vous techniques de l'Office National des Forêts* 17, 17–20.

Jackson, S.M., Fredericksen, T.S., Malcolm, J.R., 2002. Area disturbed and residual stand damage following logging in a Bolivian tropical forest. *Forest Ecology and Management* 166, 271–283.

Jesel, S., 2005. Ecologie et dynamique de la régénération d'Agave (Dicotylédones guianais) *Arach. Caesalpinaceae* dans une forêt guyanaise. In: INA, Paris-Citron.

Johns, J.T., Barreto, P., Uri, C., 1996. Logging damage during planned and unplanned logging operations in the eastern Amazon. *Forest Ecology and Management* 89, 59–77.

Laurence, W.F., Nascimento, H.E.M., Laurance, S.G., Gond, R., D'Angelo, S., Andrade, A., 2004. Inferred longevity of Amazonian rainforest trees based on a long-term demographic study. *Forest Ecology and Management* 190, 131–143.

Martinez-Ramos, M., Alvarez-Buylla, E.R., 1998. How old are tropical rain forest trees? *Trends in Plant Science* 3, 400–406.

Parrotta, J.A., Franck, J.K., Knowles, O.H., 2002. Harvesting intensity affects forest structure and composition in an upland Amazonian forest. *Forest Ecology and Management* 169, 243–255.

Pereira, R., Zweede, J., Asner, G.P., Keller, M., 2002. Forest canopy damage and recovery in reduced-impact and conventional selective logging in eastern Para, Brazil. *Forest Ecology and Management* 168, 77–89.

Pithon, S., Jubelin, G., Guitet, S., Gond, V., in press. A Statistical method for detecting logging-related canopy gaps using high resolution optical remote sensing. *International Journal of Remote Sensing*.

Putz, F.E., Blate, G.M., Redford, K.H., Fimbel, R., Robinson, J., 2001. Tropical forest management and conservation of biodiversity: an overview. *Conservation Biology* 15, 7–20.

Putz, F.E., Sist, P., Fredericksen, T., Dykstra, D., 2008. Reduced-impact logging: challenges and opportunities. *Forest Ecology and Management* 256, 1427–1433.

Putz, F.E., 1991. Silvicultural effects of lianas. In: *The Biology of Vines*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 493–501.

Rockwell, C.A., Kaiser, K.A., Staudhammer, C.J., Baraloto, C., 2007. Future crop tree damage in a certified community forest in southwestern Amazonia. *Forest Ecology and Management* 242, 108–118.

Seymour, R.S., White, A.S., deMaynadier, P.G., 2002. Natural disturbance regimes in southeastern North America – evaluating silvicultural systems using natural scales and frequencies. *Forest Ecology and Management* 155, 357–367.

Sist, P., Pereira, F.N., 2007. Sustainability of reduced-impact logging in the Eastern Amazon. *Forest Ecology and Management* 243, 199–209.

Sist, P., Nolan, T., Bertschi, J.G., Dykstra, D., 1996. Harvesting intensity versus sustainability in Indonesia. *Forest Ecology and Management* 108, 251–260.

Sist, P., Shell, D., Karawinata, K., Piyadi, H., 2003. Reduced-impact logging in Indonesian Borneo: some results confirming the need for new silvicultural prescriptions. *Forest Ecology and Management* 179, 415–427.

Souza, C., Finestone, I., Silva, L.M., Roberts, D., 2008. Mapping forest degradation in the Eastern Amazon from SPOT 4 through spectral mixture models. *Remote Sensing of Environment* 87, 494–506.

Tucker, C.J., 1979. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sensing of Environment* 8, 127–150.

Van der Houst, P., 1999. Reduced impact logging in the tropical rain forest of Guyana. Ed. *Tropenbos Guyana Series* 6, Georgetown.

Wetstone, A., Barreto, F., Tarilo, R., Uri, C., 1995. Extraction of a high-value natural resource in Amazonia – the case of mahogany. *Forest Ecology and Management* 72, 39–80.

Vidal, E., Johns, J., Gerwing, J.J., Barreto, P., Uri, C., 1997. Vine management for reduced-impact logging in eastern Amazonia. *Forest Ecology and Management* 98, 105–114.

Zarin, D.J., Schulze, M.D., Vidal, E., Ientini, M., 2007. Beyond reaping the first harvest: management objectives for timber production in the Brazilian Amazon. *Conservation Biology* 21, 916–925.

VIII - Bourbier, L., Cornu, G., Penneç, A., Brognoli, C., Gond, V., 2013, Large scale forest opening estimation using remote sensing in Central Africa, *Bois et Forêts des Tropiques*, **315**: 3-9.

## Large-scale estimation of forest canopy opening using remote sensing in Central Africa

Lucas Bourbier<sup>1,2</sup>  
Guillaume Cornu<sup>1</sup>  
Alexandre Penneç<sup>1,3</sup>  
Christine Brognoli<sup>1</sup>  
Valéry Gond<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Cirad  
UR BaSEF  
Campus international de Baillarguet  
34398 Montpellier Cedex 5  
France

<sup>2</sup> Office national des forêts  
Direction régionale de Guyane  
97307 Cayenne  
French Guiana

<sup>3</sup> SIRS  
Research and Development Unit  
Parc de la Cimaïse  
Bâtiment I, 27  
Rue du Carrousel  
59650 Villeneuve-d'Ascq  
France



Logging activity produces simultaneously open canopy and bare soil. Example of timber impact in a tropical rainforest.  
Photograph V. Gond.

**RÉSUMÉ****ESTIMATION À GRANDE ÉCHELLE DE L'OUVERTURE DU COUVERT FORESTIER EN AFRIQUE CENTRALE À L'AIDE DE DONNÉES DE TÉLÉDETECTION.**

Les activités humaines en forêt humide tropicale sont à l'origine de perturbations et de dégradations du fait de leur mitage du couvert forestier. Des capacités permettant de mesurer l'étendue des dégâts sont indispensables au calcul des émissions de carbone dans le cadre des programmes Redd+ (Réduction des émissions dues à la déforestation et la dégradation des forêts). La télédétection est un outil puissant pour le recueil de ce type d'information (concernant, par exemple, l'exploitation forestière ou minière ou les projets d'infrastructure). Différentes techniques sont mises en œuvre pour identifier et quantifier l'ouverture du couvert forestier. Il s'agit ici de les compléter en comparant l'ouverture passée et actuelle du couvert forestier afin de documenter le renouvellement des écosystèmes suite aux opérations d'exploitation forestière. Cet article présente une approche mettant en œuvre une chaîne de traitement semi-automatisée adaptée à l'imagerie Landsat. En post-traitement, l'information portant sur l'ouverture de la canopée est extraite à l'aide d'algorithmes spécifiques. Un index spatial, calibré sur des données radiométriques à basse résolution, indique les taux d'ouverture passés et actuels. Ce procédé fournit des estimations de la dégradation forestière permettant de décrire les données de télédétection à basse résolution (issues de Modis, par exemple) utilisées pour la cartographie terrestre. Ces estimations sont alors croisées avec des cartes de couverture terrestre afin de distinguer des catégories forestières actuelles. Cet outil a été développé dans le cadre du projet CoForChange, dont l'objectif global est de prévoir l'évolution du couvert forestier et de la distribution des essences dans le Bassin du Congo liée aux changements globaux, et de développer des outils d'aide à la décision. Cet article présente un exemple en grandeur et en temps réels, situé dans la forêt humide aux frontières de la République centrafricaine, de la République du Congo et du Cameroun, analysé année par année à l'aide de trente années d'archives Landsat.

**Mots-clés :** dégradation forestière, réseau routier, Landsat, Modis, Afrique centrale.

**ABSTRACT****LARGE-SCALE ESTIMATION OF FOREST CANOPY OPENING USING REMOTE SENSING IN CENTRAL AFRICA**

Human activities in tropical rainforests cause disturbances and degradation by opening up the forest canopy. Capacities for measuring the extent of the damage are essential to the calculation of carbon emissions under REDD+ programmes (Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation). Remote sensing is a powerful tool to provide this type of information (e.g. on logging, mining or infrastructure projects). Various techniques have been used to identify and quantify canopy opening. A further step is to cross-reference past and present canopy opening in order to document the recovery of ecosystems after logging. The method proposed in this article involves a semi-automatic processing chain adapted for LANDSAT imagery. During post-processing, canopy opening information is extracted by means of specific algorithms. A spatial index, calibrated to a low-resolution radiometer, indicates present and past degrees of opening. This process produces estimations of forest degradation that can describe low-resolution remotely-sensed data (such as MODIS) used in continental mapping. These estimations are then cross-referenced with continental land cover maps to gain insights into present-day forest categories. This tool was developed under the CoForChange project, whose overall objective is to predict changes in forests and in tree species distribution in the Congo Basin as a result of global change, and to develop decision-making tools. The article focuses on a full-scale example in real time, in the rainforest located at the borders of the Central African Republic, the Republic of the Congo and Cameroon, which was analysed on a year-by-year basis with thirty years of LANDSAT image archives.

**Keywords:** forest degradation, road network, LANDSAT, MODIS, Central Africa.

**RESUMEN****ESTIMACIÓN A GRAN ESCALA DE LA APERTURA DEL DOSEL EN ÁFRICA CENTRAL A TRAVÉS DE LA TELEDETECCIÓN**

Las actividades humanas en las selvas tropicales causan perturbaciones y degradaciones al abrir claros en la cubierta de copas. Es necesario disponer de medios que permitan medir la magnitud de los daños para calcular las emisiones de carbono en el marco de los programas REDD+ (Reducción de Emisiones debidas a la Deforestación y a la Degradación forestal). La teledetección es una potente herramienta para proporcionar este tipo de información (relativa, por ejemplo, al aprovechamiento forestal, explotaciones mineras o proyectos de infraestructuras). Se han venido empleando distintas técnicas para identificar y cuantificar la apertura del dosel. Aquí tratamos de completarla mediante la comparación de la apertura pasada y actual del dosel para documentar la recuperación de los ecosistemas después de un aprovechamiento forestal. Este artículo presenta un enfoque basado en una cadena de procesamiento semi-automático adaptado a las imágenes LANDSAT. Durante el post-procesamiento, se extrae la información relativa a la apertura del dosel arbóreo mediante algoritmos específicos. Un índice espacial, calibrado basándose en datos radiométricos de baja resolución, indica los grados actuales y pasados de abertura. Este procedimiento proporciona estimaciones de la degradación forestal que permiten describir los datos de teledetección de baja resolución (procedentes de MODIS, por ejemplo) utilizados en la cartografía terrestre. Dichas estimaciones se cruzan posteriormente con mapas de ocupación del suelo para distinguir las categorías forestales actuales. Esta herramienta se ha desarrollado en el marco del proyecto CoForChange, cuyo objetivo global es prever la evolución del dosel arbóreo y de la distribución de especies en la cuenca del Congo como consecuencia del cambio global, así como desarrollar herramientas de ayuda a la decisión. Este artículo presenta un ejemplo a gran escala y en tiempo real, ubicado en la selva que se extiende entre la República Centroafricana, la República del Congo y Camerún, analizado año a año con la ayuda de treinta años de archivos LANDSAT.

**Palabras clave:** degradación forestal, red de carreteras, LANDSAT, MODIS, África Central.

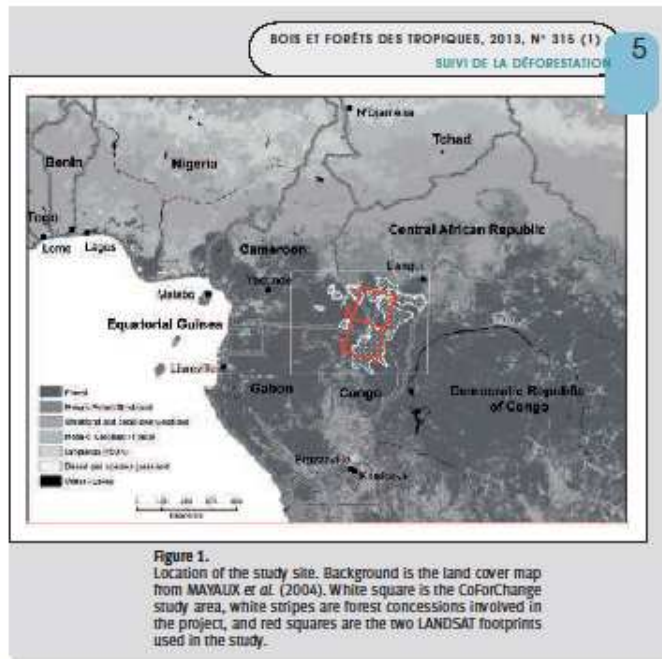
## Introduction

Humans are cutting down tropical forests for agriculture, timber and wood fuel. These activities cause disturbances and degradation by opening the canopy. This article focuses on selective logging, an activity that entails building roads to open the forest cover and provide access to timber resources. As these resources are sparsely located within the forest, roads proliferate in a hierarchical network (from main roads to trails). As IPCC (2007) recommends estimating carbon emission mitigation within the REDD+<sup>1</sup> program, it seems important to characterize in time and place the canopy opening associated with logging. Knowledge on the subject is limited (ACHARD *et al.*, 2007; ASNER *et al.*, 2005) but several studies highlight the ecological consequences of road building in tropical forests (BRIANT *et al.*, 2010; LAURANCE *et al.*, 2009; BROADBENT *et al.*, 2008). Then several software developments are proposed to estimate the logging opening in large areas (SOUZA *et al.*, 2003) and the vegetation capacity to recover (BROADBENT *et al.*, 2006; DE WASSEIGE & DEFOURNY, 2004). LAPORTE *et al.* (2007) showed that it is possible to digitize manually the road networks of a large region using remotely-sensed data, then ASNER (2009) developed a software able to process data in a semi-automated way – but its access is restricted –, finally PITHON *et al.* (2013) also developed a semi-automated software – but it can only be applied to specific data. Today, the forestry community still needs an operational tool capable of informing on the logging impact and capacity of the forest to recover. This tool must be able to extract small objects and aggregate them in time and space.

The purpose of the study was to measure bare soils (opened canopy) associated with logging roads and revegetation after logging. The present hypothesis is that the revegetation speed depends on soil substratum and road types. So, it was used a multi-temporal process to estimate bare soils in the forest. This tool can map a logging road network over a large area on a yearly basis. This approach helps to stack yearly maps and analyse the logging road impact and revegetation capacity of the forest over time.

Firstly, a methodological approach based on LANDSAT imagery was developed to estimate degradation at a lower resolution compatible with MODIS pixel size, and secondly preliminary results obtained in the south of the Central African Republic (CAR) and in the Northern Republic of Congo were analysed to highlight its capacity to measure forest revegetation in different geological substrata.

<sup>1</sup> Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation (REDD) is an effort to create a financial value for the carbon stored in forests, offering incentives for developing countries to reduce emissions from forested lands and invest in low-carbon paths to sustainable development. REDD-plus goes beyond deforestation and forest degradation, and includes the role of conservation, sustainable management of forests and enhancement of forest carbon stocks (The United Nations Collaborative Programme).



**Figure 1.** Location of the study site. Background is the land cover map from MAYAUX *et al.* (2004). White square is the CoForChange study area, white stripes are forest concessions involved in the project, and red squares are the two LANDSAT footprints used in the study.

## Material and Methods

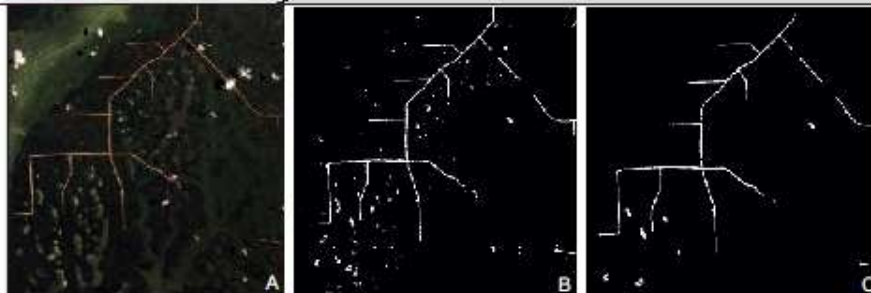
### Study area

The study was carried out within the CoForChange project ([www.coforchange.eu](http://www.coforchange.eu)) located in Southeastern Cameroon, Southern CAR and Northern Republic of Congo (figure 1). The climate in the area is humid tropical, with a mean annual rainfall of 1,400-1,700 mm and a 0-4-month (<100 mm/m) dry season ([www.worldclim.org](http://www.worldclim.org)). Altitude ranges from 30 to 800 m above sea level. The vegetation belongs to the mixed, moist, semi-deciduous rainforest. The human population density is very low. Most of the forests have been granted to private logging companies and have been impacted by selective logging since the 1950's (RUIZ PÉREZ *et al.*, 2005). Within this area two test zones corresponding to two LANDSAT imagery footprints were selected (figure 1, red squares). Zone 1 is located in Congo and centred at 2.5°N/16°E (LANDSAT path/row 182-59) on quartzite substratum. Zone 2 is located across the three borders, and centred at 3.5°N/15.2°E (LANDSAT path/row 182-58) on sandstone substratum.

### Remotely-sensed imagery

LANDSAT images were used because they have adequate spatial (30 m pixel size) and spectral resolutions. Five LANDSAT were used with wavelength bands: blue [B: 0.45-0.515 µm], green [G: 0.525-0.605 µm], red [R: 0.63-0.69 µm], near infrared [NIR: 0.75-0.90 µm] and shortwave





**Figure 2.** Extract from LANDSAT ETM+ image (A) of the road network using bare soil identification (B) and final restitution using the morphological filter (C) that removes most inclusions of savannahs and water bodies. At the end of the process the road network is accurately extracted even if false objects remain (for instance large savannahs).

infrared (SWIR: 1.55-1.75  $\mu\text{m}$ ). Images cover large areas (180x180 km) and are long term archives (since 1984). GloVis interface ([glovis.usgs.gov](http://glovis.usgs.gov)) enabled us to download all data, the valuable data were limited to 20% cloud cover. This option limited the use of many LANDSAT images in the study area. LANDSAT 5 and 7 images for years 1990 and from 2000 to 2003 were used in zone 1. LANDSAT 5 and 7 images for years 1986, 1987, 1990, 1994 and from 2001 to 2003 were used in zone 2. It was decided not to use images after 2003 because of the SLC-off problem of LANDSAT 7.

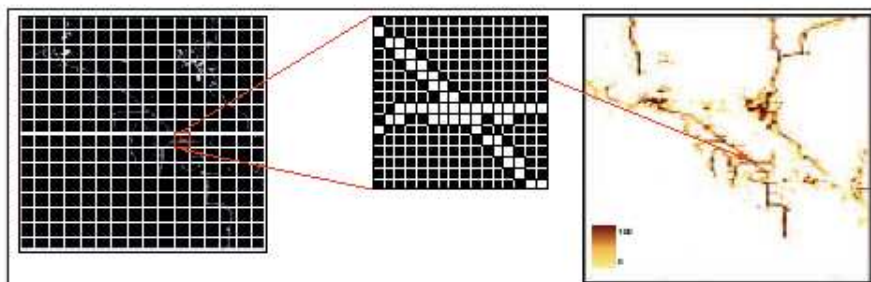
#### Methodological development

The processing workflow was prototyped with the box image processing software (ArcGIS, ENVI and SAGA). The process was then recoded into a semi-automated application developed in C++ by ORFEO ([wiki.orfeo-toolbox.org](http://wiki.orfeo-toolbox.org)), an image processing library created by CNES and a few shell scripts.

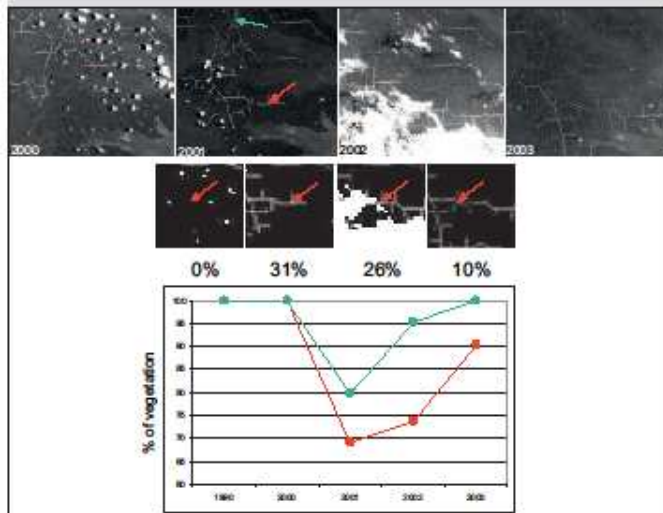
It was applied standard data pre-processing with calibration to standardize the reflectance of each image (from digital number to top of atmosphere reflectance). Specific indices to enhance the spectral contrast between forest and bare soil were calculated. Two indices were necessary, the normalized difference vegetation index ( $\text{NDVI} = \frac{\text{NIR} - \text{R}}{\text{NIR} + \text{R}}$ ) and the green-red index ( $\text{GR} = \frac{\text{G} - \text{R}}{\text{G} + \text{R}}$ ), to

increase the contrast between photosynthetic active surface and bare soil surface. A local contrast process using a spatial filter improves this contrast (GOND *et al.*, 2004). Bare soils were identified using spectral channels and indices (a pixel is considered as bare soil when  $\text{R} > 0.006$  and  $\text{GR} > 0.019$  and  $\text{NDVI} + \text{GR} > 0.052$ ). A cloud and water mask was applied to all data to avoid confusion with bare soils (a pixel is considered as cloud or water when  $\text{B} > 0.12$  and  $\text{SWIR} > 0.04$ ).

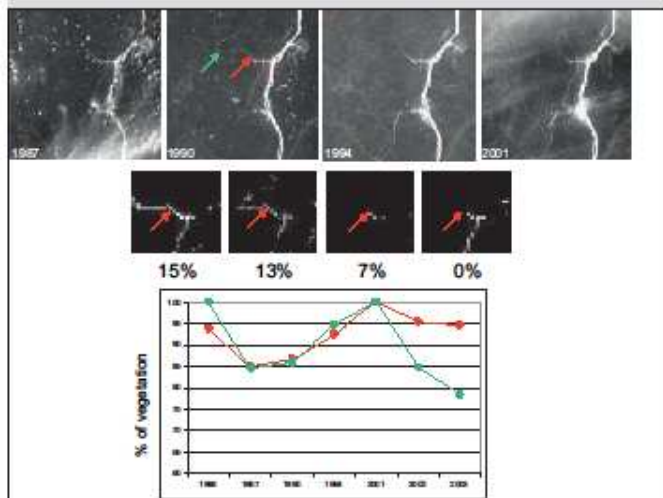
A morphological filter from the ORFEO toolbox (SHAPE functions) was applied to eliminate isolated pixels and extract the road network (an object is considered as bare soil/road when  $\text{SHAPE\_Size} \geq 50$  pixels or  $\text{SHAPE\_Elongation} \geq 3$  pixels; figure 2). Then a Boolean model (0 or 1) was created considering forest (0) and bare soil (1). This process avoids missing values along road networks and masks isolated pixels. Finally, a yearly synthesis was used to develop a year-to-year database for comparisons and analyses over time. A mosaic was assembled from the latest image (December) to the earliest (January) for each considered year. This method ensures filling up the gaps caused by artefact masks. To obtain a canopy opening index at a MODIS cell size of 500 m (MCS), the ratio of bare soil pixels to other pixels was calculated (figure 3). For each MCS in each year an indication on the bare soil percentage surface was obtained. This new index was called the canopy opening index.



**Figure 3.** Canopy opening index building using bare soil identification with LANDSAT imagery (left). A spatial aggregation at a MODIS cell size of 500 m (centre) is used to resize information and estimate the bare soil ratio from 0 to 100% (right). The up-scaling methodology shown here provides estimations of canopy opening at a resolution comparable to large-scale mapping (typically from SPOT-VEGETATION or MODIS data). It helps also remove cloud and artefact contamination using a temporal filter. This powerful tool evaluates degradation by, and recovery from logging activities of tropical forests.



**Figure 4.** Temporal analysis of the canopy opening index. Upper part: LANDSAT extract shows the road network from 2000 to 2003. Middle part: location of the corresponding MODIS cell size. Lower part: the temporal profiles of two MODIS cell size highlight the potential to track down revegetation after logging. This example is located in zone 1 with quartzite substratum. This approach serves to estimate area of revegetation. For example 26% of a MODIS cell size (500m x 500m is 25ha) is equivalent to 6.5ha of canopy openness in 2002.



**Figure 5.** Temporal analysis of the canopy opening index. Upper part: LANDSAT extract shows the road network from 1987 to 2001. Middle part: location of the corresponding MODIS cell size. Lower part: the temporal profiles of two MODIS cell size highlight the potential to track down revegetation after logging. This example is located in zone 2 with sandstone substratum. Note in this example the forest recovery after logging in 1987 was followed by a second opening with different intensity. Cell by cell monitoring is thus informative in terms of large-scale degradation estimation.

## Results

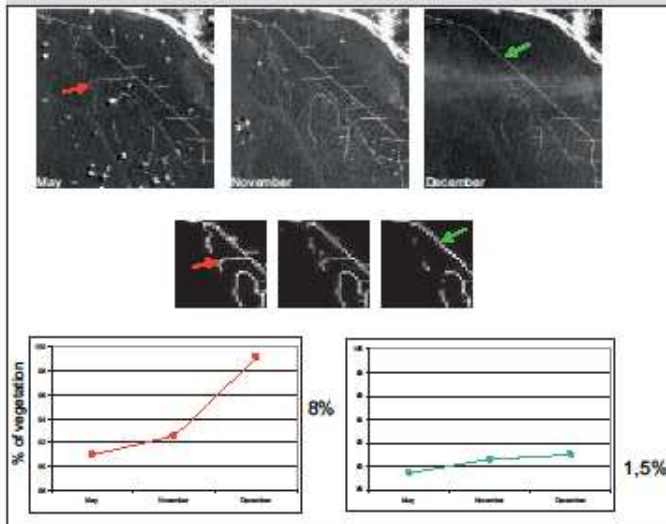
The canopy opening index was analysed for zone 1 (figure 4) and zone 2 (figure 5) during their respective monitoring periods. These figures are organized into three parts. The upper parts show LANDSAT imagery extractions of road network evolutions over periods of time. The middle parts correspond to a canopy opening index from 0 to 100% for each MCS in the same surface as in the upper parts. The lower parts show the temporal evolution of selected MCSs (red and green curves) during monitoring time.

Figure 6 (same arrangement as in figures 4 and 5) shows the revegetation speed of a main road (green on the right) and a secondary road (red on the left) in a specific year (2001).

## Discussion

The semi-automated processing chain was carried out to estimate the canopy opening index. This study analyses revegetation of the logged rainforest in the studied area in relation with the substratum and hierarchical position in the road network. Three examples show the possibility of the system.

In zone 1 (quartzite substratum) the interpretation of the two profiles of figure 4 would indicate a high logging impact from 2001 to 2002. The selected MCS (in red) is located at the crossroads between a main road and a secondary road. Traffic seemed dense during this period. Later on (2003) the road network extended to the east and this MCS shows revegetation and thus a decrease in the logging activity in the area. The second selected MCS (in green) is located at the end of a secondary road. Traffic was less important and revegetation was faster. In 2003, this road was not detectable. This shows that revegetation was fast on quartzite substratum, even more so at the end of the road network (two years).



**Figure 6.** Temporal analysis of the canopy opening index. Upper part: LANDSAT extract shows the road network in 2001 from May to December. Middle part: location of the corresponding MODIS cell size. Lower parts: the temporal profiles of two MODIS cell size highlight the potential to track down revegetation after logging. This example shows revegetation differences between main and secondary roads. The level of detail of the canopy opening index is accurate enough to highlight road network use and local population practices. This would be of great interest when applied to monitoring activities of remote areas.



Timber prepared for export. Log yard expose large bare surface areas and the vegetation strives hard to recover because of light intensity, local drought and soil compactness. Photograph C. Féau.

In zone 2 (sandstone substratum) logging was less important and the road network was probably used for other activities (proximity of villages). After logging in 1987, revegetation was slow and the canopy opening index took seven years to disappear. This shows that revegetation was slower in sandstone substratum. The MSC location within the road network also needs considering. In some cases, a one-year analysis shows fast changes in revegetation. When nearing timber resources, roads become increasingly narrower and less affected by traffic. Figure 6 shows that the secondary road (in red) closed much faster than the main road (in green) after logging. This clearly shows that road network management is essential to conserving the future of stands. These examples highlight the multiple parameters that drive revegetation of the logged rainforest. The substratum, proximity of multiple-use roads, and location on the road network are determinant for the recovery of logged rainforests in the region.

The study was carried out in real situation. A main limitation was the persistence of the cloud cover. This problem associated with the SLC-off problem of post-2003 LANDSAT imagery eliminates 93% of LANDSAT archived data. The solved SLC-off problem (landsat.usgs.gov) bodes well for the use of the full potential of LANDSAT archives.

Nevertheless, within REDD+ context, the richness of LANDSAT archives throughout the tropical world has been crucial to monitoring the canopy opening index in the last three decades. A combination with Spot images may complete this approach. The study of the road network locates the areas of logging activity. Applying the approach of GUITET *et al.* (2012) will enable us to evaluate more precisely the canopy opening index and thus monitor logging activities. This approach could be implemented in Libreville satellite reception station. Then, the association of long-time archives with high-resolution satellite images will provide a powerful tool to manage tropical rainforests.

The process described here is built upon widely-used frequently updates open toolboxes. Thanks to a modular approach, the processing chain can be improved or adapted easily. The main advantages of the scaled-up approach are: time and space comparisons (across years and pan-tropical rainforests); spatial homogeneity for a whole area (within or between several tropical rainforests); a low resolution link (to integrate or validate broad-scale tropical rainforest mapping).



**Photograph 3.**

Track used to transport wood from logging area to sawmill. The road network is primarily built for timber trucks. Depending on their location and post logging controls, these roads can be re-used for other purposes such as population movements or illegal logging activities. Photograph D. Louppe.

#### Acknowledgements

The authors wish to thank the CoForChange project (contract No 2008-29489-55915-16) for its financial and scientific support.

### Bibliographical references

ACHARD F., DEFRIES R., EVA H., HANSEN M., MAYAUX P., STIBIG H.-J., 2007. Pan-tropical monitoring of deforestation. *Environmental Research Letters*, 2. Doi: 10.1088/1748-9326/2/4/045022.

ASNER G., KNAPP D., BROADBENT E., OLIVEIRA P., KELLER M., SILVA J., 2005. Selective Logging in the Brazilian Amazon. *Science*, 310: 480-482.

ASNER G., 2009. Tropical forest carbon assessment: integrating satellite and airborne mapping approaches. *Environmental Research Letters*, 4. Doi: 10.1088/1748-9326/4/3/034009.

BRIANT G., GOND V., LAURANCE S., 2010. Habitat fragmentation and the desiccation of forest canopies: a case study from eastern Amazonia. *Biological Conservation*, 143: 2763-2769.

BROADBENT E., ASNER G., KELLER M., OLIVEIRA P., SILVA J., 2008. Forest fragmentation and edge effects from deforestation and selective logging in the Brazilian Amazon. *Biological Conservation*, 141: 1745-1757.

BROADBENT E., ZARIN D., ASNER G., PENNA-CLAROS M., COOPER A., LITTELL R., 2006. Recovery of forest structure and spectral properties after selective logging in lowland Bolivia. *Ecological Applications*, 16: 1148-1163.

