Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale

Solen Le Clec'H

▶ **To cite this version:**

Solen Le Clec'H. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale. Géographie. Université Rennes 2, 2016. Français. NNT : 2016REN20029 . tel-01394891

HAL Id: tel-01394891

https://theses.hal.science/tel-01394891

Submitted on 10 Nov 2016

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

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

THESE / UNIVERSITE RENNES 2
sous le sceau de l'Université Bretagne Loire
pour obtenir le titre de
DOCTEUR DE L'UNIVERSITE EUROPEENNE BRETAGNE LOIRE
Mention : Géographie
Ecole doctorale Sciences Humaines et Sociales

présentée par
Solen LE CLEC'H
Préparée à l'Unité Mixte de recherche 6554 CNRS
Université Bretagne Loire
LETG Rennes COSTEL

Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien

Analyse critique d'un outil de la gestion environnementale

Thèse soutenue le 20 octobre 2016
devant le jury composé de :

Lilian Blanc
Directeur de recherche, CIRAD / *rapporteur*
Thierry Joliveau
Professeur, Université de Saint Étienne / *rapporteur*

Nicolas Dendoncker
Professeur, Université de Namur / *examinateur*
Sander Jacobs
Chercheur, Institut de Recherche pour la Nature et la Forêt (INBO) / *examinateur*
Matthieu Noucher
Chargé de recherche, CNRS / *examinateur*

Neli AP. DE MELLO-THERY
Professeur, Université de São Paulo / Co-directrice de thèse
Johan OSZWALD
Maître de conférences habilité, Université Rennes 2, Directeur de thèse

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

Avant-propos

Cette thèse a été financée par l'Institut des Amériques par l'intermédiaire d'une allocation de recherche.

Remerciements

Je tiens à remercier toutes les personnes qui, directement ou indirectement, ont contribué à l'aboutissement de cette thèse, et qui, de près ou de loin, m'ont entourée, soutenue et encouragée durant ces années.

Merci aux membres du jury, Lilian Blanc, Thierry Jolliveau, Nicolas Dendoncker, Sander Jacobs et Matthieu Noucher, d'avoir accepté de prendre le temps de relire et d'évaluer mon travail.

Merci à mon directeur de thèse, Johan Oszwald, pour sa patience et ses conseils mais aussi pour m'avoir ouvert la porte vers la géographie, la géomatique et l'étude des pays tropicaux.

Merci à ma co-directrice de thèse, Neli Ap. de Mello-Théry, pour ses conseils, de m'avoir facilité mon arrivée au Brésil et permis ma première découverte de l'Amazonie.

Merci tout particulier à Simon Dufour, Nicolas Jégou et Michel Grimaldi pour leur implication dans ce travail de thèse, leur disponibilité, leurs conseils constants et leur présence.

Merci aux membres du laboratoire COSTEL qui ont contribué énormément à cette thèse, d'un point de vue professionnel mais aussi humain : merci à la direction, aux personnels administratifs, aux ingénieurs, aux chercheurs, aux enseignants-chercheurs, aux post-doctorants, doctorants, aux stagiaires et aux licornes. Le groupe a été une source de bons conseils et collaboration mais aussi d'amitiés.

Merci aux participants des programmes AMAZ et tout particulièrement à Xavier Arnauld de Sartre, Thibaud Decaëns et Michel Grimaldi, de m'avoir fourni des données.
Merci aux collègues statisticiens, Nicolas Jégou et Pierre-André Cornillon, de m'avoir donné gout aux statistiques et pour leur aide précieuse continue.

Merci aux membres du CIRAD qui m'ont aidé à acquérir des compétences sur le sur les aspects de changements de résolution spatiale : Valéry Gond et Guillaume Cornu. Merci à Sean Sloan pour son aide à la mise en perspective de mes travaux à cette échelle spatiale.

Merci aux membres de l'Institut des Amériques qui ont favorisé le bon déroulement de ma mission de coordinatrice du pôle Brésil, en particulier Hélène Harter, Morgane Richard et Hervé Théry. Merci également à tous ceux qui m'ont soutenu lors de mon séjour à São Paulo, amis et collègues.

Merci à Neli Ap. de Mello-Théry, Joice Ferreira, Ghislain Moussavou, Richard Oslily, Lilian

Blanc, Thibaud Decaëns, Thierry Desjardin, Vincent Dubreuil, Marie-Françoise Fleury, Valéry Gond, Michel Grimaldi, François Laurent, David Sebag et Hervé Théry qui m'ont fourni l'opportunité de faire du terrain, au Brésil ou au Gabon. Merci aux étudiants qui étaient présents sur ces terrains pour tous les bons moments passés ensembles.

Merci à toutes les autres personnes dont je ne cite pas le nom mais qui ont d'une façon ou d'une autre participé à la réalisation de cette thèse.

Enfin, merci à tous mes amis et à ma famille pour leur soutien sans faille durant toutes ces années.

Sommaire

Introduction générale : la cartographie des services écosystémiques comme outil de gestion environnementale **1**

I Développement de la gestion de l'environnement : du constat d'une dégradation à sa réponse politique 1

II Les services écosystémiques : un concept émergent pour la gestion de l'environnement 10

III Cartographier les services écosystémiques : un enjeu émergent 22

IV Problématique et objectifs de la thèse 42

Partie I Cadres géographique et scientifique **47**

Chapitre 1 Cadre géographique : les fronts pionniers amazoniens **49**

I Le déboisement en Amazonie brésilienne 49

II Les fronts pionniers amazoniens : des espaces de tensions 55

III Trois localités appartenant aux fronts pionniers 63

Chapitre 2 Cadre méthodologique général : les données et leurs analyses **77**

Introduction : positionnement disciplinaire et approche générale 77

I Des services écosystémiques à leurs indicateurs 79

II Des indicateurs de services écosystémiques à leur cartographie : l'utilisation de données de la télédétection 99

III Les principales analyses statistiques 112

Partie II Enjeux méthodologiques de la spatialisation des services écosystémiques **119**

Chapitre 3 Spatialiser un indicateur de service écosystémique : de l'importance des choix méthodologiques **123**

I Introduction 123

II Matériels et méthodes 131

III Mise en œuvre de deux régressions : influence du choix de la méthode statistique 137

IV Test de l'influence des données d'entrée 142

V Cartographie de l'incertitude associée à la modélisation statistique 146

VI Discussion 150

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

Chapitre 4 Spatialiser les services écosystémiques multiples **157**
I Introduction . . . 157
II Comment spatialiser les services écosystémiques multiples (associations, *hotspots*,...) ? . . . 167
III Cartographie basée sur l'ACP . . . 170
IV Cartographie basée sur le calcul d'un score . . . 173
V Cartographie basée sur le groupement d'occupation du sol . . . 178
VI Comparaison des trois méthodologies . . . 182
VII Discussion . . . 184

Chapitre 5 Spatialiser les services écosystémiques à l'échelle régionale : l'apport d'une approche par *up-scaling* **191**
I Introduction . . . 192
II Approche générale . . . 197
III L'occupation du sol à l'échelle du Pará . . . 200
IV De la cartographie de l'occupation du sol à celle d'indicateur de services écosystémiques . . . 210
V Discussion . . . 223

Partie III La spatialisation des services écosystémiques comme outil de compréhension des fronts pionniers amazoniens **229**

Chapitre 6 Spatialiser les indicateurs de services écosystémiques : une nouvelle grille de lecture des territoires **233**
I Introduction . . . 233
II Spatialiser les indicateurs de services écosystémiques, indicateur par indicateur . . . 236
III Les associations de services écosystémiques dans un contexte de front pionnier 254
IV Discussion . . . 272

Chapitre 7 Les relations entre les agriculteurs, leur production et la fourniture de services écosystémiques **281**
I Introduction . . . 282
II Approche méthodologique . . . 284
III Description des relations entre fourniture de services écosystémiques et caractéristiques socio-économiques . . . 292
IV Effet des caractéristiques socio-économiques sur la fourniture de services multiples . . . 297
V Rôle des facteurs socio-économiques sur la structuration spatiale des services 300
VI Discussion . . . 305

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

Discussion générale de la thèse **311**
I L'apport de la spatialisation des services écosystémiques pour la compréhension des pionniers amazoniens 312
II Analyse critique de l'outil cartographique appliqué aux services écosystémiques 320

Table des Annexes **335**

Chapitre A Méthodes statistiques **337**
I L'Analyse en Composantes Principales 337
II La Classification Ascendante Hiérarchique - CAH 348
III La régression linéaire multiple 351

Chapitre B Cartographie du stockage de carbone dans la végétation **357**
I Méthodologie 357
II Résultats 359

Chapitre C Description des variables sociographiques **363**

Chapitre D Description des indices d'écologie du paysage **365**

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

Introduction générale : la cartographie des services écosystémiques comme outil de gestion de l'environnement

I. Développement de la gestion de l'environnement : du constat d'une dégradation à sa réponse politique

A. Les concepts de la gestion de l'environnement : quelques définition

Les services écosystémiques sont aujourd'hui considérés comme une notion clé de la gestion environnementale (Andriamahefazafy *et al.*, 2012 [25] ; Roche *et al.*, 2016 [9]). Le champ des recherches en environnement étant éclaté en disciplines, la terminologie pour aborder les unités écologiques ou socio-écologiques servant de base ou de support aux discussions et analyses est très variée (Jollivet et Pavé, 1992 [334]). Or, comme le souligne Depraz (2008) [179], l'analyse de la plupart des questions environnementales se heurte au problème de la définition de certains termes fondamentaux. Nous avons ainsi cherché, afin de clarifier l'exposé, à définir certains des termes couramment utilisés en gestion de l'environnement et dans les recherches en géographie sur l'environnement. Ces termes peuvent être regroupés en deux grandes catégories : ceux utilisés à la fois par le grand public, les politiques et les scientifiques (par exemple : nature, biodiversité, environnement et paysage) et ceux plus souvent utilisés par les scientifiques et beaucoup moins politisés (milieu, écosystème, géosystème et anthroposystème). Les limites entre ces deux catégories sont toutefois très floues.

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

La première catégorie recouvre des termes qui sont employés par un large éventail de personnes, grand public, politiques et scientifiques, sans qu'il n'y ait de réel accord sur leur contenu. Par exemple, le terme de **nature** qui est souvent qualifié de sauvage, c'est-à-dire séparée de l'homme et de ses activités, peut notamment renvoyer à la vision américaine de la *wilderness*. Ce terme a participé, et participe toujours partiellement, à la protection de l'environnement et ce, depuis le courant du 19ème siècle en Amérique du Nord (Larrère et Larrère, 2015 [367]). La *wilderness*, bien que continuant à s'exporter, subit de nombreuses critiques (Cronon, 1983 [154] ; Guha, 1989 [547]), du fait du développement de l'écologie et de la mise en lumière de la place de l'homme dans cette nature et du fait des dérives sociales que cette vision colonialiste américaine de la nature peut avoir (Larrère et Larrère, 2015 [367]). Le terme de "nature" a longtemps renvoyé à cette vision américaine de la *wilderness* mais a pris au cours du temps une acception beaucoup plus vaste. Il peut se référer à trois niveaux de réalité ou trois niveaux d'acception :

1. Le premier niveau se rapporte à une vision naturaliste. En effet, bien que les lieux vierges de toute empreinte humaine soient très rares, voire inexistants, la Nature possède ici le sens de "ce qui, dans l'univers, se produit spontanément, sans intervention de l'homme" (Le Robert [562]).
2. D'un point de vue plus socio-technique, la Nature peut se rapporter à "l'ensemble des éléments ordonnés et régis par des lois, [correspondant également au] monde physique avec ses aspects divers, mers, montagnes, bois, champs, rivières" (Dictionnaire de l'académie française [257] ; Da Lage et Métailé, 2000 [160]). En ce sens, la Nature se rapproche du concept d'environnement.
3. Le troisième et dernier niveau se rapporte à une vision par les sciences sociales. La Nature est alors vue comme "le résultat (matériel et idéel) du processus de traduction par la société des données des systèmes biologiques et physiques" (Levy et Lussault, 2013 [411]).

Le développement de l'écologie et la volonté de dépasser à la fois le dualisme nature/culture et la vision statistique de la nature autour desquels les relations entre les hommes et leurs milieux se sont construites, notamment dans le cadre de la *wilderness*, ont conduit à l'émergence du concept de **biodiversité** (Larrère et Larrère, 2015 [367]). La biodiversité a été définie comme la "variabilité des organismes vivants de toute origine, y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques dont ils font partie. Cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celle des écosystèmes." (CBD, 1992 [57]). Dès son origine, la notion de biodiversité s'est retrouvée au cœur des enjeux de la conservation et du développement. Cette migration d'un discours de scientifiques à un slogan politique a conduit à une certaine polysémie de la notion. Cette dernière, par manque de sens précis bien défini est devenue de plus en plus floue (Castro, 2013 [121] ; Larrère et Larrère, 2015 [367]).

L'**environnement** correspond à la combinaison des éléments naturels (biophysiques,

physiques et chimiques,...) et socio-économiques, incluant l'air, l'eau, la terre, les ressources naturelles, la flore, la faune, les êtres humains et leurs interrelations, qui constituent le cadre et les conditions de vie d'un être vivant, d'une population ou d'une communauté... (Da Lage et Metaillé, 2000 [160] ; ISO 14001 AFNOR, 2015 [14]). Il couvre des thématiques variées telles que l'eau, l'air, le bruit, les déchets ou encore la Nature (Vernier, 2011 [667]). Terme polysémique, et par conséquent parfois flou, il a été diffusé à partir de la première Conférence des Nations Unies à Stockholm en 1972 et est très usité dans le champ politique (UNEP, 1972 [643]). Les problèmes environnementaux sont alors devenus des questions d'ordre socio-technique mais aussi d'ordre social (Deverre, 1998[180]). Ces questions sont ainsi étudiées par les sciences naturelles mais aussi par les sciences sociales, parmi lesquels la géographie (Bertrand, 1978 [83] ; Chartier et Rodary, 2016 [8]).

Comme pour les termes de Nature ou d'environnement, le **paysage** peut être l'objet d'approches naturalistes et/ou sociales. Il renvoie à plusieurs réalités différentes. Pour les écologues, le paysage constitue souvent un niveau d'organisation écologique puisqu'il est considéré comme un agencement d'écosystèmes (Forman et Godron, 1986 [2] ; Burel et Baudry, 1999 [108]). Du point de vue des sciences sociales, le paysage est plutôt considéré comme une construction sociale effectuée par le regard d'un individu ou d'un groupe. Il articule plusieurs plans, permettant l'identification d'objets contenus et comprend une dimension esthétique (Lévy et Lusseault, 2013 [411]). Il est le produit d'une pratique économique et culturelle (Bertrand et Beroutchavili, 1978 [83]). Son organisation spatiale étant fortement liée à l'utilisation du milieu par l'homme, sa structure actuelle traduit spatialement les relations entre les sociétés et leur environnement (Burel et Baudry, 1999). De fait, le paysage semble être un élément essentiel dans l'analyse des relations entre les hommes et leur milieu.

À cela, s'ajoutent des termes qui relèvent d'un cadre plus restreint et notamment celui des scientifiques. Ces termes se veulent mieux définis et donc moins sujets à confusion ou polysémie. Ils sont également moins politisés. C'est le cas, par exemple, du milieu géographique (Da Lage et Metaillé, 2000 [160]), de l'écosystème (Tansley, 1935 [623], Linderman, 1942 [400] ; Lévêque, 2001 [409]), du géosystème (Rougerie, 1960 [569] ; Blanc-Pamard, 1983 [91]) ou encore de l'anthroposystème (Lévêque *et al.*, (2003) [410]). Le **milieu** (géographique) se définit comme un "ensemble cohérent de conditions physiques, chimiques, biologiques, sociales, particulières qui régissent ou influencent la vie et le développement des êtres qui s'y trouvent confrontés" (Da Lage et Metaillé, 2000 [160]). Proche du concept d'environnement, ce concept est très utilisé en géographie et est souvent associé à des adjectifs qualificatifs (par exemple, le milieu naturel).

Proposé par Arthur Tansley en 1935 pour alimenter un débat conceptuel entre scientifiques, l'**écosystème** se définit comme un système local composé d'une biocénose (êtres vivants), d'un biotope (conditions physico-chimiques) et de leurs interrelations. Il est devenu

une entité géographique possédant une emprise spatiale pour des besoins opérationnels (Lévêque, 2001 [409]) et a permis de faire évoluer l'approche de la Nature, notamment par le biais de l'essor des unités écologiques fondamentales (Tansley, 1935 [623], Linderman, 1942 [400]) dynamiques et en interconnexion (Odum, 1953 [485] , Bormann et Likens, 1979 [96]). Ce concept s'est vu reprocher son absence de prise en compte de l'historicité et de la dimension sociale, provoquant ainsi la création d'un nouveau concept, le géosystème (Bertand et Beroutchachvili, 1978 [83]).

Sur la base du concept d'écosystème et des travaux des géographes russes, le concept de **géosystème** a été introduit en France à la fin des années 1960 (Bertrand, 1968 [82]). Il caractérise un système reposant sur des échanges de matière et d'énergie entre substrat, sol, eau, masses d'air et communautés d'êtres vivants, homme compris (Rougerie, 1960 [569] ; Blanc-Pamard, 1983 [91]). Ce géosystème a émergé de la volonté d'une approche géographique issue du naturel et du social. Cependant, restant flou dans ses délimitations spatiales et temporelles, il est resté cantonné à la géographie (Lévêque *et al.*, 2003 [410]).

Concept proposé par Lévêque *et al.*, (2003) [410], l'**anthroposystème** correspond à une entité structurelle et fonctionnelle qui prend en compte les interactions entre les hommes et leur milieu. Pour ce faire, il intègre dans un même espace un ou des sous-systèmes naturels et un ou des sous-systèmes sociaux en co-évolution. En d'autres termes, il inclut l'écosystème, plus ou moins anthropisé et le socio-système dans leurs interrelations mutuelles. L'anthroposystème peut se décliner à différents niveaux d'organisation spatio-temporelle. Du géosystème, il reprend l'idée d'un espace naturel occupé, utilisé et transformé par les sociétés. Il affirme le rôle déterminant joué par ces sociétés dans l'évolution du système et se rapproche ainsi du **système socio-écologique** développé dans les années 1990 (Gallopin *et al.*, 1989 [264] ; Berkes et Folke, 1998 [81]). Ces concepts sont en partie venus en réaction à la dégradation de l'environnement, afin de montrer les interrelations entre les hommes et leur milieu. Ils soulignent le caractère artificiel de la frontière entre le système social et le système écologique (Berkes et Folke, 1998 [81]).