DE WASSEIGE C., DEFOURNY P., 2004. Remote sensing of selective logging impact for tropical forest management. *Forest Ecology and Management*, 188: 161-173.

GOND V., BARTHOLOME E., OUATARA F., NOGUIERMA A., BADO L., 2004. Surveillance et cartographie des plans d'eau et des zones humides et inondables en régions arides avec l'instrument VEGETATION. *International Journal of Remote Sensing*, 25 : 987-1004.

GUITET S., PITHON S., BRUNAUX O., JUBELIN G., GOND V., 2012. Impacts of logging on the canopy and the consequences for forest management in French Guiana. *Forest Ecology and Management*, 277: 124-131.

IPCC, 2007. Contribution of working groups I, II and III to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. In: Pachauri R. K. & Reisinger A. (Eds.). Core writing team. Geneva, Switzerland, 104 p.

LAPORTE N., STABACH J., GROSCH R., LINT T., GOETZ S., 2007. Expansion of industrial logging in Central Africa. *Science*, 316: 1451-1451.

LAURANCE W., GOOSEM M., LAURANCE S., 2009. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution*, 24: 659-669.

PITHON S., JUBELIN G., GUITET S., GOND V., 2013. Statistical based method for logging-related canopy gap detection using high resolution optical remote sensing. *International Journal of Remote Sensing*, 34 (2): 700-711.

RUIZ PÉREZ M., EZZINE DE BLAS D., NASI R., SAYER J., SASSEN M., ANGOUE C., GAMI N., NDOYE O., NGONO G., NGUINGUIRI J. C., NZALA D., TOIRAMBE B., YALIBANDA Y., 2005. Logging in the Congo Basin: a multi-country characterization of timber companies. *Forest Ecology and Management*, 214: 221-236.

SOUZA C., FIRESTONE L., MOREIRA SILVA L., ROBERTS D., 2003. Mapping forest degradation in the Eastern Amazon from SPOT-4 through spectral mixture models. *Remote Sensing of Environment*, 87: 494-506.

IX - Gond, V., Fayolle, A., Penneç, A., Cornu, G., Mayaux, P., Camberlin, P., Doumenge, C., Fauvet, N., Gourlet-Fleury, S., 2013, Vegetation structure and greenness in Central Africa from MODIS multi-temporal data, *Philosophical Transaction of the Royal Society (serie B)*, 368: 20120309

**PHILOSOPHICAL  
TRANSACTIONS**  
— OF —  
**THE ROYAL SOCIETY**

[rstb.royalsocietypublishing.org](http://rstb.royalsocietypublishing.org)



**Cite this article:** Gond V, Fayolle A, Penneç A, Cornu G, Mayaux P, Camberlin P, Doumenge C, Fauvet N, Gourlet-Fleury S. 2013 Vegetation structure and greenness in Central Africa from Modis multi-temporal data. *Phil Trans R Soc B* 368: 20120309.  
<http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2012.0309>

One contribution of 18 to a Theme Issue 'Change in African rainforests: past, present and future'.

**Subject Areas:**  
environmental science

**Keywords:**  
remote sensing, tropical rainforest,  
Central Africa

**Author for correspondence:**  
Valéry Gond  
e-mail: [valery.gond@ciad.fr](mailto:valery.gond@ciad.fr)

Electronic supplementary material is available at <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2012.0309> or via <http://rstb.royalsocietypublishing.org>.



## Vegetation structure and greenness in Central Africa from Modis multi-temporal data

Valéry Gond<sup>1</sup>, Adeline Fayolle<sup>1,2</sup>, Alexandre Penneç<sup>1,3</sup>, Guillaume Cornu<sup>1</sup>, Philippe Mayaux<sup>4</sup>, Pierre Camberlin<sup>5</sup>, Charles Doumenge<sup>1</sup>, Nicolas Fauvet<sup>1</sup> and Sylvie Gourlet-Fleury<sup>1</sup>

<sup>1</sup>ORMD, BSEF, 34098 Montpellier, France

<sup>2</sup>Gembloux Agro-Bio Tech, Université de Liège, 5030 Gembloux, Belgium

<sup>3</sup>SIRIS, 59650 Villeneuve d'Ascq, France

<sup>4</sup>IES-IRC, European Commission, 2120 Ispra, Italy

<sup>5</sup>CRC, Biogéosciences, UMR 6282 CNRS/Université de Bourgogne, 21000 Dijon, France

African forests within the Congo Basin are generally mapped at a regional scale as broad-leaved evergreen forests, with the main distinction being between terra-firme and swamp forest types. At the same time, commercial forest inventories, as well as national maps, have highlighted a strong spatial heterogeneity of forest types. A detailed vegetation map generated using consistent methods is needed to inform decision makers about spatial forest organization and their relationships with environmental drivers in the context of global change. We propose a multi-temporal remotely sensed data approach to characterize vegetation types using vegetation index annual profiles. The classifications identified 22 vegetation types (six savannas, two swamp forests, 14 forest types) improving existing vegetation maps. Among forest types, we showed strong variations in stand structure and deciduousness, identifying (i) two blocks of dense evergreen forests located in the western part of the study area and in the central part on sandy soils; (ii) semi-deciduous forests are located in the Sangha River interval which has experienced past fragmentation and human activities. For all vegetation types enhanced vegetation index profiles were highly seasonal and strongly correlated to rainfall and to a lesser extent, to light regimes. These results are of importance to predict spatial variations of carbon stocks and fluxes, because evergreen/deciduous forests (i) have contrasted annual dynamics of photosynthetic activity and foliar water content and (ii) differ in community dynamics and ecosystem processes.

### 1. Introduction

Climate and land-use changes have modified the structure and productivity of ecosystems worldwide. In the next decades, African forests are predicted to experience profound climatic changes with increased temperature, alteration of rainfall patterns and possibly longer dry seasons [1–3]. There is thus an urgent need to have a better understanding of how current climatic conditions control vegetation structure and productivity, so as to predict the response to the ongoing climate change. Predicting responses requires first a good knowledge of the spatial distribution and characteristics of forest types, and second a better understanding of what drives the functioning of these forests.

In Central Africa, national vegetation maps (see Letouzey [4] for Cameroon, Boulvert [5] for the Central African Republic, Bégué [6] for the Republic of Congo) differ greatly between countries, in terms of detail, scale and floristic/functional terminology. These maps, as well as the large-scale forest inventories whose development have been led by timber concessions [7] nevertheless evidence strong

© 2013 The Authors. Published by the Royal Society under the terms of the Creative Commons Attribution License (<http://creativecommons.org/licenses/by/3.0/>), which permits unrestricted use, provided the original author and source are credited.

spatial variations in species and trait distributions [8], forest composition [7] and forest structure such as above-ground biomass [9,10]. These patterns are in part associated with contrasted geological and soil features. A huge sandstone plateau crossing the border of CAR and the Republic of Congo has been shown to be a major landscape feature in the area, filtering species with a particular set of functional traits such as slow growth rates, high shade tolerance, evergreen leaves and high wood density [8]. Such characteristics are likely to interact with climate change to determine forest evolution in the future, and need to be mapped at the regional scale. Existing regional maps tend to gather the Central African forests within a 'large broad-leaved evergreen forest' category, distinguishing between terra-firme and swamp forest types [11,12], but such broad classes are not enough to help decision-making. A more detailed map evidencing forest types that may respond differentially to climate drivers remains to be produced.

Recent improvements in remote-sensing sensors, such as MODIS (moderate resolution imaging spectroradiometer), give access to the structure and greenness (photosynthetic activity), thus productivity, of tropical ecosystems [13–16]. Basal area and deciduousness are two key characteristics of tropical forests that need to be considered when identifying forest types with contrasting structure and greenness. The seasonality of photosynthetic activity can be remotely sensed at various scales and thus mapped over large areas [17]. Satellite time series across the year provided by MODIS instruments can help identify forests at a continental scale [18].

The climate drivers of forest greenness in Amazonia have been hotly debated [19,20]. It has been reported that forest greenness is maximum during the dry season when water availability is low but light availability is high [15,16]. However, the report by Saleska [21] on the green-up in Amazonia during the extreme drought during 2005 has recently been criticized [22]. In Africa, mean values of rainfall are lower than in Amazonia, and the rainfall regime is characterized by a double dry/wet period alternation on most of the Congo Basin [23,24], while a single alternation of a long dry period and a long wet period occurs in Amazonia. Light availability has been little documented [25] and both the patterns and drivers of African forests' greenness remain to be clarified.

We thus had two aims in this study: (i) to identify spatial patterns of vegetation structure and greenness in Central Africa based on MODIS multi-temporal data, and validate it with forest inventory data and an existing national vegetation map and (ii) to evaluate the impact of current rainfall and light regimes on vegetation greenness. The results should provide decision-makers with a tool to better predict Central African forest resilience facing future climate changes.

## 2. Material and methods

### (a) Study area

The study area covers 30 million hectares (latitude 0°–5° N and longitude 13°–19° E) distributed over south-eastern Cameroon, southern CAR, north-eastern Gabon and northern Republic of Congo (figure 1). The climate is tropical humid across the study area, with a mean annual rainfall of 1400–1700 mm. The rainfall seasonality is driven by the inter-tropical convergence zone (ITCZ) that crosses the study area twice a year during equinoxes. Altitude ranges from 300 to 800 (m) a.s.l. The vegetation belongs to the Guineo-Congolian centre of endemism [26].

The density of the human population is very low in the study area (less than 10 inhabitants per km<sup>2</sup> except in the surroundings of Bangui; <http://www.afripop.org/> and figure S1 in the electronic supplementary material). Selective logging [27] and some clearance for cultivation occurs.

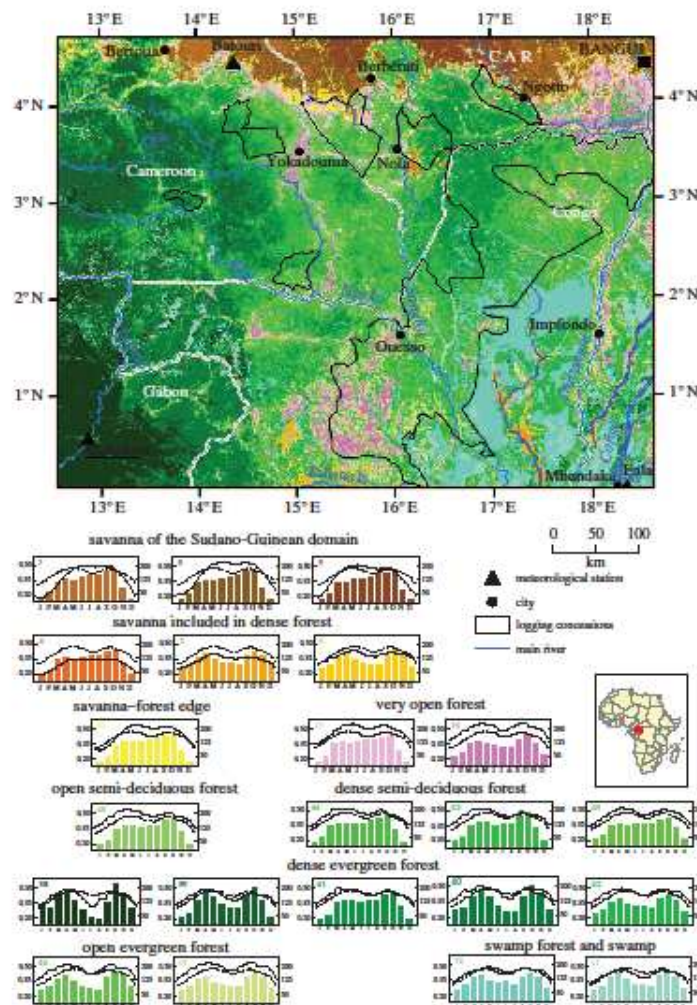
### (b) Remote-sensing data

To quantify greenness, or photosynthetic activity, we used the enhanced vegetation index (EVI) data from the MODIS sensor. EVI was extracted from the '16-Day L3 Global 500 m product (MOD13A1 c5)' from January 2000 to December 2009. EVI is directly related to photosynthetic activity [16,28] and compared with other vegetation indices such as NDVI that quickly saturates for high values of chlorophyll activity. EVI provides improved sensitivity for high biomass areas such as tropical forests [15,29].

To separate forest from non-forest vegetation types (mainly savannas and very open forests), we used the Surface Reflectance satellite data '8-Day L3 Global 500 m product (MOD09A1 c5)' from the MODIS sensor to calculate the shortwave infrared water stress index (SIWSI) for the same period of time. SIWSI is related to leaf water content [30] and allows the discrimination of forest (with low canopy water content amplitude between dry and rainy seasons) from non-forest vegetation types (with high canopy water content amplitude between dry and rainy seasons). Both EVI 16-day and SIWSI 8-day composites are based on the minimum blue band reflectance, which reduces atmospheric biases.

We reconstructed a 10 year time-series mosaic and then performed a two-step classification approach of the newly built EVI and SIWSI datasets. During remote-sensing processing, even when composite images are used to reduce atmospheric and angular artefacts, pixels contaminated by clouds can persist and lead to strong misinterpretations [22]. To eliminate remnant clouds in the 10 year EVI dataset, we computed for each 16 day period the average value of the 10 satellite images available for each 16 day period (figure S2 in the electronic supplementary material). We thus obtained a mean EVI seasonal profile across a synthetic year. This process was not sufficient for the SIWSI dataset. We replaced the algorithm dedicated to EVI dataset by another one dedicated to SIWSI dataset. For each 8 day period and spectral band among the 10 year dataset, we retained the minimum pixel value that was the least likely to be affected by atmospheric artefacts. Temporal smoothing was then performed based on a simple linear interpolation designed to remove and replace contaminated pixels. We thus obtained a minimum SIWSI seasonal profile across a synthetic year.

To identify vegetation types with contrasted structure and greenness, we used a two-step classification approach of the EVI and SIWSI datasets both combining (i) an unsupervised ISODATA (iterative self-organizing data analysis technique) classification and (ii) visual interpretation of the results. The ISODATA classification is a K-mean algorithm which allows selecting clusters by splitting and merging the initial pixels datasets. The main advantage of this technique is the stabilization of the number of classes when the gravitational centre of the classes could not be split any more. We used an unsupervised classification because of the lack of training data for the whole area. This algorithm has already been successfully used for similar purpose in Madagascar [31]. Iterative work on two parameters (maximum number of iteration and maximum range of resulting classes) was done by empirically modifying their values to optimize the results of the classification, until it fully visually matched with Mayaux's [11] forested and non-forested patches delineation. This classification of the area of interest was performed by using ENVI v. 4.3 software ([32]; ENVI v. 4.3 software, Research Systems Inc.). The EVI dataset was used to identify forest classes, whereas the combined EVI–SIWSI datasets



**Figure 1.** Vegetation map in the study area. The mean EVI profile is given for each class in the legend (solid line) as well as the mean profile over the study area (dashed line). Bars represent monthly rainfall.

were used to improve the distinction among non-forested classes (including savannas, open forests and swamp forests).

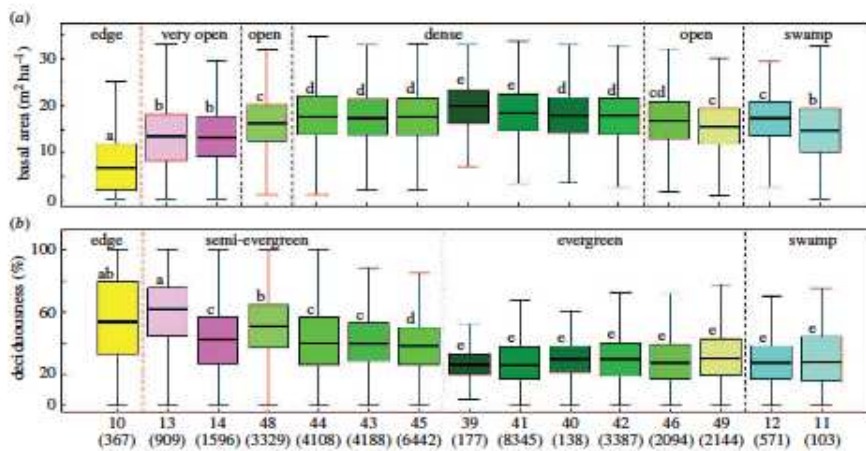
The two initial parameters selected after our iterative work, were 20 iterations and 150–160 classes to free the positioning of the gravitational centre of classes. The classification on EVI data which best visually matches with Mayaux’s map [11] identified 56 final classes corresponding to the stabilization of spectral and temporal variability of the data during the classification process. From this classification, we kept 11 forested classes (from numbers 38 to 49; figure 1) out of 56 classes in total, by comparing with Mayaux’s map [11]. The 45 other classes were merged and used as a non-forest mask to extract the EVI-SIWSI dataset. The second classification, which was run on this non-forest mask, using EVI-SIWSI dataset stabilized at 14 final non-forested classes with initial parameters of 10 iterations and 25–30 classes. From this

classification, we merged three of them in a water class (from class 1 to class 3) due to high spectral variability of this feature. To make a comparison with other spatial information (vegetation map, inventory plots), we projected the classification into a Universal Transverse Mercator projection (zone 31, ellipsoid WGS84).

### (c) Forest inventories and vegetation map

To validate the remote-sensing analyses, we used two sources of information: commercial forest inventories and the vegetation map of Cameroon [4].

Commercial forest inventories were conducted over the 2000–2007 period within 19 logging concessions located in Cameroon, CAR and Congo (see the electronic supplementary material, figure S3). All companies used a similar systematic sampling



**Figure 2.** Differences in (a) basal area and (b) deciduousness among forest classes. Different lowercase letters ( $p < 0.001$ ) indicate significant differences in the pairwise Wilcoxon test. The number of 0.5 ha plots is indicated in brackets below the class number. Colours of symbols correspond to figure 1.

design, where all trees with a diameter of 30 cm or more at breast height (dbh) were recorded in parallel transects 2–3 km apart and divided into 0.5 ha consecutive plots [7–9]. A total of 38 020 plots (6 million hectares) individually geo-positioned were available for this study. In each 0.5 ha plot, trees with diameters up to 140 cm were assigned to 10 cm dbh classes and larger trees were grouped in the more than or equal to 150 cm dbh class. We first computed the total plot basal area, using the mean diameter for each diameter class. Vernacular names used in field inventories were converted to genus level scientific names. A total of 339 genera were identified in the 38 020 plots. In this study, we restricted the analysis to the 197 genera that were observed with a frequency of over 1%. Information on leaf phenology (deciduous versus evergreen) was collected for from floras for 402 African tree species. We assigned a leaf phenology at the genus level (dominant leaf phenology across congener species) for 171 genera among which 116 were considered evergreen and 55 deciduous. Deciduousness was calculated at the plot level as the proportion of stems with a deciduous phenology. When there was no clear evidence at the genus level, the genus was ignored in the trait calculation. In this study, we only consider the 37 898 plots for which leaf phenology was available for more than 70% of the stems and 90% of plot basal area.

Because we had access to limited inventory data in the Cameroonian area, we used the detailed vegetation map of Letouzey as a field validation dataset.

#### (d) Climatic data

We used the products derived from the FEWSNET rainfall estimation (RFE) decadal imagery (<http://earlywarning.usgs.gov/fews/africa/index.php>) [33] at 8 km spatial resolution. Monthly rainfall estimation was computed and then a monthly average from 2000 to 2008 was calculated. A comparison with lower-resolution rainfall datasets based on rain gauge data revealed that the RFE averages were satisfactorily reproducing the local rainfall regimes (not shown).

We obtained ground measurements of light intensity from three meteorological stations (figure 1): Eala in northwest Congo (0°03'N and 18°17' E; 320 (m).a.s.l., from January 1957 to December 1959); Makokou in northeast Gabon (0°33'N and

12°51' E; 500 (m).a.s.l., from January 1951 to December 1975) and Batouri in southeast Cameroon (4°26' N and 14°22' E; 630 (m).a.s.l., from January 1983 to June 1985). Monthly averages were then computed. These data are not synchronous with the MODIS dataset.

#### (e) Data analysis and validation

To validate the map, we examined whether the classes evidenced by the classification procedure differed in terms of structure and greenness. For this, we assigned the remotely sensed vegetation classes to each available inventory plot. We then tested for differences in plot basal area and degree of deciduousness among classes with pairwise Wilcoxon tests and Bonferroni's adjustment for multiple comparisons. We restricted this analysis to the classes characterizing forests, represented by more than 100 0.5 ha plots (figure 2). In Cameroon, where we did not have access to enough inventory data, we examined the consistency of the classes with the vegetation types evidenced by Letouzey [4].

To obtain EVI and rainfall seasonal profiles, we first averaged EVI values and rainfall for all pixels per vegetation class. Indeed, rather than monitoring EVI dynamics of each pixel we extracted this information from groups of related pixels. The process is based on a spatial average. All statistical analyses were conducted within the R environment [34].

### 3. Results

With the two-step classification of EVI and SIWSI datasets, we identified and mapped 22 vegetation types (we took out the three water classes merged into one). Within these 22 vegetation types, six savannas, three open forests, 11 dense forests and two swamp forests were delineated and labelled thanks to the interpretation of the EVI signal shape (figure 1, table 1) and visual interpretation [11]. We identified strong variations in stand structure and deciduousness across these types (figure 2). Among them, we recognized (i) six classes of savanna (MODIS classes 4–9). We distinguished the



**Table 1.** Description of MODIS classes. Mean and s.d. of EVI, percentage of good quality observation (pixel reliability obtained from NASA documentation) and sum and s.d. of rainfall are given for each class, so as the  $R^2$  indicated the fraction of variation in EVI explained by rainfall.

MODIS classes: number and description		EVI			rainfall (mm)		
		mean	s.d.	obs. %	sum	s.d.	$R^2$
3	open water: rivers, lakes	0.25	0.032	0.95	1454	25	0.34
7	savanna of the Sudano-Guinean domain (north)	0.38	0.123	0.91	1384	55	0.83
8	savanna of the Sudano-Guinean domain (south)	0.42	0.120	0.91	1368	55	0.80
9	savanna of the Sudano-Guinean domain between Berberati and Mbalik	0.40	0.109	0.94	1376	57	0.80
4	savanna included in dense forests	0.31	0.058	0.86	1439	44	0.83
5	savanna included in dense forests; along main rivers and Marantaceae forests (south Ouessou)	0.34	0.042	0.88	1469	29	0.26
6	savanna included in dense forests; along main rivers and Marantaceae forests (north Congo)	0.39	0.038	0.87	1448	33	0.43
10	savanna-forest edge mixed with agriculture	0.45	0.089	0.90	1383	55	0.82
13	very open forests mixed with agriculture	0.48	0.066	0.92	1388	52	0.85
14	very open forests located along roads and Marantaceae forests (south Ouessou, north Congo)	0.51	0.048	0.93	1478	34	0.71
48	open forests closed to main roads and cities	0.48	0.050	0.91	1430	49	0.69
44	dense semi-deciduous forests mostly located in CAR	0.46	0.054	0.92	1410	50	0.72
43	dense semi-deciduous forests in the Sangha River Interval	0.46	0.047	0.88	1447	47	0.63
45	dense semi-deciduous forests mostly located in the Ouhangou Basin	0.47	0.051	0.92	1399	38	0.84
38	dense evergreen forests in Gabon	0.41	0.054	0.59	1531	59	0.59
39	dense evergreen forests in Cameroon	0.43	0.043	0.71	1506	53	0.72
41	dense evergreen forests with a disjunctive spatial distribution: — south CAR and north Congo — western limit of class 40 in Cameroon	0.44	0.045	0.89	1444	48	0.70
40	dense evergreen forests located at the western limit of 38 and 39	0.44	0.046	0.73	1536	47	0.57
42	dense evergreen forests at the edge of swamp forest in north Congo	0.45	0.044	0.91	1449	31	0.71
46	open evergreen forests mixed with swamp forest in north Congo	0.47	0.045	0.88	1475	35	0.49
49	open evergreen forests located in north Congo closed to rivers and Marantaceae forests	0.49	0.046	0.92	1435	31	0.58
12	swamp forests located in the Congo Basin	0.43	0.040	0.92	1445	28	0.73
11	swamp located at the valley bottom in the Congo Basin and along rivers in Cameroon and Gabon	0.41	0.039	0.84	1477	34	0.68

savannas of the Sudano-Guinean domain from included savannas that sparsely occurred in the forest matrix; (ii) one class of savanna-forest edge (MODIS class 10), which exhibited the lowest value of basal area ( $7.5 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ ) and one of the two highest values of deciduousness; (iii) two classes of very open forests (classes 13 and 14), which exhibited the second lowest values of basal area ( $13.5 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ ) and were both semi-deciduous with 57% and 41% of deciduous stems, respectively. These types corresponded to degraded forests along roads and close to main cities and to *Marantaceae* forests that cover a huge area in the north of the Republic of Congo, south of Ouessou; (iv) eleven classes of forests, comprising open and dense forests: one open ( $16.5 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ ) semi-deciduous (48%) forest class (MODIS class 48); a group of dense

semi-deciduous forests (approx. 40% deciduousness, MODIS classes 43, 44 and 45) and a group of dense evergreen forests (less than 30% deciduousness, MODIS classes 39, 40, 41, 42); two classes of open evergreen forests (MODIS classes 46 and 49), exhibiting low deciduousness similar to that of a dense evergreen forest but with lower basal area ( $17.1$  and  $15.7 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ , respectively). Finally, one dense evergreen forest (MODIS class 38) was not documented by field inventories; (v) two classes of swamp forests (MODIS classes 11 and 12), which had both low deciduousness but differed in basal area. They are mainly located in the Congo Basin and along main rivers elsewhere. Validation of the forest types was performed using field inventories (figure 2) and Letouzey's map in Cameroon (see the electronic supplementary material, table S1).

For all vegetation classes, mean EVI profiles were highly seasonal and correlated to rainfall seasonality (figure 1, table 1). Savannas of the Sudano-Guinean domain showed the greatest seasonal variations with the highest standard deviation of EVI values. Savannas included in dense forest showed the lowest mean EVI values, whereas the open degraded forests (class 14) had the highest mean EVI values. The EVI profiles of all forest classes showed two peaks corresponding to the two rainy seasons of March–May (short rainy season) and September–November (long rainy season), alternating with two periods of lower EVI values, in December–February (long dry season) and in June–August (short dry season).

The three stations showed similar temporal profiles between EVI and light intensity with little time lag between respective maximum and minimum values (see the electronic supplementary material, figure S4).

#### 4. Discussion

In this study, we aimed to identify spatial patterns of vegetation structure and greenness in Central Africa. Specifically, we identified a wide spectrum of tropical vegetation types (savannas, forest and swamps) and strong spatial variations in stand structure and deciduousness across forest types. All vegetation types were described with more than 90% of good quality acquisition, except for the westernmost classes that were affected by clouds during calculation (table 1). Future studies focusing on the western part of Central Africa should thus pay attention to this effect and take into account the quality assessment of the MODIS data during similar processing.

Two main blocks of dense evergreen forests, exhibiting a low level of photosynthetic activity, were detected in the area. In southern CAR and in the north of the Republic of Congo, forest growing on a sandstone plateau showed much lower deciduousness than climatically expected. These results are in strong agreement with the results of Bohlman [35], who reported that deciduousness decreases with increasing annual rainfall, but also that geology can alter this relationship [8]. In the western and wettest part of the study area, the dominance of evergreen forests is probably driven by climate rather than particular geological substrate.

Semi-deciduous forests associated with a high level of photosynthetic activity dominated large parts of the study area. The location of these semi-deciduous forests matches with the Sangha River Interval, a 400 km wide area (14–18° E) characterized by a low endemism, which has experienced major vegetation changes in the past [36]. Forest fragmentation has occurred as recently as during the Holocene (approx. 2500 BP) followed by the expansion of pioneer and secondary species [37,38]. Furthermore, the opening of such a 'corridor' emerged from recent vegetation modelling of different scenarios of climate changes [2], and corresponds to the very open forests where human activities are important along roads [7].

Our findings fit well with national vegetation maps in the study area. In CAR, the location of evergreen forests typical of the sandstone plateau is correctly mapped [5,7,9]. The open *Miomitane* forest identified by Bégué in northern Congo [6] is also well located. The spatial arrangement of forest types is in accordance with Letouzey [4] in Cameroon. Our results helped translate previous heterogeneous information into a homogeneous map evidencing forest types based on

their structure and greenness, i.e. suitable for studying their link with environmental drivers.

Moreover, we showed that, in the studied area, forest greenness was highly seasonal and strongly correlated with rainfall and to a lesser extent to light seasonality. The EVI seasonal profiles of all vegetation types identified (including swamp forests) were nearly the mirror image of the seasonal patterns of rainfall and light availability. These findings of strong rainfall and light control on EVI profiles in Central Africa contrast with that of Myneni [15], who showed a seasonal increase in the leaf area of the Amazon forest during the dry season when irradiance is maximal and rainfall is minimal. In Central Africa, the movement of the ITCZ generates two rainy and sunny seasons and two contrasting dry seasons. The unexpected light intensity during the rainy seasons, results from the fact that the sky is clear in the morning. The induced surface warming later in the day promotes atmospheric instability and convection. Convective clouds develop during the afternoon, leading to thunderstorms that do not occur until late afternoon or at night. The association between high rainfall, high light intensity and high EVI level suggested that these periods were optimal for photosynthetic activity. Seasonal changes in light intensity have also been shown to strongly drive tree phenology in Central and Southern America [39,40]. However, the role of light availability on tree phenology and forest functioning in Africa remains to be examined, since light intensity data were only available for three sites and the date ranges tend to be much earlier than for the MODIS data. Moreover, swamp forests that are not limited by water availability react such as terra-firme forest, suggesting their dependence to light intensity.

In Central Africa, where climatic variability is low [23,41,42] and annual rainfall is spatially homogeneous, any modification in dry season length and intensity could have dramatic consequences on vegetation structure and greenness [43]. Some slight climatic differences might be more important than previously thought. In the study area, differences in vegetation phenology and traits have been evidenced and these can be linked not only to differences in soil properties, but also to slight differences in climate variables which may have been overlooked. The distribution of semi-deciduous and disturbed vegetation is in line with the Sangha River Interval, a region that has probably experienced more impact of past climate changes than elsewhere in the study area. In fact, the Sangha sub-river basin of the Congo River has regularly received less precipitation between 1950 and 1980 than the Oubangui and Central Congo sub-basin bordering it [24]. Although new and more detailed data are necessary to confirm this, we can tentatively conclude the relative fragility of this area in the face of climate changes, notably precipitation decrease and/or dry season increase.

Tropical forests do not necessarily function similarly across the globe, and it is crucial to identify the differences in the effects of the current climate on the functioning of located and characterized tropical forests in order to forecast responses to climatic changes. We showed that the same drivers (water and light) determine forest greenness in Africa and Amazonia but the relative importance of water may be greater in Africa [15]. Central Africa, on a seasonal basis, combines high EVI with high rainfall, and high light intensity, whereas Amazonia combines high EVI with low rainfall and high light intensity [16,17]. Central Africa has lower annual rainfall than Amazonia,

and this may influence the specificity of its forests [44]. Dense evergreen and semi-deciduous forests are driven by rainfall and light regimes, making them vulnerable to changes in rainfall and light amounts and dry season length. In the context of climate change and increasing anthropogenic pressure [45], these specificities have to be borne in mind with regard to future management and conservation policies.

**Acknowledgements.** The authors thank M. D. Swaine for his help with English editing of the manuscript.

## References

- Mali Y, Wright J. 2004 Spatial patterns and recent trends in the climate of tropical rainforest regions. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* **359**, 311–329. (doi:10.1098/rstb.2003.1433)
- Zelazowski P, Mali Y, Huntingford C, Sibt S, Fisher I. 2011 Changes in the potential distribution of humid tropical forests on a warmer planet. *Phil. Trans. R. Soc. A* **369**, 137–160. (doi:10.1098/rsta.2010.0238)
- Léhou G, Mahé G, Patard J-E, Servat E, Sighomou G, Eboué G, Desreux A, Diedin C. 2008 Evolution des régimes hydrologiques en région équatoriale camerounaise : un impact de la variabilité climatique en Afrique équatoriale? *Hydro. Sci. J.* **53**, 789–801. (doi:10.1623/hysj.53.4.789)
- Letouzey R. 1985 Notice de la carte phytogéographique du Cameroun au 1:500,000. *Int. Carte Intern. Végétation, Toulouse et Inst. Rech. Agron. Yaoundé*.
- Boulvert Y. 1986 Carte phytogéographique de la République Centrafricaine à 1:1,000,000. *Notice Explicative 104*, Editions de l'ORSTOM, Paris.
- Béguh L. 1967 Chronique phytogéographique. Les forêts du nord de la République du Congo (Brazzaville). *Bol. et Forêts des Tropiques* **111**, 63–76.
- Réjou-Machain M, Péhissier R, Gourlet-Fleury S, Goussard P, Nasi R, Thompson JD. 2008 Regional variation in tropical forest tree species composition in the Central African Republic: an assessment based on inventories by forest companies. *J. Trop. Ecol.* **24**, 663–674. (doi:10.1017/S0266467408005506)
- Fayolle A *et al.* 2012 Geological substrates shape tree species and trait distributions in African moist forests. *PLoS ONE* **7**, e42381. (doi:10.1371/journal.pone.0042381)
- Gourlet-Fleury S *et al.* 2011 Environmental filtering of dense-wooded species controls above-ground biomass stored in African moist forests. *J. Ecol.* **99**, 981–990. (doi:10.1111/j.1365-2745.2011.01829.x)
- Lewis SL *et al.* 2013 Above-ground biomass and structure of 260 African tropical forests. *Phil. Trans. R. Soc. B* **368**, 20120295. (doi:10.1098/rstb.2012.0295)
- Mayaux P, Bartholomé E, Fritz S, Belward A. 2004 A new land-cover map of Africa for the year 2000. *J. Biogeogr.* **31**, 861–877. (doi:10.1111/j.1365-2699.2004.01073.x)
- Bwangy J-R, Hansen M, Roy D, De Ganté G, Justice C. 2010 Wetland mapping in the Congo Basin using optical and radar remotely sensed data and derived topographical indices. *Remote Sens. Environ.* **114**, 73–86. (doi:10.1016/j.rse.2009.08.004)
- Bradley A, Gerard F, Barbier N, Weedon G, Anderson L, Hurlingford C, Arango L, Zelazowski P, Asai E. 2011 Relationship between phenology, radiation and precipitation in the Amazon region. *Glob. Change Biol.* **17**, 2245–2260. (doi:10.1111/j.1365-2486.2011.02405.x)
- Gond V *et al.* 2011 Broad scale patterns of forest landscape in Guiana Shield rainforests. *Int. J. Appl. Earth Obs.* **13**, 357–367. (doi:10.1016/j.jag.2011.01.004)
- Myrneri RB *et al.* 2007 Large seasonal swings in leaf area of Amazon rainforests. *Proc. Natl Acad. Sci. USA* **104**, 4820–4823. (doi:10.1073/pnas.0611331104)
- Pennec A, Gond V, Sabatier D. 2010 Tropical forest phenology in French Guiana from MODIS time-series. *Int. J. Remote Sens.* **2**, 337–345.
- Xiao X, Hagen S, Zhang Q, Keller M, Moore III B. 2006 Detecting leaf phenology of seasonally moist tropical forests in South America with multi-temporal MODIS images. *Remote Sens. Environ.* **103**, 465–473. (doi:10.1016/j.rse.2006.04.013)
- Hansen M, Roy D, Lindquist E, Adams B, Justice C, Altsch A. 2008 A method for integrating MODIS and Landsat data for systematic monitoring of forest cover and change in the Congo Basin. *Remote Sens. Environ.* **112**, 2495–2513. (doi:10.1016/j.rse.2007.11.012)
- Saatchi S, Buermann W, ter Steege H, Mol S, Smith T. 2008 Modeling distribution of Amazonian tree species and diversity using remote sensing measurements. *Remote Sens. Environ.* **112**, 2000–2017. (doi:10.1016/j.rse.2008.01.008)
- Lewis SL, Bando PM, Phillips DL, van der Heijden GM, Negstad D. 2011 The 2010 Amazon drought. *Science* **331**, 554. (doi:10.1126/science.1200807)
- Saleksa S, Didan K, Huete A, Da Rocha H. 2007 Amazon forests green-up during 2005 drought. *Science* **318**, 612. (doi:10.1126/science.1146663)
- Samarita A, Ganguly S, Myrneri RB. 2011 MODIS Enhanced vegetation index data do not show greening of Amazon forests during the 2005 drought. *New Phytol.* **189**, 11–15. (doi:10.1111/j.1469-8137.2010.02516.x)
- Balas N, Nicholson S, Klotter D. 2007 The relationship of rainfall variability in West Central Africa to sea-surface temperature fluctuations. *Int. J. Climatol.* **27**, 1335–1349. (doi:10.1002/joc.1450)
- Mahé E. 1995 Modulation annuelle et fluctuations interannuelles des précipitations sur le bassin versant du Congo. In *Conférence sur les Grands Bassins Fluviaux, Paris, 22–24 novembre 1993* (eds J. Bouliguet, J-C Olvey), pp. 13–26. Paris, France: Orléans.
- Parmentier I *et al.* 2007 The odd man out? Might climate explain the lower tree  $\alpha$ -diversity of African rain forests relative to Amazonian rain forests? *J. Ecol.* **95**, 1058–1071. (doi:10.1111/j.1365-2745.2007.01273.x)
- White E. 1983 The vegetation of Africa: a descriptive memoir to accompany the UNESCO/NEI/FAO/UNSO vegetation map of Africa. *Nat. Resour. Res.* **20**, 1–356.
- Raiz Peter M *et al.* 2005 Logging in the Congo Basin: a multi-country characterization of timber companies. *Forest Ecol. Manage.* **214**, 221–236. (doi:10.1016/j.foreco.2005.04.020)
- Huete A, Didan K, Miura T, Rodriguez EP, Gao X, Ferreira LG. 2002 Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sens. Environ.* **83**, 195–213. (doi:10.1016/S0034-4257(02)00096-2)
- Huete AR, Didan K, Shimabukuro YE, Ratana P, Saleksa SR, Hayya LR, Yang W, Nemani RR, Myrneri R. 2006 Amazon rainforests green-up with sunlight in dry season. *Geophys. Res. Lett.* **33**, L06405. (doi:10.1029/2005GL025583)
- Cheng YB, Zarco-Tejada PJ, Riaño D, Rueda CA, Ustin SL. 2006 Estimating vegetation water content with hyperspectral data for different canopy scenarios: relationship between AIRS and MODIS indices. *Remote Sens. Environ.* **105**, 354–366. (doi:10.1016/j.rse.2006.07.005)
- Mayaux P, Gond V, Bartholomé E. 2000 A near-real time forest-cover map of Madagascar derived from SPOT-4 VEGETATION data. *Int. J. Remote Sensing* **21**, 3139–3144. (doi:10.1080/0143160001015018)
- Tou J, Gonzalez R. 1974 *Pattern recognition principles*. Reading, MA: Addison-Wesley.
- Xie P, Arkin PA. 1997 A 17-year monthly analysis based on gauge observations, satellite estimates, and numerical model outputs. *B. Am. Meteorol. Soc.* **78**, 2539–2558. (doi:10.1175/1520-0477(1997)078<2539:GPRMMA>2.0.CO;2)
- R Development Core Team. 2011 *R: a language and environment for statistical computing*. <http://www.r-project.org/>.

35. Bohman SA. 2010 Landscape patterns and environmental controls of deciduousness in forests of central Panama. *Global Ecol. Biogeogr.* **19**, 376–385. (doi:10.1111/j.1466-0238.2009.00510.x)
36. Moley J. 2002 A catastrophic destruction of African forests about 2 500 years ago still exerts a major influence on present vegetation. *Bull. Inst. Dev. Stud.* **33**, 13–30. (doi:10.1111/j.1759-5436.2002.tb00003.x)
37. Brück T, Willis K, Harris D, Teller M, Bailey R. 2009 Fire and climate change impacts on lowland forest composition in northern Congo during the last 2580 years from palaeoecological analyses of a seasonally flooded swamp. *Holocene* **19**, 79–89. (doi:10.1177/0959636008090954)
38. Moley J, Giesse P, Daumenge C, Favier C. 2012 Comment on 'Interzifying weathering and land use in Iron Age Central Africa'. *Science* **337**, 1040. (doi:10.1126/science.1221820)
39. Wright S, Van Schaik C. 1994 Light and phenology of tropical trees. *Am. Nat.* **143**, 192–199. (doi:10.1086/285600)
40. Wright S, Calderon O. 2006 Seasonal, El Niño and longer term changes in flower and seed production in a moist tropical forest. *Ecol. Lett.* **9**, 35–44. (doi:10.1111/j.1461-0248.2005.00850.x)
41. Suchel J-B. 1990 Les modalités du passage du régime climatique boréal au régime climatique austral dans le sud-ouest camerounais. *Cahiers du Centre de Recherche de Climatologie* **13**, 63–76.
42. Knorr JB, Suarez MI, Heiser M. 2000 Variance and predictability of precipitation at seasonal-to-10-year annual timescales. *J. Hydrometeorol.* **1**, 26–46. (doi:10.1175/1525-7519(2000)001<0026:WPOPA>2.0.CO;2)
43. Cambelin P, Jaricot S, Potard L. 2001 Seasonality and atmospheric dynamics of the teleconnection between African rainfall and tropical sea-surface temperature: Atlantic versus ENSO. *Int. J. Climatol.* **21**, 973–1005. (doi:10.1002/joc.673)
44. Park S. 2009 Synchronicity between satellite-measured leaf phenology and rainfall regimes in tropical forests. *Photogramm. Eng. Rem. S.* **75**, 1231–1237.
45. de Wasseige C *et al.* 2012 The forests of the Congo Basin—state of the Forest 2010. Luxembourg: Publications Office of the European Union.

# *Forêts tropicales et Télédétection*



## *Volume 3 : Position et projet scientifique*

---

*Qu'est ce qu'on attend de fort ?  
En passant à la banque  
En allant faire du sport  
En battant des records  
En faisant le saltimbanque  
Après la mise au monde  
Avant la mise au trou  
Sur cette mappemonde  
Qu'est ce qu'on attend de nous ?*

*'Des roses et des ronces', Kent, 2000 et 2009.*

## VOLUME 3

I - Introduction .....	140
II - Problématique et inflexions .....	143
II-A - La caractérisation des forêts tropicales humides .....	143
II-B - L'identification des impacts humains .....	144
III - Méthode et innovations .....	145
III-A - La caractérisation des forêts tropicales humides .....	145
III-B - L'identification des impacts humains .....	153
III-B-1 - L'orpaillage.....	153
III-B-2 - Les dégâts d'abattage.....	158
III-B-3 - Les pistes forestières.....	160
III-B-4 - Les implantations agricoles .....	164
IV - Résultats Majeurs et apports à la Géographie et aux autres disciplines .....	174
IV-A - La caractérisation des forêts tropicales humides.....	174
IV-B - L'identification des impacts humains.....	175
IV-B-1 - L'orpaillage .....	175
IV-B-2 - Les dégâts d'abattage .....	175
IV-B-3 - Les pistes forestières.....	176
IV-B-4 - Les implantations agricoles .....	177
V – Perspectives.....	179
V-A - La caractérisation des forêts tropicales humides .....	179
V-B - L'identification des impacts humains .....	181
V-B-1 - L'orpaillage.....	181
V-B-2 - Les dégâts d'abattage.....	182
V-B-3 - Les pistes forestières.....	182
V-B-4 - Les implantations agricoles .....	183
VI – Conclusions.....	184
VII – Bibliographie .....	185

## I - INTRODUCTION

La caractérisation des types de végétation à la surface du globe a depuis très longtemps préoccupé les géographes. La localisation et l'identification des types de végétation a pour but d'inventorier les ressources naturelles et notamment les forêts. Sans remonter jusqu'aux cartes des Cassini au XVIII<sup>e</sup> siècle, on peut dire que les informations collectées sur le terrain se sont révélées de précieuses sources de connaissances. En France la cartographie moderne de la végétation commence avec Charles Flahaut (1852-1935). Naturellement, c'est la relation avec le climat qui va imposer sa triple organisation (latitude, longitude et altitude). Les notions de zone de végétation, d'étage de végétation et de série de végétation sont alors étudiées. A la suite de ces travaux, Henri Gaussen (1891-1981) va mettre au point un système de représentation de la végétation française. Sous son impulsion à partir de 1947, le service de la carte de végétation de Toulouse va délivrer des cartes des états de surface jusqu'en 1990. Par la suite la télédétection va devenir un outil privilégié dans le domaine de la cartographie de la végétation. Traditionnellement à pied, la cartographie de la végétation va dorénavant largement utiliser les capteurs satellitaires, permettant de réduire les coûts, de diminuer le temps de mise à disposition des données et d'observer des régions difficiles d'accès. Toutefois il s'est vite avéré que la caractérisation des milieux naturels était bien plus complexe qu'initialement prévue. C'est pourquoi des chercheurs, des équipes de chercheurs, des réseaux de chercheurs, se sont constitués afin de travailler sur des petits bouts de notre immense planète.

En France comme ailleurs, c'est le climat qui est le facteur environnemental de première importance dans la répartition spatiale de la végétation (Prentice 1990). Une illustration claire de ce phénomène est la concordance spatiale entre les types de végétation (désert, forêts tempérées, forêts tropicales, savanes) et les types de climats. La meilleure représentation de cela est la distribution de la végétation le long du double gradient de pluie annuelle moyenne et de température (Whittaker and Niering 1975). Dans le monde tropical, les écologues ont démontré les corrélations continentales entre la distribution des pluies et les types de végétation (Aubreville 1949 ; Schnell 1976 ; White 1983). Jusqu'à aujourd'hui, ces travaux sont confortés par de grands projets internationaux visant à cartographier globalement cette distribution spatiale des types de végétation (IGBP, GLC-2000, GlobeCover 2005, 2009, 2012). Pour ma part je me suis spécialisé dans le domaine de la caractérisation des milieux forestiers tropicaux humides. Ce domaine me permet de développer des techniques originales pour définir, localiser et décrire des écosystèmes de forêts tropicales humides.

La précision de mesure est nécessaire afin de bien évaluer les ressources environnementales en vue de les gérer durablement. Or dans les nomenclatures cartographiques de ces cartes de végétation, la forêt tropicale humide est représentée sous la forme d'une grande couche verte homogène (programme TREES du Centre Commun de Recherche; Mayaux *et al.*, 2004, Eva *et al.*, 2004). Les cartes détaillées des zones forestières en zone tropicale restent rares et généralement elles ne concernent qu'une région ou un pays (Bégué 1967 ; Letouzey 1985 ; Boulvert 1986). Une des raisons principales de cette lacune cartographique est la difficulté d'observer et de surveiller de vastes étendues de forêts tropicales humides à un coût raisonnable. Par ailleurs, les investigations sur le terrain sont souvent focalisées sur des espaces limités. Les stations de recherche, quand elles existent, restent cantonnées à l'observation d'une petite portion de territoire et leurs résultats sont difficilement généralisables aux échelles régionales,

nationales ou continentales. Finalement peu d'information est utilisable pour caractériser les grands espaces forestiers tropicaux humides. De ce fait, ces forêts restent méconnues à cause, d'une part de leur immensité (le massif amazonien couvre 4,5 millions de km<sup>2</sup>), et d'autre part de leur inaccessibilité. La télédétection apparaît potentiellement intéressante dans un tel contexte et cela malgré les sérieuses limitations pour l'utilisation des longueurs d'onde visibles, dues principalement à la couverture nuageuse *quasi* permanente de ces régions (McCallum *et al.*, 2006). Seules les données radar ne sont pas gênées par les nuages ainsi que les survols à très basse altitude. Les capteurs radar sont de très bons instruments pour évaluer le relief, les cours d'eau et les contacts forêt / non-forêt. Malheureusement ils sont assez limités pour différencier les types de forêt. C'est pourquoi une approche basée sur l'utilisation de séries temporelles de données journalières ou hebdomadaires issues de capteurs comme TERRA-MODIS ou SPOT-4 VEGETATION (MODIS et VEGETATION web page) semble intéressante. Néanmoins, dans des cas particuliers comme l'étude des marécages et des tourbières tropicales, le radar et le lidar restent de très bons instruments complémentaires.

Actuellement, dans le cadre de prise en compte du changement climatique (hausse de la température globale, modification possible des régimes de pluies (Zelazowski *et al.*, 2011 ; GIEC 2007)), la caractérisation des types de végétation revêt un intérêt particulier. En effet, les menaces qui pèsent sur bon nombre de types de végétation mettent en danger toutes les chaînes du vivant. La forêt tropicale humide est particulièrement menacée par ces changements brusques et profonds des régimes climatiques (Gibson *et al.*, 2011) car ces bouleversements induiront forcément des modifications dans la distribution des végétaux (Parmesan and Yohe 2003), de leur fonctionnement (Nemani *et al.*, 2003) et donc dans leurs capacités à stocker le carbone (Stephens *et al.*, 2007).

Parallèlement, ces écosystèmes sont habités ou sont soumis à des pressions d'origine humaines qui perturbent leur structure et leur fonctionnement (Vitousek *et al.*, 1994). Les activités qui s'y exercent sont multiples allant de la cueillette à la déforestation la plus totale. Je me suis donc intéressé à ces phénomènes afin de décrire l'état des forêts tropicales humides. Aujourd'hui il n'existe quasiment plus d'espaces forestiers ne subissant aucune pression humaine directe (coupe d'arbre) ou indirecte (par la pollution ou la diminution des précipitations liées au changement climatique). Je me suis concentré sur les impacts humains détectables par les mesures satellitaires. En particulier les impacts liés aux activités sylvicoles et minières. Je ne me suis pas intéressé par exemple aux évaluations des surfaces déforestées (coupe rase) traitées abondamment dans la littérature par ailleurs. En revanche je me suis intéressé à l'étude des abattis-brûlis et en général des implantations agricoles dans la forêt. Plusieurs études ont ainsi été développées en Guyane sur les fronts pionniers de l'ouest ou plus récemment sur la dynamique spatiale des implantations agricoles sur le moyen et le haut Oyapock (Tritsh *et al.*, 2012\*). Enfin, les fronts pionniers Amazoniens ont aussi été l'objet d'études approfondies pour les caractériser par des approches multi-temporelles (Oszwald *et al.*, 2011\*). Ces études ont été complétées par des analyses thématiques visant à développer le potentiel de la télédétection pour observer des phénomènes difficilement mesurable comme le dessèchement des lisières forestières (Briant *et al.*, 2010\*). Récemment j'ai travaillé sur l'estimation de biomasse et de carbone dans le bassin d'approvisionnement en charbon de bois pour la ville de Kinshasa (RDC).



Pour la suite du document, chaque chapitre sera divisé en 2 (a et b) afin de garder la structure cohérente du discours tout en gardant la double approche (a - caractérisation des milieux et b – caractérisation des impacts humains).

## II - PROBLEMATISATION ET INFLEXIONS

### II-A – LA CARACTERISATION DES FORETS TROPICALES HUMIDES

La caractérisation des forêts tropicales humides est un domaine de recherche complexe car le sujet d'étude a mille facettes. Il n'y a pas une forêt tropicale humide mais plusieurs et finalement aucune ne se ressemble vraiment. Il suffit de s'y promener pour constater que le terme forêt tropicale humide recouvre une multitude de variations tant horizontales que verticales. Si on se promène dans plusieurs forêts tropicales, cela se démultiplie. Nous avons donc des forêts tropicales humides multiples et variées. Pour cela, il suffit de se rapporter aux anciennes cartes forestières (Bégué 1967 ; Evrard 1968 ; Schnell 1976 ; Boulvert 1986 ; Letouzey 1985 pour ne parler que de l'Afrique Centrale) qui exprimaient déjà cette diversité de milieux.

Comment aborder cette diversité afin de la caractériser de façon objective, indépendante et dans sa globalité ? Très tôt des modèles ont esquissé le contour des principaux biomes terrestres (Holdridge, 1947 ; Matthews 1983 ; Wilson & Henderson-Sellers 1985) ou des études de synthèse par continent (Monod 1957 ; White 1983 pour l'Afrique). L'imagerie satellitaire, qui était déjà mon outil de travail, allait me permettre d'investir du temps et mes connaissances acquises précédemment dans cette problématique dans la continuité de groupes de recherche sur ce sujet (Tucker *et al.*, 1985 ; Justice *et al.*, 1986 ; Towshend *et al.*, 1991). S'est posée alors la question : avec quel instrument satellitaire observer les forêts tropicales humides ? Des capteurs Radar (De grandi *et al.*, 1999), des capteurs à très haute résolution spatiale (Serpantié *et al.*, 1991) ou des capteurs à très haute résolution temporelle (Justice *et al.*, 1985 ; Viovy *et al.*, 1992) ? Que veut-on observer au juste ? Comment utiliser le bon outil ? Et là bien entendu il n'y a pas de bon outil mais des bons outils. La diversité des objets de recherche et la diversité des moyens m'ont amené à faire des choix et donc dans ce sens mes travaux sont loin d'être exhaustifs. Il faut bien voir ce travail comme une pierre amené à l'édifice qui s'ébauche dans la compréhension des forêts tropicales humides, rien de plus.

L'utilisation de l'imagerie satellitaire à basse résolution a permis dans un premier temps de caractériser les biomes de la Terre (DeFries and Townshend, 1994 ; Malingreau *et al.*, 1995 ; Loveland and Belward, 1997). Les capteurs météorologiques ont ouvert la voie comme NOAA-AVHRR jusqu'à la fin du XX<sup>e</sup> siècle. A ce stade la distinction au sein des forêts tropicales n'était pas possible et c'était surtout une période de mise au point technique (Holben, 1986 ; Mayaux *et al.*, 1998 ; DeFries *et al.*, 2000) accompagnée du développement d'indice de végétation permettant de synthétiser l'information de l'activité photosynthétique de la surface (Rouse *et al.*, 1974 ; Huete 1988 ; Pinty and Verstraete 1992 ; Qi *et al.*, 1994 ; Gao 1996). A partir de 1998 des capteurs de nouvelle génération comme SPOT-VEGETATION et TERRA-MODIS ont permis de s'affranchir de nombreuses contraintes d'ordre technique (BRDF, épaisseur atmosphérique, calage géométrique ; Friedl *et al.*, 2010). A partir de là, la recherche sur la caractérisation des milieux forestiers est devenue plus performante et plus précise (Mayaux *et al.*, 2004 ; Stibig *et al.*, 2007 ; Vancutsem *et al.*, 2009) avec notamment la prise en compte de la phénologie (Xiao *et al.*, 2006 ; Myneni *et al.*, 2007 ; Doughty & Goulden 2008 ; Park 2009 ; Brando, *et al.*, 2010). Toutefois, l'intérêt s'est rapidement porté sur l'identification des limites des massifs forestiers tropicaux (Bartholomé and Belward 2005 ; Vancutsem *et al.*, 2006 ; Bontemps *et al.*, 2012 ; Verheggen *et al.*, 2012), l'estimation de la biomasse (Malhi *et al.*, 2006 ; Saatchi *et al.*, 2007 ; Baccini *et al.*, 2008 ; Goetz *et al.*, 2009)

l'analyse des changements (déforestation, dégradations forestières Achard *et al.*, 2002 ; Duveiller *et al.*, 2008 ; Hansen *et al.*, 2008 ; Baccini *et al.*, 2012 ; Mayaux *et al.*, 2013 ; Desclée *et al.*, 2013 ;), l'influence du changement climatique (Saleska *et al.*, 2007 ; Phillips *et al.*, 2009 ; Lewis *et al.*, 2011 ; Samanta *et al.*, 2011 ;) sans pour autant s'attarder à la structure de la végétation elle-même. Le mélange des capteurs de plus en plus intéressant pour estimer la biomasse comme les RADAR ou les LIDAR par exemple (Baccini *et al.*, 2008 ; Saatchi *et al.*, 2011 ; Asner *et al.*, 2012 ; Baghdadi *et al.*, 2013) permet de 'redécouvrir' la variabilité spatiale et structurelle des forêts tropicales humides. De plus le passage de l'estimation de la biomasse au volume de carbone nécessite une définition précise des peuplements forestiers. On revient donc à mieux définir l'agencement spatial des forêts tropicales humides ainsi que leurs caractéristiques structurelles et biologiques (hauteur, espèces, phénologie) pour permettre des estimations plus fines (Wagner *et al.*, 2013 ; Molto *et al.*, 2013). Ainsi la caractérisation des forêts tropicales humides est devenue un enjeu de taille dans le domaine scientifique de l'observation de la terre. La multiplication des capteurs nécessite de nos jours des partenariats forts différents et des modes d'analyse beaucoup plus complexes aussi.

## II-B – L'IDENTIFICATION DES IMPACTS HUMAINS

Parallèlement, les impacts humains ont aussi des logiques propres et sont d'une très grande variété : les feux (Aragao & Shimabukuro 2010), les chablis (Chambers *et al.*, 2009), l'abattage des arbres (de Wasseige & Defourny 2004 ; Asner *et al.*, 2005 ; Sist & Ferreira 2007), la construction de piste (Laporte *et al.*, 2007 ; Laurance *et al.*, 2008), l'installation de mines (Peterson and Heemskerk 2001) et le développement de front pionnier (Dubreuil *et al.*, 2011). Je ne me suis pas intéressé à tout cela et ce sont surtout l'installation des mines, l'identification des pistes forestières et des trouées d'abattage qui ont gardé toute mon attention. Il a fallu là aussi se poser des questions et faire des choix. Allais-je caractériser finement et précisément chaque trouée d'abattage ? Allait-on devoir développer des algorithmes permettant d'identifier les espèces végétales ? J'ai fait le choix dans ce domaine d'utiliser des données à moyenne résolution (des pixels ayant entre 10 et 30 mètre de côté) mais couvrant de large portion de forêt. En effet les impacts humains en forêts tropicales humides apparaissent comme de petits objets isolés dans un océan de verdure (Souza *et al.*, 2003). Ces objets sont soit linéaires (des pistes) soit sous forme de points (trouées d'abattage) soit encore les deux (les chantiers d'orpaillage sont des linéaires alternant successivement avec des zones de sol nu et des bassins de décantation remplis d'eau plus ou moins propre). Cette technique correspondait exactement à ce que je venais de réaliser lors de mon post-doc au Centre Commun de Recherche sur la caractérisation des petits plans d'eau répartis de façon inégale dans l'immensité du Sahel (Gond *et al.*, 2004). C'est donc dans cette voie que je me suis engagé.

### III - METHODOLOGIES ET INNOVATIONS

#### III-A - LA CARACTERISATION DES FORETS TROPICALES HUMIDES

Pour cette première approche j'ai tout naturellement utilisé la rythmicité de la végétation, la phénologie, la dynamique temporelle. En me basant sur ce que j'avais appris en forêt tempérée, je supposai qu'il devait également y avoir des variations temporelles dans les forêts tropicales humides. D'ailleurs, les travaux des botanistes en faisaient mention en décrivant les stades de floraison et de fructification. Pour aller dans ce sens, la mise au point de techniques d'analyses des séries temporelles satellitaires à basse résolution spatiale mais à haute résolution temporelle allait m'aider. Très tôt (1992) j'avais travaillé sur ces rythmes mais dans des conditions climatologiques fortement contrastées (Nordeste brésilien puis zone sahéenne jusqu'en 1995). Le pari était grand d'appliquer ces méthodologies sur des milieux pilotés par des conditions météorologiques apparemment régulières. J'ai donc testé une série de traitement sur un jeu de données SPOT-VEGETATION (une année de données quotidiennes à 1 km de résolution spatiale). Avec la coopération de Christelle Vancutsem (2005), la mise au point d'un procédé de moyenne temporelle des valeurs de réflectance sur l'année m'a permis, d'une part observer les forêts tropicales humides du plateau des Guyanes sans aucun nuage (ce qui était réservé jusqu'alors aux seuls Radars), d'autre part de constater que des variations existaient au sein de ce qui était considéré comme l'emplacement des forêts tropicales humides de la région. Avec ces travaux, la grande couche verte de la forêt tropicale humide du plateau des Guyanes venait de voler en éclats (figure 10). Chaque éclat ayant ses caractéristiques propres, j'en étais convaincu. C'est à partir de ce moment que j'ai constitué un groupe multidisciplinaire de réflexion qui regroupait des botanistes, des pédologues, des géologues et des forestiers afin d'affiner l'interprétation et la compréhension des variations observées. C'est ainsi que, grâce à l'expérience de chacun, et épaulés par des relevés de terrain, nous avons pu identifier les différents types de forêts tropicales humides de la région (figure 11). Nous avons pu les nommer, les décrire et les localiser sur l'ensemble du plateau des Guyanes (2 million de km<sup>2</sup>). Une étape était franchie dans l'innovation pour répondre à mon questionnement afin d'identifier et de localiser différents types de forêts tropicales humides du plateau des Guyanes.