Cette thèse porte sur l'étude de la notion de services écosystémiques qui s'inscrit dans un cadre proche des systèmes socio-écologiques. L'étude de cette notion a en effet permis de s'attacher à la compréhension de ces derniers à partir de l'exemple des fronts pionniers de déforestation. La compréhension de ces anthroposystèmes se base sur l'étude du paysage-objet, c'est-à-dire l'agencement d'écosystèmes. Dans notre cas, elle est considérée comme équivalente au géocomplexe puisqu'elle analyse les relations entre les hommes et le paysage objet. L'objectif, en analysant ces relations entre les paysages et les hommes, est de favoriser la gestion environnementale.

B. *Une modification non soutenable de l'environnement : dynamiques et causes*

Par leurs actions, les hommes ont considérablement transformé les écosystèmes et les cycles biogéochimiques au cours de ces derniers millénaires. À partir de la révolution industrielle, entamée au 19ème siècle (Crutzen, 2000 [158]), ils sont devenus globalement une force majeure de changement, provoquant le basculement dans la période appelée Anthropocène (Crutzen, 2007 [157] ; Larrère et Larrère, 2015 [367]). Toutefois, faisant suite au Protocole de Kyoto (1997), les travaux réalisés dans le cadre du *Millenium Ecosystem Assessment* (MEA) en 2005 ont mis en avant une accélération de cette dégradation surtout depuis ces cinquante dernières années, plus que lors de toute autre période (MEA, 2005 [539]).

La dégradation des écosystèmes touche l'ensemble des composants du milieu. Le MEA (2005) [539] , le TEEB (2011) [646] et l'IPBES (*Intragovernmental Plateform on Biodiversity and Ecosystem Services* - 2015 [6]) soulignent entre autres :

- la diminution des ressources en eaux potables mondiales ;
- l'extinction d'espèces, problème pour la fourniture de beaucoup de fonctions écologiques ;
- la perte de 20% des coraux mondiaux et de 35% des surfaces de mangroves ;
- la diminution de 40% des forêts mondiales ;
- la déforestation d'un cinquième des forêts tropicales depuis les années 1960 et la perte continue d'habitat dans les forêts tempérées ;
- la dégradation forestière ;
- les changements climatiques à toutes les échelles ;
- l'augmentation de la désertification, des sécheresses et des problèmes associés ;
- la dégradation des terres, qui amène au déclin ou à la perte en biodiversité et en fonctions écologiques.

Cette accélération est globale mais elle est aussi spatialement très variable (Figure 0.1). Les pays du Nord, en particulier les États-Unis, ainsi que les pays du Golfe, possèdent en effet une empreinte écologique bien plus forte que ceux du Sud, comme l'Inde par exemple.

Cette modification des écosystèmes s'explique par la pression accrue des activités humaines sur l'environnement, notamment par l'évolution des schémas de consommation et par l'absence de gestion des ressources naturelles (Figure 0.2 - Rockstrom *et al.*, 2009 [564] ; TEEB, 2011[646]). Le MEA a identifié cinq facteurs majeurs de transformation des écosystèmes : les changements démographiques, les activités économiques, les facteurs socio-politiques, culturels et les changements environnementaux (MEA, 2005 [539]). Cha-

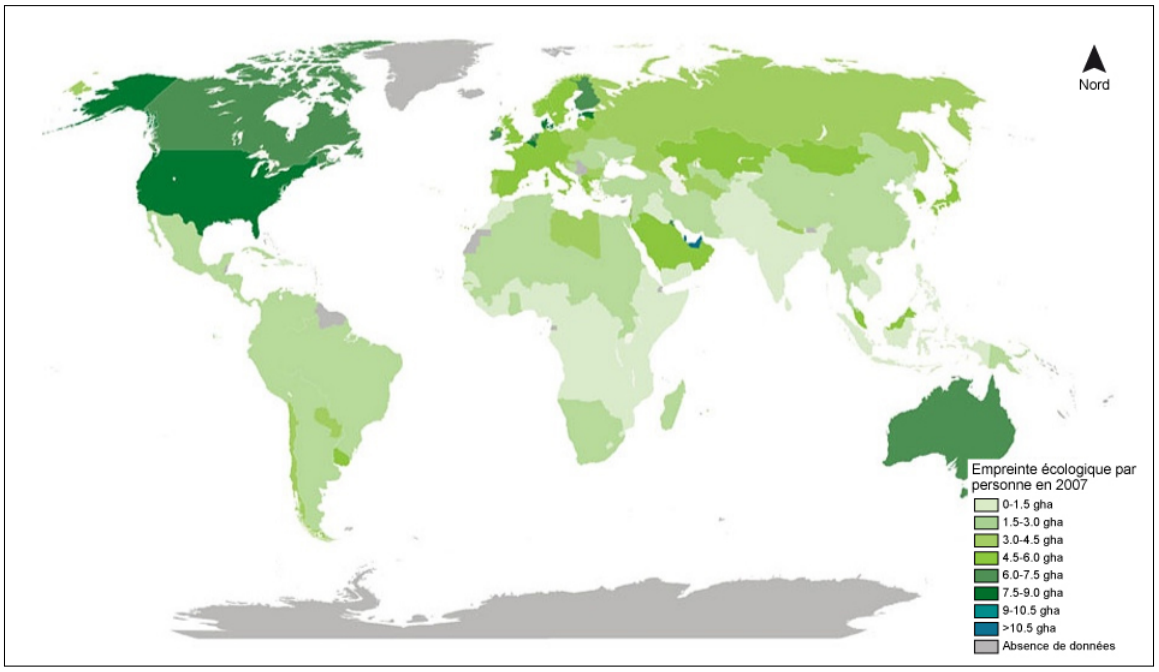


FIGURE 0.1 : *Empreinte écologique par personne en 2007. Source : World Wide Fund for Nature (WWF), 2007.*

cun de ces facteurs a une influence sur le niveau de production et de consommation et sur la durabilité des écosystèmes. L'identification et la hiérarchisation des causes sont classiquement objets de débat dans la communauté scientifique. Néanmoins, si les causes sociétales de dégradation de l'environnement sont complexes, le système économique dans lequel nous évoluons est souvent pointé du doigt comme en étant le facteur le plus structurant (Hardin, 1968 [301] ; Lant *et al.*, 2008 [364]).

C. La réponse politique à cette dégradation : la gestion de l'environnement

Bien que le lien fait entre activités humaines et dégradation de l'environnement soit ancien, la gestion des objets de nature comme une politique publique intégrée et non sectorielle ne date que du 19ème siècle. Elle résulte de plusieurs facteurs. Parmi ceux-ci, un changement de considération envers les objets de la Nature, notamment dans un contexte de diffusion des images satellites (Siqueira, 2014 [601]), une prise de conscience des limites de la croissance, des rétro-actions négatives et de la mobilisation de la société civile contre le nucléaire.

Dès le 19ème siècle, la volonté de protéger la Nature a conduit à la mise en place de politiques et de textes juridiques (Larrère et Larrère, 2015 [367]). Au cours du 20ème siècle,

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

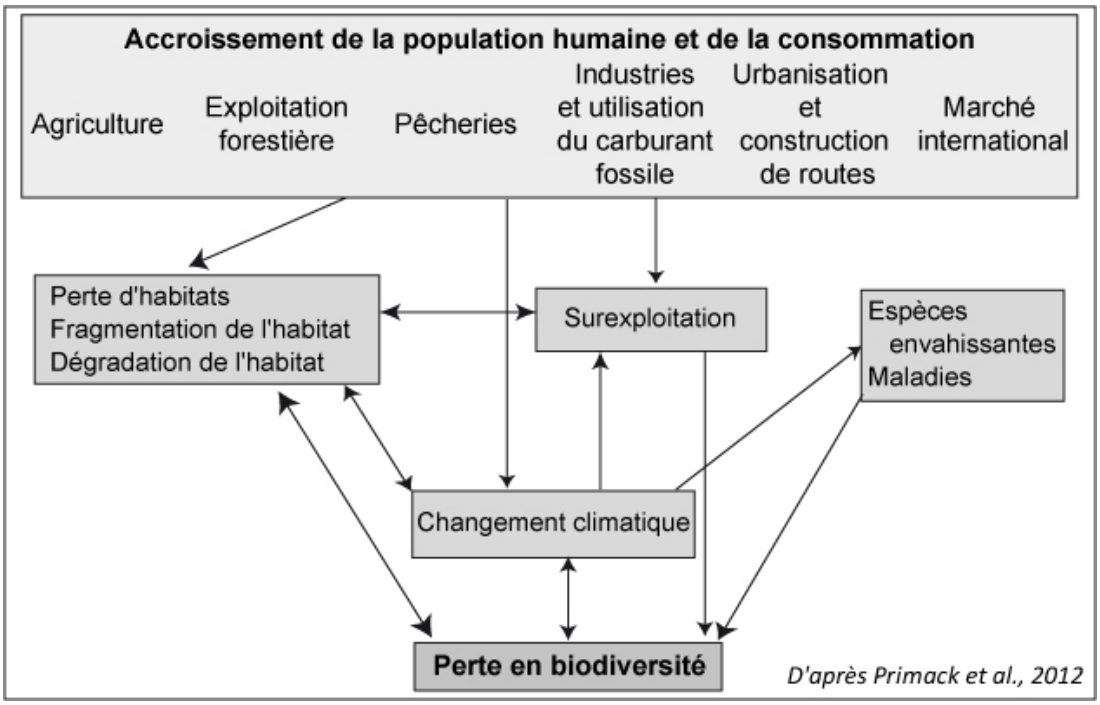


FIGURE 0.2 : *Les principales menaces sur la biodiversité. Les flèches représentent les relations de cause à effet.*

la conception de la Nature par les sociétés occidentales a évolué de la vision d'une Nature sauvage, à laquelle les hommes ne sont pas intégrés à une vision plus nuancée dans laquelle les hommes appartiennent à la Nature fonctionnelle qui offre des services indispensables pour la vie sur terre (Castro, 2013 [121]). Au début des années 1950, certains scientifiques de l'environnement et des responsables de la gestion d'aires naturelles ont commencé à développer des connaissances sur les différentes façons de gérer les ressources naturelles (Castro, 2013 [121]). Dans les années 1970, la vision des rapports entre les hommes et leur milieu s'est modifiée suite à la prise de conscience de la limitation des ressources naturelles et de la possibilité de non résilience des systèmes naturels (Lévêque *et al.*, 2003 [410]). La problématique environnementale globale a émergé en 1972 à la Conférence de Stockholm où l'impact de la dégradation environnementale sur la santé physique et mentale des hommes, en particulier pour les populations pauvres, a été souligné. L'attention croissante portée à la gestion des ressources naturelles reflète donc la double prise de conscience de la dégradation de l'environnement par les activités humaines d'une part et de l'impact de cette dégradation sur les activités et le bien-être humains d'autre part.

Face à la dégradation du milieu naturel et de son impact sur les activités et le bien-être humain, la gestion de l'environnement s'est généralisée. Globalement, elle vise à limiter les effets néfastes des activités humaines sur l'environnement (Mermet, 1991 [446]). Elle relève des domaines public et privé et se base sur des outils variés (règlements, compensation écologique, marché carbone, amendes, création d'espaces protégés, . . .). Ces outils dépendent des conceptions variées de la nature et s'inscrivent dans des stratégies différentes. Ces dernières définissent des plans d'action qui se traduisent concrètement sur

le terrain par des outils (cf. supra et Figure 0.3).

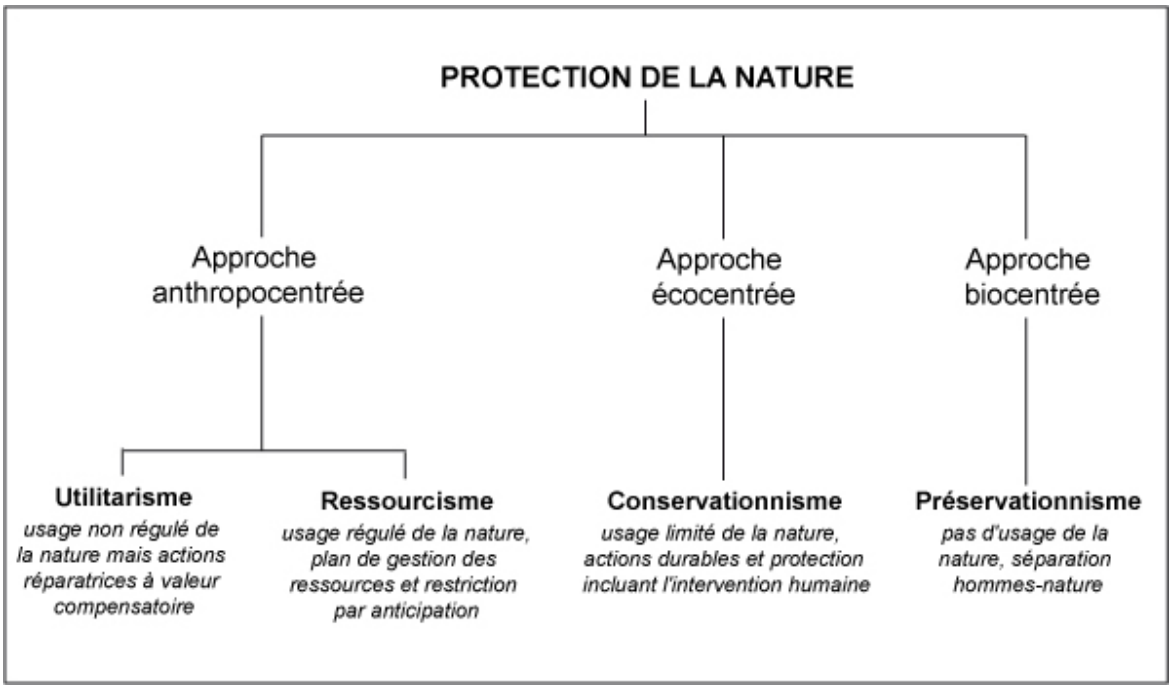


FIGURE 0.3 : *Logiques de protection de l'environnement. D'après : Depraz, 2008.*

Parmi ces stratégies, la préservation (*land sparing*) est une approche très stricte et radicale de la protection, dans laquelle la Nature est protégée pour elle-même, contre les effets néfastes de l'action des sociétés (Despraz, 2008 [179]). Cette stratégie se traduit par une forme d'organisation particulière assez forte notamment avec l'implantation de Parcs naturels qui excluent les populations. Elle s'inscrit notamment dans le courant de la *wilderness*, développé au cours du 19ème siècle aux États-Unis. Plus souple que la préservation, la conservation (*land sharing*) inclut les hommes dans les politiques de protection. Elle promeut une gestion raisonnée de la Nature et de ses ressources (Despraz, 2008 [179]). Ces deux stratégies proposent des approches qui limitent entièrement ou partiellement l'usage de la Nature. D'autres stratégies se basent sur une approche anthropocentrée : le développement durable et l'économie verte. Celles-ci proposent davantage un verdissement des pratiques plus que des limitations d'usage. Le développement durable vise en effet à trouver un modèle de développement qui associe économie et environnement et l'économie verte cherche à la fois à limiter les impacts négatifs de l'économie sur l'environnement, à favoriser la transition vers de nouvelles technologies et à fournir une justification économique à la protection de l'environnement. D'autres stratégies peuvent venir en aval des problèmes environnementaux. C'est le cas de la restauration écologique, définie comme le processus d'assister l'auto-régénération des écosystèmes qui ont été dégradés, endommagés ou détruits (S.E.R., 2002 [593]). Elle vise à initier ou accélérer le rétablissement d'un écosystème.

Ces stratégies se déclinent en plans d'action définis par des sommets, des conventions, des lois ou encore des traités visant à donner des objectifs ou des directives pour s'attaquer aux problèmes globaux, régionaux ou locaux. Par exemple, suite à la conférence des Nations Unies à Stockholm, la plupart des nations du monde ont signé des accords qui visent à préserver les ressources naturelles.

D. Au niveau opérationnel : les outils et techniques employés

Ces stratégies s'appliquent par le biais d'outils (Tableau 1) :

- la préservation peut se baser sur des outils tels que la mise en place de Parcs nationaux ;
- la conservation peut s'appuyer sur la mise en place d'espaces protégés tels que les Parcs régionaux ;
- l'économie verte peut utiliser plusieurs outils dont la fiscalité verte qui permet de prendre en compte les externalités négatives par la mise en place de taxes, comme c'est le cas au sein des marchés carbones ou encore les RSE (responsabilités sociales des entreprises)...
- la restauration écologique s'appuie notamment sur l'ingénierie écologique (l'épuration des eaux par les micro-organismes...).

Échelle spatiale / Outil	Locale	Nationale	Globale	Stratégie associée
Banque de compensation	✓		✓	Économie verte
Label "Grand site"	✓			Conservation
Marché carbone		✓	✓	Économie verte
Outil de fiscalisation verte	✓	✓	✓	Économie verte
PSE	✓	✓		Économie verte
Parc national	✓			Préservation
Trame verte et bleue		✓		Préservation
Ingénierie écologique	✓	✓		Restauration

TABLE 1 : *Exemple d'outils de la gestion de l'environnement et les échelles spatiales de protection associées. PSE : Paiement pour Service Environnemental.*

À titre d'exemple, en France, les rencontres politiques "Grenelle de l'Environnement" de 2007 ont permis de définir une stratégie sur les décisions à prendre sur le long terme en matière de protection et restauration de l'environnement. Cette stratégie s'est déclinée

en outils concrets tels que les trames vertes et bleues qui ont ensuite rendu possible des actions appliquées pratiquement sur le terrain.