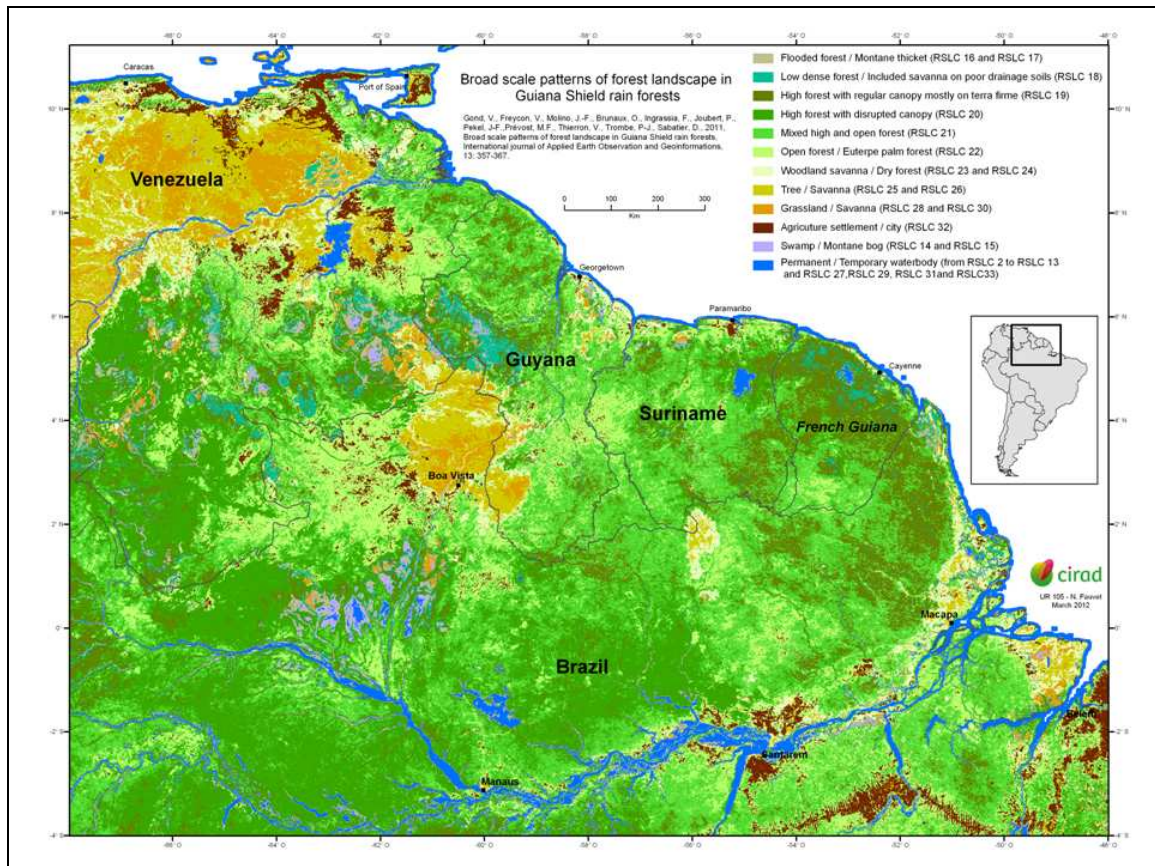


Figure 10 : la distinction de plusieurs types de forêts tropicales humides sur l'ensemble du plateau des Guyanes a permis une autre vision de la forêt. Ici c'est la structure forestière qui est reflétée par les différentes classes. Ces informations ont été recueillies à partir d'une année de données quotidiennes du capteur SPOT-VEGETATION pour l'année 2000. En vert sont représentées les cinq classes de forêts tropicales humides (allant de la canopée la plus fermée à la canopée la plus ouverte). En jaune-orange sont représentées les classes de savanes, en marron les zones agricoles et en bleu les zones inondables ou l'eau. La carte a été validée par des mesures de terrain et par l'interprétation de photographies aériennes sur 21 sites de références ainsi que sur l'analyse statistique de paramètres environnementaux.

Gond, V., Freycon, V., Molino, J.-F., Brunaux, O., Ingrassia, F., Joubert, P., Pekel, J.-F., Prévost, M.F., Thierron, V., Trombe, P.-J., Sabatier, D., 2011\*, Broad scale patterns of forest landscape in Guiana Shield rain forests, *International journal of Applied Earth Observation and Geoinformations*, 13: 357-367. [voir volume 2 - V]

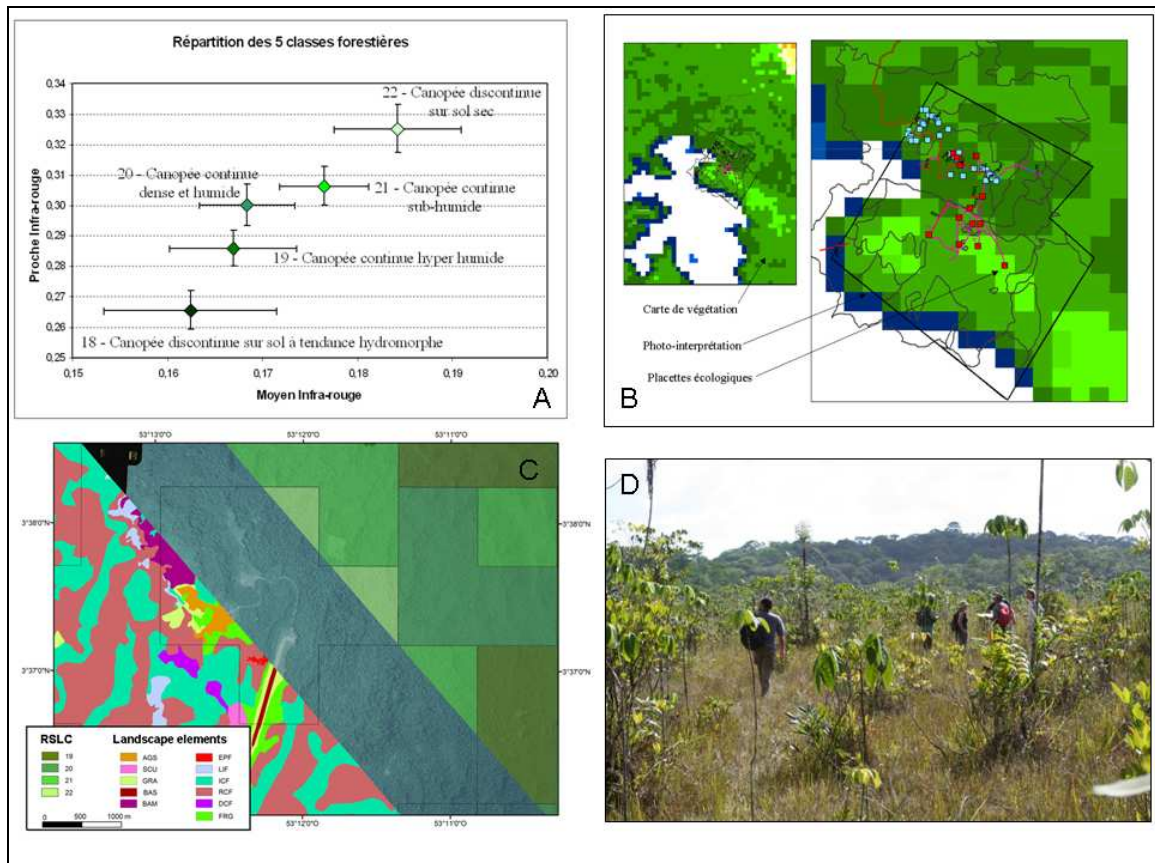


Figure 11 : les résultats des analyses d'images satellites ont permis la distinction de cinq classes ayant les caractéristiques spectrales de la forêt tropicale humide (A), afin de valider ces informations nous avons entrepris un travail basé sur 21 placettes (B) en Guyane où plusieurs classes étaient présentes. Sur ces placettes nous avons regroupé les connaissances (relevés botaniques, informations écologiques, pédologiques, géologiques). Nous les avons complétées avec des analyses de photos aériennes lorsque celles-ci étaient disponibles (C). Pour six placettes nous sommes allés sur le terrain nous rendre compte des analyses précédentes. A partir de ces analyses multiples nous avons alors pu donner des noms à chacune des classes.

Gond, V., Freycon, V., Molino, J.-F., Brunaux, O., Ingrassia, F., Joubert, P., Pekel, J.-F., Prévost, M.F., Thierron, V., Trombe, P.-J., Sabatier, D., 2011\*, *Broad scale patterns of forest landscape in Guiana Shield rain forests*, *International journal of Applied Earth Observation and Geoinformations*, **13**: 357-367. [voir volume 2 - V]

A partir de ce travail de fond, des portes se sont ouvertes. En effet la succession des acquisitions satellitaires avait donné tout son sens à la donnée finale. Ce sens était l'identification d'un type de forêt tropicale humide en fonction de ses voisines. Ce sens distinguait des écosystèmes ayant des caractéristiques tellement proches qu'on les confondait allégrement sans se poser de questions existentielles. Tout était dans le même sac même si certains (botanistes, physio-écologues) savaient pertinemment que sur le terrain, la variété était énorme mais que l'on n'était pas encore arrivé à la matérialiser spatialement. Ces travaux donc m'ont donné l'idée que ces données en avaient encore plus à donner, qu'il y avait encore plus de sens dans le fond. J'avais approché ces travaux de façon spontanée avec mon complice de l'époque (Philippe Loudjani en 1991) en triturant un jeu de données NOAA-AVHRR-GVI de l'ensemble de la planète (archives 1986-1990 de données hebdomadaire à 16 km de résolution spatiale) où l'on avait obtenu une carte (figures 2 et 3) où chaque classe pouvait être détaillée par une légende montrant le comportement temporel de l'activité photosynthétique. Il était donc possible de refaire la même chose avec les instruments modernes. Plus tard, les capteurs disponibles

permirent le traitement sur de longues périodes (10 ans) de façon continue (tous les 8 jours) mais sur ces jeux de données le bruit dû aux nuages (particulièrement abondants au dessus des forêts tropicales humides) était incompatible avec l'analyse fine nécessaire à la distinction entre les différents types de forêts tropicales humides. Les variations étaient trop ténues et donc plus petites que les bruits de l'enregistreur. J'ai donc imaginé une synthèse pluriannuelle (sur 10 ans) capable de compacter l'information hebdomadaire. Le résultat obtenu est allé au-delà de mes espérances. Non seulement les courbes sur l'année synthétique reflétaient bien les variations de dynamique d'activité photosynthétique (j'utilisais des indices comme le NDVI, le NDWI ou le EVI dans ces synthèses) mais surtout distinguaient très nettement les différents types de forêts tropicales humides du plateau des Guyanes (Pennec *et al.* 2011\*). Pour la première fois nous accédions à la phénologie foliaire (distincte de la phénologie proprement dite qui caractérise les différents stades de floraison, fructification etc. ; figure 12).

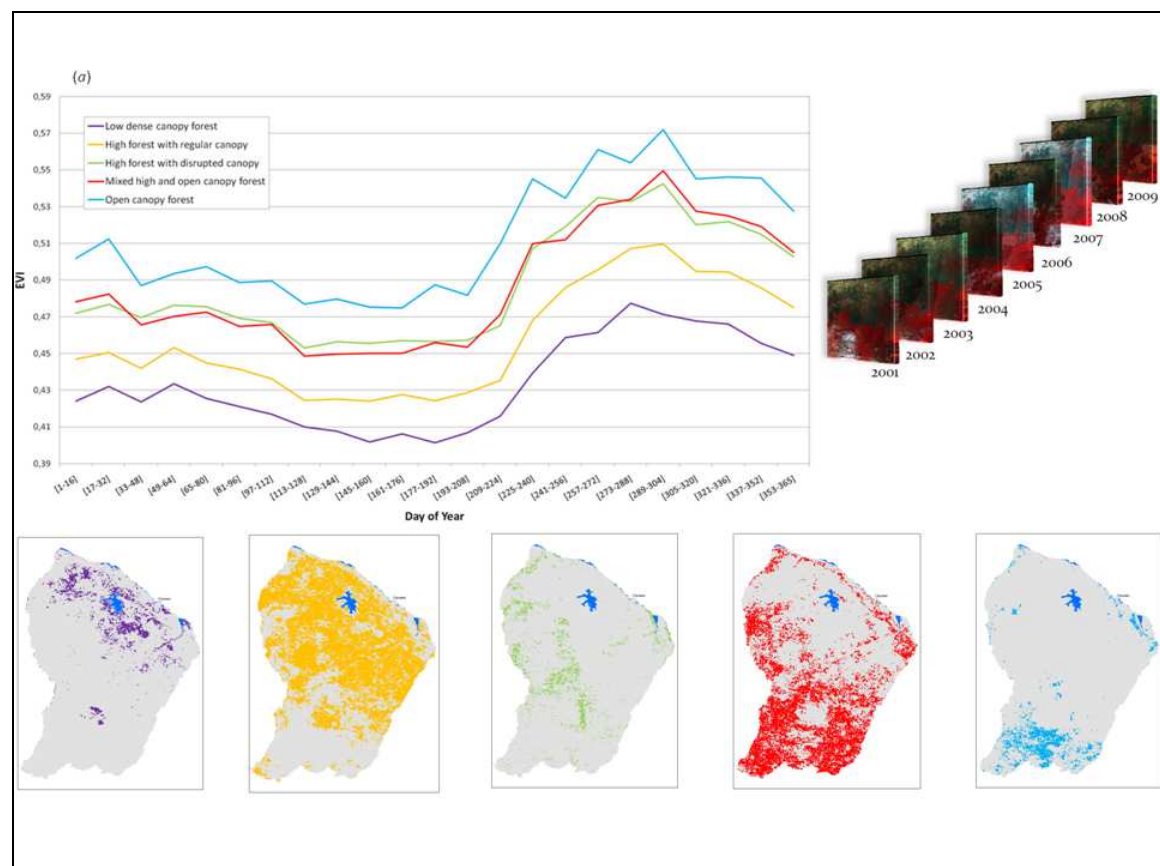


Figure 12 : Pour chacune des classes de forêts tropicales humides identifiées par SPOT-VEGETATION (figure 10) nous avons collecté 9 années de données MODIS (en haut à droite) afin d'en extraire un profil annuel moyen (en haut à gauche). Pour chaque classe nous avons alors obtenu un profil moyen dans l'année et une localisation géographique (en bas) nous permettant d'interpréter les cycles phénologiques de chacune des classes.

Pennec, A., Gond, V., Sabatier, D., 2011\*, Characterization of tropical forests phenology in French Guiana using MODIS time-series, *Remote Sensing Letters*, 2(4): 337-345. [voir volume 2 - VI]

Avec Daniel Sabatier nous avons alors entrepris de comprendre le signal en termes de dynamique forestière. Cette analyse a permis une très bonne compréhension de la mise en place des feuillages en fonction des pluies et de l'éclairement solaire (figure 13). L'eau et le soleil étant les deux déterminants de l'activité photosynthétique de ces forêts tropicales

humides. Sans y prendre part, nous étions en plein dans le débat sur le verdissement de la forêt amazonienne lors d'événements climatiques secs majeurs (Saleska *et al.*, 2007 ; Samanta *et al.*, 2011 ).

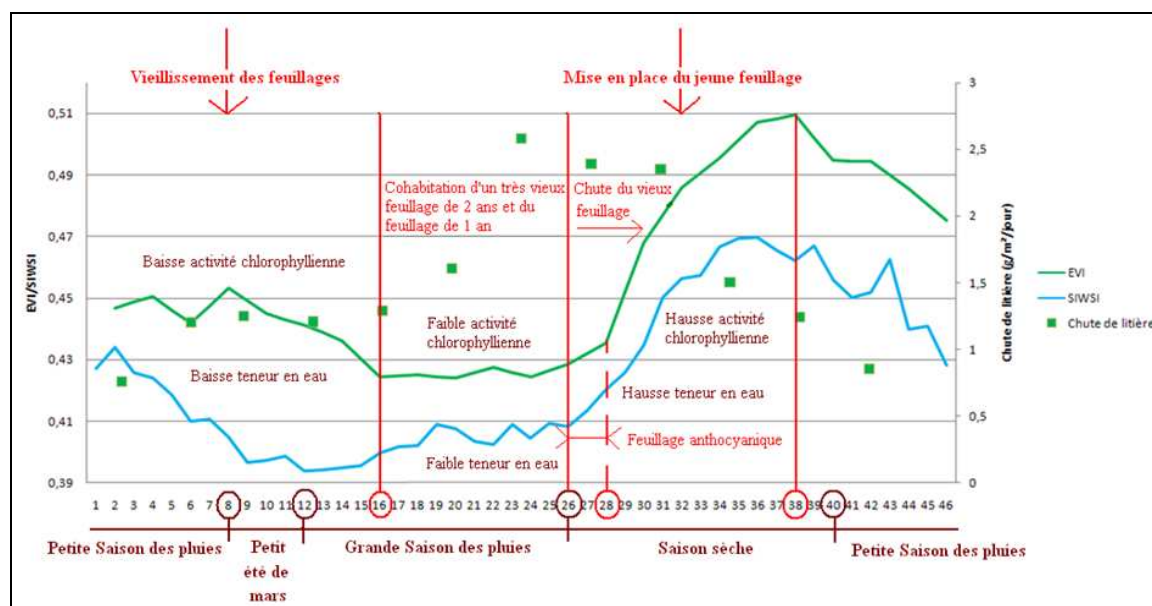


Figure 13 : L'accès à des informations de terrain comme la mesure de chutes de litière nous a aidés à interpréter le signal temporel des forêts tropicales humides de Guyane (ici la classe 19 représentée en jaune dans la figure 12). On voit très bien ici la chute du signal en début d'année (des semaines 1 à 26) pendant les saisons pluvieuses. L'activité végétale est en relative dormance à cause d'un manque d'énergie solaire (la couche nuageuse est trop compacte durant cette période). A la fin de cette période la chute des feuilles s'accélère (semaines 23 à 31) et un nouveau feuillage se met en place afin de bénéficier au plus tôt de la saison optimale pour l'activité photosynthétique (des semaines 28 à 38).

Pennec, A., Gond, V., Sabatier, D., 2011\*, *Characterization of tropical forests phenology in French Guiana using MODIS time-series*, *Remote Sensing Letters*, 2(4): 337-345. [voir volume 2 - VI]

Partant de là j'ai pu expérimenter ces analyses sur d'autres continents et d'autres forêts tropicales humides. Tout d'abord je me suis intéressé en Afrique Centrale au couloir de la Sangha (entre Est-Cameroun, nord-Congo-Brazzaville et Sud République Centrafricaine). Cet espace séparant les blocs forestiers Congo-Atlantique (à l'ouest) et Congo-central (à l'est) a subi des vicissitudes climatiques au long des derniers millénaires. S'ouvrant et se refermant au gré des fluctuations climatiques provoquant la mise en place de forêts tropicales humides jeunes encadrées par des forêts plus anciennes, le tout influencé également par les structures géologiques. L'application de la méthode a permis de visualiser l'organisation spatiale de ces forêts (figure 14). Elle a permis aussi de mieux comprendre les rythmes climatiques imposés par les alternances plus ou moins prononcées de saisons dites 'sèches' et dites 'humides'. L'analyse de ces données a été corroborée par des mesures fines de terrain (38.898 placettes de 1/2ha ont été utilisées). Ces travaux comparés à ceux de Guyane ont mis l'accent sur la variabilité des tempéraments de forêts tropicales humides suivant leurs conditions environnementales (éclairage et précipitation). Ces comparaisons m'ont permis de discuter avec Saatchi sur le fait qu'il n'y a pas de règle unique pour toutes les forêts tropicales du monde.



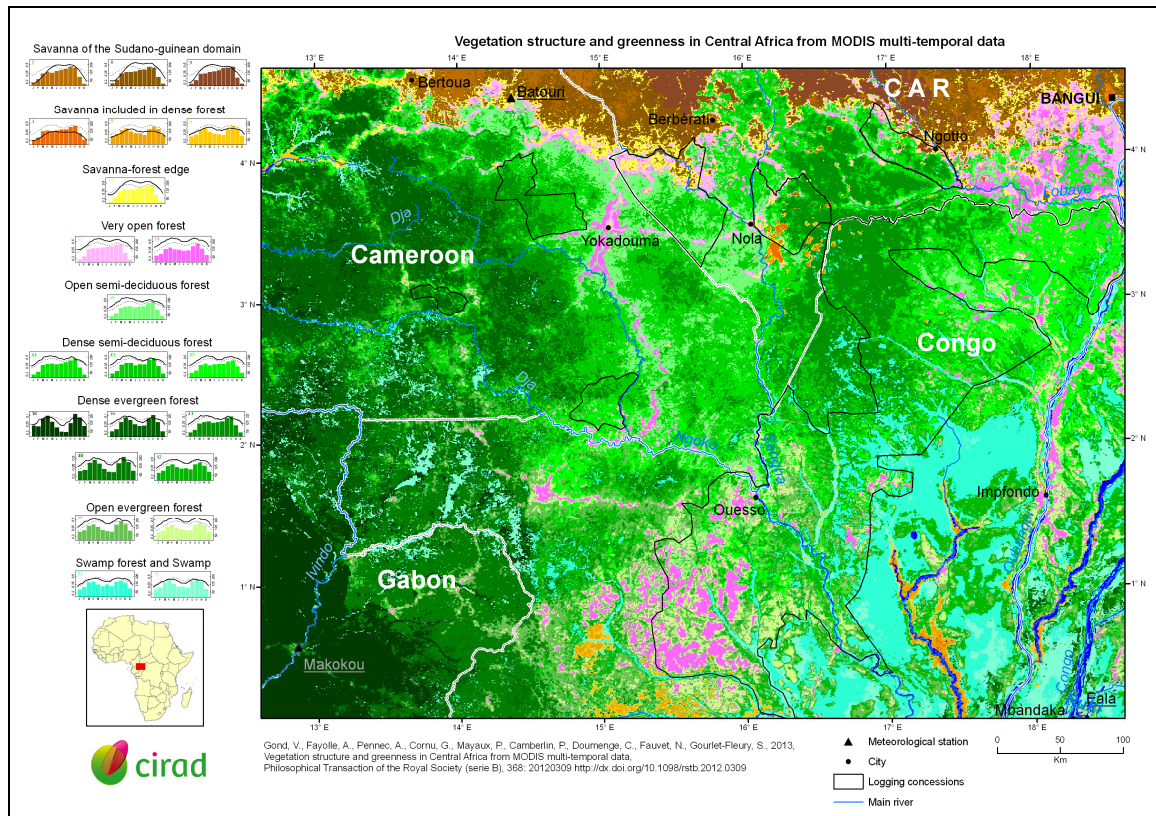


Figure 14 : carte de la structure forestière dans l'intervalle de la Sangha (Afrique Centrale). La légende est organisée par classe pour lesquelles les hauteurs de précipitations respectives ont été coloriées (barres verticales). Chaque classe est caractérisée par l'intensité de son activité photosynthétique au cours d'un cycle annuel (trait plein). Pour des facilités de lecture la moyenne de l'activité photosynthétique sur l'ensemble de la zone d'étude est marquée en pointillé. Les classes ont été regroupées par thèmes après avoir été analysées avec les 37.898 placettes d'inventaire de terrain d'un demi-hectare chacune. Sur la carte on voit l'organisation spatiale des formations végétales.

Gond, V., Fayolle, A., Penneç, A., Cornu, G., Mayaux, P., Camberlin, P., Doumenge, C., Fauvet, N., Gourlet-Fleury, S., 2013\*, Climatic control on vegetation structure and functioning in Central Africa : new insights from MODIS multi-temporal data, *Philosophical Transaction of the Royal Society (serie B)*, 368 : 20120309. [voir volume 2 - IX]

Des travaux similaires ont été menés dans la cuvette d'inondation du Congo (région marécageuse pratiquement inaccessible située entre les deux Républiques du Congo). Là, la caractérisation des forêts tropicales humides marécageuse a été complétée avec des données Radar (grâce à l'aide de Nicolas Baghdadi) afin de comprendre comment l'onde d'inondation pouvait déterminer la structure spatiale de la végétation. Remarquablement l'analyse des données des séries temporelles MODIS (sur 10 ans) a permis de déterminer 5 grandes classes qui correspondaient chacune à des temps d'inondation distincts (parallèlement relevé par les données radar ALOS-PALSAR). Ainsi l'analyse des forêts tropicales humides par cette technique permettait d'appréhender un milieu naturel isolé et peu accessible (figure 15). Actuellement des travaux du même genre se répètent aux Moluques (île de Séram), à Kalimantan Ouest (marécage au centre de Bornéo) et au Para (Brésil). Ces travaux ont chacun leurs objectifs propres mais la technique reste assez similaire car elle est robuste et donne une nouvelle vision des forêts tropicales humides.

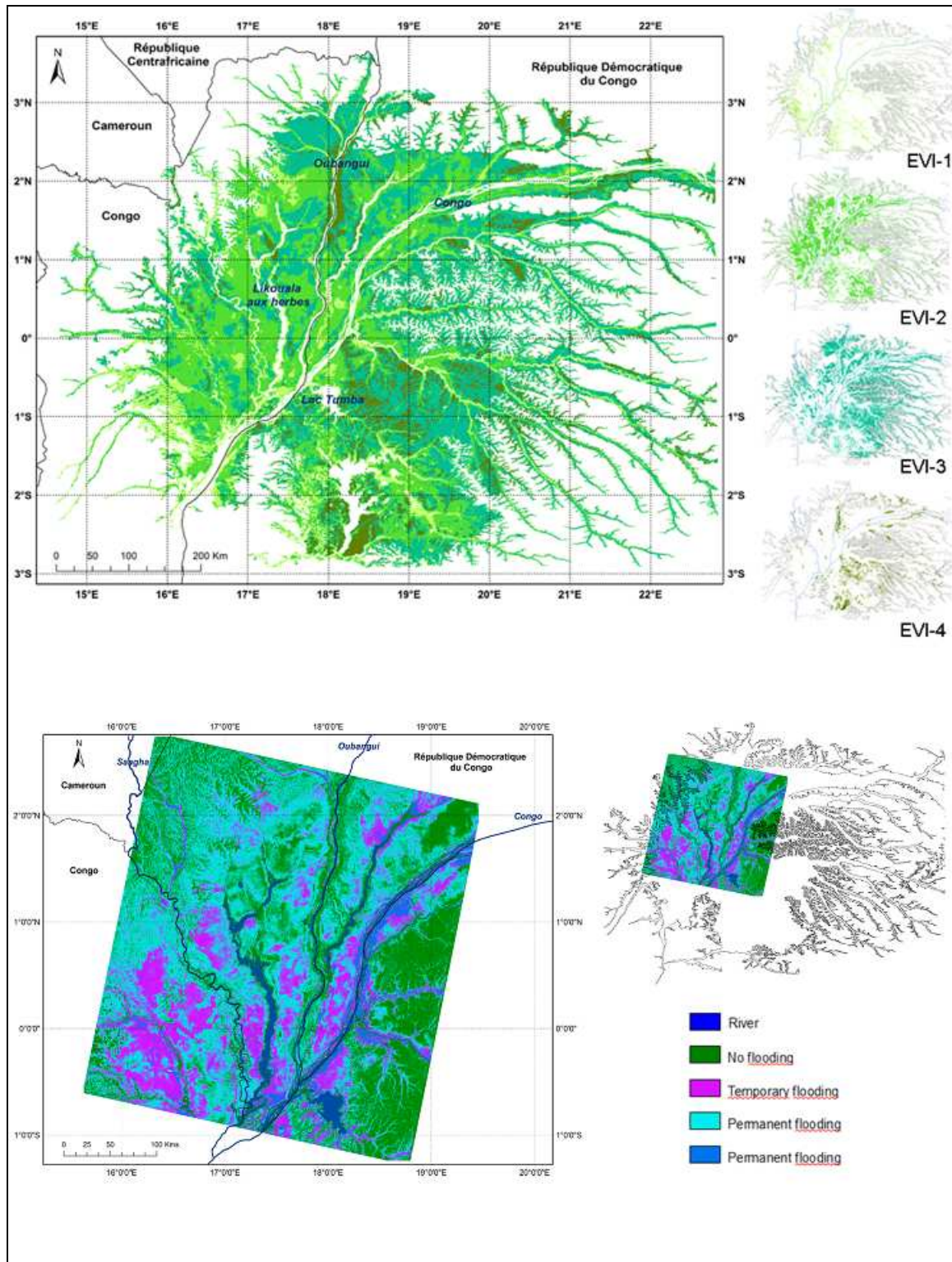


Figure 15 : dans la cuvette congolaise, des forêts tropicales humides marécageuses se développent au gré des intensités et des durées d'inondations. Ces régions sont quasiment inaccessibles de par leur éloignement, leur faible densité humaine et l'instabilité politique de ces régions. La télédétection joue ici un rôle pionnier dans la compréhension de l'organisation spatiale des forêts. En combinant les informations issues du capteur MODIS et celles du capteur radar ALOS-PALSAR, une première ébauche a pu être réalisée mettant en lumière la relation étroite entre peuplement forestier (structure de la canopée, hauteur (mesurée par ailleurs avec le satellite lidar IceSat-1), intensité de l'activité photosynthétique, espèces végétales) et les inondations périodiques des fleuves Congo et Oubangui. Sur la partie haute de la figure est

*présenté, dans les limites extérieures de la cuvette congolaise proprement dite (là où se réalisent les inondations cycliques), le résultat de la classification des données synthétiques MODIS. A droite sont matérialisées les répartitions de chacune des classes. En bas l’empreinte des données ALOS-PALSAR a permis pour une partie de la cuvette congolaise de bien identifier les fréquences d’inondation. Ce travail est à mettre en perspective avec les débats qui commencent autour de la gestion de l’eau en Afrique Centrale. Pas là nous voulions montrer les relations étroites entre les inondations et les forêts tropicales humides marécageuses afin de prévenir qu’une baisse (naturelle ou artificielle) des inondations perturberait les écosystèmes forestiers locaux.*

*Betbeder, J., Gond, V., Frappart, F., Bagdhadi, N., Briant, G., Bartholomé, E., 2013\* Landscape wetland mapping using multi sensors approach, IEEE-JSTARS, sous presse.*

### III-B – L’IDENTIFICATION DES IMPACTS HUMAINS

Pour cette seconde approche complémentaire je me suis attaché à valoriser le contraste local qui existait entre l’étendue forestière photo-synthétiquement active et les objets de petite dimension n’ayant pas d’activité chlorophyllienne. En fait c’est un peu par hasard que j’ai développé cette technique. Lors de mon arrivée en Guyane je me suis d’abord intéressé à identifier les pistes forestières (Gond *et al.*, 2003\*). Ce travail m’a permis de mesurer le contraste généré par les activités humaines sur le terrain et mesuré par l’imagerie satellitaire. En réalisant ce travail j’ai, par hasard, observé des phénomènes étranges plus à l’intérieur du massif, le long des cours d’eau. Identifier un site d’orpaillage n’était pas très difficile mais je me suis attaché à extraire l’information de l’image. Ceci afin de pouvoir localiser ces sites sur des cartes topographiques au sein d’un Système d’Information Géographique mais surtout car ce phénomène faisait (et fait toujours malheureusement) la ‘une’ de l’actualité en Guyane. A partir de là, quatre branches distinctes se sont développées dans mon travail (avec des connexions entre elles) : l’identification des sites d’orpaillage, la détermination des dégâts d’abattage, la localisation des pistes forestières et enfin la caractérisation des implantations agricoles.

#### III-B-1 - L’orpaillage

L’identification des sites d’orpaillage en Guyane n’est pas sans danger. On touche là à un problème de société important (Hammond *et al.*, 2007\* [voir volume 2 - III]. Dans la mémoire locale, cette activité majoritairement illégale se fait loin en forêt. On ne la voit pas, c’est caché, isolé. On en parle à mots couverts. Ce n’est pas un tabou mais c’est relégué aux profondeurs de la forêt et à ses mystères. Réaliser des cartes localisant, dimensionnant et montrant en détail chaque site d’orpaillage a bouleversé la vision plus ou moins prosaïque que l’on se faisait de cette activité. J’ai d’abord travaillé seul puis grâce au World Wildlife Fund (WWF) et à l’Office National des Forêts (ONF) j’ai pu constituer un groupe de travail. Nous avons réalisé une typologie des sites et surtout j’ai réalisé trois cartes grâce aux archives LANDSAT. La première pour l’année 1990, la seconde pour l’année 2000 et la troisième pour 2006 (figure 16). Ces trois cartes ont été réalisées image par image en y appliquant le principe de l’augmentation des contrastes locaux sur les canaux moyen-infrarouge, NDVI et NDWI. L’application d’un lissage spatial puis d’une différence locale-globale permet d’amplifier le contraste entre la forêt (NDVI fort par exemple) et le sol nu ou l’eau (NDVI faible). Ensuite il suffit d’appliquer un seuillage (défini préalablement sur quelques zones test) pour isoler les pixels étant soit en sol nu soit en eau. Ainsi on récupère les pixels contigus qui forment un site d’orpaillage classique. Ces trois cartes ont permis de convaincre la hiérarchie des administrations relevant de ce domaine (DRIRE, DIREN, ONF, PARC, ONG) de développer des techniques susceptibles de nous renseigner encore mieux sur l’activité d’orpaillage.