II. Les services écosystémiques : un concept émergent pour la gestion de l'environnement

La gestion de l'environnement est fondée sur la définition de stratégies et la mise en œuvre d'outils. Or, ces derniers s'appuient sur des concepts, tels que le développement durable, la biodiversité ou les services écosystémiques. Ces concepts permettent un aller-retour entre la production du savoir (la science) et l'application de ce savoir (politique). Ces concepts tentent d'englober les systèmes écologiques et sociaux et leurs interrelations. Ils impliquent une vision systémique qui influence des choix sociétaux, notamment en termes d'aménagement du territoire, de production et/ou de consommation et de gestion de l'environnement. Par exemple, la Conférence de Rio de 1992 marque l'entrée dans le discours politique d'un concept jusque là réservé au domaine scientifique, celui de biodiversité. À l'instar de ce dernier, le concept de services écosystémiques a basculé du domaine strictement scientifique au domaine politique. Ces deux concepts font ainsi partie des outils mixtes politico-scientifiques qui se situent à l'interface science-politique et qui visent / permettent une coproduction de ces deux domaines. En 20 ans, le concept de services écosystémiques s'est rapidement retrouvé au cœur des enjeux de la conservation et du développement.

A. Définition et identité

1. Définition

Les services écosystémiques sont définis par le Millenium Ecosystem Assessment (2005 - Encadré 1) comme "les bénéfices fournis par les écosystèmes, dont les services de prélèvement comme la nourriture, l'eau, le bois, les ressources génétiques ; les services de régulation tels que la régulation du climat, des inondations, des maladies de la qualité de l'eau ou le traitement des déchets ; les services culturels comme les activités récréatives, les bénéfices liés à l'esthétique, au spirituel, et les services de soutien tels que la formation des sols, la pollinisation ou le cycle des nutriments".

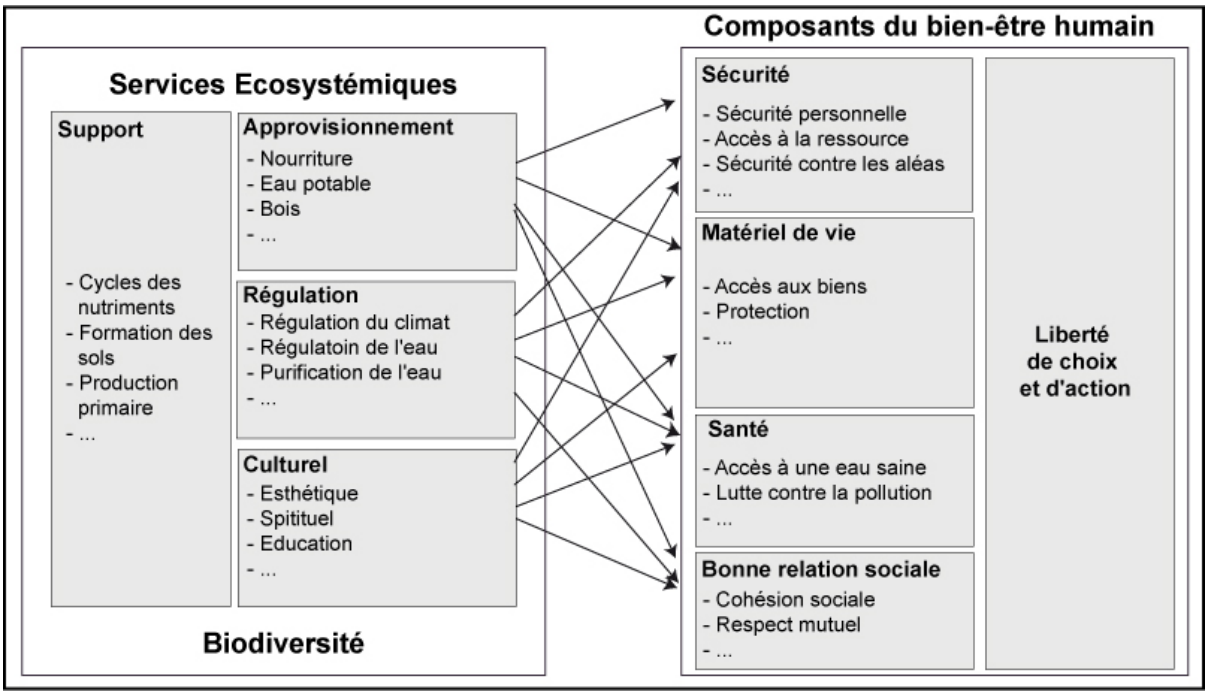


FIGURE 0.4 : *Relations entretenues entre les services écosystémiques et les constituants du bien-être humain (document adapté du MEA, 2005).*

Les services écosystémiques traitent donc du lien de dépendance entre les hommes et leur milieu (Figure 0.4). Ils peuvent se diviser en quatre catégories : les services d'approvisionnement, les services de régulation, les services culturels et les services de soutien (MEA, 2005 [539]).

Le Millenium Ecosystem Assessment - MEA

En 2001, le secrétaire général des Nations Unies, Kofi Annan, a lancé le MEA, premier programme à l'échelle mondiale évaluant les interactions entre enjeux économiques, sociaux et environnementaux. Cette étude a regroupé environ 1300 scientifiques venant d'une cinquantaine de pays et provenant de trois horizons disciplinaires qui en ont fondé les bases théoriques : l'**écologie fonctionnelle**, l'**économie écologique** et le **développement humain**. L'écologie fonctionnelle, fortement affiliée à la communauté scientifique de la *Resilience Alliance*, vise à explorer les dynamiques des systèmes socio-écologiques en s'appuyant sur les concepts de résilience et d'adaptabilité. L'économie écologique est un courant scientifique se fondant sur l'interdépendance des systèmes économiques et écologiques. Le développement humain vise le développement de politiques soutenables qui pourra être mené à bien lorsque le bien-être humain sera assuré par les gouvernements.

Le Millenium Ecosystem Assessment - Suite

Le MEA présentait pour objectif principal de convaincre les décideurs publics de l'importance de la gestion de l'environnement pour le maintien de l'activité économique et le bien-être des populations. Cet objectif principal se subdivise en trois points principaux :

1. Évaluer les conséquences des changements des écosystèmes sur le bien-être humain ;
2. Identifier les besoins en connaissances scientifiques nécessaires pour améliorer la conservation et utiliser durablement les écosystèmes ;
3. Évaluer la contribution des écosystèmes au bien-être humain.

La publication des résultats en 5 volumes en 2005 a ainsi permis de mettre en lumière la dégradation des milieux naturels, de rassembler des connaissances et des données existantes sur l'état des écosystèmes de façon à fournir un cadre conceptuel aux décideurs politiques (Mitchell, 2006 [452] ; Mitchell *et al.*, 2006 [453]).
Le MEA a ainsi fourni 4 résultats principaux :

- Ces dernières 50 années, l'humanité a beaucoup modifié les écosystèmes et les cycles biogéochimiques, plus que lors de toute autre période. Les changements opérés sont pour certains irréversibles dans la diversité des espèces.
- Les changements des écosystèmes ont entraîné des améliorations substantielles pour le bien-être des hommes et le développement économique. Cependant, ils ont entrainé la dégradation de nombreux services provoquant des risques accrus de manifestations de changements non linéaires et l'accentuation de la pauvreté dans certaines communautés.
- L'augmentation du risque significatif de la dégradation des services écosystémiques. Les principales forces sous-jacentes sont responsables des changements d'habitats, de biodiversité, et donc des écosystèmes.
- Inverser la tendance d'évolution des services écosystémiques suppose des changements complets de politiques publiques et institutionnelles comme cela est proposé au sein de 4 scenarios réalisés à partir de données quantitatives et/ou qualitatives (accords mondiaux, modèles adaptatifs, ordre par la force ou *techno-garden*).

2. Les services écosystémiques : outil, concept ou notion de la gestion environnementale ?

Les services écosystémiques sont souvent présentés comme un concept mais aussi, de plus en plus, comme un outil de la gestion environnementale. Leur nature reste ainsi assez floue. Pour bien comprendre cette dernière, il est important de revenir sur leur sémantique

et sur leur positionnement dans la modernité écologique.

Les services écosystémiques sont issus de deux domaines d'ordre distinct : le monde des sciences naturelles (concept d'écosystème) et le monde des sciences économiques (concept de service). Ils inscrivent ainsi l'écosystème dans une finalité économique. L'expression de "services écosystémiques" est ainsi une métaphore qui établit un lien entre deux champs lexicaux et, de fait, deux champs disciplinaires différents : les champs de l'économie et de l'écologie. En tant que métaphore, les services écosystémiques possèdent ainsi une force rhétorique visant à aider à communiquer sur un monde complexe (Larson, 2011 [369]) et à participer à la construction d'un discours scientifique qui vise à convaincre (Berdoulay, 1988 [79]). De plus, les services écosystémiques possèdent un caractère d'objet frontière, ou objet hybride, entre science et politique, et dont la traduction du monde scientifique vers le monde politique s'est faite par les scientifiques eux-mêmes (Callon, 1986 [115], Star et Griesemer, 1989 [609]).

L'importance qu'a pris la notion de services écosystémiques [1] dans l'économie ou les justifications économiques qui lui servent de base l'ont fait glisser du statut de métaphore à celui de concept dans un système de pensée plus large qui se réfère à l'économie, comme en témoignent l'ouvrage de Daily (1997 [161]) et l'article de Costanza *et al.* (1997 [148]) qui lient fortement les services écosystémiques à leur prise en compte dans les marchés.

Un concept est une idée générale et abstraite que se fait l'esprit humain d'un objet de pensée (Larousse, 2015 [366]). En d'autres termes, le concept est une façon de simplifier la réalité. Or, les services écosystémiques dépassent l'idée de concept, puisque, plus qu'une idée abstraite, ils visent à fournir des arguments pour la protection de la Nature et se traduisent concrètement par des institutions, des politiques et des processus d'intériorisation de normes par les acteurs du territoire. Ainsi, Arnauld de Sartre *et al.*, 2014 [39] proposent de caractériser les "services écosystémiques" comme un dispositif, c'est-à-dire comme un *"ensemble résolument hétérogène, comportant des discours, des inscriptions, des aménagements architecturaux, des décisions réglementaires, des lois, des décisions administratives, des énoncés scientifiques, des propositions philosophiques, morales (...)"* (Foucault, 1977 [256]). Pour comprendre cette caractérisation, il est important de rappeler que cette notion s'inscrit pleinement dans la modernité écologique (Arnauld de Sartre *et al.*, 2014 [39]). Cette dernière est définie par la contemporanéité entre l'émergence d'une sensibilité environnementale, la crainte de l'épuisement des ressources naturelles et la volonté de résoudre les crises liées aux biens naturels. Elle définit un nouveau cadre, celui de l'interdépendance des hommes à leur milieu naturel. Cette forme d'exercice du pouvoir associée à l'environnement est nommée par Agrawal (2005 [15]) l'*environnementalité*. Les

1. Il existe une gradation de la précision sémantique et l'importance de la structuration de la pensée entre la notion et le concept (Arnauld de Sartre *et al.*, 2014 [39]). Par défaut, nous parlons ici de notion de services écosystémiques. La notion est une idée générale, socialisée mais abstraite dans sa définition. Il existe un consensus plus ou moins général sur sa définition sans qu'il n'y ait de définition unanime. Elle est plus vague et moins opérationnelle que le concept.

différentes formes d'environnementalité (savoirs et outils) et les liens ténus qui fondent une cohérence globale se résument au sein de la notion de dispositif (Foucault, 1977 [256]). En ce sens, les services écosystémiques en tant que dispositif sont donc un ensemble d'éléments hétérogènes qui ont pour vocation de produire des normes, des mouvements de pensée ou des systèmes pour gouverner. En effet, derrière la notion de services écosystémiques se développent de nombreux outils qui influencent notre vision de l'environnement et impactent sa gestion.

En résumé, les services écosystémiques renvoient à deux visions distinctes :

- Ils peuvent être vus comme une notion derrière laquelle se déclinent des outils, tels que la cartographie ;
- Ils peuvent être considérés comme un dispositif (concept, législations...) qui permet de mettre en place des critiques sur les outils mis en œvre.

La seconde façon d'appréhender les services écosystémiques favorise une approche critique. De fait, si certains auteurs affirment qu'un intérêt de la notion de services écosystémiques repose dans sa simplicité (Gos, 2013 [280]), nous postulons cependant, au vu de sa nature, que si cette notion est simple dans son appréhension, elle reste très complexe dans son interprétation et son usage.

B. Développement du concept

La généalogie de la notion de services écosystémiques a fait l'objet de nombreux articles scientifiques (Mooney et Ehrlich, 1997 [455] ; Méral, 2012 [460] ; Castro et Arnauld de Sartre, 2014 [122] ; Pesche, 2014 [518]). Ceux-ci mettent en évidence trois temps articulés autour de deux dates charnières : 1997 avec les publications de Costanza et de Daily et 2005, avec la parution du MEA (Castro et Arnauld de Sartre, 2014 [122]).

1. Origines

Développée progressivement à partir de quelques articles isolés dans les années 1970 (Westman, 1977 [681]), la notion de services écosystémiques, comme celle de biodiversité, s'est développée en réponse aux crises environnementales. Elle s'inscrit dans une tradition de notions qui pointent du doigt la responsabilité du système économique basé sur une exploitation non durable des ressources naturelles datant du début du 20ème siècle. Pigou (1927) [525] puis Solow (1956) [606] mettent les premiers en avant le principe de substitution dans le cas de l'épuisement des ressources dû à la surexploitation des terres. À la suite de ces évolutions dans les approches économique et écologique de la Nature,

l'émergence de la notion de services écosystémiques va être favorisée par le renforcement de la prise en compte de l'environnement dans les sphères politiques.

En 1972, la Conférence de Stockholm marque le début de la gestation de la notion de services écosystémiques (Méral, 2012 [460]). Toutefois, c'est en 1981 que cette notion apparaît et est définie en tant que telle (Ehrlich et Ehrlich, 1981 [214]). Elle s'est ensuite développée à la croisée de trois courants scientifiques : la biologie de la conservation, l'écologie économique (*Ecological Economics*) et l'alliance pour la résilience (*Resilience Alliance*) que l'on retrouve clairement dans le MEA en 2005 (Castro et Arnauld de Sartre, 2014 [122]). La biologie de la conservation, incarnée par Gretchen Daily et dont le père fondateur est Paul Ehrlich (Castro, 2013[121]), s'est développée sur le socle de l'écologie en utilisant les méthodes et les outils de cette discipline. Les relations entre la biodiversité et la justification à sa conservation, en particulier économique, y sont historiquement enracinées. La *Resilience Alliance* s'appuie sur les concepts de résilience et d'adaptabilité (Gunderson, 2000 [294]). Elle est à l'origine de l'introduction de la gestion adaptative des systèmes socio-écologiques complexes. L'écologie économique, incarnée par Robert Costanza, se fonde sur l'interdépendance entre systèmes économiques et écologiques et sur l'impossibilité de mettre une valeur quantitative sur la Nature via les méthodes économiques connues. Ces dernières ne permettent en effet que de quantifier le différentiel avec ou sans la Nature (Folke, 1995 [251]).

2. Popularité et politisation du concept

La popularité de ce concept débute après les publications fondatrices de l'ouvrage de Daily (1997) [161] et de l'article de Costanza *et al.* (1997) [148]. Ces deux publications ont l'ambition pédagogique de souligner la dépendance humaine aux écosystèmes afin de faire réagir le grand public. Dans le champ scientifique et universitaire, la popularité de la notion se traduit notamment par une multiplication des articles scientifiques (Figure 0.5). Depuis la parution de l'ouvrage de Daily et l'article de Costanza et de ses co-auteurs, le nombre d'articles sur les services écosystémiques augmente sensiblement (une dizaine par an) jusqu'à la publication du MEA en 2005 qui marque une nouvelle accélération (Seppelt *et al.*, 2011 [592] ; Vihervaara *et al.*, 2010 [672]).

À partir du MEA, la notion de services écosystémiques prend son essor. D'un point de vue politique et institutionnel, elle fait son apparition dans de nombreux rapports et objectifs. Par exemple, le MEA est décliné au niveau européen, avec le programme MAES (*Mapping and Assessment of Ecosystem Services*) et au niveau national français avec programme EFESE (Évaluation Française des Services Ecosystémiques). De même, la Convention pour la Diversité Biologique (CBD) propose un groupe permanent pour le suivi scientifique des écosystèmes (ImoSeb puis IPBES). La notion de services écosys-

témiques est également présente dans de nombreux rapports scientifiques. En effet, le nombre d'articles sur les services écosystémiques explose (95 % des publications totales sur les services écosystémiques apparaît après la parution du MEA dont 22 % seulement en 2014), jusqu'à atteindre un nombre total de 1 844 publications en décembre 2014. Le succès de la notion dépasse d'ailleurs rapidement les champs de l'écologie et de l'économie, se propageant dans de nombreuses autres disciplines dont les sciences sociales. En effet, après la publication du MEA, en 2005, 27 % des études n'appartiennent ni à l'écologie ni à l'économie (mais aux sciences sociales ou aux sciences du sol, par exemple). La popularité des services écosystémiques provoquée par la parution du MEA se traduit également dans le champ scientifique par l'émergence de revues spécialisées sur les services écosystémiques. Parmi ces dernières, les revues *One Ecosystem* lancée en 2016, *Ecosystem services* qui paraît depuis 2012 et *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management*, depuis 2005, sont explicitement consacrées aux services écosystémiques. De même, la revue *Ecological Indicators*, depuis 2012 accorde à cette notion et à ses applications une place importante (Gos, 2013 [280]).

C. Des usages différents

Loin d'offrir une lecture univoque des rapports hommes/milieux à même de renouveler la gouvernance environnementale, la notion de services écosystémiques est fortement polysémique. En tant que dispositif, elle constitue un ensemble hétérogène de discours, de pratiques d'institutions, d'instruments de mesure et de textes réglementaires, autorisant ainsi différentes interprétations. Elle remplit de fait de nombreux usages (Lamarque *et al.*, 2011 [362] ; Arnauld de Sartre *et al.*, 2014 [39]). Elle sert à appuyer des justifications économiques de protection de la nature, mais remplit aussi des fonctions politiques (en apaisant des conflits), opérationnelles (comme outil de représentation de l'environnement), pédagogiques ou sociales.

1. L'usage pédagogique

Dès son origine, la notion de services écosystémiques a visé à souligner la dépendance sociétale aux milieux naturels et transformés à différents degrés par l'homme. C'est dans cet usage pédagogique de la notion de services écosystémiques que s'inscrit le travail de Costanza et de ses co-auteurs (1997) [148]. Ce dernier a proposé une évaluation globale des écosystèmes afin d'en souligner la valeur via un processus de quantification économique et une représentation cartographique. Ce travail a été fortement critiqué pour la méthodologie employée et l'absence la validité réelle des estimations. Malgré la polémique que

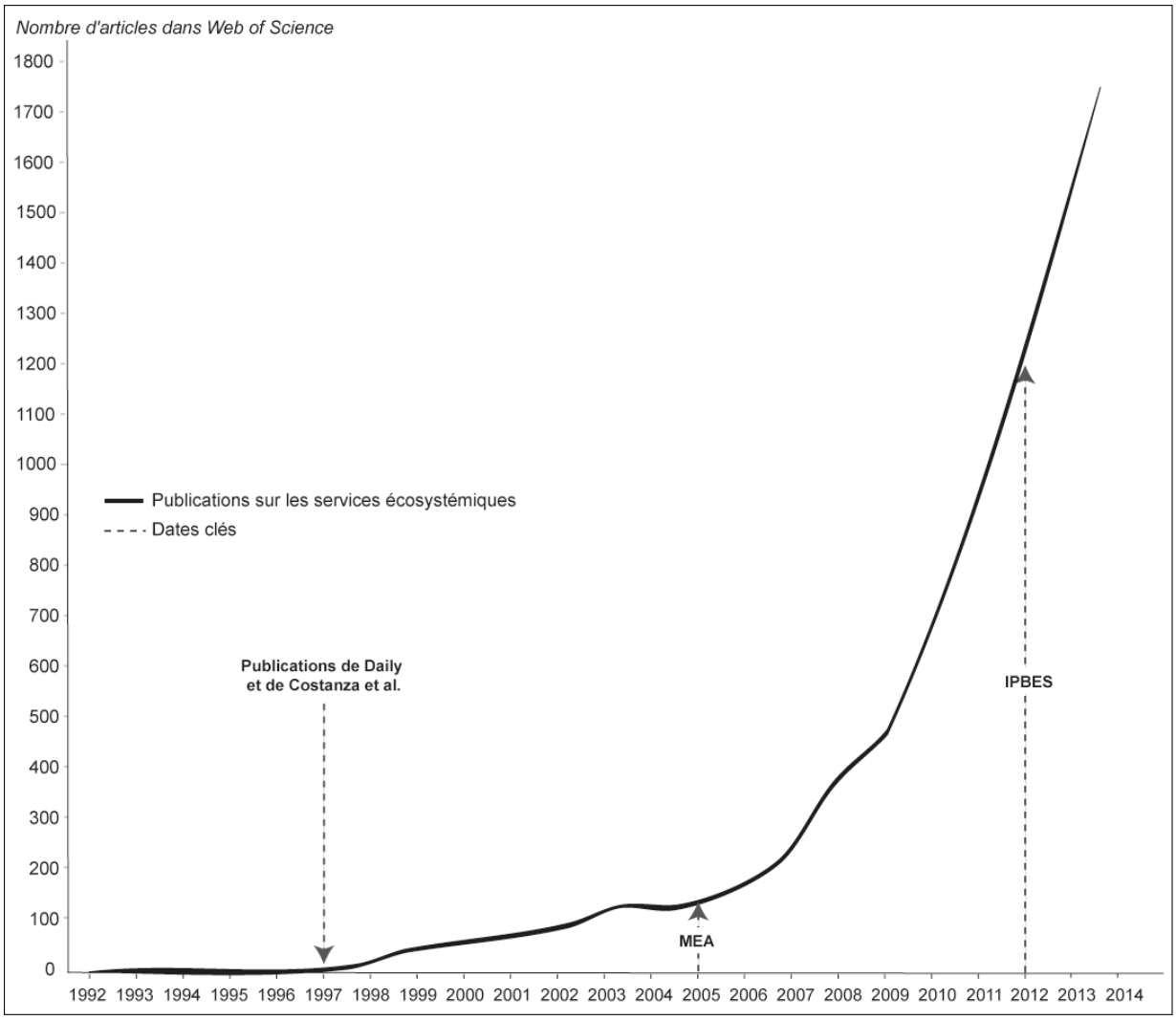


FIGURE 0.5 : *Nombre annuel de publications sur les services écosystémiques entre 1990 et 2014. Base de données Web of Knowledge pour la période 1990-2014 constituée par la requête portant sur l'expression "ecosystem* services*" dans le corps des articles.*

ce travail a suscité, l'étude avait pour ambition d'alerter la communauté scientifique sur la dégradation des écosystèmes et les conséquences que celle-ci peut avoir. Elle ne visait ainsi pas à estimer précisément des valeurs de services écosystémiques pour l'ensemble de la planète.

2. L'usage heuristique

La notion de services écosystémiques est devenue incontournable dans le domaine scientifique. Elle s'y place comme une méthode pour qualifier et mesurer les rapports de dépendance entre les hommes et leurs milieux, le fonctionnement des anthroposystèmes et leur dégradation. Ainsi, parallèlement à l'explosion du nombre des publications, on assiste à la multiplication des activités de recherches, colloques internationaux (*e.g.*

les conférences annuelles de l'ESP - *Ecosystem services Partnership*), revues spécialisées (par exemple *Ecosystem Services* lancée en 2012), l'organisation d'écoles thématiques ou encore la mise en place de groupes de travail internationaux. C'est le cas notamment de l'ESP, groupement international de personnes et d'organisations travaillant sur les services écosystémiques visant à renforcer la communication, la coordination et la coopération internationale afin de construire un réseau d'individus et d'organisations. En outre, les références aux services écosystémiques dans les appels d'offre ANR et les projets européens se multiplient, soulignant ainsi le crédit scientifique accordé à cette notion.

3. L'usage politique

En 2010, De Groot souligne l'importance des services écosystémiques pour faciliter la prise de décision car ils permettent la prise en compte des processus écologiques (De Groot *et al.*, 2010 [168]). De fait, la notion de services écosystémiques est utilisée dans les arènes de la gouvernance environnementale globale, partculièrement à la conférence de Rio + 20 où elle est utilisée comme outil de justification de projets plus larges, relevant notamment de l'économie verte. Comme le montre le cas des programmes REDD (*Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation*), les services écosystémiques facilitent la discussion de différents acteurs autour d'un même problème, en développant leurs connaissances et en leurs fournissant un lexique de discussion commun facilitant les prises de décision. Il permet également d'apporter des financements aux actions de gestion, à partir d'une quantification fine des services rendus. Pour certains, l'approche par services écosystémiques permettrait une amélioration de la conservation de l'environnement par rapport à l'approche traditionnelle centrée sur la biodiversité (Siikamaki *et al.*, 2015 [599]).

Toutefois, certains cas d'étude montrent que l'intégration des services écosystémiques, souvent par le biais des programmes de Paiements pour Service Environnemental (PSE), ne crée aucun changement fondamental de politiques environnementales et entraîne plutôt une réappropriation de celles-ci. C'est notamment le cas du Gabon, du Brésil ou du Cambodge (Arnauld de Sartre *et al.*, 2014 - b [35] ; Aubertin *et al.*, 2014 [49] ; Chervier *et al.*, 2016 [133]). En effet, dans ces trois pays, l'utilisation des notions de services écosystémiques ou de services environnementaux engendre une requalification des politiques publiques. Toutefois, ces dernières ne changent pas dans leurs objectifs ni même dans leur fonctionnement.

4. L'usage opérationnel

Progressivement, le concept a glissé vers une dimension opérationnelle qui peut se décliner sous différentes formes (Arnauld de Sartre *et al.*, 2014 [39] ; Dufour *et al.*, 2014 [201]). L'émergence de la notion de services écosystémiques sur le devant de la scène politique a eu lieu en 2005 avec la parution du MEA. Celle-ci a marqué la multiplication des approches opérationnelles (Arnauld de Sartre *et al.*, 2014 [39]). La notion passe ainsi, en l'espace de quelques années, d'une position confinée aux milieux scientifiques, à une position centrale dans les analyses et la formulation de problématiques environnementales. Cela se traduit par sa position d'outil dans des politiques de gestion, protection ou restauration des milieux, à travers, par exemple, la proposition de lois et la mise en place de forums basés sur les services écosystémiques, dans le cadre de politiques nationales ou régionales (par exemple *Politicas de mundaças climaticas* au Brésil) ou d'actions par les instances internationales (REDD+ en milieu tropical, FAO...). Cette mise en application des services écosystémiques pourrait se traduire en droit comme une grille d'analyse et d'évaluation permettant de mettre en lumière et d'analyser les défaillances du système normatif et rendre alors plus performant le système de protection de l'environnement.

L'approche de la gestion de l'environnement par les services écosystémiques offre deux opportunités majeures. D'une part, elle permet une approche interactive entre plusieurs chercheurs venant de spécialités différentes et entre des acteurs variés (citoyen, politique, gestionnaire et scientifique) pour aboutir à une prise de décision. D'autre part, elle implique une approche systémique, c'est-à-dire la connaissance des écosystèmes et des facteurs socio-économiques les influençant, à toutes les échelles spatiales. En prenant en compte les sociosystèmes, les écosystèmes et leurs interrelations, les services écosystémiques pourraient permettre de répondre au morcellement des éléments environnementaux puisqu'ils promeuvent une approche intégrée. Par conséquent, la notion de services écosystémiques tend à devenir un référentiel incontournable des politiques publiques, agricoles ou environnementales. C'est le cas de la réforme de la Politique Agricole Commune (PAC), du programme européen MAES ou encore l'IPBES qui prône la mise en place d'évaluations régionales et subnationales afin d'évaluer l'état et les tendances de la biodiversité, des fonctions des écosystèmes et des services écosystémiques et de leurs interrelations, les dangers qui les menacent (IPBES, 2015 [6]). Comme cela a été le cas pour la biodiversité, la diffusion massive du discours officiel sur les services écosystémiques a changé la vision sur les ressources naturelles. Ce changement se répercute sur la production et la mobilisation des savoirs, qu'ils soient scientifiques, politiques ou encore locaux, impliquant ainsi une requalification des pratiques, des mécanismes d'accès et/ou de la réorganisation de l'utilisation des ressources et de la structure sociale.

D. Une notion encore sujette à débat

Devant la difficulté à implémenter la notion de biodiversité ainsi que devant les nombreuses controverses soulevées par cette notion et la nécessité de concilier conservation des ressources naturelles et développement, science et politique se sont tournées dans un premier temps vers le concept d'écosystème (Castro, 2013 [121]) puis vers la notion de services écosystémiques. Pourtant, malgré leur apparente neutralité, de nombreux débats autour des services écosystémiques agitent la communauté scientifique. Une partie de la littérature tient la notion pour acquise et s'interroge sur la manière de la traiter scientifiquement ou de l'intégrer en politique. Une autre partie de la littérature, encore très marginale, propose une critique affirmée de la notion (Norgaard, 2010 [481] ; Maris, 2014 [426]). Enfin, une petite partie de la littérature propose une approche critique intermédiaire analysant de manière critique la notion, notamment par une approche de Political Ecology. La *Political Ecology* se fonde sur une démarche scientifique qui permet d'aborder de manière interdisciplinaire les objets environnementaux en mettant l'accent sur leur dimension politique. Elle vise à déconstruire les problèmes environnementaux et à offrir des clés pour en permettre une analyse politique (Arnauld de Sartre *et al.*, 2014 [39]). Cette dernière démarche critique peut être considérée comme intermédiaire dans la mesure où elle vise à observer les apports et les limites de l'approche par services écosystémiques.

Bien que la définition des services écosystémiques et leur classification en quatre catégories proposées par le MEA soient communément admises, ces dernières ont cependant été l'objet de discussions (par exemple Boyd and Banzhaf, 2007 [97] ; Wallace, 2007 [678] ; Costanza, 2008 [147] ; Fisher and Turner, 2008 [246] ; Fisher *et al.*, 2009 [248]). Pour ces auteurs, la classification du MEA ne convient pas pour guider des exercices pratiques, notamment du fait de la confusion entre les structures et les fonctions écologiques, les services écosystémiques et les biens résultants. En outre, la terminologie variée autour de la notion de services écosystémiques formée par la coexistence de plusieurs expressions tels que "services écosystémiques", "services environnementaux", "services écologiques" ou encore "services rendus par le paysage" ne fait qu'accentuer le flou existant autour de la notion. Ces expressions sont souvent confondues dans les articles scientifiques mais également dans les textes de Loi. De manière générale, les services environnementaux sont définis comme les initiatives individuelles ou collectives qui peuvent favoriser le maintien, la récupération ou l'amélioration des services écosystémiques. Toutefois, cette définition ne fait pas l'unanimité. Par exemple, l'article 4 de la loi brésilienne sur le changement climatique (2007) définit les services écosystémiques comme " les bénéfices que les personnes obtiennent des écosystèmes " et les services environnementaux comme " les services écosystémiques qui ont des impacts positifs sur l'espace où ils sont générés ".

D'autres critiques portent sur la confusion entre les différents éléments intervenants dans la fourniture des services : les services écosystémiques tels que le MEA les définit

et ce qui relève de la structure des écosystèmes, de leur fonctionnement et de leur utilisation par l'homme. Or, pour inclure les services écosystémiques dans les évaluations, il est nécessaire de comprendre toute la chaîne des processus écologiques jusqu'au bien-être induit par ces services (Egoh *et al.*, 2007 [213]). Au sein des écosystèmes, s'opèrent de nombreuses fonctions correspondant aux processus écologiques qui assurent leur fonctionnement et leur maintien (Costanza *et al.*, 1997 [148] ; De Groot *et al.*, 2002 [169]). Les services écosystémiques sont le résultat de processus physiques, chimiques et écologiques (Dominati *et al.*, 2010 [190]). Contrairement aux services écosystémiques, les processus et les fonctions écologiques existent indépendamment de l'Homme et ils deviennent un ou des services écosystémiques dès lors qu'ils présentent ou peuvent présenter une appropriation sociétale (Maris, 2014 [426]). En d'autres termes, pour la communauté ou l'individu qui retire un bénéfice d'une fonction, la fonction devient un service (Luck *et al.*, 2009 [407]). Un service écosystémique est donc une relation d'intérêt entretenue avec le monde naturel (Maris, 2014 [426]). Dans la notion de services écosystémiques, il existe l'idée d'appropriation individuelle ou sociétale, ce qui signifie qu'un service écosystémique n'existe que s'il possède des bénéficiaires, réels ou théoriques. Cette distinction reste encore très confuse dans la communauté scientifique, ce qui se traduit souvent par l'emploi d'un terme pour désigner l'autre.

Si l'évaluation économique est souvent présentée comme un outil quantitatif à même de favoriser l'utilisation opérationnelle des services écosystémiques, ses limites méthodologiques et éthiques sont soulignées (Maris et Revéret, 2009 [427], Milanesi, 2010 [451]). Du point de vue méthodologique, l'évaluation économique est accusée de ne pas prendre en compte la connaissance des phénomènes sous-jacents, menant ainsi à des estimations très différentes selon la méthode choisie. Par exemple, les méthodes fondées sur les préférences individuelles telles que le consentement à payer posent le problème des services dont les gens n'ont pas conscience (Barnaud *et al.*, 2011 [63]) ainsi que le problème du changement potentiel des perceptions qui peut se faire de manière plus ou moins radicale, notamment suite à des campagnes de sensibilisation (Pritchard *et al.*, 2000 [538]). En outre, elle échoue à représenter l'ensemble des valeurs associées au milieu naturel telles que la valeur de legs (obligations de transmission du patrimoine naturel), la valeur d'existence (considération morale d'intérêts autres que ceux des êtres humains) ainsi que la valeur de transformation (capacité d'examiner et de critiquer nos préférences et inclinaisons afin d'inclure celles-ci dans une vision du monde rationnelle et cohérente - Maris et Revéret, 2009 [427]). Du point de vue éthique, l'évaluation économique pourrait conduire au développement de la mise sur le marché de services écosystémiques et aboutir ainsi au phénomène de marchandisation de la nature ou à la construction d'un intérêt pécunier systématique pour la conservation de la Nature. Cela pourrait conduire à un désintérêt des questions environnementales dès lors que les gestionnaires et/ou politiques doivent s'impliquer financièrement, voire, à terme, à une forme de chantage écologique (Attac, 2012 [47]).

Enfin, des doutes portent sur l'opérationnalisation de la notion. Comme le souligne Egoh *et al.*, (2007) [213], si les services écosystémiques sont souvent mentionnés dans les tentatives de gestion de l'environnement, ils ne sont encore concrètement que peu utilisés ou leur utilisation ne change en rien les pratiques politiques déjà existantes (Arnauld de Sartre *et al.*, 2014 [35]). L'opérationnalisation des services écosystémiques, via la mise en place de PSE, fait également l'objet de vives critiques. Par exemple, ces programmes sont parfois accusés d'avoir un impact négatif sur les populations locales (Desvallées, 2014 [202]), notamment par leur considération en tant que rentes contre le développement qui pourraient renforcer les inégalités sociales (Karsenty, 2004 [343]).