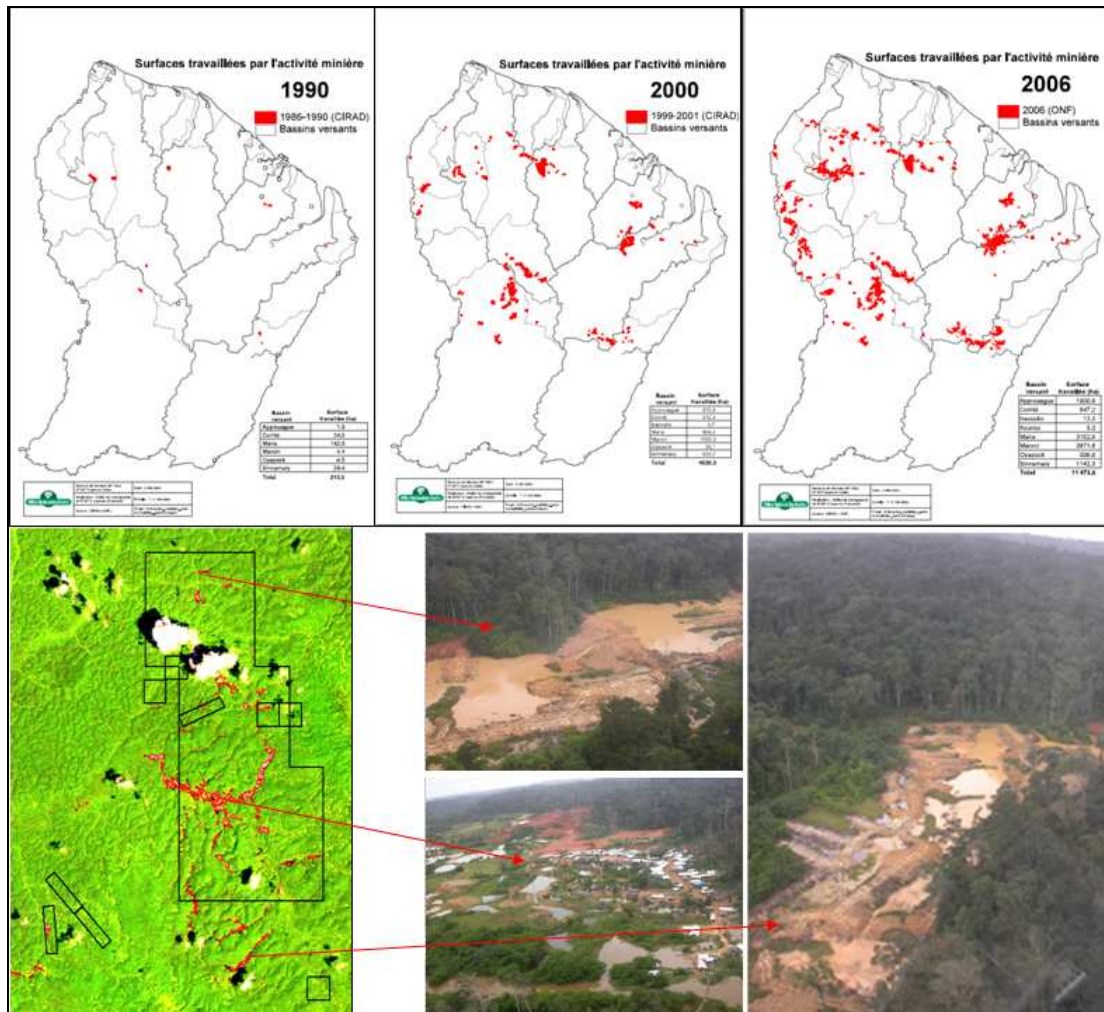


Figure 16 : les premiers travaux concernant la détection des sites d'orpaillages illégaux en Guyane ont été faits pour et avec l'ONF grâce à l'utilisation d'images LANDSAT pour trois périodes (1990, 2000 et 2006). La technique consistait à repérer les objets 'zones orpaillées' par contraste avec la forêt environnante. Sur l'image en bas à gauche on repère nettement le couvert forestier en vert et les zones déforestées en rouge-rose (les limites noires localisent les permis officiels de prospection mais qui sont manifestement squattés par des orpailleurs illégaux). Par survol aérien les objets prennent toute leur dimension avec des zones alluvionnaires le long des cours d'eau complètement dénaturées (en haut et à droite) mais aussi avec des zones de vie, des villages clandestins au milieu des zones d'extraction minière (en bas).

Gond, V., Bernard, J., Brognoli, C., Brunaux, O., Coppel, A., Demenois, J., Engel, J., Galarraga, D., Gaucher, P., Guitet, S., Ingrassia, F., Lelièvre, M., Linares, S., Lokonadinpouille, F., Nasi, R., Pekel, J-F., Sabatier, D., Thierron, V., de Thoisy, B., Trébuchon, J-F., et Verger, G., 2009\*, Analyse multiscalaire de la caractérisation des écosystèmes forestiers guyanais et des impacts anthropiques à partir de la télédétection spatiale, In. Ecosystèmes forestiers des Caraïbes, Karthala, Paris, pp 461-481.

C'est à ce moment là que j'ai eu l'intuition, lors d'un vol d'hélicoptère pour valider les premières cartes, que finalement je cartographiais les zones en cours d'exploitation et celles qui étaient abandonnées. Ces deux informations étaient mélangées. Or, dans la lutte contre l'orpaillage clandestin il fallait un outil plus performant capable de localiser l'activité elle-même. Les zones dégradées par l'activité restant intéressantes à cartographier pour le gestionnaire forestier de Guyane (l'ONF). Il m'est venu à l'idée alors de ne récupérer que les pixels se situant sur les zones effectivement actives où le travail des *garimperos* s'effectuait. La 'trace' laissée étant en l'occurrence produite par le rejet de boue provoquant la turbidité de l'eau après le lessivage mécanique des boues aurifères. La seule modification des seuillage de filtre et l'ajout de deux canaux (le proche infrarouge et le rouge) a permis l'identification d'un bassin de décantation 'actif' (donc très turbide), d'une zone de lessivage et d'une pollution de rivière (soit par débordement d'un bassin de décantation actif soit d'un rejet simple des résidus de lessivage). Une fois le filtre mis au point il n'a pas été difficile de convaincre les administrations de son efficacité (figure 17). Les Forces Armées de Guyane, la Gendarmerie et la Préfecture ont alors souscrit pleinement à l'obtention de telles informations. C'est donc avec l'ONF et avec le bénéfice de l'installation de la station de réception satellitaire SPOT à Cayenne (SEAS Guyane) que nous avons pu mettre en place l'observatoire de l'activité Minière (OAM) en Guyane.

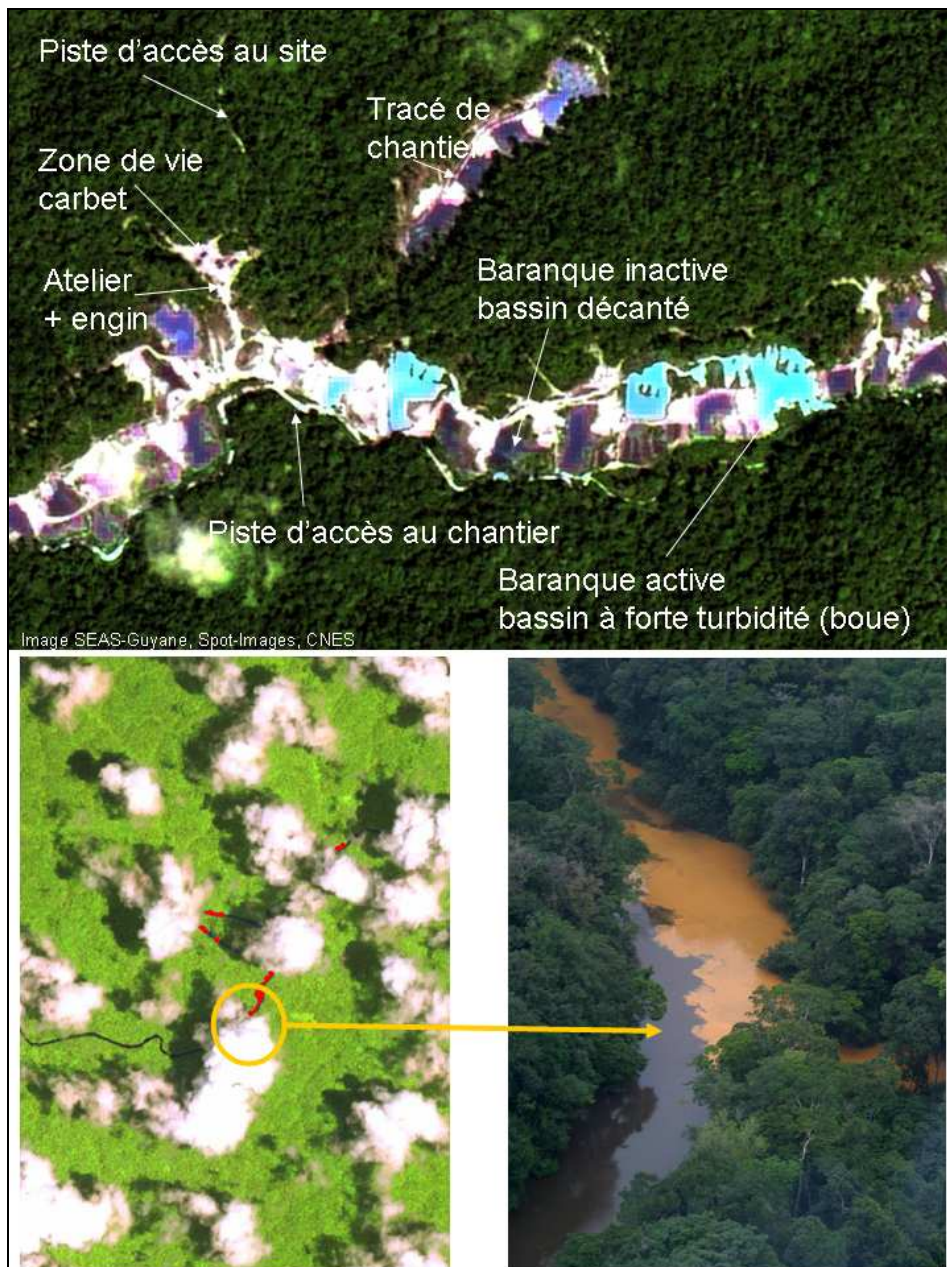


Figure 17 : L'organisation d'un site d'orpaillage se fait le long du cours d'eau prospecté et travaillé. En haut, une image SPOT-5 à 2,5m de résolution détaille les différents éléments composant un site (ou placer) sur la lisière nord de la Réserve des Nouragues (Guyane). On note très clairement la variation de tonalité entre les bassins de décantations inactifs (où l'eau est déjà décantée) de teinte sombre et les bassins de décantation actifs (où l'eau est très turbide) de teinte claire. Cette distinction sur un site se retrouve partout dès lors qu'une exploitation a lieu. En bas est illustrée la détection de la turbidité de l'eau avec à gauche une image SPOT-5 à 10m de résolution où entre les nuages (en blanc) on distingue une rivière (serpentin sombre). Cette rivière reçoit sur sa rive droite un affluent aux eaux turbides que détecte le filtre. Les pixels identifiés comme eau turbide sont alors pointés en rouge et ressortent très nettement sur l'image. A droite une photographie aérienne montre le lendemain de la prise d'image Spot l'état réel de la rivière. On distingue l'affluent boueux se déversant dans la rivière principale. On peut alors supposer qu'un chantier d'orpaillage se situe en amont de la confluence. Joubert, P., Linarès, S. et Gond, V., 2008\*, Face à la ruée vers l'or en Guyane : un observatoire de l'activité minière, Rendez-vous Techniques de l'ONF, 20 : 10-14.

A ce jour (Août 2013) ce sont plus de 1250 images Spot qui ont été traitées automatiquement afin de caractériser en tout temps (la repasse des satellites de jour en jour permet de s'affranchir du masque des nuages très nombreux en Guyane) l'activité minière sur l'ensemble du territoire guyanais. L'automatisation a été réalisée avec le logiciel ENVI-IDL accompagné d'une interface utilisateur conviviale. Cette interface (PLATOT) permet de calibrer radiométriquement les données, de calculer les indices de végétation, d'appliquer les lissages spatiaux et d'implémenter les seuils respectifs pour chaque canal ou néo-canal (figure 18). A la sortie on obtient un fichier vecteur (format Arc-Gis) de petit volume qui est distribué automatiquement aux services de l'Etat impliqués dans le projet de lutte contre l'orpaillage clandestin. Actuellement l'observatoire fonctionne à l'ONF et depuis 2008 distribue les données quotidiennement. Pour des raisons de sécurité et de confidentialité je n'ai pas d'information sur l'utilisation de ces données par les Forces Armées de Guyane ou par la Gendarmerie et donc je n'ai pas d'évaluation du rôle qu'elles ont dans la planification des opérations de lutte contre l'orpaillage clandestin sur le terrain (missions Anaconda et Harpie).

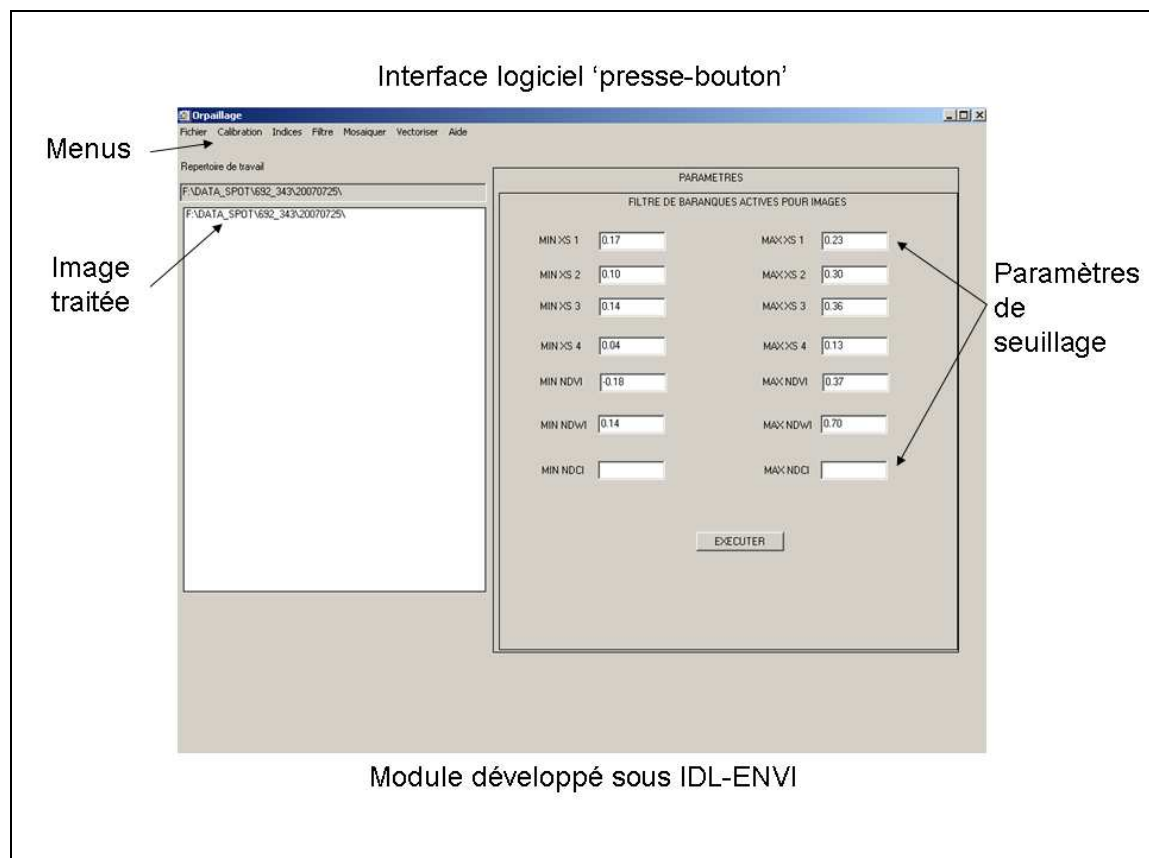


Figure 18 : l'interface PLATOT est destinée à faciliter les traitements répétitifs tout en restant ouverte à des changements dans l'attribution des paramètres de seuillages. L'interface est évolutive et abrite depuis peu des modules complémentaires destinés à la détection des trouées d'abattage par exemple.

Gond, V., Bluteau, J., Kotchi, S-O., Bafetégué-Koné, B. et Linarès, S., 2009\*, *La géomatique, outil de surveillance de l'orpaillage clandestin en Guyane française, Canadian Journal of Latin American and Caribbean Studies*, 34 (68): 177-193.



### III-B-2 - Les dégâts d'abattage

La détermination des dégâts d'abattage s'est faite sur le même schéma avec pratiquement les mêmes partenaires (ONF et WWF). Ici tout a commencé en faisant de la bibliographie et en discutant avec mon collègue Vincent Freycon. Nous avons décidé de travailler sur l'identification des chablis naturels en forêt de Counami. Pour cela nous avons mis en place un protocole de mesure au sol combiné avec l'acquisition d'une image SPOT. Nous avons ainsi déterminé les caractéristiques au sol et sur l'image des trouées naturelles qui permettent la régénération forestière (figure 19). Un article (Colson *et al.*, 2006\*) fait le point sur ces travaux novateurs mais incomplets.

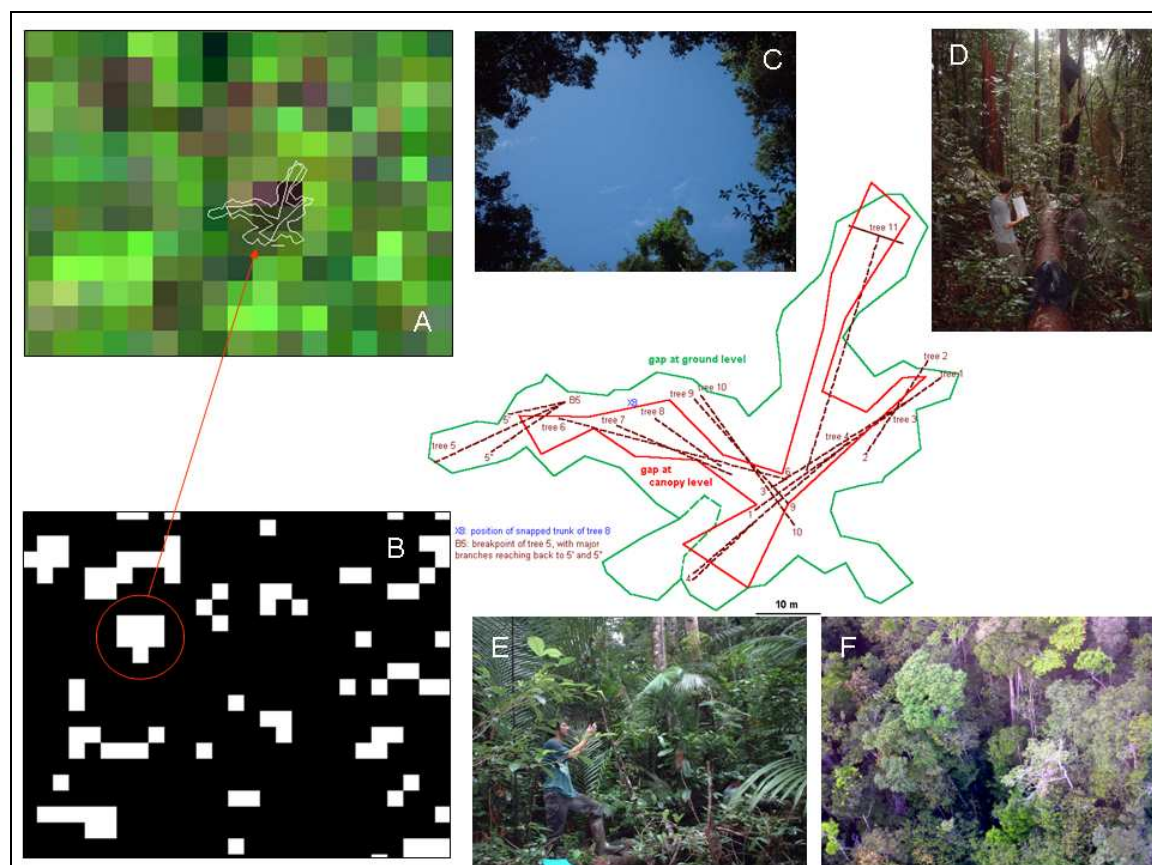


Figure 19 : la détection des chablis naturels à partir de l'imagerie SPOT à 20m de résolution a été réalisée en Guyane. Sur la partie (A) on distingue sur l'image SPOT des taches de différentes couleurs caractéristiques de la canopée des forêts tropicales humides. Le filtre mis au point à partir des seuillages sur les bandes spectrales a permis de repérer les chablis (B) représenté en blanc ici. Cette étude a été possible grâce à la collecte d'informations sur le terrain afin de mesurer l'ouverture de la canopée (C), l'organisation des arbres au sol (D) et un positionnement géographique précis (E). Ces informations ont permis de reconstruire la forme de chaque chablis (le schéma au centre de la figure) et de le repérer sur les images SPOT (A). Une validation partielle a pu être menée en forêt de Counami (F où l'on voit l'ouverture par le haut).

Colson, F., Gond, V., Freycon, V., Bogaert, J. and Ceulemans, R., 2006\*, *Detecting natural canopy gaps in Amazonian rainforest*, Bois et forêts des tropiques, 288 : 69 - 79.

Ceux-ci ne seront repris par l'ONF qu'en 2011. Néanmoins le travail avec l'ONF va vite s'orienter sur des applications plus pratiques avec l'identification des trouées d'abattage. Plus 'faciles' à repérer car disposant d'un plus grand contraste forêt/sol-nu ces trouées sont généralement groupées en fonction des sites d'exploitations (parcelle d'environ 400-ha en Guyane). En reprenant et en combinant les travaux sur l'orpaillage et sur les chablis nous avons alors mis au point de nouveaux seuils permettant d'isoler ces trouées.

Très vite en compagnie de Stéphane Guitet nous avons développé un protocole ainsi que les premières expérimentations grandeur nature (Gond et Guitet, 2009\*). Ces travaux ont débouché sur des améliorations pour automatiser la méthode et la rendre opérationnelle (figure 20). Ces travaux menés à l'ONF ont permis de mieux détecter les trouées (Pithon *et al.*, 2013\*) mais aussi de mieux comprendre les comportements des exploitants et d'en effectuer le suivi (Guitet *et al.*, 2012\* [voir volume 2 - VII]). Aujourd'hui ces techniques sont opérationnelles sur les 10.000 ha exploités par an en Guyane. Des travaux en cours devraient permettre d'exporter cette technique au-delà de la Guyane. D'autres travaux enfin s'intéressent de nouveau au chablis naturel dans la perspective de comprendre la dynamique spatiale de la régénération forestière.

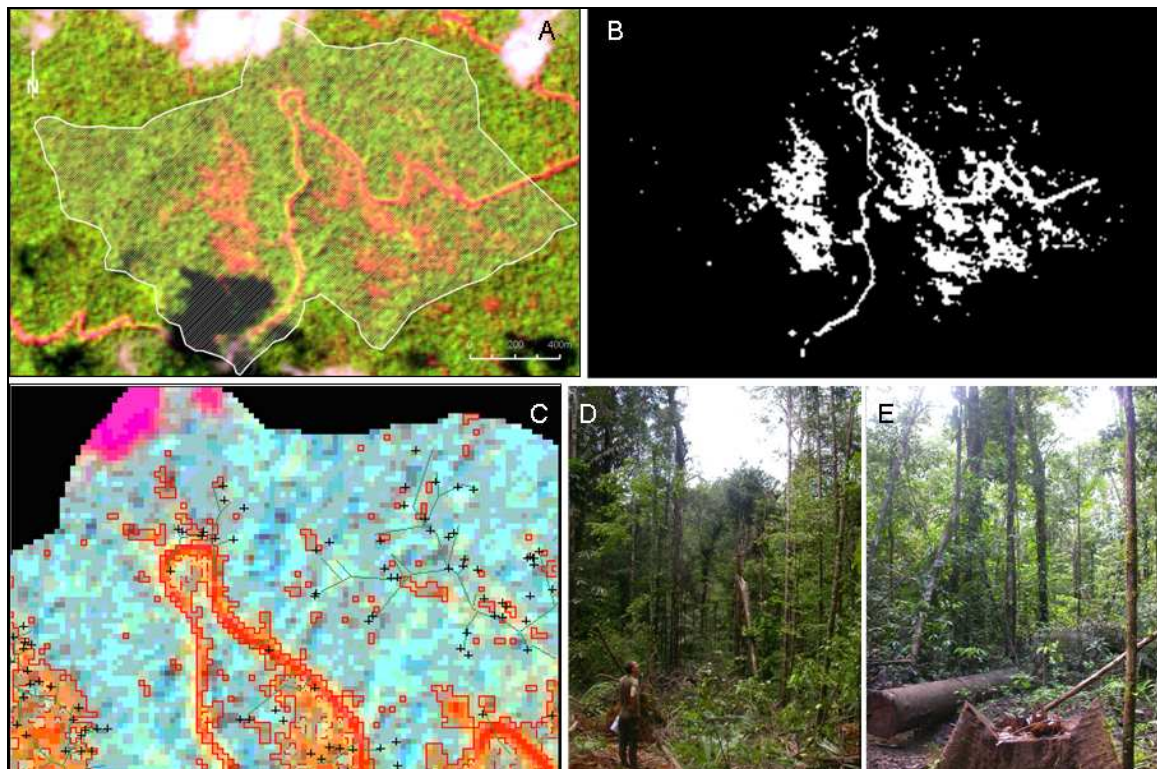


Figure 20 : sur une parcelle de 400 à 500ha (A) des seuillages ont été adaptés afin d'obtenir les surfaces forestières dégradées (B). On notera que sur la parcelle présentée ici les dégâts d'abattage ont probablement déstabilisé le peuplement et que le passage de mini-tornades a dégagé de larges zones forestières (les grands à-plats détectés par le filtre). En (C) un extrait montre les modalités de validation, avec en liseré rouge la détection par SPOT des dégâts, en traits verts les pistes de débuscage relevées par GPS sur le terrain et les croix noires localisant les souches. Ces validations ont été confirmées par un travail de terrain de repérage et d'évaluation de la technique (D et E).

Gond, V. et Guitet, S., 2009\*, *Élaboration d'un diagnostic post-exploitation par télédétection spatiale pour la gestion des forêts de Guyane, Bois et Forêts des Tropiques*, 299 : 5-13.

### III-B-3 - Les pistes forestières

La localisation des pistes forestières, peu nécessaire en Guyane, a en revanche pris de l'importance en Afrique Centrale. En effet, localiser les pistes d'accès aux chantiers forestiers n'est pas vraiment nécessaire en Guyane étant donné le faible volume de bois exploité et la bonne connaissance des parcelles de la part de l'ONF. En revanche dans les zones forestières peu accessibles, peu connues et où l'exploitation concerne de grandes surfaces, cet outil peut se révéler intéressant. Mon implication dans le projet CoForChange en 2009 allait m'offrir la possibilité d'intervenir sur ce domaine. J'avais toutefois déjà eu l'occasion de traiter quelques données lors de mon arrivée au CIRAD avec Michelle Pain-Orcet mais ces travaux étaient restés peu explorés par la suite (Gond *et al.*, 2003\*).

Parti des travaux réalisés en Guyane, je me suis vite aperçu que cela ne suffisait pas. D'une part la surface à observer était très vaste et nous ne bénéficions pas de support d'acquisition satellitaire comme à Cayenne (station SEAS). De plus les enjeux étaient très différents car la question que l'on se posait était de savoir comment s'organisait le réseau de pistes mais surtout comment il évoluait dans le temps. L'ouverture, l'exploitation puis l'abandon des pistes est un domaine qui intéresse l'écologie car il permet de mesurer le temps de reconquête de la végétation sur l'impact humain. Ce que l'on cherchait à savoir c'est si la végétation revenait rapidement suivant le type de forêt. Nous voulions savoir, à l'aide des données MODIS si certains types forestiers subissaient plus ou moins l'exploitation et si ces pistes se comportaient différemment suivant le type de forêt concerné. Il a donc fallu réfléchir pour mettre au point une série de traitements permettant d'identifier les pistes année par année.

Les données LANDSAT à 30 mètre de résolution spatiale, sont les plus aptes à identifier les pistes forestières sur de longues périodes de temps. En effet, l'archive de la NASA permet de remonter jusqu'en 1984. Même si il y a eu des lacunes d'acquisition dans les années 1990 et que depuis 2003 les images sont détériorées, il n'empêche que c'est la seule source d'information capable de fournir des données de ce type gratuitement. Nous avons donc adapté les seuillages développés en Guyane sur les données SPOT aux données LANDSAT d'Afrique Centrale. La chaîne de traitement ressemble à la précédente avec l'application de calibration radiométrique, création de nouveaux canaux, lissage spatial et augmentation des contrastes locaux afin d'identifier les pixels étant considérés comme appartenant à une piste. Nous avons intégré ces traitements (développé sous ENVI-IDL) dans une chaîne de traitement modulaire produite par le CNES (boîte à outils ORFEO). Nous avons ajouté un filtre morphologique pour éliminer les pixels isolés (qui peuvent être des chablis naturels ou de larges trouées d'abattage pouvant être détectées par LANDSAT) et joindre les bouts de pistes entre eux. Enfin nous avons mosaïqué spatialement et temporellement les informations. D'une part la rectification géométrique des images LANDSAT n'étant pas envisagée sur un grand nombre d'images, il fallait trouver un compromis dans la restitution de l'information. D'autre part comme l'archive est dispersée dans le temps (pas de périodes d'acquisition privilégiées) une composition annuelle était souhaitable. Ceci afin de comparer annuellement l'évolution du réseau de pistes. En prenant une empreinte spatiale de 500m (définie par une grille régulière générée indépendamment et calée sur la grille MODIS) nous nous affranchissions des décalages géométriques d'acquisition. Pour la synthèse temporelle, en partant de la dernière image acquise dans l'année et en cumulant successivement les images acquises précédemment, nous avons l'état du réseau en fin d'année mais où des

nuages peuvent masquer certains secteurs (figure 21). En remontant le temps nous avons complété ces trous avec les données antérieures. Par cellule de 500m et par année nous calculons le pourcentage de sol nu par rapport à la surface de la cellule. Ainsi nous avons obtenu un indicateur d'ouverture annuel. Le suivi des pixels impactés dans le temps, année après année, permet d'apprécier l'ouverture ou la fermeture des cellules de la zone d'étude (figure 22).

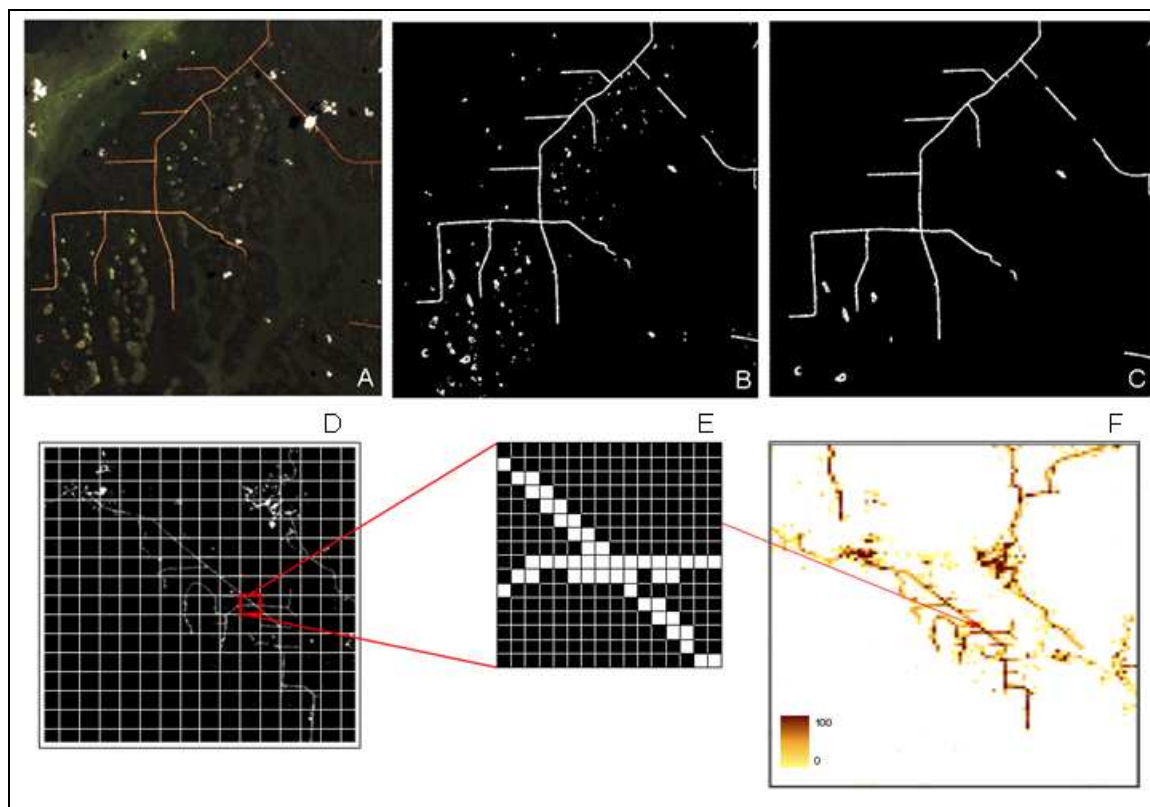


Figure 21 : Sur une image LANDSAT les pistes sont identifiables à l'œil nu (A) par simple interprétation visuelle. Les filtres mis en place permettent d'identifier (B) les sols nus (en blanc) par contraste avec l'environnement forestier (en noir). Toutefois des artefacts sont aussi identifiés comme sols nus comme des petites savanes, des chablis naturels ou des dégâts d'abattage importants. Pour les éliminer, un calcul sur la morphologie spatiale des pistes (basé sur l'élongation et l'étroitesse des objets 'pistes') est appliqué (C). Une fois les pistes repérées, une grille segmentant des cellules de 500m de côté est appliquée à l'image (D) pour y calculer le ratio de pixels de sols nus (E). Le pourcentage de sol nu de chaque cellule peut alors être combiné avec ses voisins afin d'avoir une représentation de la dégradation forestière par les pistes d'exploitation (F où la couleur indique l'intensité de la dégradation par cellule de 500m).  
 Bourbier, L., Cornu, G., Pennec, A., Brognoli, C., Gond, V., 2013\*, Large scale forest opening estimation using remote sensing in Central Africa, *Bois et Forêts des Tropiques*, 315 : 3-9. [voir volume 2 - VIII]

Un autre filtre basé sur le même procédé identifie les pistes anciennes, donc partiellement ou totalement recouvertes de végétation. Toutefois, ne sachant pas décrire le stade de développement du recrus (cela peut être de l'herbe ou des arbres pionniers comme les *Musanga cecropioides*), nous n'avons pas développé outre mesure cette approche. Elle permet toutefois de confronter les données précédemment acquises avec la fermeture mesurée ici.

Ces travaux sont encore en cours d'amélioration avec notamment la possibilité d'implémenter des corrections atmosphériques (avec le modèle 6S) afin de rendre plus stable la définition des seuils. Toutefois les premières expériences montrent que cela n'apporte pas grand-chose étant donné que les seuils sont déjà assez robustes. La recherche de l'automatisation laisse envisager de pouvoir traiter la base de données LANDSAT (1200 images sur la zone CoForChange) dans son ensemble sur le massif forestier d'Afrique Centrale.

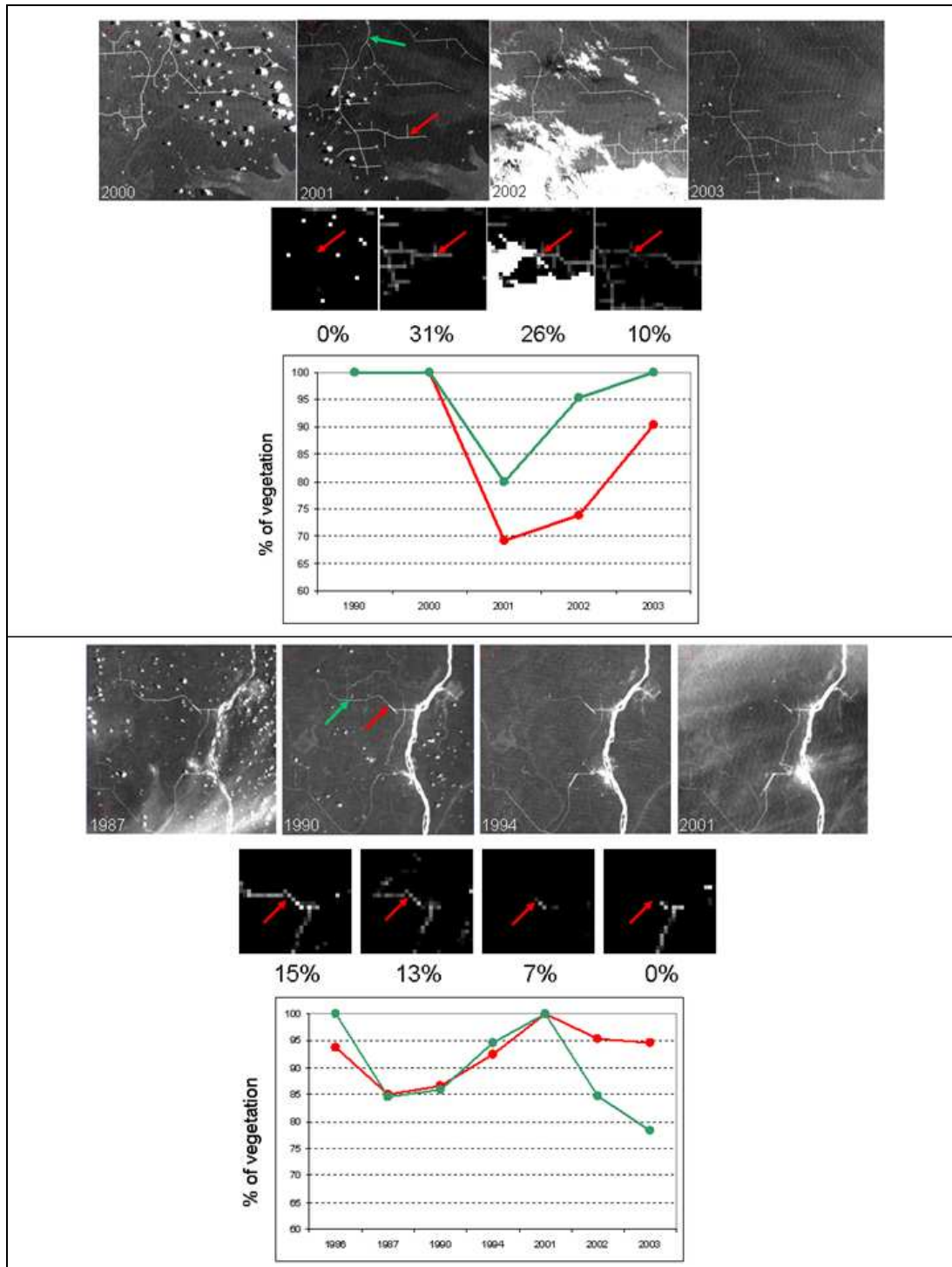


Figure 22 : deux exemples de suivi historique des pistes d'exploitation en Afrique Centrale. En haut le réseau progresse à partir de pistes principales et s'étend vers l'est (flèche rouge). A mesure que l'exploitation se complète la piste est abandonnée et se revégétalise rapidement. De

*31% de sol nu sur la cellule de 500m (pointée en rouge) il ne reste deux ans plus tard que 10% de sol nu. La cellule pointée en vert suit la même vélocité de reconquête végétale. En bas en revanche le scénario est différent : en 1986 le pourcentage de sol nu est moindre lors de l'ouverture mais la revégétalisation est beaucoup plus longue dans le temps (il faut attendre 8 ans pour avoir un ratio inférieur à 10%). De plus la piste est ré-ouverte en 2002 de façon plus prononcée qu'en 1986 et le phénomène se poursuit en 2003.*

*Bourbier, L., Cornu, G., Pennec, A., Brognoli, C., Gond, V., 2013\*, Large scale forest opening estimation using remote sensing in Central Africa, Bois et Forêts des Tropiques, 315 : 3-9. [voir volume 2 - VIII]*

### III-B-4 - Les implantations agricoles

Les dynamiques agricoles sont, dans le monde tropical un phénomène très diversifié ayant des étendues spatiales et des dynamiques temporelles très contrastées. Il existe plusieurs types d'implantation agricoles. Il y a les abattis / brûlis traditionnels que l'on retrouve à peu près partout dans le monde. Ils consistent en des coupes rases d'un à deux hectares en forêt. Les arbres et tout le matériel ligneux sont laissés sur place pour être brûlés à la saison sèche. Les cendres servant d'amendement pour le sol. Le manioc, le riz ou le maïs y sont alors plantés. Ce garde mangé peut rester actif pendant 2 à 3 ans avant qu'il ne s'embroussaille complètement et que le sol se soit appauvri. L'agriculteur va alors défricher une nouvelle parcelle. On estime le cycle de rotation (le retour sur une ancienne parcelle) à une vingtaine d'année, le temps que la forêt secondaire se régénère suffisamment pour pouvoir fournir suffisamment de nutriments aux nouvelles plantations. Les autres types d'implantations agricoles sont les coupes rases pour installer des cultures vivrières évoluant vers des systèmes agro-forestiers. Il existe aussi des coupes rases afin d'y installer des cultures intensives (soja, palmier à huile) ou des pâturages pour l'élevage bovin.

Repérer les abattis par télédétection spatiale a été relativement facile. Ces travaux ont débutés dans l'ouest guyanais qui était confronté à une recrudescence des installations (illégales pour la plupart) en réponse à la dynamique démographique de cette région. Nous avons développé, suite aux travaux sur l'orpaillage, des seuils permettant d'isoler les parcelles agricoles au sein de la canopée (figure 23). Ensuite, des seuils différents ont permis d'identifier les brûlis récents, les plantations de manioc, les jachères et enfin les recrus forestiers (Verger, 2004\*).

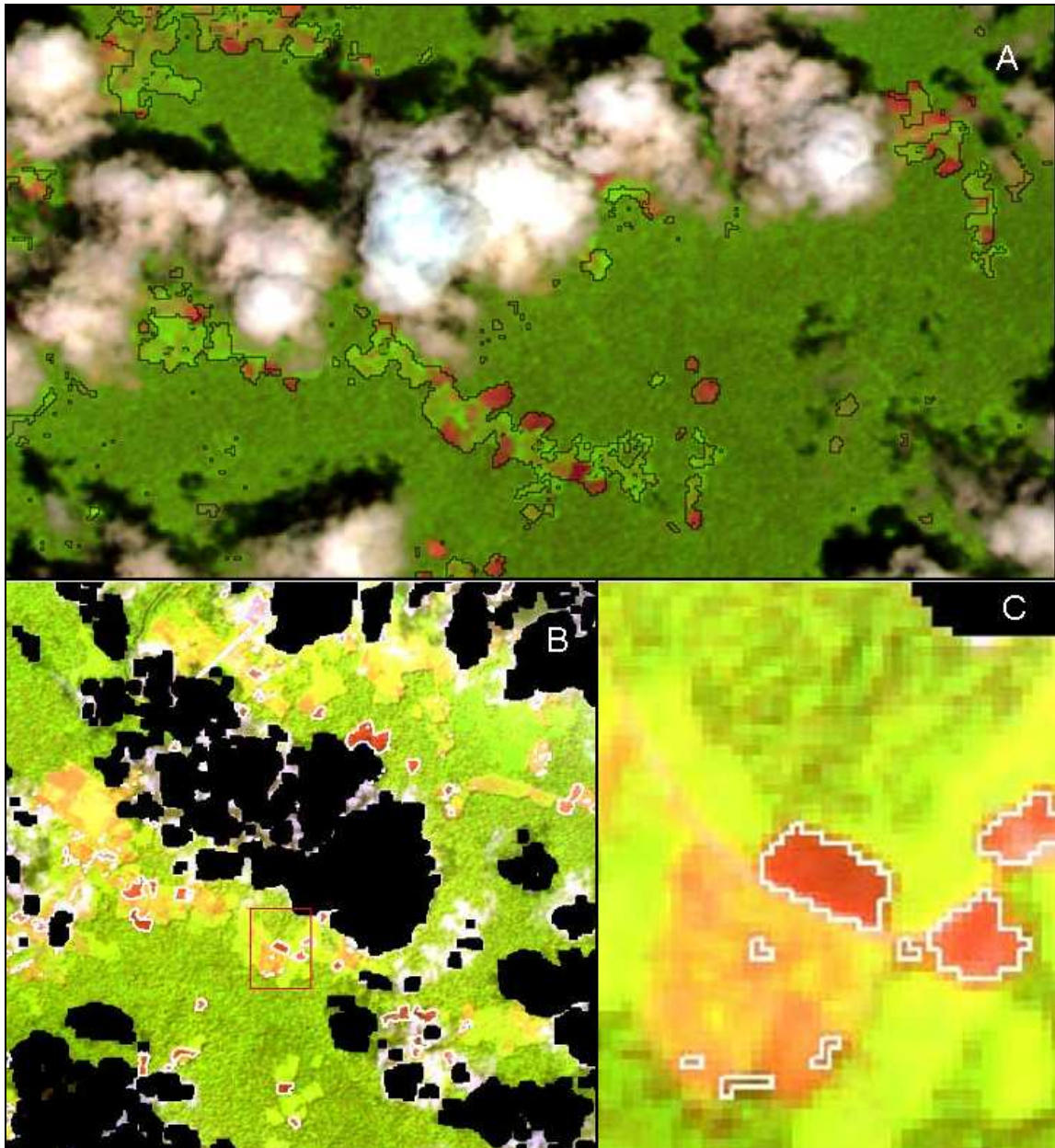


Figure 23 : Les images SPOT ont permis de mettre au point des seuillages afin de délimiter les zones déforestées pour l'agriculture sur abattis dans l'ouest guyanais (A). En modifiant ces seuils il a été possible d'isoler les parcelles récemment brûlées et dégagées juste avant d'être plantées (B). Ces parcelles sont délimitées par un liseré blanc et un extrait permet d'apprécier la précision de la délimitation des parcelles 'de l'année' (C).

Verger, G., 2004\*, Etude et suivi des impacts liés à l'ouverture des pistes en Guyane française par imagerie satellitale : une aide pour l'aménagement du territoire, DESS Maîtrise d'ouvrage en aménagement urbanisme, aménagement environnemental et paysager, Tours, 117 pages.



Ces premiers travaux ont été repris afin de caractériser l'impact des implantations agricoles sur le paysage. Ces travaux menés en Amazonie brésilienne dans le cadre d'un projet de l'Institut Français de la Biodiversité (le groupe de travail était piloté par Anne-Elisabeth Laques) ont bénéficié de plusieurs expériences antérieures. C'est là que j'ai proposé de hiérarchiser les impacts des implantations agricoles sur les fronts pionniers avec un score comme je l'avais proposé lors de ma thèse de doctorat (Sampaio *et al.*, 2010\*). L'idée était de pouvoir catégoriser des paysages en fonction de leur degré d'usage (figure 24). A l'échelle d'une municipalité (Benfica, Para, Brésil) une classification supervisée a été réalisée à partir d'éléments du paysage identifiés sur le terrain pour chaque année d'acquisition (1987-2005). Une interprétation de l'agencement de ces éléments du paysage a permis de définir spatialement des types de paysages auxquels ont pu être attribués des indicateurs de complexité basés sur des attributs floristiques, phyto-sociologiques et écologiques. Ce premier indicateur numérique allait se développer pour donner des informations plus complexes sur le paysage par la suite.

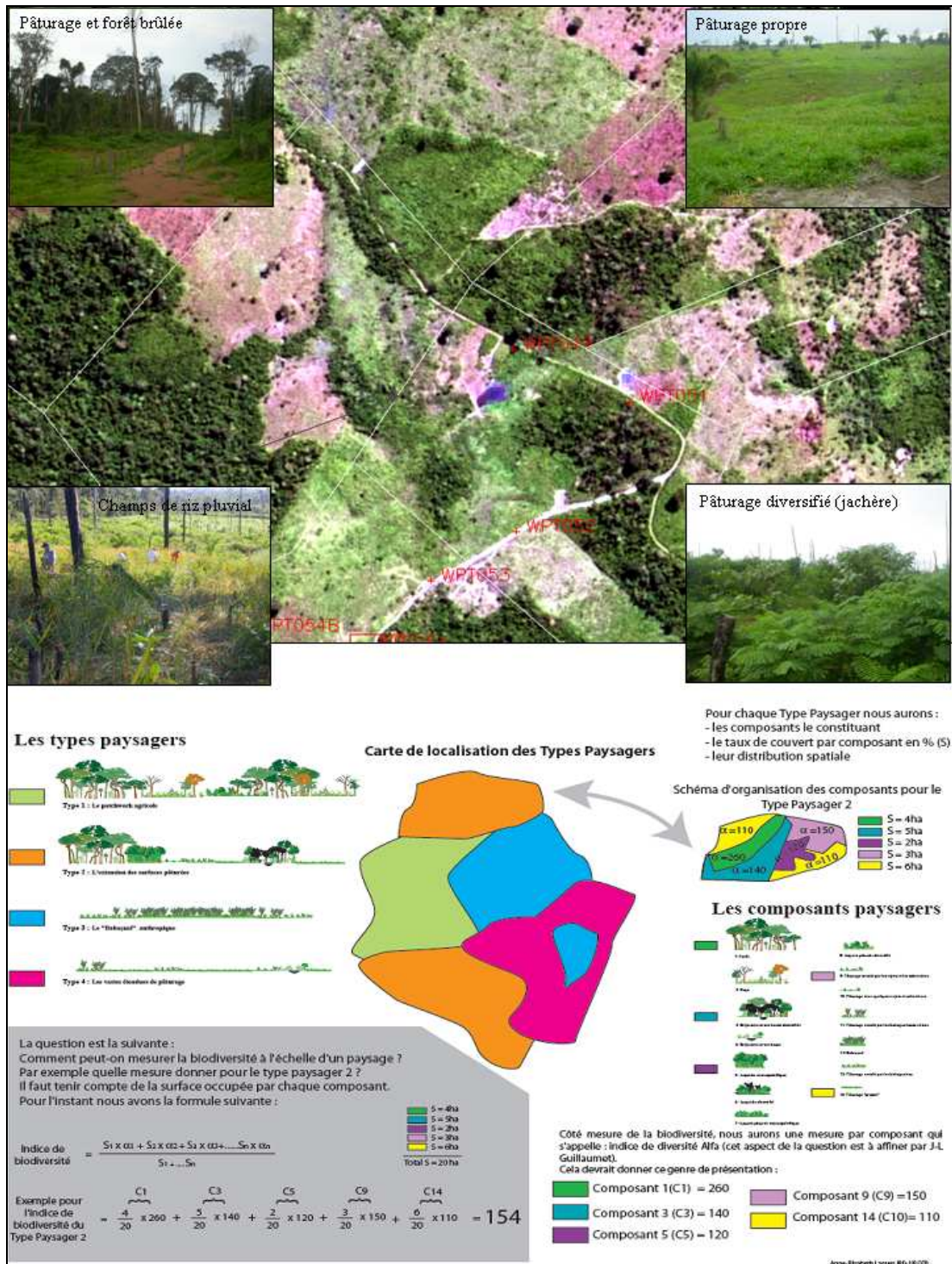


Figure 24 : Travaux réalisés dans le cadre du projet en Amazonie brésilienne financé par l'Institut Français de la Biodiversité. En haut une image SPOT à 2,5m de résolution a permis de réaliser des relevés de terrain pour identifier les composants du paysage du front pionnier de la municipalité de Benfica (Brésil). Afin de réaliser un indice de biodiversité chaque composant a été gratifié d'une valeur propre révélant sa richesse spécifique. Le principe de l'indicateur générique a consisté à affecter cette valeur pondérée par la proportion de surface de ce composant à l'échelle du paysage. Ainsi un indice de biodiversité du paysage a été proposé. Un exemple est donné dans cette figure.

Sampaio, S., Miranda, I., Laques, A-E., Mitja, D., Gond, V., Guillaumet, J-L., 2010\*, Complexidade das paisagens do projeto de assentamento Benfica, Sudeste Paraense, Estado do Para, Geografia, 35(3): 589-604.

C'est dans le cadre du projet AMAZ que le score paysager s'est nettement amélioré. Le principe est le même mais il donne des valeurs, des notes à chaque élément du paysage (pâturage, jachère, forêt, etc.). Pour chaque élément du paysage un attribut a pu être affecté comme par exemple sa biodiversité ou le carbone contenu dans son sol. L'avantage de raisonner à ce niveau est que l'on s'affranchit des limites spatiales. En effet un paysage est difficile à cartographier car le plus souvent on est dans un continuum, un gradient ou alors dans une juxtaposition d'éléments (une mosaïque paysagère). Donner des limites, un trait, est très inconfortable. Sur les sites d'étude choisis dans ce projet, le cadastre allait tout simplement nous donner des limites prédéfinies. Cela a eu l'avantage de pouvoir travailler à l'échelle de l'exploitation agricole et donc de pouvoir relier les informations naturalistes à des données socio-économiques. Une fois ces scores établis pour chaque exploitation pour chaque année d'observation, des analyses statistiques ont pu être développées pour obtenir des trajectoires de pratiques agricoles (reliées à des informations socio-économiques, ou de biodiversité) qui retracent l'empreinte anthropique effective sur la forêt tropicale humide de la parcelle cadastrale (figure 25 ; Oszwald *et al.*, 2011\*).

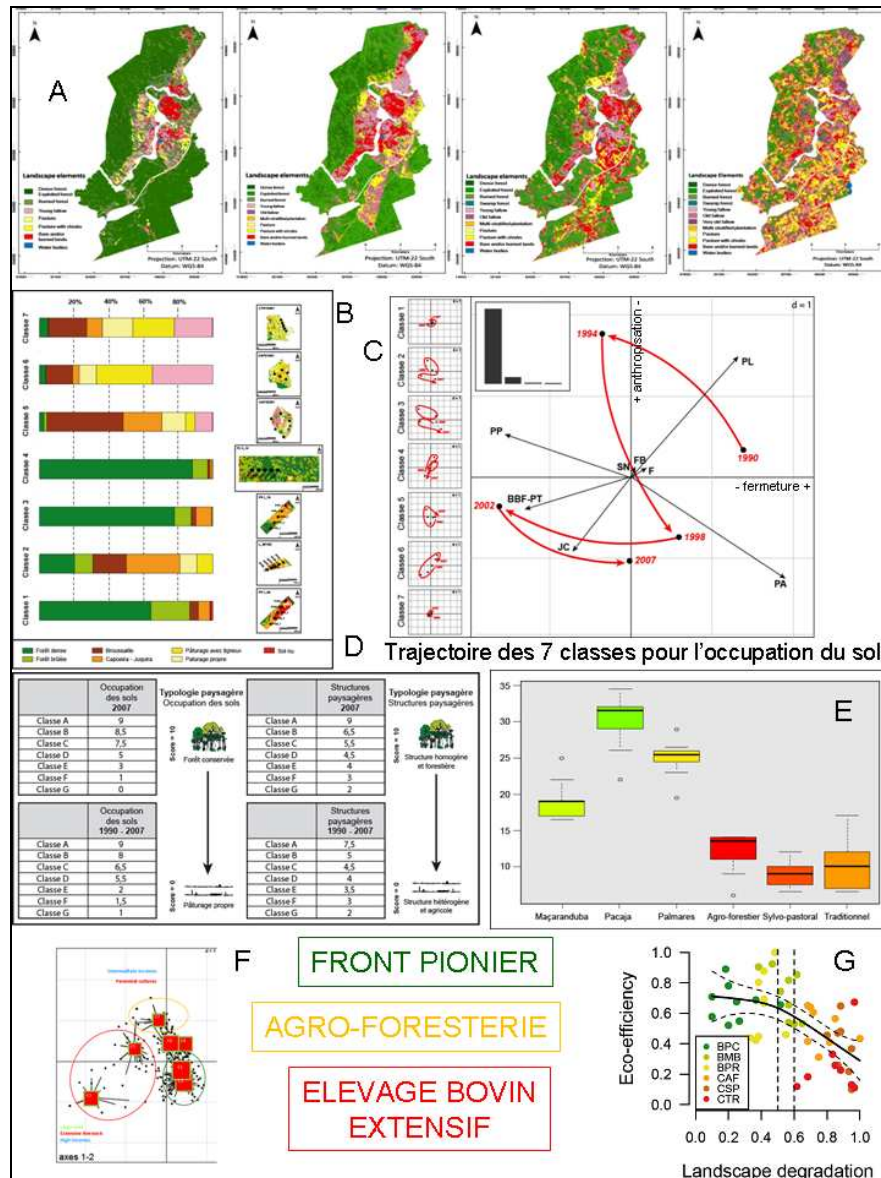


Figure 25 : Au sein du projet AMAZ une analyse multidisciplinaire a été réalisée afin de tenir compte de multiples entrées dans la compréhension des fronts pionniers amazoniens. Six sites ont été étudiés par télédétection spatiale afin de cartographier leurs états de surface à différentes dates (A, représentation des états de surfaces successifs du site de Palmares au Brésil). Ces cartes nous ont permis de faire des regroupements en 7 classes d'exploitations agricoles (B) qui ont pu être caractérisées par des évolutions dans le temps (C). Ces trajectoires sont les signatures temporelles des pratiques agricoles qui ont marqué de leur empreinte le paysage de chaque exploitation. Un score a été attribué (D) aux exploitations en fonction de l'occupation du sol et de la structure du paysage mais aussi de la dynamique de ces deux variables dans le temps. Un score synthétisant ces informations a mis en évidence les différences entre les sites d'études (E). Ce score synthétique des paysages analysé avec des indicateurs socio-économiques, de biodiversité et de services éco systémiques a permis de définir un indicateur d'éco-efficacité (ou d'éco-efficacité) conciliant le bien être de la famille de l'exploitant et les attributions environnementales (stocks du carbone dans le sol, qualité de l'eau, biodiversité). Cet indicateur montre (G) un gradient continu entre des exploitations équilibrées (économiquement et écologiquement) et des exploitations déséquilibrées (en rouge) révélant une zone d'inflexion utilisable pour améliorer la gouvernance de ces espaces en constante mutation.

Oszwald, J., Gond, V., Dolédec, S., Lavelle, P., 2011\*, Identification d'indicateurs de changement d'occupation du sol pour le suivi des mosaïques paysagères, Bois et Forêts des Tropiques, 307 : 7-21.

Actuellement un travail un peu différent est mené pour comprendre les modes d'appropriation de l'espace par les amérindiens de Guyane (Tritsch *et al.*, 2012\*). Dans le contexte du sud de la Guyane où c'est plutôt l'abattis/brûlis qui détermine les activités agricoles, l'implantation d'aires protégées (Parc Amazonien de Guyane et PNTH) provoque une réappropriation de l'espace par les populations amérindiennes, combinée avec une hausse démographique. Dans cette étude, la télédétection permet de cartographier les implantations agricoles. Analysées avec des données sociologiques et ethnographiques ces cartes se révèlent de bons indicateurs des pratiques agricoles en évolution rapide (Tritsch *et al.*, soumis).

Dans un autre genre, ces travaux ont été complétés par une étude des séries temporelles MODIS afin de mesurer le dessèchement des lisières forestières des fronts pionniers (étude menée au Para). Cette étude basée sur l'analyse fine des fins de saison sèche sur plusieurs années a permis de mettre au point un indicateur de dessiccation. La forêt encaissant des coupes rases liées à l'implantation de pâturage pour l'élevage bovin est fragilisée sur ses lisières. Une fois exposé sur le côté, la canopée ne joue plus son rôle protecteur du microclimat des strates inférieures du couvert. Du coup l'humidité diminue et l'inflammabilité augmente mettant en péril la forêt. Ce processus est couramment observé et l'abondance de forêts fortement dégradées en lisière d'implantation agricoles ou d'élevage en témoigne (figure 26). L'utilisation ici de l'indice SIWSI (Shortwave Infrared Water Stress Index, Gao 1996) a permis de mesurer l'étendue de cet impact 'sec' au sein du couvert mais aussi son intensité (Briant *et al.*, 2010\* [voir volume 2 - IV]). Ces travaux ont été confrontés aux données de terrain récoltées en périphérie de Manaus (Laurance *et al.*, 2011).