III. Cartographier les services écosystémiques : un enjeu émergent

A. La cartographie : un outil traditionnel d'étude et de gestion de l'environnement

La carte se définit comme une représentation partielle ou complète de la surface terrestre, sur un support plan (Pasky, 2014 [505]) et la cartographie comme "l'ensemble des études et des opérations scientifiques et techniques intervenant dans l'établissement des cartes ou des plans" (Bulletin du Comité français de cartographie, 1965 [124]). La carte constitue un moyen de communication efficace, par exemple pour faciliter le dialogue entre les chargés d'étude scientifiques ou techniques et les responsables de l'aménagement du territoire (Long, 1973 [405]). Disposer d'informations spatialisées est un enjeu majeur dans l'analyse de données relatives à l'état du milieu, à la biodiversité ou aux processus environnementaux. Cet enjeu a été identifié dès le 19ème siècle (Elhai, 1968 [216] ; Pagney, 1988 [501] ; Turner *et al.*, 2003 [641]) et est devenu, depuis quelques décennies, incontournable (Allen et Star, 1982 [20] ; O'neill *et al.*, 1986 [492] ; Addicott *et al.*, 1987 [12] ; Getis et Franklin, 1987 [270] ; Mentemeyer et Box, 1987 [445] ; Morris, 1987 [457]).

En France, par exemple, depuis la moitié du 20ème siècle, les cartographies du milieu naturel entretiennent un lien entre l'étude des milieux et la gestion environnementale. Ainsi, trois écoles de cartographie de la végétation se sont déployées autour des pôles de Toulouse (où le CNRS (Centre National de Recherches Scientifiques) a créé en 1947 le Service de la Carte de la végétation), Montpellier-Marseille et Grenoble. Ces écoles animent éditions de cartes et opérations d'aménagement (Rey, 2009 [554]). Ces différentes pratiques de cartographie de la végétation, quelles que soient leur école ou leur échelle, s'inscrivent souvent dans des actions liées à des objectifs d'aménagement ou d'évaluation environnementale (Rey, 2009 [554]). D'autres formes d'expression cartographique co-existent avec

des cartographies de végétation, sous la forme de cartographies thématiques telles que les cartes phyto-écologiques qui permettent de représenter spatialement les unités de végétation, c'est-à-dire la végétation en relation avec d'autres caractéristiques du milieu tels que le climat (Long, 1973 [405] ; Amoros *et al.*, 1982 [23]). Depuis quelques années émergent de nouvelles formes de pratiques cartographiques telles que les méthodes participatives (Joliveau, 2013 [332]) *webmapping* (Joliveau *et al.*, 2013 [333]) ou la cartographie 3D (Ussyshkin et Theriault, 2011 [647] ; Ferraz *et al.*, 2012 [242]). Les différentes cartographies peuvent être centrées sur le milieu (par exemple sur la végétation) ou sur des composantes sociales (par exemple via des approches participatives), en écologie ou en géographie. Ces cartographies possèdent une dimension opérationnelle. La cartographie des services écosystémiques s'inscrit clairement dans la lignée de ces approches, c'est-à-dire comme outil de la gestion environnementale.

B. Un exercice encore récent mais en intense développement

Spatialiser les services écosystémiques est possible car leur fourniture est spatialement explicite (Martinez-Harms et Balvanera, 2012 [435]) et hétérogène (Fisher *et al.*, 2009 [248]). En effet, leur agencement spatial est important pour leur productivité et leur qualité (Boyd et Banzhaf, 2007 [97]). Pourtant, les études donnent souvent une valeur aux services sans chercher à identifier l'importance de leur localisation (Boyd et Banzhaf, 2007 [97]).

Pour analyser l'importance numérique des pratiques cartographiques des services écosystémiques et pour en identifier les tendances, nous avons réalisé une analyse de la littérature scientifique produite entre 1990 et 2014, en utilisant la base de données scientifiques *Web of Science*. Différents mots-clefs liés à la notion de services ont été identifiés : *ecosystem services*, *environmental services* et *ecological services*. Par la suite, nous avons construit nos requêtes dans la base bibliographique de la manière suivante : "*ecosytem* service**" AND *mapping* (or *map**) OR "*environmental* service**" AND *mapping* (or *map**) OR "*ecological* service**" AND *mapping* (or *map**). Chaque article a ensuite fait l'objet d'une étude approfondie et seuls ceux dont la réalisation d'une cartographie de services écosystémiques constitue un des objetifs principaux ont été retenus (soit environ 104 sur les 700 articles sélectionnés à l'issue de la requête).

L'importance de quantifier et de cartographier les services écosystémiques apparaît dès le début dans la littérature associée aux services écosystémiques (Daily, 1997 [161] ; MEA, 2005 [539] ; Troy et Wilson, 2006 [637] ; Daily et Matson, 2008 [162]). Par conséquent, la question de la spatialisation des services écosystémiques est largement évoquée dans

la bibliographie. Toutefois, il existe peu de publications dans lesquelles des cartographies sont produites (environ 104 études, soit près de 13 % des quelques 700 études initialement identifiées). Nous assumons que cette requête n'est pas exhaustive mais elle permet de se centrer uniquement sur les articles visant réellement à fournir une information spatialisée des services écosystémiques.

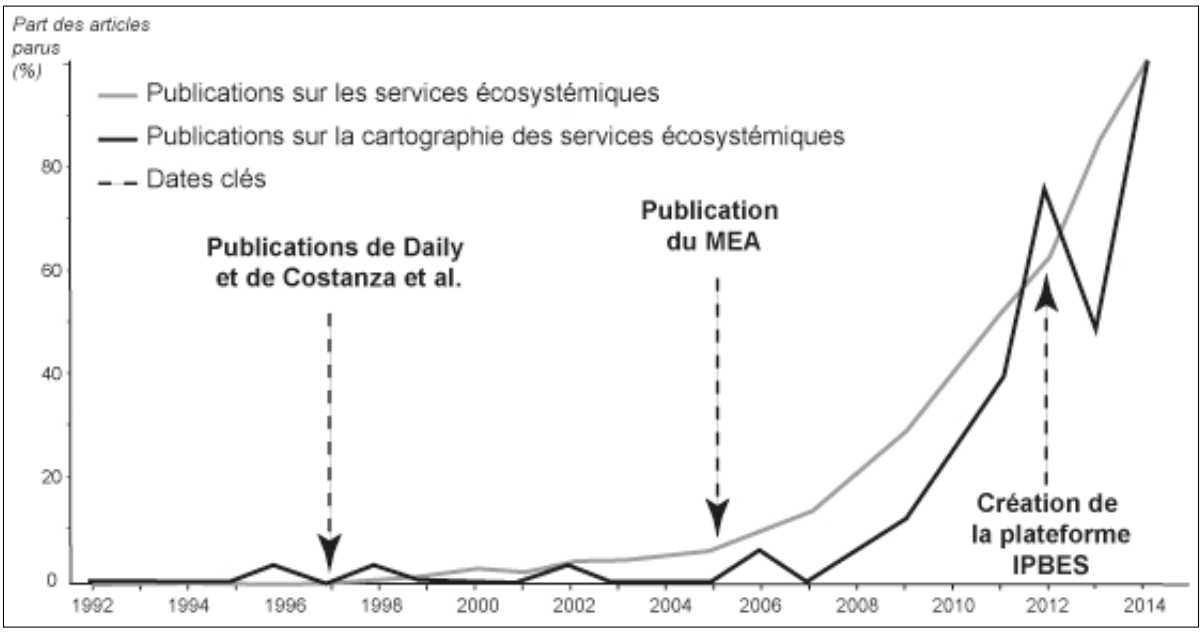


FIGURE 0.6 : *Évolution du nombre de publications portant sur la cartographie de services écosystémiques. Base de données Web of Knowledge pour la période 1990-2014, constituée sur la base de deux requêtes portant sur (1) l'expression "ecosystem* services*" OR environmental services OR ecological services et (2) l'expression "mapping" OR "map(s)" AND ("ecosystem* services*" OR environmental services OR ecological services) dans le corps des articles. Les articles de la seconde requête ont été examinés et seuls ceux présentant des cartographies de services écosystémiques comme résultat majeur ont été considérés dans notre analyse. Afin de faciliter la lecture, les valeurs ont été standardisées en étant rapportées au nombre maximal annuel de chaque série.*

Concrètement, la démarche de spatialisation des services écosystémiques connaît un fort développement depuis 2005 (Figure 0.6). Avant cette date, une seule étude scientifique revendique explicitement la réalisation d'une spatialisation des services écosystémiques. Bien qu'il existe des cartes dans des publications abordant les questions d'économétrie environnementale qui datent d'avant le MEA (Costanza *et al.*, 1997 [148] ; Boyd et Wainger, 2002 [98]), les premières études spatialisant explicitement des services écosystémiques datent de 2006 (Naidoo et Ricketts, 2006 [468] ; Troy et Wilson, 2006 [637]). Le MEA a marqué l'avènement de la cartographie puisqu'il l'a présentée comme un enjeu majeur pour l'application de cette notion dans la gestion environnementale. Le MEA insiste sur la nécessité de mieux décrire, quantifier et évaluer écologiquement, culturellement et économiquement l'importance des services écosystémiques (MEA, 2005 [539]). Ainsi, le nombre d'études cartographiques sur les services écosystémiques s'est multiplié à partir de la pu-

blication du MEA. Par la suite, les publications proposant des spatialisations de services écosystémiques se sont très rapidement multipliées, jusqu'à atteindre une vingtaine de publications en 2014. Au total, une centaine de publications considèrent la question de la spatialisation des services écosystémiques sur la période 1990-2014.

Parallèlement à la multiplication des études sur la cartographie des services écosystémiques, les outils cartographiques spécialisés tels que InVEST (Sharp *et al.*, 2014 [594]), Solves (Sherrouse et Semmens, 2010 [596]) ou ARIES (Villa *et al.*, 2009 [674] ; Villa *et al.*, 2014 [673]) se développent et se diffusent afin de créer des interfaces faciles d'utilisation pour que les différents acteurs du territoire puissent posséder une représentation de la distribution spatiale des services écosystémiques. En outre, se développent des plateformes, interfaces et applications permettant de cartographier les services écosystémiques telles que MESH (*Mapping Ecosystem Services to Human well-being*) ou MapNat.

Revues	Cartographie de SE dans ces revues - $n_{articles}$=104	SE en général dans ces revues - $n_{articles}$=12 640
Ecological Indicators	10 %	1 %
Ecological Economics	7 %	6 %
Environmental Management	7 %	1 %
Applied Ecology	5 %	2 %
Applied Geography	5 %	0 %
Landscape and urban planning	5 %	2 %
Ecology and society	3 %	2 %
Land use policy	3 %	1 %
Landscape ecology	3 %	1 %
Reg. Environ. Change	3 %	1 %
Remote sensing	3 %	0 %
Autres (1 publication max.)	41 %	83 %

TABLE 2 : *Pour chaque revue, part du nombre total d'articles présentant au moins une cartographie de services écosystémiques. Cette étude a été menée pour les revues scientifiques où sont publiés plus d'un article présentant une ou plusieurs cartographies de services écosystémiques. Acronyme : SE = services écosystémiques.*

Il existe un éclatement du nombre de journaux traitant de la question (Table 2). Celui-ci révèle l'absence d'une communauté unie qui permettrait de poser des questions relatives aux incertitudes et problèmes conceptuels comme techniques. Malgré tout, le pourcentage de journaux relatifs aux sciences de l'espace (géographie, aménagement, télédétection, etc) est plus élevé pour les articles traitant de la spatialisation de services écosystémiques que pour les articles traitant des services écosystémiques en général. En effet, les revues scientifiques où la présentation de cartographies de services constitue un objectif sont des revues liées à l'écologie (*Ecological Indicators*, *Ecological Economics*, *Environmental Management*) ou à la géographie et sont souvent très appliquées (*Applied Ecology* ou

Applied Geography). Les études sur les services écosystémiques en général sont également éclatées au sein de différents journaux et sont davantage publiés dans *Ecological Economics* (6 %), *Ecological Applications* (2.5 %), *Ecology and Society* (2.5 %),*PNAS* (2.3 %) ou encore *Biological Conservation (2 %).*

C. Les approches actuelles

L'ensemble des analyses dont les résultats sont présentés dans les paragraphes de cette partie repose sur la requête bibliographique décrite précédemment.

1. Les types de services spatialisés

Malgré l'augmentation du nombre des études portant sur la spatialisation des services écosystémiques, certains services ont rarement été étudiés. En effet, l'étude bibliographique met en évidence la surexposition de certains services écosystémiques au détriment d'autres (Table 3).

Service écosystémique	Articles	Services multiples	Articles
Approvisionnement	**35 %**	Oui	30 %
dont production	38 %	Non	70 %
dont fourniture en eau	30 %		
Régulation	**43 %**	Demande	1 %
dont régulation du climat	32 %	Offre	9 %
dont biodiversité et habitat	19 %	Offre et demande	91 %
Culturel	**22 %**		
dont tourisme et récréation	70 %		
dont valeur esthétique	20 %		

TABLE 3 : *Occurrences des services écosystémiques trouvés dans le corpus bibliographique. Pour les différentes catégories de services, se référer à la figure 0.4. $n = 159$ services.*

De manière générale, en matière de catégories de services au sens du MEA, ceux de régulation sont le plus souvent spatialisés (43 %). Le service écosystémique le plus étudié (environ 32 % de l'ensemble des services de régulation) est celui de la régulation du climat via le stockage du carbone. Sa prédominance s'explique par deux facteurs : d'une part, ses enjeux sont de manière générale bien perçus par la société civile et par la communauté scientifique. D'autre part, il constitue un des services les plus faciles à quantifier et à spatialiser. Toutefois, malgré sa simplicité apparente, spatialiser la régulation du climat n'est pas si simple : le processus sous-jacent fait intervenir d'autres facteurs que le stockage

de carbone comme le stockage d'autres gaz à effet de serre. Or, cet aspect n'est jamais questionné dans la bibliographie. En outre, les auteurs spatialisent les stocks de carbone et non son stockage (Naidoo et Ricketts, 2006 [468] ; Rutledge *et al.*, 2010 [571]). Or, le stock de carbone est un état statique, valable à un instant précis alors que le stockage est un processus dynamique réalisant le service lui-même.

À l'inverse, certains services écosystémiques ne sont quasiment jamais spatialisés. C'est notamment le cas des services liés au sol, tels que ceux liés à l'infiltrabilité du sol. Ce dernier, comme tous les autres services liés au sol, est pourtant essentiel. Il participe à la régulation du cycle de l'eau et au contrôle de l'érosion. Son importance est particulièrement prégnante sur des territoires à vocation agricole puisqu'une bonne infiltrabilité est nécessaire à la fertilité du sol. Or, les représentations cartographiques de ce service sont rares, probablement du fait du rôle des propriétés inhérentes aux milieux dans la fourniture de certains services écosystémiques, rendant ces derniers difficilement quantifiables.

La question des services multiples (concomitance, *trade-offs* - ou compromis - et synergies) est primordiale à la spatialisation des services écosystémiques (Wallace, 2007 [678] ; Potschin et Haines-Young, 2011 [535] ; Trabucchi *et al.*, 2012 [635]). Nous entendons ici par "services multiples" les relations entre services écosystémiques ou la prise en compte d'un ensemble de services (cf. Chap. 4). La compréhension des interrelations entre services est nécessaire pour faire de ces derniers un outil pour les gestionnaires du territoire. Les cartographies individuelles de services écosystémiques sont en effet intéressantes si elles ne prétendent pas servir de base à une gestion du territoire, car elles ne correspondent qu'à une vision partielle de la réalité. Malgré tout, seul 30 % environ des publications se penchent sur la question de la spatialisation des services multiples.

La question des services écosystémiques peut être posée par l'angle de la demande (bénéficiaires) ou de l'offre (écosystèmes). La plupart des études cartographiques (91 %) se basent sur l'offre en services, c'est-à-dire la capacité des écosystèmes à fournir un ou plusieurs services. Toutefois, la question de la demande en services devient de plus en plus présente. Elle reste encore marginale (9 % des études) mais elle est largement évoquée lors des réunions entre spécialistes de la cartographie des services (par exemple aux conférences de l'ESP).

2. La détermination d'indicateurs quantifiables et spatialisables

Concrètement, il existe deux manières d'appréhender la question des services écosystémiques : par une approche naturaliste qui s'intéresse aux fonctions, processus des éco-

systèmes ou par une approche centrée sur les hommes (services écosystémiques - Figure 0.7).