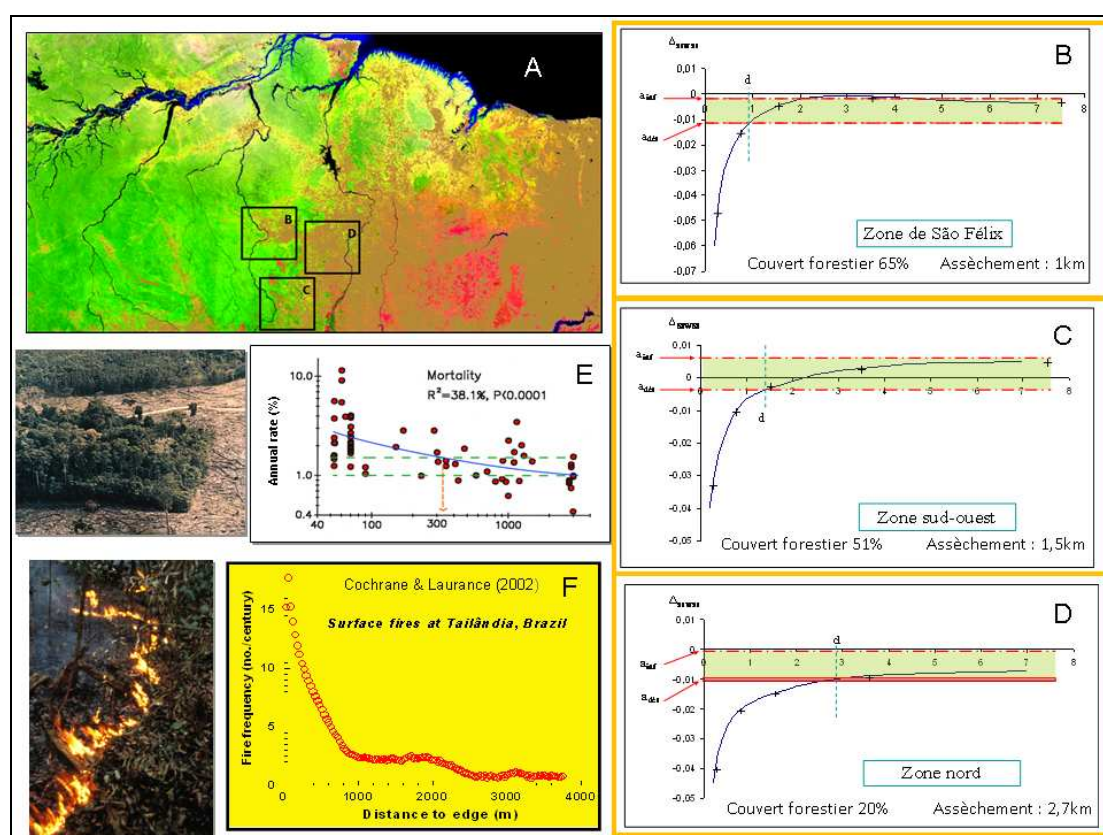


Figure 26 : évaluation de l'assèchement des lisières forestières sur l'arc de déforestation (A, Para, Brésil). Dans des conditions environnementales différentes l'assèchement des lisières est très variable. En (B) le couvert forestier est encore important et l'assèchement pénètre 'peu' alors que dès que le couvert forestier des lisières se détériore l'assèchement est plus profond (C et D). Ces évaluations sont à mettre en relation avec les mesures au sol effectuées par Suzan Laurance dans la région de Manaus où elle constate un taux de mortalité anormal à l'intérieur du couvert proche des lisières (E). D'autres études montrent par ailleurs la vulnérabilité au feu de ces lisières forestières (F).

Briant, G., Gond, V., Laurance, S., 2010\*, Habitat fragmentation and the desiccation of forest canopies: A case study from eastern Amazonia, *Biological Conservation*, **143**: 2763-2769. [voir volume 2 - IV]

Enfin, plus récemment j'ai participé au projet Makala afin de déterminer les stocks de charbon de bois disponible dans le bassin d'approvisionnement en énergie de la ville de Kinshasa en République Démocratique du Congo. Cette étude m'a amené à diriger un groupe de jeunes chercheurs afin de cartographier la région dans le temps (entre 1984 et nos jours), de déterminer la biomasse sur pied et d'en estimer le potentiel combustible pour faire du charbon de bois (tarif de cubage). Le résultat bien qu'imparfait reflète bien l'impact de cette source d'énergie domestique sur les forêts environnantes (figure 27). En effet, les mesures n'ont pas été réalisées sur l'ensemble du territoire étudié et donc des biais importants peuvent gêner l'interprétation. Toutefois, l'ensemble reste cohérent avec la littérature et la discussion s'oriente plutôt vers le futur de cette source d'énergie étant donné sa relative rareté de nos jours et son éloignement dans un contexte où la ville de Kinshasa grossit encore (estimée 5,6 millions d'habitants en 2012). Ce problème d'évaluer la ressource d'énergie domestique est récurrent à l'ensemble des villes africaines. Ces travaux se veulent donc précurseurs afin de surveiller ces zones d'approvisionnement et d'aider les Etats à faire des choix stratégiques.

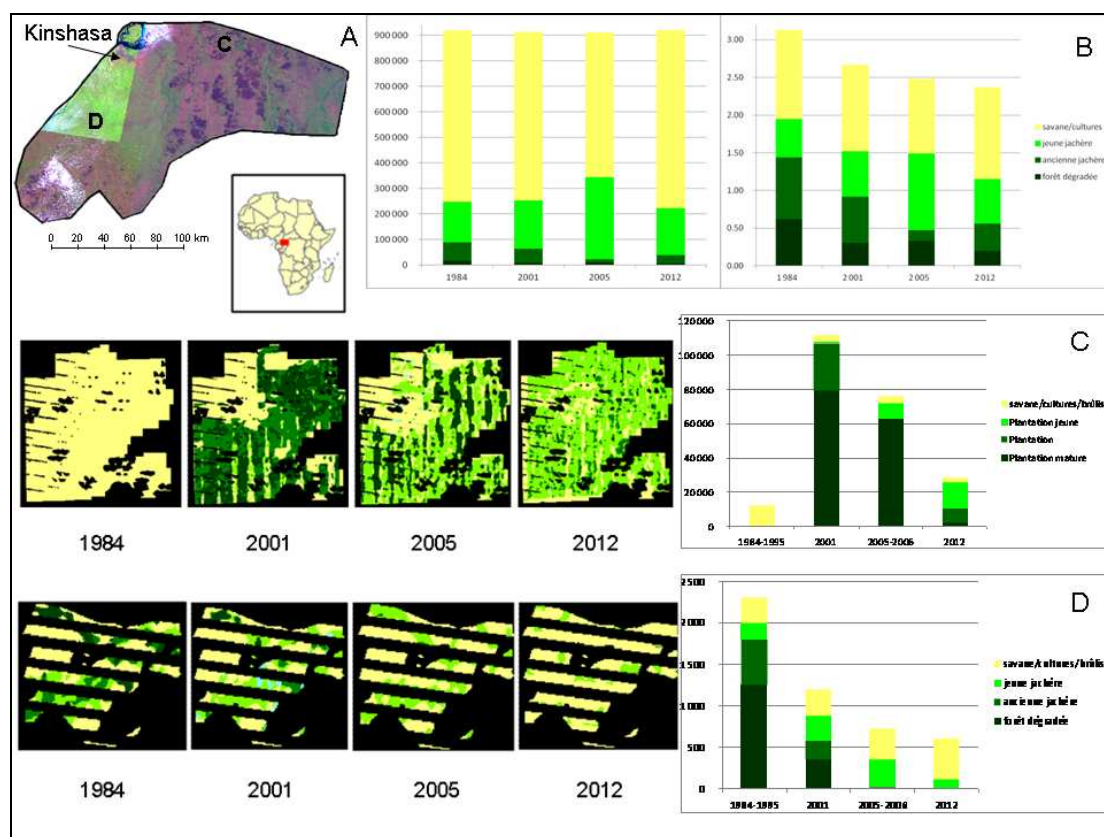


Figure 27 : figure récapitulative de l'utilisation de la télédétection dans le cadre du projet Makala d'analyse du bassin d'approvisionnement en charbon de bois de la ville de Kinshasa (RD-Congo). En haut à gauche, la carte de localisation du site d'étude. En (A) est représentée l'évolution temporelle des surfaces (en ha) des quatre types de couvertures végétales. En (B) est présentée l'évolution des stocks de carbone (en millier de tonnes) des quatre types de couvertures végétales. On voit nettement, la diminution des stocks au cours du temps avec notamment la quasi disparition des forêts dégradées et des anciennes jachères (en vert et vert foncé) dans lesquelles se concentrent la biomasse utile pour faire du charbon de bois. En (C) et en (D) sont présentés deux cas d'étude dans la plantation d'Acacia de Mampu et dans le finage de Kindoula respectivement. On constate à Mampu (C) que la plantation d'acacia en 1986 a très bien pris et donne en 2001 un visage très différent au site (séquence de carte à gauche). Les plantations matures dominent et le stock de carbone est très haut (> 100.000 t/ha). Ensuite la situation se dégrade et les coupes excèdent le renouvellement de la plantation. De ce fait en 2005 et surtout

*en 2012 le stock de carbone s'effondre et la grande majorité de la plantation n'est plus occupée que par des plantations jeunes (vert clair). A Kindoula l'érosion du stock de carbone est encore plus marquée. Dans ce secteur du bas Congo le stock initial a été très vite exploité et dès 2005 les types forestiers sont inexistantes pour ne laisser place qu'à des formations de savanes ou de jeunes jachères n'ayant que très peu de ressources ligneuses. Cette étude par télédétection montre l'effet dramatique de la fabrication de charbon de bois dans le bassin d'approvisionnement de la ville de Kinshasa. Les initiatives, comme la plantation de Mampu, appliquées à de larges échelles permettraient de fournir suffisamment de bois à la population. Pour cela il faut une réelle prise de conscience des autorités locales et nationales afin de réagir. La démonstration de l'analyse spatiale et temporelle sera, espérons le, un atout déterminant dans la réalisation de plans d'aménagement de cette région.*

*Boulogne, M., Pennec, A., Dubiez, E., Gigaud, M., Peroches, A., Lavialle, J., Rerolles, J., Proce, P., Peltier, R., Marien, J.-N., Gond, V., 2013\*, Evolution du couvert végétal et des stocks de carbone dans le bassin d'approvisionnement de Kinshasa, In Marien, J.-N., Dubiez, E., Louppe, D., Larzillière, A., (Eds), Quand la ville mange la forêt, les défis du bois-énergie en Afrique centrale, Quae éditions, 238 pages. ISBN : 978-2-7592-1980-3.*



## IV - RESULTATS MAJEURS ET APPORTS A LA GEOGRAPHIE ET AUX AUTRES DISCIPLINES

### IV-A – LA CARACTERISATION DES FORETS TROPICALES HUMIDES

L'analyse des séries à basse résolution spatiale mais haute fréquence temporelle apporte à la Géographie une nouvelle vision des forêts tropicales humides. La grande feuille verte est maintenant découpée en unités plus petites, plus homogènes qui reflètent des états, des formations différentes. La distinction entre types forestiers est corroborée par les mesures au sol et parfois va au delà des connaissances acquises précédemment. Dans l'intervalle de la Sangha, des expéditions scientifiques menées à la suite de la réalisation de la carte ont constaté des limites, des changements indiqués par la carte et qui n'avaient pas été constatés auparavant. Des structures forestières, des dégradations, font que ces changements même très ténus sont identifiés par le capteur satellitaire. Cet apport est parfois déroutant lorsque l'on n'a pas les moyens de les contrôler et de les valider. Par exemple sur l'île de Séram, la côte sud est inaccessible et n'est documentée par aucun relevé météorologique ou autre. On est donc dans l'expectative et les suppositions à partir des rythmes temporels de l'activité photosynthétique pour chacune des parties de forêts tropicales humides de cette région vont bon train.

Aux autres disciplines cela ouvre des portes dans l'analyse spatiale de vastes phénomènes. Par exemple la botanique bénéficie aujourd'hui d'un apport considérable lié à la nouvelle vision provoquée par ces données (Science au sud, le journal de l'IRD n°66). D'autres scientifiques sont intéressés dans la mesure où ces représentations montrent autre chose que la forêt aux populations locales, aux décideurs locaux, aux responsables politiques. Cela permet un autre dialogue, une autre concertation (projet COLUPSIA). Enfin, cette vision des forêts tropicales humides redimensionne la forêt par sa diversité. Les aménageurs des forêts (ONF en Guyane, exploitant forestier ailleurs) sont ainsi directement interpellés par la visualisation des potentiels de ressources. En Guyane par exemple ces cartes ont permis de mieux comprendre l'organisation spatiale des forêts. Les gestionnaires forestiers se sont alors impliqués beaucoup plus dans l'analyse de l'environnement afin de planifier leurs projections d'aménagement et donc de production.

Actuellement, ce sont plutôt les scientifiques s'intéressant à l'estimation de la biomasse pour en apprécier les stocks de carbone qui regardent de plus près ces cartes de végétation. En identifiant différents types forestiers on peut nuancer les variations spatiales de la biomasse. Ainsi on va vers une amélioration de la précision des estimations.

## IV-B - L'IDENTIFICATION DES IMPACTS HUMAINS

Les travaux dans le domaine de la caractérisation des impacts humains au sein des forêts tropicales humides apporte à la Géographie les moyens de localiser, définir et retracer rapidement des phénomènes parfois furtifs (le chantier d'orpaillage clandestin), d'autres fois plus long (trouées d'abattage, pistes forestières), dans tous les cas dynamiques dans le temps. C'est pourquoi ici l'utilisation séquentielle de l'imagerie satellitaire à moyenne résolution est capitale et demande à être poursuivie en s'adaptant à la nouvelle génération de capteurs (notamment en 2013 avec PLEIADES-B et LANDSAT-8). Ces travaux de Géographie apportent aux autres domaines des informations précieuses que ce soit dans la lutte contre l'orpaillage en Guyane, la documentation des recrues forestiers ou encore dans la gestion des infrastructures.

### IV-B-1 - L'orpaillage

La mise en place d'un système opérationnel de l'observation de l'orpaillage en Guyane est un résultat en soi. La mise en place et le fonctionnement continue depuis 2008 de l'Observatoire de l'Activité Minière est une réussite. Elle illustre bien le transfert technique et technologique de la recherche vers l'opérationnalité. Comme cela s'est produit avec la fourniture de données tous les dix jours des états de la ressources en eau au Sahel (les résultats de l'article Gond *et al.*, 2004\* étant traité automatiquement depuis 2002 par le VITO et diffusé par GMES), l'opérationnalité de la surveillance de l'orpaillage souligne le transfert de la recherche vers l'utilisateur final. Aujourd'hui la surveillance systématique montre une application directe de la télédétection. C'est toute une communauté institutionnelle qui bénéficie de ce service. La réalisation de carte d'état des lieux permet par exemple au Parc Amazonien de Guyane d'alerter le gouvernement afin d'intensifier les contrôles et les interventions sur place. Depuis 2010 l'augmentation du nombre de nouveaux chantiers illégaux dans le parc s'est ralentie alors qu'ailleurs elle progresse au rythme du cours de l'or. Concrètement cela veut dire que la matérialisation des impacts humains de ce type sur des cartes mises à jour régulièrement est un puissant levier de pression ou de prise de décision ayant des conséquences sur le terrain. Dans le même sens les ONG 'environnementalistes' (le WWF par exemple) utilisent ces résultats afin de faire pression sur les Etats comme le Suriname, le Guyana et bien entendu la France. L'avantage de cette technique c'est qu'elle est exportable dans le monde entier. Les données satellites étant standardisées et les chantiers d'orpaillage (comme j'ai pu le constater au nord Congo) sont similaires, il n'y a pas de raison de ne pas utiliser cette technique si le besoin s'en fait sentir et que la volonté politique est exprimée.

### IV-B-2 - Les dégâts d'abattage

La technique pour mesurer les trouées d'abattage est maintenant bien affinée et opérationnelle pour des données à moyenne résolution comme SPOT. Au-delà de ce premier niveau il y a d'après moi la possibilité d'analyser aussi les comportements des exploitants forestiers à partir de ces données. En tous cas, dès aujourd'hui ces études montrent en Guyane le changement de pratiques sylvicoles avec l'idée de rationaliser l'exploitation afin d'en diminuer les coûts (en gasoil principalement) par la diminution des distances d'extraction. Ces travaux donnent une idée sur ce qui s'est passé dans la parcelle. D'autres travaux comme ceux de mon collègue Guillaume Cornu permettent de modéliser les réseaux de pistes 'optimaux'. Avec un schéma prédéfini et une carte post-exploitation, le gestionnaire forestier et l'exploitant ont des moyens supplémentaires pour

rationaliser l'exploitation forestière tropicale. Le domaine de l'aménagement forestier est un secteur d'application où beaucoup de travaux pourraient encore être menés. Le contrôle des exploitants forestiers a déjà eu des conséquences en Guyane où l'équipement et l'aide technique permet d'optimiser les travaux et ainsi réduire les coûts de production.

La fourniture d'information géographique de ce type a permis aussi de travailler avec des équipes étudiant la faune sauvage. J'ai eu la chance de pouvoir fournir des données liées à l'ouverture de la canopée par l'exploitation forestière afin de les comparer avec la présence ou l'absence de mammifères emblématiques pour la conservation (Jaguar, Tapir et Loutre géante). Ces travaux ont montré que le Tapir se réapproprie son territoire une fois l'exploitation terminée. Pour les deux autres espèces les résultats étaient plus contrastés car pour le Jaguar le territoire est trop vaste pour qu'il soit gêné par l'exploitation forestière. Pour la Loutre géante en revanche c'est la pollution mécanique (limons et turbidité) des rivières provoquée par l'orpaillage qui est une grande nuisance.

#### IV-B-3 - Les pistes forestières

L'intérêt de réaliser des cartes de réseaux de pistes et la documentation temporelle qui y est attachée est d'ordre pratique et écologique. L'aspect pratique est intéressant dans la mesure où l'on peut identifier les secteurs mis en activité. Cela est important lorsque le gestionnaire veut optimiser son réseau mais là il nous faut intensifier les travaux en commun avec les exploitants, ce qui n'est jamais facile.

Le grand avantage de la technique mise en place c'est qu'elle permet d'avoir une estimation de la dégradation forestière. En effet, comme indicateur, l'information recueillie localise l'intensification de l'ouverture. Nous avons en général affaire à des réseaux de pistes hiérarchisés (pistes principales, secondaires, tertiaires). L'exploitation forestière se faisant tout au long des pistes et de façon plus intense au bout des pistes (là où se répartissent les pistes de débussage que nous ne pouvons documenter actuellement avec les données LANDSAT). L'enjeu principal ici c'est de pouvoir estimer la modification du couvert en fonction de l'intensité d'exploitation et le devenir des forêts tropicales humides après l'exploitation. L'indicateur mis en place ici devrait aider à se faire une opinion sur cette modification.

Du point de vue écologique la compréhension des vitesses de fermeture des pistes forestières est cruciale pour donner des conseils d'aménagement du territoire. On sait par exemple que d'anciennes forêts installées sur des roches pauvres (les grès de Carnot par exemple au Nord-Congo) supportent mal l'ouverture de la canopée. Cela est dû à la faible croissance des arbres qui la composent (peu de nutriments dans les sols). En revanche des forêts installées sur sols riches auront plus de facilité à se régénérer après l'exploitation grâce aux espèces pionnières qui y trouveront les nutriments nécessaires à leur croissance. On voit donc l'enjeu qu'il peut y avoir à bien jauger la vitesse de récupération des forêts après exploitation du point de vue écologique mais aussi pour les gestionnaires.

#### IV-B-4 - Les implantations agricoles

Dans ce domaine, les enjeux sont multiples et concernent différents intervenants. Dans la première étude menée dans l'Ouest guyanais c'est l'administration qui nous avait demandé de cartographier les abattis / brûlis. Les informations fournies ont été révélatrices des impacts réalisés en forêt. La DAF imaginait bien qu'il y avait des installations illégales mais les cartes révélèrent une implantation très importante, en tous cas beaucoup plus importante que prévue. De là, des travaux de terrain ont été entrepris afin de canaliser la ruée vers la terre qui s'effectuait dans ce secteur de la Guyane. Des lots ont été installés afin de mieux planifier l'attribution des terres et prévenir tous risques de développement anarchique. C'est donc ici l'administration de l'aménagement forestier et agricole qui a été la bénéficiaire de ces travaux.

En ce qui concerne l'analyse des paysages amazoniens la commande venait de l'Institut Français pour la Biodiversité et donc tout naturellement les scores réalisés montrent comment on pourrait aborder l'évaluation des services environnementaux par le biais de la description paysagère. L'intérêt d'un tel travail consistait à mettre en relation des mesures ponctuelles de richesse de biodiversité avec des surfaces et au-delà avec des paysages en entier. Ce travail a expérimenté l'apport que pouvait amener la télédétection à ce genre d'étude. Toutefois il faut considérer que l'application simple d'une valeur ponctuelle à un composant paysager n'est pas sans danger. La prudence voudrait en effet que des répétitions de mesures soient effectuées afin de mieux caractériser cette richesse à l'échelle du composant. De plus le problème de limites spatiales a été évoqué pour donner des limites à un paysage.

Ces problèmes ont été abordés dans le programme AMAZ. Ce programme visait à développer une méthode prenant en compte de nombreux éléments disciplinaires pour expliquer les stades de déforestation. Pouvoir les comprendre et donc donner des directives de management local pour développer une agriculture plus respectueuse de la forêt. De multiples analyses ont été menées et la confrontation de toutes les exploitations agricoles du projet permet d'identifier une zone de basculement (ou 'tipping point') où l'on passe successivement d'un état encore agro-forestier à un état de système agro-pastoral. Ce travail a permis une collaboration de disciplines fort diverses (économie, géographie, sociologie, biologie, écologie, pédologie et statistiques). L'analyse multidisciplinaire a donné une méthode nouvelle pour aborder les problèmes liés à la gestion agro-forestière des fronts pionniers amazoniens. Le groupe de recherche s'est surtout rendu compte que l'analyse des paysages était primordiale dans la compréhension des impacts. En effet l'empreinte laissée dans les paysages par les pratiques agricoles est directement reliée aux autres variables (stock de carbone, richesse de la faune et de la flore). Dans ce contexte la cartographie des paysages à partir d'imagerie satellitaire apporte un élément déterminant afin de pouvoir comparer dans le temps un site mais aussi dans l'espace lorsque plusieurs sites sont éparpillés aux endroits stratégiques des zones pionnières. Pour aller plus loin on peut dire que la géographie est ici un outil d'aide à la décision car les résultats du programme AMAZ montrent que par l'identification d'une zone de basculement d'un système agricole à un autre (le *tipping point*) on peut informer les décideurs locaux ou nationaux afin qu'ils puissent établir une politique plus clairvoyante. L'intérêt est de faire prendre conscience que les paysages sont les marqueurs (les proxys comme on dit aujourd'hui) de la qualité environnementale. On peut alors espérer toucher avec ces outils les leviers décisionnels de la gouvernance

territoriale et ainsi favoriser des pratiques agricoles plus respectueuses pour l'environnement et plus durables pour les hommes qui y habitent.

En ce qui concerne les études sur la dispersion et la réappropriation de l'espace forestier par les amérindiens de Guyane (thèse d'Isabelle Tritsh) il est clair que le commanditaire de cette étude (le Parc Amazonien de Guyane) y voit un intérêt indéniable dans la structuration de l'agriculture dans les zones de libre adhésion. En effet la Géographie amène ici un complément spatial aux études ethnologiques menées depuis plus de 30 ans sur l'Oyapock et le Maroni. L'idée est de matérialiser, par le biais de cartes, des phénomènes perçus mais mal interprétés à cause d'une mauvaise évaluation des impacts. Pour cela seule l'analyse temporelle de l'imagerie satellitaire a pu donner une autre vision du phénomène. La méthode employée a pour vocation d'être appliquée sur les autres bassins versants afin de donner une image complète et à jour de la situation. Pour les gestionnaires du Parc National cela revient aussi à bénéficier d'un outil de prise de décision dans l'aménagement des zones de préservation et ainsi, s'adapter à la réalité d'un Parc habité.

Enfin les travaux sur l'assèchement des lisières forestières devraient bénéficier d'un bel avenir. En effet ces problèmes sont récurrents de toutes les zones de déforestation ou de dégradation forestières dans le monde tropical. Le maintien de la forêt dans ces zones est directement lié à la fragmentation du paysage. En montrant ici la fragilité des lisières notre objectif est bien d'alerter les autorités, les décideurs, les gestionnaires sur l'importance qu'il y a à protéger, entretenir et améliorer les lisières forestières.

Le projet Makala a permis une coopération multidisciplinaire fort intéressante qui est matérialisée dans l'ouvrage collectif qui en est l'aboutissement (Boulogne *et al.*, 2013\*). Dans cette étude très appliquée la télédétection a procurée une vision globale du bassin d'approvisionnement en charbon de bois. De plus l'analyse de la chronologie grâce à l'archive a donné une toute autre dimension à ce travail. A partir de là on a pu estimer la perte de ressource ligneuse et donc souligner les dangers d'une gestion courante comme celle réalisée actuellement. Interpeler les décideurs régionaux sur la situation a pu alors avoir lieu car même si on peut discuter de la qualité de l'échantillonnage et de la pertinence de l'extrapolation des données de terrain aux données satellitaires, il reste que la vision quantifiée des phénomènes permet une prise de conscience unique. Dans ce sens l'outil mis en place est performant comme donneur de sens et porteur du message des scientifiques de l'équipe.

## V – PERSPECTIVES

### V-A – LA CARACTERISATION DES FORETS TROPICALES HUMIDES

Dans le cadre de la caractérisation des forêts tropicales humides, mes perspectives s'articulent autour de trois axes.

(i) D'une part la continuation des travaux sur l'utilisation des données à basse résolution du type MODIS. J'aimerais mettre au point une chaîne de traitement plus fonctionnelle et plus opérationnelle. Pour cela j'envisage d'établir un protocole de test sur la qualité des pixels traités à partir des données fournies par la NASA (<http://reverb.echo.nasa.gov/>). Cela permettrait de s'affranchir du bruit résiduel et surtout d'obtenir un degré de fiabilité des données supérieur à aujourd'hui. La technique mise au point du calcul de la moyenne sur 10 ans ayant montré ses avantages, cette amélioration devrait être surtout perceptible lorsque je vais aborder les zones de la façade occidentale de l'Afrique centrale (le Gabon notamment). Actuellement ces informations ont été identifiées et les premiers tests sont très concluants. Dans un second temps l'automatisation de la chaîne de traitement permettra un dispositif plus rationnel grâce à l'appui de Guillaume Cornu. La mise en place d'une procédure à partir des composantes ORFEO-toolbox (<http://www.orfeo-toolbox.org/otb/>) par exemple ainsi que des algorithmes de classification intégrée dans la chaîne de traitement. Tout ceci me permettra de traiter de plus grands jeux de données comme celles à 250m sur les 13 années d'archive sur l'ensemble du bassin du Congo (8 tuiles MODIS). Dans un autre genre je compte suivre la même procédure en Guyane (1 tuile MODIS) afin de mieux évaluer l'organisation spatiale des formations forestières par rapport à ce qui a été fait précédemment (Gond *et al.*, 2011). De plus cela me permettra de prendre part à un travail de fond destiné à caractériser les formations particulières du sud de la Guyane. En l'occurrence nous envisageons de travailler conjointement avec le Parc Amazonien de Guyane (Pierre Joubert), l'UMR-TETIS (Nicolas Baghdadi) et l'UMR-AMAP (Stéphane Guitet) sur la détermination du remplissage et de la vidange du 'grand flat' localisé au centre sud de la Guyane. Cet écosystème particulier sera alors analysé à partir des données MODIS à 250m, des données LIDAR (IceSat - <http://icesat.gsfc.nasa.gov/>) et de données Radar (TerraSar-X - <http://www.astrium-geo.com/terrasar-x/>). Des missions de validation sont prévues sur place en 2014. Ce projet réduit dans l'espace me permettra de confronter des analyses diachroniques longues (MODIS) avec des données diachroniques courtes (Lidar et Radar). Les premières pour mesurer l'étendue et les formations végétales du grand flat, les secondes pour évaluer sur un pas de temps journalier et/ou hebdomadaire la hauteur de l'eau retenue dans cette dépression naturelle. De plus cela me permettra d'aller sur le terrain dans une zone de *terra incognita* puisque peu de gens y sont allés jusqu'à nos jours.

(ii) Un projet de collaboration avec Nathalie Philippon (CNRS UMR biogéosciences, centre de recherche de climatologie - Université de Bourgogne) me tient aussi à cœur car il ouvre une voie originale d'analyse des paramètres environnementaux dans la compréhension de la distribution spatiale et le fonctionnement des écosystèmes forestiers du bassin du Congo. Il s'agit dans ce projet d'analyser l'occurrence des nuages tout au long de l'année afin d'analyser et de mieux comprendre l'interaction entre obturation nuageuse et activité photosynthétique. Nous allons chercher à savoir dans quelle mesure l'installation de nuages de différents types (cirrus d'altitude, stratus de couche basse ou cumulo-nimbus) peut expliquer les cycles saisonniers d'activité photosynthétique identifiés par le capteur MODIS. Cette étude va combiner des mesures des capteurs

météorologiques avec les capteurs d'observation de la terre. A ma connaissance ce genre d'analyse n'a pas été effectué sur un espace aussi restreint, sur une période aussi longue et sur des données aussi précises. Notre hypothèse est de trouver des relations fortes entre l'occurrence de certains types de nuage avec les différents cycles d'activités photosynthétique. Cela nous permettra non seulement de mieux comprendre le fonctionnement des forêts semi-décidues et sempervirentes du bassin du Congo (sur la zone CoForChange) mais aussi de mieux caractériser les processus environnementaux afin d'évaluer l'impact qu'une modification météorologique pourrait avoir sur les peuplements forestiers. Si comme les modèles climatologiques le prévoient (à 15 sur 17 d'après Zelazowski *et al.*, 2011) la saison sèche va s'allonger dans le temps et s'intensifier en sécheresse, les conséquences seront très probablement importantes pour les écosystèmes forestiers. En analysant la relation entre nuages et activités photosynthétique nous apporterons plus de précision dans la compréhension des phénomènes à l'interface biosphère/atmosphère. Dans ce même axe de recherche j'espère que nous bénéficierons bientôt d'une base de données d'inventaires forestiers élargie à la République Démocratique du Congo afin de continuer le travail de validation et d'analyse de l'organisation spatiale des forêts tropicales humides à l'échelle de l'ensemble du massif congolais (avec Sylvie Gourlet-Fleury et Adeline Fayolle). Ceci dans le même esprit et la même démarche que ce qui a été réalisé dans le projet CoForChange (Gond *et al.*, 2013\*), Ce qui permettra d'analyser l'interface biosphère/atmosphère à l'échelle de l'ensemble du massif forestier.

(iii) Pour mesurer la biomasse et donc le carbone des forêts l'Agence Spatiale Européenne prévoit de mettre sur orbite le satellite BIOMASS en 2020<sup>1</sup>. Le système radar en bande P permettra de surveiller les surfaces terrestres de façon continue. En attendant cet heureux événement je suis amené à travailler avec Ghislain Vieilledent sur l'estimation de la biomasse avec les capteurs existants sur Madagascar. Cette étude me permet d'aborder cette thématique et de tester la capacité des différents capteurs à restituer des estimations de biomasse sur une large échelle. Les comparaisons avec IceSat et MODIS (données à 250m) confrontées aux données terrain (1000 placettes de mesure de biomasse) donnent une excellente base de données pour comparer avec les cartes existantes mais imprécises (Baccini *et al.* 2012, Saatchi *et al.*, 2011). Dans cet axe de recherche les travaux en Guyane avec Bruno Hérault et Nicolas Baghdadi et leurs étudiants respectifs (Youven Goulamoussène et Ibrahim Fayal) participent aux efforts d'investigation pour utiliser différentes sources de données satellitaires dans l'estimation du stock et des flux de carbone. Pour l'instant il apparait que la combinaison de données LIDAR satellite et les séries temporelles MODIS montrent les résultats les plus convainquant.