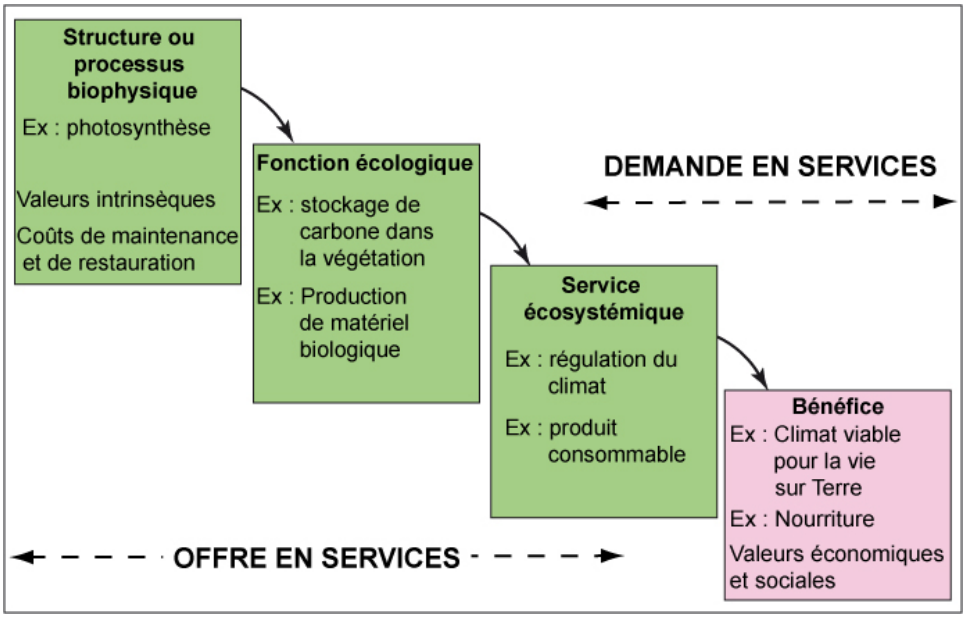


FIGURE 0.7 : *Modèle conceptuel des liens existant entre les processus biophysiques, les fonctions écologiques, les services écosystémiques et le bien-être humain. Adapté de Haines-Young et Potschin, 2011 [295].*

Ces deux approches dépendent de la définition de services écosystémiques choisie pour réaliser l'étude. Or, concrètement, peu d'articles scientifiques[2], environ 10 % des 104 articles, présentant des spatialisations de services écosystémiques reviennent sur la définition de leur objet d'étude, (Chen *et al.*, 2009 [132] ; O'Farrel *et al.*, 2010 [488] ; Chan *et al.*, 2011 [126] ; Bai *et al.*, 2012 [55] ; Civantos *et al.*, 2012) [136].

a. La demande en services écosystémiques

La grande majorité des études qui définissent leur objet cartographié s'appuient sur la définition du MEA. Or, ce choix n'est pas sans conséquences. En préférant une définition centrée sur les "avantages" ou "bénéfices", la définition du MEA explicite la volonté de se centrer sur l'Homme. De fait, la définition, "*benefits human obtains from ecosystems*"[3] (MEA, 2005 [539]), se réfère à un ou plusieurs bénéficiaires. La notion centrale de la définition correspond aux "benefits", c'est-à-dire aux avantages. Ceux-ci se définissent comme "ce qui constitue ou apporte un profit matériel ou moral" (Larousse, 2015 [366]). Un service écosystémique est donc un intermédiaire entre le capital naturel et le bénéfice anthropique (Figure 0.7). D'un point de vue spatial, le bénéfice devient l'objet à spatialiser

2. Nous avons utilisé l'analyse bibliographique réalisée sur *Web Of Science* et décrite préalablement
3. Bienfaits que les hommes obtiennent des écosystèmes

et à représenter. Or, si les processus à l'origine des services écosystémiques possèdent une dimension spatio-temporelle clairement identifiable, les bénéfices sont éminemment plus complexes à caractériser. Ainsi, bien qu'identifiables, ils demeurent difficiles à spatialiser de façon systématique. La complexité des liens entre le "capital naturel", plus ou moins influencé par les activités humaines, les services écosystémiques et les besoins sociétaux à l'aune de la *Political Ecology* est illustré par le modèle systémique proposé par Dominati *et al.* (2011 [190] - Figure 0.8).

b. L'offre en services écosystémiques

D'autres définitions, alternatives à celle du MEA, se centrent davantage sur ce qui délivre les services écosystémiques, c'est-à-dire les processus physiques et les conditions du milieu. C'est le cas de la définition proposée par Portela et Rademacher (2001) [534] qui qualifie les services écosystémiques de : "conditions et processus écologiques qui assurent le bien-être" ou encore de la définition proposée par Boyd et Banzhaf (2007) [97] pour qui les services écosystémiques sont les "composants écologiques directement consommés ou appréciés pour réaliser le bien-être humain". Ces définitions présentent l'avantage d'être centrées sur des concepts qui possèdent une réalité spatiale puisque ces objets possèdent un emplacement spatial et une portée spatiale déterminée. Ils possèdent également une réalité temporelle puisqu'ils connaissent des évolutions objectivement quantifiables. De plus, ces concepts permettent de dépasser le problème lié aux perceptions qui varient d'un individu à un autre et d'une société à une autre. Ces définitions semblent plus opérationnelles : en s'intéressant à l'objet qui délivre et non aux bénéficiaires, elles permettent d'identifier l'objet spatial qui est dégradé (ou non) et sur lequel les politiques peuvent agir.

De plus en plus, émerge l'idée de coupler demande et offre en services écosystémiques. Des cartographies prenant en compte ces deux aspects ont d'ailleurs été prônées lors de la 7ème conférence annuelle de l'ESP en septembre 2014.

c. Les indicateurs de services écosystémiques

Bien que cela soit rarement précisé, l'estimation de ces services écosystémiques se fait essentiellement par le biais d'indicateurs, c'est-à-dire via les processus biophysiques en cours dans les écosystèmes (Oszwald *et al.*, 2014 [498]). Un indicateur est un terme polysémique (Heink et Kowarik, 2010 [309]) dont la définition utilisée dans cette thèse reprend en partie celle proposée par l'OECD. Celle-ci décrit un indicateur comme une mesure d'un phénomène environnemental utilisé pour décrire ou évaluer les conditions ou changements environnementaux ou encore pour fixer des objectifs environnementaux (OECD, 2003 [255]). Par exemple, un des indicateurs les plus couramment spatialisés dans

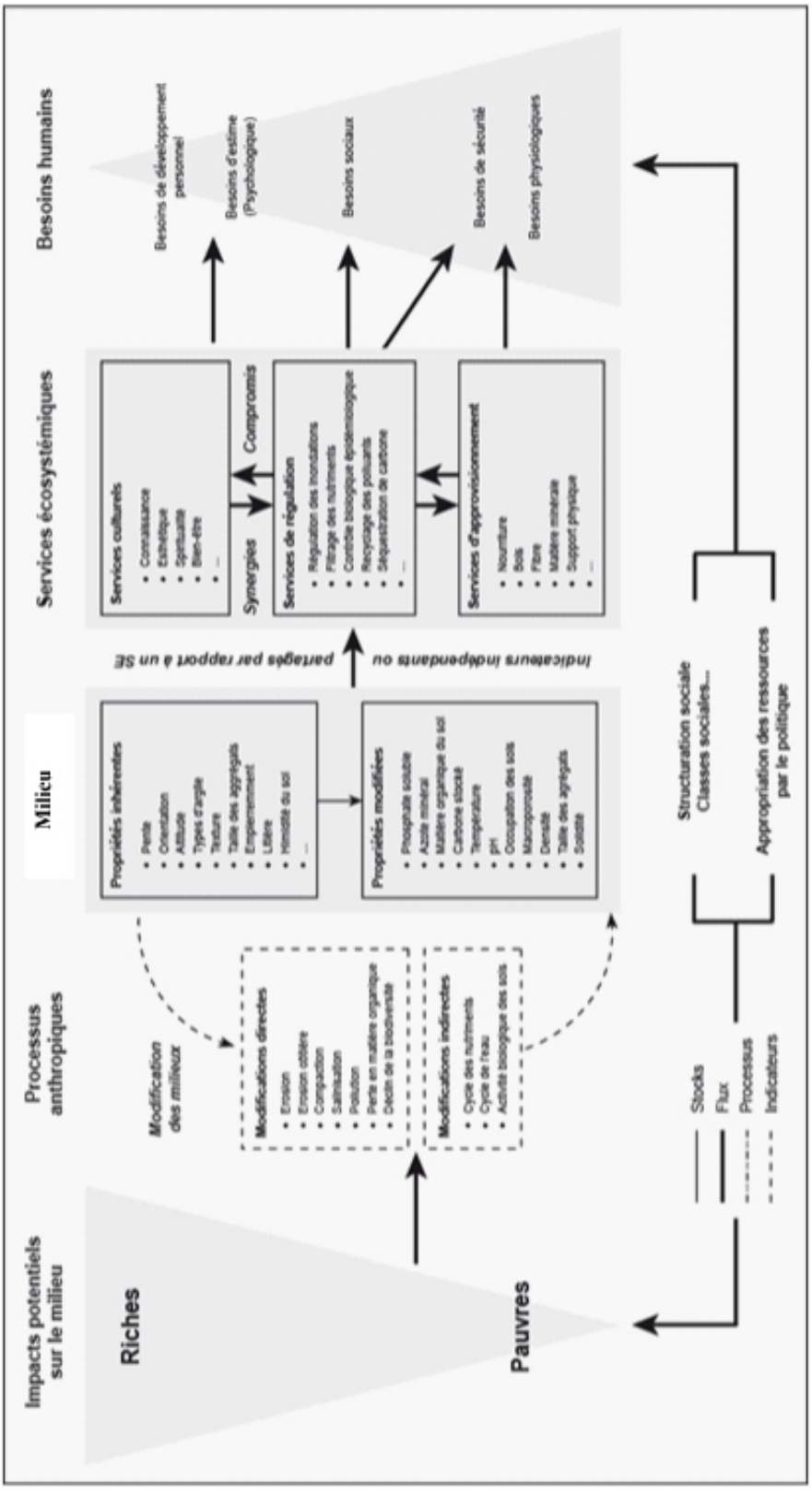


FIGURE 0.8 : *Les services écosystémiques, intermédiaires entre le milieu et les hommes. Adapté de Oszwald et al., 2014 [498].*

la littérature scientifique sur les services écosystémiques est le stock de carbone. Celui-ci permet d'appréhender le service de régulation du climat. Contrairement aux services

écosystémiques, leurs indicateurs via des processus physiques peuvent être quantifiés et spatialisés.

Moins de 5 % des auteurs des 60 articles scientifiques identifiés sur *Web of Science* réalisent des spatialisations de services écosystémiques. Comme Nemec et Raudsepp-Hearne (2013) le soulignent, les services écosystémiques sont très souvent cartographiés et modélisés via des indicateurs de compositions, structures, processus et fonctions des écosystèmes (Nemec et Raudsepp-Hearne, 2013 [474]). La manière la plus courante de représenter un service écosystémique (environ 45 %) se fait au travers des indicateurs de fonctions ou de processus des écosystèmes (O'Farrel *et al.*, 2010 [488] ; Davies *et al.*, 2011 [167] ; Dymond *et al.*, 2012 [208]). La structure (type d'occupation des sols, par exemple) est souvent utilisée comme indicateur de services écosystémiques (environ 32 % des études - Eigenbrod *et al.*, 2010 [215]). La représentation des valeurs sociales (Sherrouse *et al.*, 2011 [597] ; Klain et Chan, 2012 [350] ; Van Riper *et al.*, 2012 [656]) ou des biens, coûts et bénéfices (restauration, etc...) et valeurs d'usage ne représentent quant à eux que 6 % des spatialisations de services écosystémiques (Chen *et al.*, 2009 [132] ; Lautenbach, 2012 [377]). Il est en effet souvent plus facile de représenter le fournisseur du service écosystémique (structure ou fonction/processus) que de représenter le bénéficiaire (valeurs sociales ou d'usage), par manque de connaissance de l'identité des bénéficiaires de l'emprise spatiale du service écosystémique. Cela est toutefois à nuancer dans le cas des services culturels qui reposent en grande partie sur la notion de perception.

Au vu de la définition apportée par Portela et Rademacher en 2001 [534] (cf. infra), un type d'indicateur de services écosystémiques possible regroupe les indicateurs des processus biophysiques et écologiques qui sont à l'origine des services écosystémiques. Par exemple, la régulation du climat (service écosystémique) peut être appréhendée par le stock de carbone (résultat de la fonction de stockage). Malgré tout, les relations entre les composantes du milieu, les processus biophysiques et les services écosystémiques sont très complexes, limitant notre capacité à produire des indicateurs pertinents. Par exemple, un même processus biophysique peut fournir plusieurs services écosystémiques ou encore, un même service écosystémique peut être fourni par plusieurs processus biophysiques. Cela est d'autant plus complexe que tous les services rendus par un même processus ne s'opèrent ni aux mêmes échelles spatiales ni aux mêmes échelles temporelles. Par exemple, les ingénieurs du sol participent, entre autres, au processus de maintien de la structure du sol. De ce processus découlent plusieurs services écosystémiques qui n'ont pas la même emprise spatiale : la régulation du cycle de l'eau, la régulation du climat, la fertilité des sol et la conservation de la biodiversité par la présence d'habitats (Lavelle *et al.*, 2006 [380] ; Kibblewhite *et al.*, 2008 [347]).

De fait, outre son importance dans le cycle de l'eau et de la biodiversité, la faune du sol agit sur la décomposition de la matière organique et sur le recyclage des éléments nutritifs pour les plantes. Cela permet, d'une part, d'améliorer la capacité des sols à

stocker du carbone puisqu'une structure stable stocke le carbone de manière plus durable, agissant ainsi la régulation du climat. D'autre part, cela permet d'augmenter la fertilité des sols, impactant ainsi la productivité primaire, et donc, dans le cas des agrosystèmes, l'approvisionnement en nourriture (Lavelle *et al.*, 2006 [380]).

3. Des méthodologies variées

Dans la quasi-totalité des études, les méthodes relèvent de cinq approches différentes :

- Une partie d'entre elles (environ 68 % des 104 articles identifiés) consiste à attribuer une valeur de services écosystémiques à chaque type d'occupation du sol (Eigenbrod *et al.*, 2010 [215] ; Fisher *et al.*, 2011 [247]).
- Environ 28 % s'appuient sur l'application de modèles écologiques communément acceptés basés sur des équations ou des modèles mathématiques qui décrivent des processus biophysiques (Nelson *et al.*, 2009 [473] ; He *et al.*, 2011 [307] ; Bai *et al.*, 2012 [55]). Parmi celles-ci, les plus courantes sont l'*Universal Soil Loss Equation* et les équations allométriques.
- Un grand nombre d'études (environ 20 %) s'appuie sur l'application de modèles économiques qui reposent, par exemple, sur les coûts associés à la perte des services ou qui analysent les préférences et comportements des individus (Naidoo et Ricketts, 2006 [468] ; Liu *et al.*, 2010 [401] ; Busch *et al.*, 2012 [112]). Au sein de ces méthodes économiques, les plus utilisées sont les transferts de bénéfices (Costanza *et al.*, 1997 [148] ; Koschke *et al.*, 2012 [353]), les coûts de remplacement (Busch *et al.*, 2012 [112]), les coûts d'opportunité (Naidoo et Ricketts, 2006 [468]) et l'attribution des prix sur le marché.
- D'autres études se basent sur l'application de méthodes statistiques (13 % - Van Wijnen *et al.*, 2012 [657] ; Czerepowicz *et al.*, 2013 [159]). Toutefois, ce type de méthodologie reste encore peu développé.
- Enfin, les méthodes participatives sont également employées bien qu'elles restent encore marginales (3 % - Sherrouse *et al.*, 201 [597] ; Darvill et Lindo, 2015 [164]). Elles consistent en l'élaboration de cartes par des acteurs locaux afin d'identifier certains aspects des savoirs traditionnels et d'éléments territoriaux qui leurs sont importants.

Des typologies diffférentes, tout aussi justifiables, ont été proposées dans d'autres études (Lavorel *et al.*, 2014 [384]). Lavorel et ses co-auteurs proposent ainsi une typologie en 5 classes selon la manière dont les relations entre biodiversité et services écosystémiques sont prises en compte : les "*spatial proxy models*" qui lient des indicateurs de services à des facteurs biotiques ou abiotiques par le biais de relations empiriques, les modèles phénoménologiques basés sur la compréhension des mécanismes biologiques qui influencent

la fourniture en services, les modèles macroécologiques qui évaluent la fourniture en services à partir de la présence de composantes spécifiques de la biodiversité, les modèles basés sur les traits fonctionnels qui permettent de quantifier la fourniture en services en se fondant sur les relations (statistiques) entre traits fonctionnels et les propriétés des écosystèmes. Enfin, les"*process-based models*" reposent sur la représentation explicite des processus écologiques et physiques qui déterminent le fonctionnement des écosystèmes.

Afin de faciliter l'application de ces méthodes, une dizaine de logiciels et modules cartographiques ont également été développés ou sont en cours de développement. Ces logiciels et modules visent à aider à la quantification et à la visualisation des bénéfices fournis par les services écosystémiques. Malgré leur développement, le recours à ces outils est encore limité (environ 12 % des études). Les plus connus sont ARIES (*Artificial Intelligence for Ecosystem Services* - Villa *et al.*, 2009 [674]), InVEST (*Integrated Valuation of Environmental Services and Tradeoffs*) et SOLVES (*Social Values for Ecosystem Services*). Ces modèles sont fondés sur des méthodes d'évaluation traditionnelles, mais certains se fondent sur des valeurs sociales (SOLVES) et d'autres sur des valeurs économiques et biophysiques (ARIES et InVEST). Ils possèdent des modes de fonctionnement divers : application web (ARIES) ou encore extension d'un logiciel SIG (InVEST, SOLVES). Kareiva (2011) justifie la conception de ces outils par la nécessité d'une méthodologie systématique pour caractériser la valeur des services et par le manque actuel d'outils pour mettre cette méthodologie en place (Kareiva *et al.*, 2011 [341]). L'outil le plus communément utilisé est InVEST (environ 75 % des utilisations de ce type d'outil). InVEST a en effet été appliqué sur plusieurs espaces (Daily *et al.*, 2009 [163] ; Tallis et Polasky, 2009 [621]). Son intégration dans quelques pays pilotes a été proposée dans le cadre de l'évaluation de la diversité biologique et des écosystèmes par le *Natural Capital Project*. Elle visait à appuyer les processus décisionnels dans différents contextes, notamment en ce qui concerne le paiement des services fournis par les écosystèmes, l'aménagement du territoire, les autorisations d'aménager et la planification des mesures d'adaptation aux changements climatiques (CBD, 2011 [644]). InVEST a pour objectif de modéliser une série de services écosystémiques pour comprendre les enjeux généraux et le changement causé par les variations d'occupation du sol. L'analyse, centrée sur les services écosystémiques et non sur les processus physiques, se fait à différentes échelles spatiales à une résolution de 30 x 30 m pour les États-Unis et entre 1 x 1 km et 10 x 10 km pour d'autres régions du monde.

4. Des données multiples

Environ 35 % des spatialisations de services écosystémiques sont fondées sur l'occupation du sol, c'est-à-dire sur des classifications telles que celle du Corine Land Cover ou des indices de végétation, principalement le NDVI (Troy et Wilson, 2006 [637] ; Egoh

et al., 2008 [212] ; Burkhard *et al.*, 2010 [110] ; Shi *et al.*, 2012 [598]). Emblématique des spatialisations de services écosystémiques car faisant partie des premières réalisées, la carte proposée par Troy et Wilson en 2006 [637] repose sur la seule donnée d'occupation du sol. Elle permet ainsi de fournir un ordre de grandeur des services rendus sur le territoire américain par unité administrative mais elle reste très simplificatrice de par son échelle d'analyse (nationale), le choix de l'unité spatiale (vaste entité administrative) et ses données d'entrée (occupation du sol).

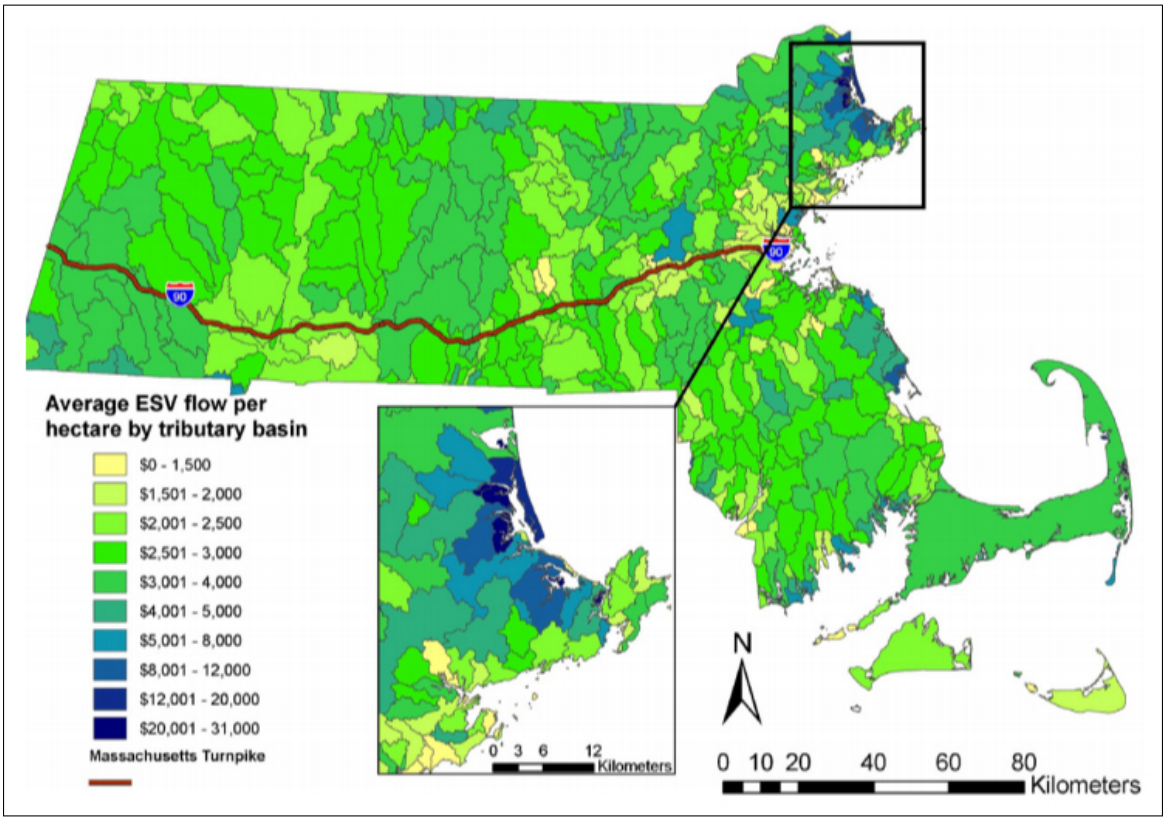


FIGURE 0.9 : *Valeur annuelle moyenne des flux de services écosystémiques par hectare aux États-Unis. Source : Troy et Wilson, 2006 [637].*

Dans la moitié de ces études, l'occupation du sol est utilisée comme indicateur direct des services écosystémiques. En d'autres termes, une valeur moyenne de service est attribuée en fonction du type d'occupation de sol ou en fonction de la valeur du *Normalized Density Vegetation Index* (NDVI - Davies *et al.*, 2011 [167] ; Hao *et al.*, 2012 [300]) et ce, aux différentes échelles spatiales. Les types d'occupation du sol utilisés pour ces analyses sont souvent obtenus par le traitement des images satellites à petite échelle telle que Corine Land Cover (Kienast *et al.*, 2009 [348] ; Burkhard *et al.*, 2012 [111] ; Haines-Young *et al.*, 2012 [296] ; Kroll *et al.*, 2012 [356] ; Maes *et al.*, 2012 [417]). La plupart de ces travaux néglige l'éventuelle variabilité de la fourniture en services écosystémiques au sein d'un même type d'occupation du sol (Koschke *et al.*, 2012 [353]).

L'autre moitié des études s'appuient sur des jeux de données plus diversifiés, bien qu'incluant souvent l'occupation du sol, composés par exemple d'informations sur le type de sol, la quantité de précipitations, des données de topographie et d'hydrologie (Egoh *et al.*, 2009 [211] ; Sherrouse *et al.*, 2011 [597] ; Nedkov et Burkhard, 2012 [470]).

5. La représentation du service : statique ou évolutive

Ces différentes représentations cartographiques sont présentes dans la bibliographie scientifique. La plupart des études scientifiques (environ 86 %) choisissent de spatialiser un stock/l'état d'un ou plusieurs services écosystémiques à une date précise (Burkhard *et al.*, 20152 [111] ; Sumarga et Hein, 2014 [616]) ou un stock de service selon un ou plusieurs scénario(s) de changement souvent potentiel(s) entre deux dates (Bai *et al.*, 2012 ; Bangash *et al.*, 2013 [60]). Le choix de spatialiser non plus un stock de services écosystémiques, mais son dynamisme théorique ou réel dans le temps présente deux intérêts majeurs : un intérêt heuristique et un intérêt opérationnel. D'une part, choisir de varier le mode de représentation en prenant en compte l'évolution permet de comprendre les possibilités qu'offre la cartographie et d'envisager la fourniture de services dans sa dimension temporelle. D'autre part, les spatialisations qui résultent de ce choix peuvent permettre d'aider à cibler les différentes politiques, à en effectuer un suivi ou à évaluer l'impact d'aménagements ou de changement de politiques publiques.

D. Des cartes aux usages multiples, à l'instar de la notion elle-même

Les cartes de services écosystémiques, comme les autres formes d'expression cartographique, connaissent un réel engouement, notamment en raison des moyens nouveaux qui permettent d'accroître leur production et leur diffusion (Palsky, 2013 [504]). Cet engouement peut s'expliquer par les intérêts que cette pratique soulève. La notion de services écosystémiques ayant d'ailleurs été globalement acceptée comme un moyen d'évaluation de l'état des écosystèmes à plusieurs échelles spatiales (Seppelt *et al.*, 2011 [592] ; Crossman *et al.*, 2013 [155]), sa cartographie devient naturellement un outil pertinent. Or, représenter un phénomène spatialement participe activement à la construction du savoir et à l'exercice d'un pouvoir (Crampton et Krygier, 2006 [153]).

À l'instar de ceux de la notion elle-même, les enjeux liés à la spatialisation des services écosystémiques relèvent de trois ordres distincts : pédagogique, heuristique et politiques (dans le double sens de politique publique et de stratégie politique). Historiquement, les

cartographies de services répondaient davantage à un usage pédagogique (par exemple Costanza *et al.*, 1997). Elles ont ensuite, à l'image de la notion de services, glissé vers la dimension opérationnelle, comme le progamme européen MAES et sa déclinaison française EFESE. À présent, s'affirme l'aspect heuristique avec le développement de réflexions scientifiques sur les pratiques cartographiques (par exemple Schulp *et al.*, 2014 [585]).

Les publications scientifiques répondent en grande partie à l'enjeu pédagogique (78 % d'articles dans lesquels une cartographie de services écosystémiques est présentée pour chaque dimension de la notion de services écosystémiques). Peu de publications (respectivement 20 % et 2 % de ce corpus d'articles) relèvent véritablement des aspects heuristique et politique mais les enjeux politiques de la spatialisation des services demeurent très présents en filigrane, essentiellement pour justifier l'intérêt de l'étude, (Egoh *et al.*, 2008 [212] ; Swetman *et al.*, 2010 [617] ; Hauck *et al.*, 2013 [305]).

1. La dimension pédagogique

D'un point de vue pédagogique, la spatialisation des services écosystémiques est avant tout considérée comme une manière utile de représenter l'information (CBD, 2011 [644]). La cartographie, en tant qu'outil visuel de communication, permet d'expliquer l'importance des services écosystémiques rendus sur le territoire (Maes *et al.*, 2013 [416]). En effet, les cartographies qualitatives permettent d'attirer l'attention sur les espaces dont la fourniture en services écosystémiques est menacée ou bien, au contraire, forte. Les cartographies quantitatives donnent un ordre de grandeur de l'importance des services écosystémiques rendus, de la demande en services écosystémiques et permettent de représenter la distribution spatiale ces phénomènes. Les valeurs peuvent dans ce cas être quantifiées en unités économiques, biophysiques et sociales. L'objectif n'est pas de posséder l'estimation la plus exacte de l'objet cartographié mais bien de donner un ordre de grandeur, une idée de la dépendance des sociétés aux milieux naturels. La cartographie de la valeur globale des écosystèmes réalisée par Costanza *et al.*, en 1997 [148] s'inscrit bien dans cette utilisation de la cartographie des services écosystémiques (Figure 0.10). La cartographie présentée par Costanza et ses co-auteurs (1997) se base sur une valeur totale de services écosystémiques par biome. Elle permet d'estimer la valeur marginale mondiale annuelle des services écosystémiques à 33 milliards de dollars, provenant, en grande majorité de services qui n'appartiennent à aucun système de marché, tels que la régulation des gaz, des perturbations ou encore le traitement des déchets. La cartographie met en lumière le rôle de certains biomes tels que ceux liés aux systèmes côtiers, aux forêts, aux zones humides, dans la fourniture de services écosystémiques.

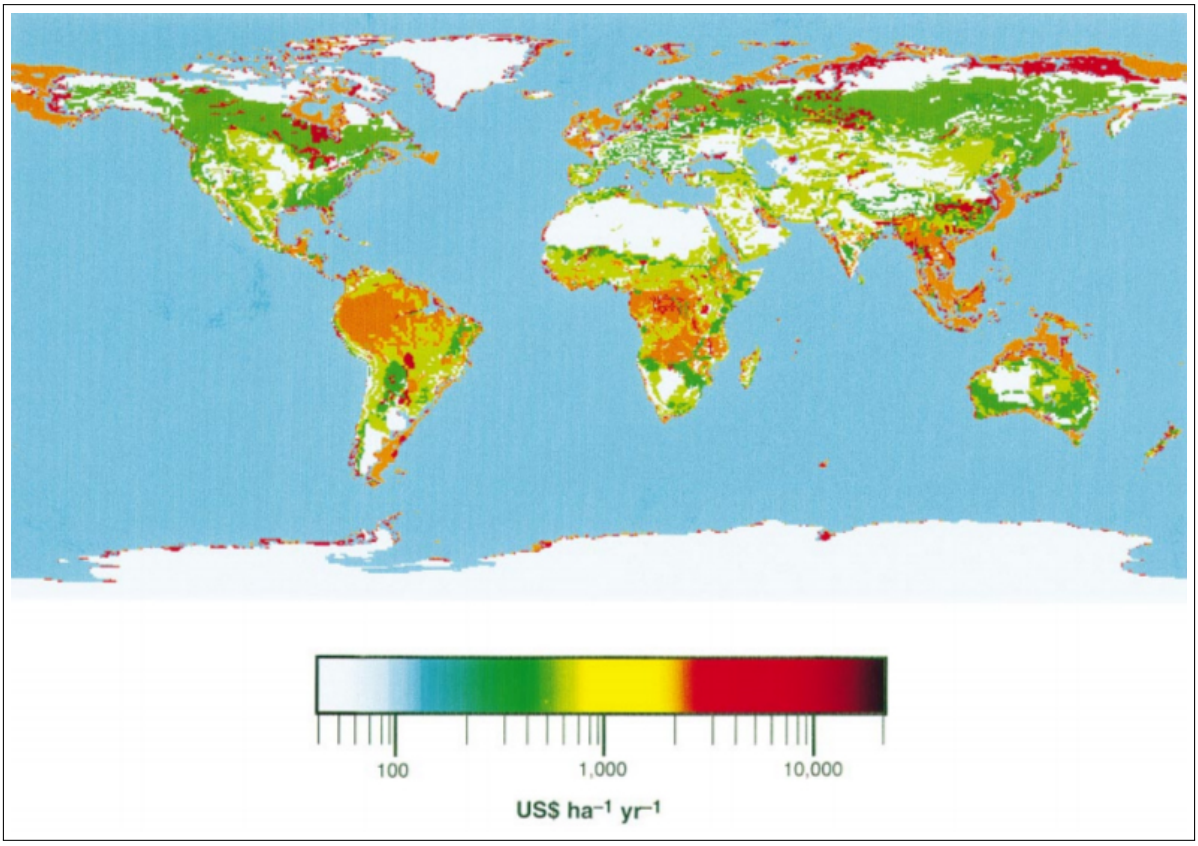


FIGURE 0.10 : *Cartographie des services écosystémiques à l'échelle mondiale présentée lors de l'article fondateur de la notion. Valeur en dollars américain par hectare et par an). Source : Costanza et al., 1997 [148].*

2. Les dimensions politiques et opérationnelles

La cartographie des services écosystémiques est souvent considérée dans sa dimension politique et opérationnelle. Aujourd'hui, en effet, les gestionnaires et les politiques ont besoin d'informations spatiales sur les services écosystémiques fournis sur leurs territoires, aux échelles locales (par exemple Naidoo et Ricketts, 2006 [468] ; Burkhard *et al.*, 2012 [111] ; Fang *et al.*, 2014 [224]), régionales (par exemple Chen *et al.*, 2009 [132] ; Castro *et al.*, 2014 [122]), nationales (par exemple Anderson *et al.*, 2009 [24] ; Dymond *et al.*, 2011 [208]) ou globales (par exemple Naidoo *et al.*, 2008 [467] ; Lautenbach *et al.*, 2012 [377]).

Dès 1997, alors que la notion n'est considérée que dans sa dimension pédagogique, Daily soulignait le "besoin critique d'une identification et d'un suivi des services écosystémiques, localement et globalement ainsi que le besoin d'incorporer leur valeur dans les processus de prise de décision" (Daily, 1997 [161]). En 2005, le MEA a souligné l'importance d'identifier et de quantifier les services des écosystèmes à toutes les échelles spatiales (MEA, 2005 in Troy et Wilson, 2006 [637]) puis Daily et Matson (2008) [162] ont identifié "la production des écosystèmes et la cartographie des services écosystémiques" comme une des pistes d'opérationnalisation de ces services. Un besoin fort d'outils de spatialisation,

dont la base scientifique (essentiellement géomatique, écologique et économique) était déjà existante, mais devait être adaptée, a ainsi été mis en avant. Dans l'Union Européenne, la cartographie des services écosystémiques est reconnue comme un besoin pour atteindre les objectifs fixés par la Stratégie de l'Union Européenne pour la biodiversité et fait l'objet d'un programme, le Programme MAES. Dans le cadre de l'action 5 de la Stratégie pour la biodiversité, les États Membres doivent cartographier les services écosystémiques rendus sur leur territoire, d'où l'émergence en France du projet EFESE.

Afin de faciliter l'opérationnalisation de la notion, des réseaux de chercheurs tel que ESMERALDA (Enhancing ecoSysteM sERvices mApping for poLicy and Decision mAking) se sont constitués pour mettre en place un dialogue sur les pratiques cartographiques qui devrait aboutir à des actions concrètes comme des guides de pratique de cartographie de services.

Du point de vue politique, deux usages peuvent être distingués. La cartographie des services écosystémiques peut être considérée comme :

- un outil pour alimenter un débat public entre les différents acteurs du territoire. Puissant outil de communication, la cartographie permet en effet d'argumenter dans les débats sur les conséquences des actions d'aménagement et des politiques publiques (Bai *et al.*, 2011 [56] ; De Groot *et al.*, 2010 [168] ; Maes *et al.*, 2013 [416]). C'est le cas des cartographies qualitatives ou quantitatives basées sur des estimations très générales qui cherchent à apporter des contributions aux débats mais qui ne prétend pas présenter des valeurs précises (Wallis *et al.*, 2011 [679]).
- un outil d'aide à la décision, de contrôle, de suivi des politiques publiques. En identifiant les zones où la fourniture en services écosystémiques en forte, elle offre la possibilité de mettre en place, de prioriser et/ou de répondre à différents objectifs de gestion (Egoh *et al.*, 2008 [212] ; Anderson *et al.*, 2009 [24]). Elle permet également d'évaluer le rôle de la législation et des politiques publiques sur les milieux via la quantification des services écosystémiques rendus (MAES work project, 2013).

La cartographie est, de fait, naturellement considérée comme un outil d'élaboration et/ou de mise en œuvre des politiques publiques de protection des milieux naturels. Elle permet la quantification et la représentation d'un savoir qui participe à la mise en place du dispositif de gouvernance qui représente les services écosystémiques.

E. Des limites encore fortes à l'exercice

Spatialiser l'état du milieu naturel est une tâche complexe (Long, 1973 [405]). Les cartographies du milieu naturel et des services écosystémiques en particulier présentent

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

deux limitations majeures : l'absence de retour critique sur l'exercice cartographique et l'absence de considération des choix méthodologiques.

1. Le caractère non neutre de la cartographie

La cartographie est souvent perçue soit comme un banal moyen d'expression graphique, soit comme un support de certaines informations, soit comme un processus de visualisation (Long, 1973 [405]). Or, comme le souligne Harley (1989 [302]), la cartographie est en réalité un processus beaucoup plus complexe. Elle constitue un type de langage, de discours par lequel s'exerce une forme de pouvoir. En effet, si les cartes reflètent des relations de pouvoirs, elles produisent également du pouvoir (Harris et Hazen, 2006 [303]). D'une part, l'action de cartographier implique la création d'une conception de l'espace étudié et son appropriation. D'autre part, la carte est un outil de pouvoir qui permet de faciliter contrôle et surveillance. Ce pouvoir est silencieux, c'est-à-dire qu'il passe inaperçu, d'autant que la carte représente pour beaucoup la réalité et non une vision de la réalité. Or, les cartographies ne sont pas le reflet simple de ce qui nous environne mais une redescription de ces espaces. En effet, une cartographie résulte d'un grand nombre de choix conceptuels et méthodologiques (contenu, représentation, données d'entrée, symbole..). Les cartes sont des formes de savoir socialement construit, subjectif et idéologique (Lascoumes, 2007 [370]) et sont chargées de valeurs et influencées par de multiples facteurs (classe sociale, genre, religion, ethnicité, etc. - Harley, 1989 [302]). De fait, les cartographies ne sont pas neutres car elles impliquent ces choix qui sont à la fois guidés par le réalisateur de la cartographie et par son commanditaire. De plus, elles ne sont pas exemptes de jugements de valeurs (Harley, 1989 [302]). Par conséquent, elles aident à prendre des décisions, mais elles constituent clairement un outil d'émancipation (empowerment) et un outil de lutte politique. Le constat de la carte comme instrument de pouvoir est alors devenu le point de départ de démarches de cartographies participatives qui tendent à permettre un dialogue entre différents groupes sociaux (Crampton et Krygier, 2006 [153] ; Noucher, 2013 [482]).