---

1

[http://www.esa.int/Our\\_Activities/Observing\\_the\\_Earth/The\\_Living\\_Planet\\_Programme/Earth\\_Explorers/Future\\_missions/About\\_future\\_missions](http://www.esa.int/Our_Activities/Observing_the_Earth/The_Living_Planet_Programme/Earth_Explorers/Future_missions/About_future_missions)

## V-B – L'IDENTIFICATION DES IMPACTS HUMAINS

### V-B-1 - L'orpaillage

Cette thématique est très attachée à son territoire guyanais. Aujourd'hui de nouveaux défis apparaissent sur la 'modernisation' de l'Observatoire de l'Activité Minière (OAM) et sur l'exportation du savoir-faire acquis en Guyane. (i) L'adaptation de l'outil à de nouveaux capteurs est nécessaire afin de ne plus dépendre exclusivement de la station de réception SEAS Guyane (<https://www.seas-guyane.org/seasguyane/index.htm>). En effet rester tributaire d'un seul fournisseur n'est pas une bonne chose. De plus l'émergence de nouveaux capteurs nous incite à adapter l'outil afin d'améliorer le service de l'OAM. Des premiers tests ont déjà permis d'évaluer le satellite LANDSAT-8 (mise en service en avril 2013 avec 30m de résolution et 9 bandes spectrales - [http://www.nasa.gov/mission\\_pages/landsat/main/](http://www.nasa.gov/mission_pages/landsat/main/)) afin de cartographier les surfaces impactées. Des tests doivent encore être effectués pour évaluer les capacités de ses bandes spectrales pour identifier les chantiers actifs. Pour cela je compte travailler en appui à la cellule SIG de l'ONF en Guyane qui est responsable de l'OAM. Il s'agira aussi avec cette équipe de tester les nouveaux capteurs comme PLEIADES 1-A et 1-B (2,8 m de résolution dans les bandes visible et proche infrarouge - <http://smc.cnes.fr/PLEIADES/Fr/index.htm>) qui par une plus grande agilité devraient permettre de mieux caractériser l'activité d'orpaillage illégale. Les satellites SPOT-6 et 7 (<http://www.astrum-geo.com/fr/870-spot-6-7>) assurant la continuité de surveillance de la surface terrestre. Enfin, en 2014 nous analyserons les premières images du satellite SENTINEL-2 (résolution de 10, 20 et 60m dans les longueurs d'onde du visible au moyen infrarouge - [http://www.esa.int/Our\\_Activities/Observing\\_the\\_Earth/GMES/Sentinel-2](http://www.esa.int/Our_Activities/Observing_the_Earth/GMES/Sentinel-2)) afin de compléter la constellation des fournisseurs potentiels d'information sur la localisation des chantiers d'orpaillage illégaux sur le territoire guyanais. Il est fort probable que ces nouveaux capteurs vont enrichir les moyens d'investigations afin de pérenniser l'outil qu'est l'OAM dans la fourniture d'information stratégiques dans la lutte contre l'orpaillage illégal.

(ii) Le second axe de travail consistera à l'exportation de ce service à d'autres pays. L'orpaillage illégal sévit partout dans le monde tropical et il est donc envisageable que ces travaux soient applicables à d'autres forêts tropicales. On pense notamment au plateau des Guyanes qui souffre des mêmes maux que la Guyane française. Dans ce sens la carte réalisée par l'ONF pour le compte du WWF à l'ensemble des trois Guyanes a été un révélateur. Il s'agirait dorénavant de pouvoir implémenter la chaîne de traitement et le savoir-faire acquis à l'ONF à d'autres services forestiers ou environnementaux ou aux antennes de réception SEAS dans le monde (La Réunion, Libreville). L'adaptation des procédures et l'amélioration de la chaîne de traitement enrichie par l'utilisation d'autres capteurs faciliteraient indéniablement la diffusion de ces travaux.



### V-B-2 - Les dégâts d'abattage

Aujourd'hui, il y a des groupes de chercheurs qui vont beaucoup plus loin dans le détail en utilisant des données à très haute résolution ou du LIDAR aéroporté. A mon avis cela empêchera l'opérationnalité de ce genre d'analyse à cause du coût et de la faible surface analysée. Afin de traiter de larges surfaces à faible coût des travaux sont entrepris (thèse de Youven Goulamoussène) afin de tester la perte d'information en partant du LIDAR aéroporté, de l'imagerie radar (Cosmos-SkyMed - <http://www.e-geos.it/products/cosmo.html>) et des données SPOT-5/6. Toutefois on peut espérer qu'avec des capteurs comme SENTINEL-2 les résolutions (spatiale, spectrale et temporelle) permettront d'adapter les travaux déjà réalisés à cette nouvelle génération de capteurs. L'enjeu dans ce domaine est d'ordre applicatif. En effet, un projet conjoint avec ONFi devrait permettre d'automatiser la chaîne de traitement mise au point par Python *et al.*, (2013\*) afin de tester les algorithmes sur des concessions en Afrique Centrale certifiées (procédures de coupes ayant le label FSC - <http://fr.fsc.org/>) et non certifiées (coupes conventionnelles). Nous verrons alors si l'identification de signatures spécifiques à chaque pratique peut permettre d'évaluer rapidement les dégâts d'abattage. L'intérêt est donc bien ici de passer à un niveau supérieur d'utilisation de ces recherches afin de les rendre le plus opérationnelles possible.

L'autre projet dans lequel je suis impliqué est d'améliorer le suivi de la dégradation de la forêt en Afrique Centrale (projet avec le Centre Commun de Recherche de la Commission Européenne – CCR - <http://ies.jrc.ec.europa.eu/>). Ce développement serait plus axé sur la recherche avec des finalités différentes car ici c'est l'amélioration de l'estimation de la dégradation forestière afin d'en dresser des bilans à l'échelle des pays ou du massif forestier à un pas de temps régulier (tous les ans). L'enjeu dans le contexte du REDD est important et l'association avec un gros laboratoire comme le CCR devrait aboutir à des premiers résultats rapidement.

### V-B-3 - Les pistes forestières

Dans le même cadre, la détection des pistes forestières devrait aussi être mise à disposition pour compléter le protocole de mesure de la dégradation forestière à l'échelle du massif forestier d'Afrique centrale par exemple. L'approche conjointe de la détection des pistes et l'estimation des dégâts d'abattage permettrait d'améliorer la précision de l'évaluation de la dégradation. Ceci serait à développer dans une perspective temporelle remontant dans l'archive afin de proposer des scénarios ou de souligner des trajectoires d'évolution pour donner une vision la plus claire possible aux décideurs régionaux.

A ce stade un rapprochement des approches basse et haute résolution spectrale est à développer. Les estimateurs de dégradation forestière (trouées et piste forestières) sont des marqueurs paysagers qui évoluent dans le temps. On peut émettre l'hypothèse que la dégradation influence le signal temporel MODIS (Oszwald et Gond 2012\*). Du coup, établir un lien entre l'indicateur de dégradation et le signal temporel phénologique MODIS permettrait de spatialiser, à l'ensemble des massifs forestiers tropicaux, des informations cruciales dans l'évaluation des flux de carbone.

#### V-B-4 - Les implantations agricoles

En ce qui concerne l'évaluation des zonages agricoles, mes projets se déclinent d'une part par de l'expertise à la suite de ce qui a été développé en Guyane. Ces travaux me permettent de continuer à réaliser des cartes de terroirs agricoles en y testant des nouveaux capteurs et des nouvelles approches comme les classifications orientées objets. Le projet le plus important dans ce domaine reste celui qui découle des résultats du programme AMAZ et des coopérations avec Johan Oszwald. En effet, le développement de technique pour cartographier les services éco systémiques laisse entrevoir de belles perspectives de spatialisation de ces informations (Le Clec'h *et al.*, 2013\*). Ces analyses seront prochainement transférées en Afrique centrale grâce au programme CoForTips afin là aussi de travailler dans un cadre multidisciplinaire.

Enfin, les analyses spatiales de la ressources en bois énergie du projet Makala devraient se poursuivre en se perfectionnant du point de vue méthodologique. En effet, l'échantillonnage et le traitement des données devra être plus rationalisé afin de pouvoir faire des estimations fines à l'échelle d'un bassin d'approvisionnement en charbon de bois.

## VI - CONCLUSIONS

Pour essayer de conclure sur ce retour d'expérience sur ma carrière je peux m'attarder sur deux points fondamentaux, l'encadrement des étudiants et la continuité des travaux scientifiques entrepris.

L'encadrement des étudiants en Master ou en doctorat est une tâche particulièrement plaisante pour moi. Elle est nécessaire pour alimenter la recherche en nouvelles idées et en énergie régénératrice. Le levier que représentent les étudiants n'est plus à démontrer et reste un besoin pour la recherche institutionnelle. Toutefois il ne faut pas confondre encadrement et main d'œuvre bon marché. Le travail d'encadrement est un engagement envers l'étudiant pour lui parfaire sa formation théorique acquise au sein de l'Université. L'articulation entre l'Université et le centre de recherche est alors primordial pour développer une approche pédagogique bénéfique pour l'étudiant. Pour moi Master et Doctorants ont toujours été considérés comme des apprenants et donc des personnes qu'il faut encore former et diriger avec plus ou moins de doigté suivant les individus tout en laissant un champs de liberté leur permettant de s'émanciper et de se tester dans des expériences qui parfois se révèlent opportunes ou catastrophiques, en tous cas formatrices. '*On apprend en le faisant*' étant un leitmotiv très usité de ma part. Le principe étant de ne pas laisser l'étudiant isolé et de lui donner les moyens de réaliser ses idées. Toujours pour apprendre les rouages du métier, j'essaie dans la mesure du possible d'écrire avec l'étudiant une publication et/ou l'encourager à présenter ses travaux lors d'une conférence ou d'un séminaire.

En ce qui concerne la continuité des travaux scientifiques entrepris, la caractérisation et le suivi de la dynamique des milieux forestiers reste un domaine d'actualité au sein du débat sur les conséquences du changement climatique. Pour moi la réalisation de cartes à partir de données satellitaires complexes et sophistiquées a pour vocation d'alimenter les réflexions via des modèles à l'interface biosphère/atmosphère pour comprendre le fonctionnement délicat de notre système terrestre. Ces cartes me semblent donc fondamentales pour améliorer notre compréhension et donc anticiper, si cela est possible, les changements qui se préparent. Aller plus loin en améliorant la qualité des données et étendre la caractérisation à l'ensemble des forêts tropicales sont des axes forts de mes futures recherches. En allant toujours plus loin dans la précision de ce que sont les forêts tropicales, j'espère identifier dans l'espace et le temps la complexité de ces fabuleux écosystèmes forestiers tropicaux.

Pour ce qui est de la détermination des impacts humains, mon ambition est plus pragmatique dans le sens où je m'oriente vers l'automatisation de systèmes de mesure afin d'alimenter des bases de données géographiques. Cette automatisation liée à l'ingénierie a pour but de traiter de gros volumes de données spatiales pour en extraire une information fiable dans l'espace et le temps. Ces informations n'ont pour seule vocation que d'alimenter les pouvoirs décisionnels afin d'améliorer la gestion quotidienne de nos ressources naturelles.

## VII - BIBLIOGRAPHIE

Achard, F., Eva, H., Stibig, H., Mayaux, P., Richards T., Malingreau, J-P., 2002, Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forests, *Science*, 7: 999-1002.

Aragão, L., Shimabukuro, Y., 2010, The incidence of fire in Amazonian forests with implications for REDD, *Science*, 328: 1275-1278.

Asner, G., Knapp, D., Broadbent, P., Oliveira, P., Keller, M., Silva, J., 2005, Selective logging in the Brazilian Amazon, *Science*, 310: 480-482.

Asner, G., Mascaró, J., Muller-Landau, H., Vieilledent, G., Vaudry, R., Rasamoelina, M., Hall, J., van Breugel, M., 2012, A universal airborne LiDAR approach for tropical forest carbon mapping, *Oecologia*, 168: 1147-1160.

Aubreville, A., 1949, *Climats, forêts et désertification de l'Afrique tropicale*, Société d'éditions géographiques, maritimes et coloniales, Paris, 351 pages.

Baccini, A., Laporte, N., Goetz, S., Sun, M., Dong, H., 2008, A first map of tropical Africa's above ground biomass derived from satellite imagery, *Environmental Research Letters*, 3: 045011.

Baccini, A., Goetz, S., Walker, W., Laporte, N., Sun, M., Sulla-Menasha, D., Hackler, J., Beck, P., Dubayah, R., Friedl, M., Samanta, S., Houghton, R., 2012, Estimated carbon dioxide emissions from tropical deforestation improved by carbon-density maps, *Nature Climate Change*, doi:10.1038/nclimate1354.

Baghdadi, N., Le Maire, G., Fayad, I., Bailly, J., Nouvellon, Y., Lemos, C., Hakamada, R., 2013, Testing different methods of forest height and aboveground biomass estimations from ICESat/GLAS data in Eucalyptus plantation in Brazil, *Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, in press.

Bartholomé, E., Belward, A., 2005, GLC2000: a new approach to global land cover mapping from Earth observation data, *International Journal of Remote Sensing*, 26: 1959-1977.

Bégué, L., 1967, *Chronique phytogéographique. Les forêts du nord de la République du Congo (Brazzaville)*, *Bois et forêts des Tropiques*, 111 : 63-76.

Bomtemp, S., Arino, O., Bicheron, P., Carsten, B., Leroy, M., Defourny, P., 2012, Operational service demonstration for global land-cover mapping: the GlobCover and GlobCorine experiences for 2005 and 2009. In *remote sensing land use and land cover: principles and applications* (ed C. Giri), pp. 243-264. Terre Haute In: CRC Press.

Boulvert, Y., 1986, *Carte phytogéographique de la République Centrafricaine à 1:1,000,000. Notice explicative 104*, Editions de l'ORSTOM, Paris.

Chambers, J., Robertson, A., Carneiro, V., Lima, A., Smith, M-L., Plourde, L., Higuchi, N., 2009, Hyperspectral remote detection of niche partitioning among canopy trees driven

by blowdown gap disturbances in the Central Amazon, *Ecosystem Ecology*, 160: 107-117.

Brando, P., Goetz, S., Baccini, A., Nepstad, D., Beck, P., Christman, M., 2010, Seasonal and interannual variability of climate and vegetation indices across the Amazon, *Proceeding of the National Academy of Science*, 107: 14685-14690.

DeFries, R., Townshend, J., 1994, NDVI derived land cover classification at global scales, *International Journal of Remote Sensing*, 15: 3567-3586.

DeFries, R., Hansen, M., Townshend, J., Janetos, A., Loveland, T., 2000, A new global 1-km dataset of percentage tree cover derived from remote sensing, *Global Change Biology*, 6: 247-254.

De Grandi, G., Malingreau, J-P., Leysen, M., 1999, The ERS-1 Central Africa mosaic: a new perspective in radar remote sensing for the global monitoring of vegetation, *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 37: 1730-1746.

Desclée, B., Simonetti, D., Mayaux, P., Achard, F., 2013, Multi-sensor monitoring system for forest cover change assessment in Central Africa, *IEEE Journal of Selected Topics of Applied Earth Observation Remote Sensing*, 6: 110-120.

de Wasseige, C., Defourny, P., 2004. Remote sensing of selective logging impact for tropical forest management, *Forest Ecology and Management*, 188: 161-173.

Doughty, C., Goulden, M., 2008, Seasonal patterns of tropical forest leaf area index and Co<sub>2</sub> exchange, *Journal of Geophysical Research*, 113: G00B06.

Dubreuil, V., Debortoli, N., Funatsu, B., Nédélec, V., Durieux, L., 2011, Impact of land-cover change in the southern Amazonia climate: a case study for the region of Alta Floresta, Mato Grosso, Brazil, *Environmental Monitoring and Assessment*, 184: 877-891.

Duveiller, G., Defourny, P., Desclée, B., Mayaux, P., 2008, Deforestation in Central Africa : estimates at regional, national and landscape levels by advanced processing of systematically-distributed landsat extracts, *Remote Sensing of Environment*, 112 : 1969-1981.

Evrard, C., 1968, Recherches écologiques sur le peuplement forestier des sols hydromorphes de la Cuvette Congolaise Centrale. Bruxelles, Des presses des Ets WELLENS-PAY, 295 p.

Friedl, M., Sulla-Menashe, D., Tan, B., Schneider, A., Ramankutty, N., Sibley, A., Huang, X., 2010, MODIS collection 5 global land cover: algorithm refinements and characterization of new datasets, *Remote Sensing of Environment*, 114: 168-182.

Gao, B., 1996, NDWI – a normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space, *Remote Sensing of Environment*, 58: 257-266.

Gibson, L., Lee, T., Koh, L., Brook, B., Gardner, T., Barlow, J., Peres, C., Bradshaw, C., Laurance, W., Lovejoy, T., Sodhi, N., Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity, *Nature*, 478: 378-381.

GIEC, 2007, Bilan 2007 des changements climatiques. Contribution des Groupes de travail I, II et III au quatrième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, (publié sous la direction de Pachauri, R.K. et Reisinger, A.) GIEC, Genève, Suisse, 103 pages.

GLC-2000 (Global Land Cover 2000) page:  
<http://bioval.jrc.ec.europa.eu/products/glc2000/glc2000.php>

GlobCover page: <http://due.esrin.esa.int/globcover/>

Goetz, S., Baccini, A., Laporte, N., Johns, T., Walker, W., Kellndorfer, J., Houghton, R., Sun, M., 2009, Mapping and monitoring carbon stocks with satellite observations: a comparison of methods, *Carbon Balance and management*, 4:2.

Hansen, M., Roy, D., Lindquist, E., Adusei, B., Justice, C., Alstatt, A., 2008, A method for integrating MODIS and Landsat data for systematic monitoring of forest cover and change in the Congo Basin, *Remote Sensing of Environment*, 112: 2495-2513.

Holben, B., 1986, Characteristics of maximum-value composite images from temporal AVHRR data, *International Journal of Remote Sensing*, 7: 1417-1434.

Holdridge, L., 1947, Determination of world plant formations from simple climatic data, *Science*, 105: 367-368.

Huete, A., 1988, A soil adjusted vegetation index (SAVI), *Remote Sensing of Environment*, 25: 295-309.

IGBP (International Geosphere-Biosphere Program), page:  
<http://igbp.sv.internetborder.se/>

Jacquemoud, S. and Baret, F., 1990, PROSPECT: a model of leaf optical properties spectra, *Remote Sensing of Environment*, 34:75-91.

Justice, C., Townshend, J., Holben, B., Tucker, C., 1985, Analysis of the phenology of global vegetation using meteorological satellite data, *International Journal of Remote Sensing*, 6: 1271-1318.

Justice, C., Holben, B., Gwynne, M., 1986, Monitoring east African vegetation using AVHRR data, *International Journal of Remote Sensing*, 7: 1453-1474.

Laporte, N., Stabach, J., Grosch, R., Lin, T., Goetz, S., 2007, Expansion of industrial logging in Central Africa, *Science*, 316: 1451-1451.

Laurance, W., Goosem, M., Laurance, S., 2009, Impacts of roads and linear clearings on tropical forests, *Trends in Ecology and Evolution*, 24: 659-669.

Letouzey, R., 1985, Notice de la carte phytogéographique du Cameroun au 1:500,000. Institut de la Carte Internationale de Végétation, Toulouse et Institut de Recherche Agronomique de Yaoundé.

Lewis, S., Brando, P., Phillips, O., van der Heijden, G., Nepstad, D., 2011, The 2010 Amazon drought, *Science*, 331: 1200807.

Loveland, T., Belward, A., 1997, The IGBP-DIS global 1-km land cover data set, DIScover: first results, *International Journal of Remote Sensing*, 18: 3289-3295.

Malhi, Y., Wood, D., Bakers, T., Wright, J., Phillips, O., Cochrane, T., Meir, P., Chave, J., Almeida, S., Arroyo, L., Higuchi, N., Killeen, T., Laurance, S., Laurance, W., Lewis, S., Monteagudo, A., Neill, D., Vargas, P., Pitman, N., Quesadas, C., Salomao, R., Silva, J., Lezama, A., Terborgh, J., Martinez, R., Vinceti, B., 2006, The regional variation of aboveground live biomass in old growth Amazonian forests, *Global Change Biology*, 12: 1107-1138.

Malingreau, J-P., Achard, F., D'Souza, G., 1995, AVHRR for global tropical monitoring. The lessons of the TREES project, *Remote Sensing Review*, 12: 29-40.

Matthews, E., 1983, Global vegetation and land use: new high resolution data bases for climate studies, *Journal of Climate and Applied Meteorology*, 22: 474-487.

Mayaux, P., Achard, F., Malingreau, J-P., 1998, Global tropical forest area measurements derived from coarse resolution satellite imagery: a comparison with other approaches, *Environmental Conservation*, 25: 37-52.

Mayaux, P., Bartholomé, E., Fritz, S., Belward, A., 2004, A new land cover map of Africa for the year 2000, *Journal of Biogeography*, 31: 861-877.

Mayaux, P., Pekel, J-F., Desclée, B., Donnay, F., Lupi, A., Achard, F., Clerici, M., Bodart, C., Brink, A., Nasi, R., Belward, A., 2013, State and evolution of the African rainforests between 1990 and 2010, *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 368: 20120300.

McCallum, I., Obersteiner, M., Nilsson, S., 2006, A spatial comparison of four satellite derived 1km global land cover datasets, *International Journal of Applied Earth Observations and Geoinformation*, 8: 246-255.

MODIS programme, page: <http://modis.gsfc.nasa.gov/>

Molto, Q., Rossi, V., Blanc, L., 2013, Error propagation in biomass estimation in tropical forests, *Methods in Ecology and Evolution*, 4: 175-183.

Monod, T., 1957, Les grandes divisions chorologiques de l'Afrique, *Cons. Sc. Afr. Au Sud du Sahara*, 24, 147 pages.

Myneni, R., Yang, W., Nemani, R., Huete, A., Dickinson, R., Knyazikhin, Y., Didan, K., Fu, R., Negrón-Juarez, R., Saatchi, S., Hashimoto, H., Ichii, K., Shabanov, N., Tan, B., Ratana, P., Privette, J., Morissette, J., Vermote, E., Roy, D., Wolfe, R., Friedl, M.,

Running, S., Votana, P., El-Saleous, N., Devadiga, S., Su, Y., Salomon, V., Large seasonal swings in leaf area of Amazon rainforests, *Proceedings of the National Academy of Science*, 104 : 4820-4823.

Nemani, R., Keeling, C., Hashimoto, H., Jolly, W., Piper, S., Tucker, C., Myneni, R., Running, S., 2003, Climate-driven increases in global terrestrial net primary production from 1982 to 1999, *Science*, 300 : 1560-1563.

Parmesan, C., Yohe, G., 2003, A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems, *Nature*, 421: 37-42.

Park, S., 2009, Synchronicity between satellite measured leaf phenology and rainfall regimes in tropical forests, *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 75: 1231-1237.

Peterson, G., Heemskerk, M., 2001, Deforestation and forest regeneration following small-scale gold mining in the Amazon: the case of Suriname. *Environmental Conservation* 28, 117–126

Phillips, O., Aragao, L., Lewis, S., Fisher, J., Lloyd, J., Lopez-Gonzalez, G., Malhi, Y., Monteagudo, A., Peacock, J., Quesada, C., et al., 2009, Drought sensitivity of the Amazon rainforest, *Science*, 323: 1164033.

Pinty, B., Verstraete, M., 1992, GEMI ; a non-linear index to monitor global vegetation from satellites, *Vegetation*, 101 : 15-20.

Prentice, K., 1990, Bioclimatic distribution of vegetation for general-circulation model studies, *Journal of Geophysical Research-Atmosphere*, 95: 11811-11830.

Qi, J., Chehbouni, A., Huete, A., Kerr, Y., Sorooshian, S., 1994, A modified soil adjusted vegetation index (MSAVI), *Remote Sensing of Environment*, 48: 119-126.

Rouse, J., Haas, R., Schell, J., Deering, D., Harlan, J., 1974, Monitoring the vernal advancement of retrogradation of natural vegetation, NASA/GSFC, type III, final report, Greenbelt (MD) USA, 371 pages.

Saatchi, S., Houghton, R., Dos Santos Alvala, R., Soares, J., Yu, Y., 2007, Distribution of aboveground live biomass in the Amazon basin, *Global Change Biology*, 13: 816-837.

Saatchi, S., Harris, N., Brown, S., Lefsky, M., Mitchard, E., Salas, W., Zutta, B., Buermann, W., Lewis, S., Hagen, S., Petrova, S., White, L., Silman, M., Morel, A., 2011, Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents, *Proceeding of the National Academy of Sciences*, doi: 10.1073/pnas.1019576108.

Saleska, S., Didan, K., Huete, A., da Rocha, H., 2007, Amazon forest green-up during 2005 drought, *Science*, **318**: 612.

Samanta, A. Ganguly, S. & Myneni, R.B. 2011 MODIS Enhanced Vegetation Index data do not show greening of Amazon forests during the 2005 drought. *New Phytologist* **189**, 11–15.



Schnell, R., 1976, Flore et végétation de l'Afrique tropicale, tome 1, Gauthier-Villars, Paris.

Sellers, P., Dickinson, R., Randall, D., 1977, Modelling the exchanges of energy, water, and carbon between continents and the atmosphere, *Science*, 275: 502-509.

Serpantié, G., Tézéas du Montcel, L., Sabatier, S., 1991, Cartographie des ressources végétales au nord Yatenga (Burkina Faso). Une méthodologie d'analyse multitemporelle pour les images SPOT de début et de fin de saison des pluies en zone soudano-sahélienne, 1/50,000°, ORSTOM/ENGREF, 89 pages.

Sist, P., Ferreira, F., 2007, Sustainable of reduced-impact logging in the Eastern Amazon, *Forest Ecology and Management*, 243: 199-209.

Souza, C., Firestone, L., Moreira-Silva, L., Roberts, D., 2003, Mapping forest degradation in the Eastern Amazon from SPOT-4 through spectral mixture models, *Remote Sensing of Environment*, 87: 494-506.

Stephens, B., Gurney, K., Tans, P., Sweeney, C., Peters, W., Bruhwiler, L., Ciais, P., Ramonet, M., Bousquet, P., Nakazawa, T., Aoki, S., Machida, T., Inoue, G., Vinnichenko, N., Lloyd, J., Jordan, A., Heimann, M., Shibistova, O., Langenfelds, R., Steele, L., Francey, R., Denning, S., 2007, Weak northern and strong tropical land carbon uptake from vertical profiles of atmospheric CO<sub>2</sub>, *Science*, 316: 1732-1735.

Stibig, H., Belward, A., Roy, P., Rosaline-Wasrin, U., Agrawal, S., Joshi, P., Hildanus, P., Beuchle, R., Fritz, S., Mubareka, S., Giri, C., 2007, A land-cover map for South and Southeast Asia derived from SPOT-VEGETATION data, *Journal of Biogeography*, 34:625-637.

Townshend, J., Justice, C., Li, W., Gurney, C., McManus, J., 1991, Global land cover classification by remote sensing: present capabilities and future possibilities, *Remote Sensing of Environment*, 35: 243-255.

Tucker, C., Townshend, J., Goff, T., 1985, African land cover classification using satellite data, *Science*, 227: 369-375.

Vancutsem, C., Kibambe-Lubamba, JP., Blaes, X., Pekel, J-F., Alarcon, M., de Wasseige, C., Defourny, P., 2006, The land cover map of the Democratic Republic of Congo, 1/3,000,000°, Presse Universitaire de Louvain la Neuve, Belgique.

Vancutsem, C., Pekel, J-F., Evrard, C., Malaisse, F., Defourny, P., 2009, Mapping and characterizing the vegetation types of the Democratic Republic of Congo using SPOT-VEGETATION time series, *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 11: 62-76.

VEGETATION programme, page: <http://www.vgt.vito.be/>

- Verheggen, A., Mayaux, P., de Wasseige, C., Defourny, P., 2012, Mapping Congo Basin forest types from 300m and 1km Multi-sensor time series for carbon stocks and forest area estimation, *Biogeosciences*, 9: 7499-7553.
- Verhoef, W., 1984, Light scattering by leaf layers with applications to canopy reflectance modeling: the SAIL model, *Remote Sensing of Environment*, 16: 125-141.
- Viovy, N., Arino, O., Belward, A., 1992, The best index slope extraction (BISE): a method for reducing noise in NDVI time-series. *International Journal of Remote Sensing*, 13:1585-1590.
- Vitousek, P., 1994, Beyond global warming – Ecology and global change, *Ecology*, 75: 1861-1876.
- Wagner, F., Rossi, V., Bonal, D., Stahl, C., Hérault, B., 2013, Asynchronism in leaf and wood production in tropical forests, *Biogeosciences*, in press.
- White, F., 1983, Vegetation map of Africa 1/5,000,000°, compiled for UNESCO / AETFAT / FAO, Natural Resources Research, 356 pages.
- Whittaker, R., Niering, W., 1975, Vegetation of Santa Catalina mountains, Arizona. Biomass, production and diversity along elevation gradient, *Ecology*, 56: 771-790.
- Wilson, M., Henderson-Sellers, A., 1985, A global archive of land cover and soils data for use in general circulation climate models, *Journal of Climatology*, 5: 119-143.
- Xiao, X., Hagen, S., Zhang, Q., Keller, M., Moore, B., 2006, Detecting leaf phenology of seasonally moist tropical forests in South America with multi-temporal MODIS images, *Remote Sensing of Environment*, 103: 465-473.
- Zelazowski, P., Malhi, Y., Huntingford, C., Sitch, S., Fisher, J. 2011 Changes in the potential distribution of humid tropical forests on a warmer planet. *Philosophical Transactions of the Royal Society A*, **369**, 137-160.

## **RÉSUMÉ**

Caractériser les types de végétation a impliqué de nombreux groupes de recherche jusqu'à nos jours. Le regain d'intérêt pour cette thématique depuis quelques décennies est à mettre en parallèle avec les nouvelles questions associées aux changements globaux. La cartographie des types de végétation à partir de données satellitaires permet de mieux comprendre la structure et le fonctionnement des types de végétation complexes comme les forêts tropicales humides. La synthèse des travaux présentée dans ce document concerne une approche basée sur l'utilisation de séries temporelles de données satellitaires à basse résolution (entre 250 et 1000m) afin d'appréhender de larges portions de la surface terrestre de façon homogène sur de longues périodes (typiquement une décennie) et une approche basée sur l'utilisation de données à moyenne résolution (entre 5 et 30m) afin d'identifier les impacts humains sur les forêts tropicales humides. Ces deux approches combinées permettent d'établir au sein des massifs forestiers tropicaux (Amazonie, Afrique Centrale, Asie du Sud-est) des cartes d'états de surface basées sur l'analyse phénologique et de mettre au point des systèmes opérationnels rendant compte de la dégradation de ces forêts par les activités d'exploitation forestière et minière.

Le document est divisé en trois volumes, le premier détaillant le curriculum vitae, le second compilant les articles majeurs et le dernier argumentant la position scientifique et le projet actuel du candidat.

## **ABSTRACT**

Characterizing vegetation types is the focus of numerous research groups since a long time. The recent increasing interest for this kind of research is driven by the challenges raised by global changes topics. Mapping vegetation types using remotely sensed technology helps to better understand the structure and the functioning of complex vegetation types such as tropical forests. The synthesis presented in this manuscript concern (1) the use of low resolution remote sensing temporal series (from 250m to 1000m) to describe Earth surfaces in a homogeneous manner for a long period of time (decades); (2) the use of high resolution remote sensing data (from 5m to 30m) to identify human impacts within tropical forests. Combining these two approaches allows (1) the mapping of land cover within tropical forest regions (Amazonia, Central Africa, South-East Asia) based on phenology; (2) the development of operational systems for monitoring tropical forest degradation due to logging and mining activities.

The manuscript is divided into three volumes, (i) a detailed Curriculum Vitae; (ii) a compilation of the most important publications and (iii) a description of the scientific positioning and project of the candidate.