De nombreux chercheurs en sciences de l'environnement semblent convaincus de l'objectivité des outils géomatiques (télédétection, SIG, cartographie). Or, la représentation géométrique d'objets est communément considérée comme insuffisante pour reproduire la complexité d'un milieu et d'une question environnementale (Hausermann, 2012 [306]). De plus, les cartes ont un coût, nécessitent un savoir-faire et mettent en scène des intérêts politiques et économiques. Fondamentalement subjectives, elles sont donc étroitement liées à leur producteur et aux conditions de leur utilisation (Wood et Fels, 2011 [691]). Les cartes sont ainsi le reflet de certains rapports de force entre le producteur (traditionnellement les entreprises de cartographie, les États, les scientifiques) et les utilisateurs de la carte (ou du moins ceux qui la subissent - Crampton et Krygier, 2006 [153]).

Leila Harris et Helen Hazen (2006 [303]) montrent que la question du pouvoir est notamment une critique dont la portée est plus globale. Ils montrent, par exemple, comment l'utilisation des cartes influence les politiques de gestion des espaces protégés : les cartes permettent de valoriser certains milieux comme objet de protection ou suggèrent une fonction à certains espaces (protection, culture, etc.) mais elles peuvent masquer les autres voies de protection des milieux, etc. Enfin, les cartes sont susceptibles de produire du paysage via des effets de limite (Harris et Hazen, 2006 [303]). En effet, sous l'apparence d'une description neutre de l'état d'un milieu ou d'un territoire, il y a une dimension prescriptive dans la carte. Ainsi, définir et représenter des limites revient à isoler des zones les unes des autres. Cartographier implique également l'accentuation d'une vision statique de processus dynamiques. Cet effet performatif modifie aussi les esprits. Ainsi les cartes, notamment les cartes produites à large échelle à partir de données spatiales, participent à produire un imaginaire " déterrestré " (Azam, 2010 [50]) issu de la culture technico-scientifique, imaginaire non neutre et qui domine d'autres imaginaires.

La littérature scientifique mettant en doute la neutralité des cartes et soulignant le pouvoir qu'elles possèdent est très riche. Pourtant, ces dimensions ne sont que rarement considérées au cours du processus de spatialisation des services écosystémiques et ne sont jamais abordée dans les travaux sur les services écosystémiques. Dufour *et al.* (2014 [201]) n'ont identifié aucun auteur réalisant des spatialisations de services écosystémiques tout en citant des travaux sur la cartographie critique. La non neutralité des cartes est en effet présente dans le rapport du MEA régional mais reste toutefois absente du rapport mondial et de la littérature scientifique (Dufour *et al.*, 2014 [201]). De nombreux acteurs pensent la cartographie des services écosystémiques comme une pratique technique de spatialisation et de représentation des données et la considèrent comme un outil neutre qui représente fidèlement l'état d'un milieu ou la distribution d'un phénomène. De fait, développées comme des outils essentiels à plusieurs points de vue, les cartographies de services écosystémiques sont toutefois critiquées (*cf.* infra). Cependant, les critiques et controverses portent sur les aspects techniques (résolution, ...) et très peu sur les aspects conceptuels ou sur l'impact des choix méthodologiques en termes politiques. Ainsi, alors même que leur caractère non neutre est connu, il n'y a que très peu d'analyses critiques autour des cartographies de services écosystémiques. Or, il existe des limitations techniques et scientifiques et des enjeux politiques qui expliquent, sous-tendent et justifient les conditions de réalisation et d'utilisation des cartographies (Dufour *et al.*, 2014 [201]).

2. Les limitations méthodologiques

La cartographie des services écosystémiques doit également faire face à des problèmes méthodologiques, présents et identifiés dans les pratiques cartographiques et d'analyse spatiale en générale : le choix de l'objet cartographié, de la résolution spatiale, des don-

nées d'entrée, le manque de diversité de ces dernières ou le choix de la méthodologie. Ces problèmes commencent à faire l'objet de discussions au sein de la communauté internationale travaillant sur les services écosystémiques (Grêt-Regamey *et al.*, 2014 [288] ; Schulp *et al.*, 2014 [585]).

Comme dit précédemment, parmi les enjeux méthodologiques auxquels le cartographe doit faire face, la littérature identifie les problèmes liés à la définition de l'objet cartographié, à la résolution spatiale des cartes et des données d'entrée, au manque de diversité de ces dernières ou encore aux problèmes soulevés par certaines méthodes d'évaluations économiques. Pour étudier un phénomène ou un objet spatialisé, il est nécessaire de l'identifier précisément. Pourtant, la notion de services écosystémiques présente encore des incertitudes et des flous. Or, ceux-ci sont également présents dans les approches spatialisées. D'ailleurs, Lamarque (2011 [362]) a souligné les conséquences que le choix de la définition utilisée peut avoir sur les résultats de l'évaluation, par exemple cartographique, des services écosystémiques, comme de fortes différences dans les évaluations effectuées, que ce soit en termes de qualité, de quantité ou encore de localisation des services (Lamarque, 2011 [362]).

Le choix de la résolution spatiale est crucial pour cartographier les services écosystémiques (Grêt Regamey *et al.*,, 2014 [288]). Une résolution spatiale grossière, bien que présentant des avantages, ne permet pas d'obtenir une cartographie présentant les variations fines du service écosystémique étudié. De plus, Eigenbrod et al. (2010 [215]) ont montré l'importance de posséder des données variées pour modéliser les services écosystémiques. Or, de nombreuses études modélisent les services à partir de la seule donnée d'occupation du sol. Enfin, les évaluations économiques sont souvent l'objet de controverses, qui reprennent pour la plupart les débats liés à la notion elle-même. S'ajoutent à ceux-ci des controverses sur l'exercice d'évaluation bien que celui-ci constitue une des approches les plus courantes (AESN, 2009 [13] ; MEDDTL, 2009 [442]). Depuis le MEA, de plus en plus d'études scientifiques illustrent l'intérêt porté à ce type d'évaluation. Les rapports officiels, à toutes les échelles se multiplient afin de créer un cadre à ce type d'analyse (Rapport du Centre d'analyse stratégique, 2009 [442] ; TEEB, 2010 [646]). L'évaluation économique des services écosystémiques est considérée comme un outil de sensibilisation pédagogique qui permet la prise de conscience de la dégradation de l'environnement et des conséquences que celle-ci a sur les sociétés et les individus. Elle est également vue comme un outil de dialogue puisqu'elle permet une quantification dans une unité considérée comme commune et très évocatrice pour tous (Attac, 2012 [47]). Toutefois, certains auteurs soulignent le caractère simplificateur des hypothèses sur lesquelles se basent les cartographies par transfert de valeurs (Tallis et Polasky 2009 [622], Nelson *et al.*, 2009 [473] ; Eigenbrod *et al.*, 2010 [215]). En effet, ces méthodes créent une erreur dite d'uniformité en considérant qu'un service écosystémique est constant pour un type d'occupation du sol. Pourtant, ce dernier peut posséder une valeur économique très variable. De plus, posent question les erreurs d'échantillonnage puisque les évaluations souvent basées sur

un nombre limité de sites et les erreurs de régionalisation dues à la non représentativité du(des) site(s) test(s).

Ces dernières années, le développement des SIG a participé à la multiplication des informations géographiques disponibles ainsi qu'à leur diffusion. Or, ces informations spatialisées sont rarement, voire jamais totalement exactes (Heuvelink et Burrough, 2002, *in* Corgne, 2004 [144]). Il est donc nécessaire, lors de la manipulation ou de la création de telles données, de garder un regard critique sur celles-ci et, dans la mesure du possible, de fournir une information en parallèle de la création de la données, sur l'estimation de l'incertitude qu'elle présente, quelle que soit sa vocation. Il est donc nécessaire que le cartographe pense à la fiabilité de la carte et à son degré de précision (Long, 1973 [405]). Or, les études présentant des cartographies de services écosystémiques n'évoquent que rarement l'incertitude associée (Lavorel *et al.*, 2014 [384]), malgré leur ambition à venir en appui aux prises de décision. À cela s'ajoute le manque de validation systématique des cartes produites (Seppelt *et al.*, 2011 [592] ; Martinez-Harms et Balvanera, 2012 [431] ; Crossman *et al.*, 2013 [155] ; Lavorel et al., 2014 [384]). Dans le processus de spatialisation des services, il existe une pluralité d'incertitudes, inhérentes à chacune des étapes de la modélisation. Ces incertitudes peuvent notamment venir d'une simplification excessive des modèles engendrant un risque d'erreur (Seppelt *et al.*, 2011 [592]), d'une méconnaissance des processus mis en jeu, ou des données elles-mêmes (Martinez-Harms et Balvanera, 2012 [435]).

IV. Problématique et objectifs de la thèse

Comme nous l'avons montré, les services écosystémiques sont aujourd'hui devenus une notion importante de la gestion environnementale mais dont la définition reste floue. Les ambitions d'opérationnalisation de cette notion se traduisent notamment par son utilisation fréquente au sein d'outils d'amélioration de la gestion environnementale (banque de compensation, marché carbone,...). Pour la mettre en œuvre et l'utiliser, la quantification et la spatialisation se détachent comme une des options présentant un fort potentiel. La cartographie des services écosystémiques, considérée comme un outil d'opérationnalisation de la notion, se développe de manière exponentielle. Toutefois, bien que certaines limites commencent à être mises en lumière, les approches critiques se développent moins vite que les cartographies. Or, la cartographie des milieux naturels de manière générale est connue pour poser des questions techniques et politiques.

Par sa dimension opérationnelle, qui semble être naturelle pour beaucoup d'acteurs, la cartographie des services écosystémiques est souvent pensée comme une pratique technique de quantification et de représentation spatiale des données et est ainsi considérée

comme un outil déjà opérant et neutre. Comme le souligne Dufour *et al.* (2014 [201]), la logique sous-jacente à cet aspect est que la carte représente le plus fidèlement possible l'état d'un milieu ou la distribution d'un phénomène. Or, pour certains cartographes critiques, la carte crée la réalité autant qu'elle la représente (Crampton et Krygier, 2006 [153]). De plus, il existe des enjeux politiques qui expliquent, sous-tendent et justifient les conditions de réalisation et d'utilisation des cartographies (Dufour *et al.*, 2014 [201]). Les choix à l'origine de la représentation cartographique finale d'un ou de plusieurs services écosystémiques (choix de l'échelle, de la représentation, des données d'entrée...) sont donc extrêmement importants car ils ne sont pas neutres et ne relèvent pas uniquement de l'utilisation des outils spécifiques. En soulevant des doutes et des limites techniques, doutes qui reflètent bien souvent des failles dans la notion, la cartographie peut aussi être considérée comme une manière d'analyser de façon critique la notion.

Dans ce contexte, l'objectif de cette thèse est donc d'étudier un outil issu d'une notion emblématique de la gestion environnementale, les services écosystémiques. **En s'appuyant sur leur représentation cartographique, elle vise à comprendre l'apport potentiel d'une telle notion pour la gestion environnementale**. Cette thèse présente deux ambitions principales. D'un point de vue méthodologique, elle vise à **analyser de manière critique la dimension méthodologique** de la spatialisation de services écosystémiques pour **identifier les opportunités et les limites de ces cartographies** (quels services représenter ? avec quelles méthodes et à quelles échelles spatiales ? quelle est l'incertitude associée à la cartographie ? comment représenter plusieurs services ?...). Nous posons ainsi la question des conditions de représentation de la distribution spatiale des services écosystémiques et, de manière générale, des phénomènes liés à l'environnement. Au delà des enjeux méthodologiques, elle vise à la **compréhension des liens entre pratiques anthropiques et l'état du milieu naturel dans leur dimension spatiale**. Pour ce faire, cette thèse analyse la distribution spatiale des services écosystémiques et les facteurs qui contrôlent cette distribution, qu'ils soient naturels (relief...) ou anthropiques (pratiques agricoles,...). Elle permet ainsi d'analyser comment l'usage de cette notion peut aider à l'amélioration des rapports entre les hommes et leur environnement, dans un contexte de front pionnier. *In fine*, ces analyses méthodologiques et thématiques permettront de revenir sur une approche critique des services écosystémiques. En effet, analyser les outils du dispositif environnemental permet de discuter le dispositif lui-même et ainsi de réaliser des retours sur la notion (Lascoumes et Le Gales, 2004 [371]).

D'un point de vue disciplinaire, cette thèse s'inscrit dans la géographie puisqu'elle étudie la spatialité des relations entre les hommes et leur milieu. Dans la mesure où cette spatialisation s'accompagne de l'ambition de développer un regard critique sur les outils et concepts mis en œuvre, elle participe aux réflexions développées en *political ecology* (Benjaminsen et Svarstad, 2009, [77] ; Gautier et Benjaminsen, 2012 [269]), en géographie environnementale (Chartier et Rodary, 2016 [8]) et en géographie physique

critique (Lave *et al.*, 2013 [379] ; Tadaki *et al.*, 2014 [619]). Elle s'inscrit ainsi pleinement dans la géographie de l'environnement et des milieux puisqu'elle s'attache à l'étude du milieu forestier tropical, de ses transformations et de son fonctionnement biophysique ainsi qu'à sa gestion.

Cette thèse est structurée en neuf chapitres répartis en trois parties différentes (Figure 0.11) :

1. La première partie présente les cadres géographique et méthodologique de la thèse. Elle se divise en deux chapitres qui développent le contexte géographique et méthodologique de la thèse. Ces chapitres dressent un tableau des terrains d'étude et décrivent les données et l'approche générale adoptée. L'objectif est de mettre en évidence l'ensemble des enjeux liés à la spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier et de présenter les éléments nécessaires à la compréhension des chapitres suivants.

2. La seconde partie traite des enjeux méthodologiques de la spatialisation des indicateurs de services écosystémiques, à différentes échelles spatiales. Elle contient trois chapitres :

   - Le premier chapitre de cette partie porte sur les choix méthodologiques nécessaires à la quantification et la spatialisation à l'échelle locale des indicateurs de services écosytémiques à l'échelle locale.

   - Le chapitre suivant se focalise sur les pistes de spatialisation à l'échelle locale de plusieurs indicateurs de services écosystémiques étudiés dans leurs concomitances.

   - Le dernier chapitre de cette partie s'attache à la problématique des échelles spatiales en se focalisant sur le choix d'une approche d'*up-scaling* pour spatialiser des indicateurs de services écosytémiques à l'échelle régionale.

3. Enfin, la troisème partie vise à présenter l'apport d'une approche par services écosystémiques pour l'étude des fronts pionniers amazoniens. Elle se divise en deux chapitres :

   - Le sixième chapitre cherche à caractériser, via l'analyse de méthodes statistiques et des cartographies résultantes, les facteurs de contrôle environnementaux influençant la répartition spatiale de chacun des indicateurs de services étudiés ainsi que leur mise en associations.

   - Le dernier chapitre cherche à caractériser l'importance des facteurs de contrôle

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

anthropiques (caractéristiques socio-économiques des exploitants agricoles) dans la fourniture de services écosystémiques.

Enfin, le huitième et dernier chapitre est une discussion de l'ensemble des éléments développés et conclut l'étude.

Cette thèse a été réalisée dans le cadre de trois programmes de recherche internationaux financés par l'Agence Nationale pour la Recherche (ANR) :

- *le programme AGES, Approche Géographique des Services Écosystémiques (coordonné par Xavier Arnauld de Sartre, 2010-2013). L'objectif était de mener une approche critique de cette notion pour en préciser le périmètre de légitimité, à partir d'une démarche de Political Ecology, associant épistémologie des sciences, étude des politiques publiques et cartographie des rapports hommes / milieux. Le principal résultat du projet a été de montrer le fonctionnement de la gouvernance environnementale au travers d'un de ses concepts phares : la notion de services écosystémiques. La polysémie de cette notion, son utilisation très stratégique par les différents acteurs, les différentes approches scientifiques possibles, sont éclairées en suivant une démarche à la fois critique et compréhensive des services écosystémiques. Nous fournissons les clefs pour reproduire cette approche des concepts hybrides entre science et politique qui fondent la gouvernance environnementale.*

- *les programmes AMAZ-ES et AMAZ-BD (coordonnés par Patrick Lavelle ; 2007-2010) : "services écosystémiques des paysages agrosylvopastoraux Amazoniens – analyse des déterminants socio-économique et simulation de scénarios". Ces programmes visaient à analyser les liens statistiques entre le contexte socio-économique, les modes d'utilisation du sol et la structure des paysages à l'aide d'un Système Multi-Agents sur deux sites amazoniens, au Brésil et en Colombie. Des scénarios inspirés du Millenium Ecosystem Assessment ont permis d'évaluer l'impact relatif de mesures favorisant la formation, le soutien économique ou privilégiant certains systèmes de production. Les données terrain utilisées dans cette thèse proviennent d'enquêtes et d'échantillonnage réalisés dans le cadre de ce programme.*

- *le programme DURAMAZ 2, Durabilité des territoires amazoniens (coordonné par Hervé Théry ; 2011-2014), qui propose de dégager un modèle théorique d'influence des indicateurs choisis lors d'un précédent programme (DURAMAZ 1) et identifier des éléments communs dans les expériences de développement durable en cours expliquant les succès ou les échecs et constitueraient les bases d'une théorie de la durabilité en forêt tropicale.*

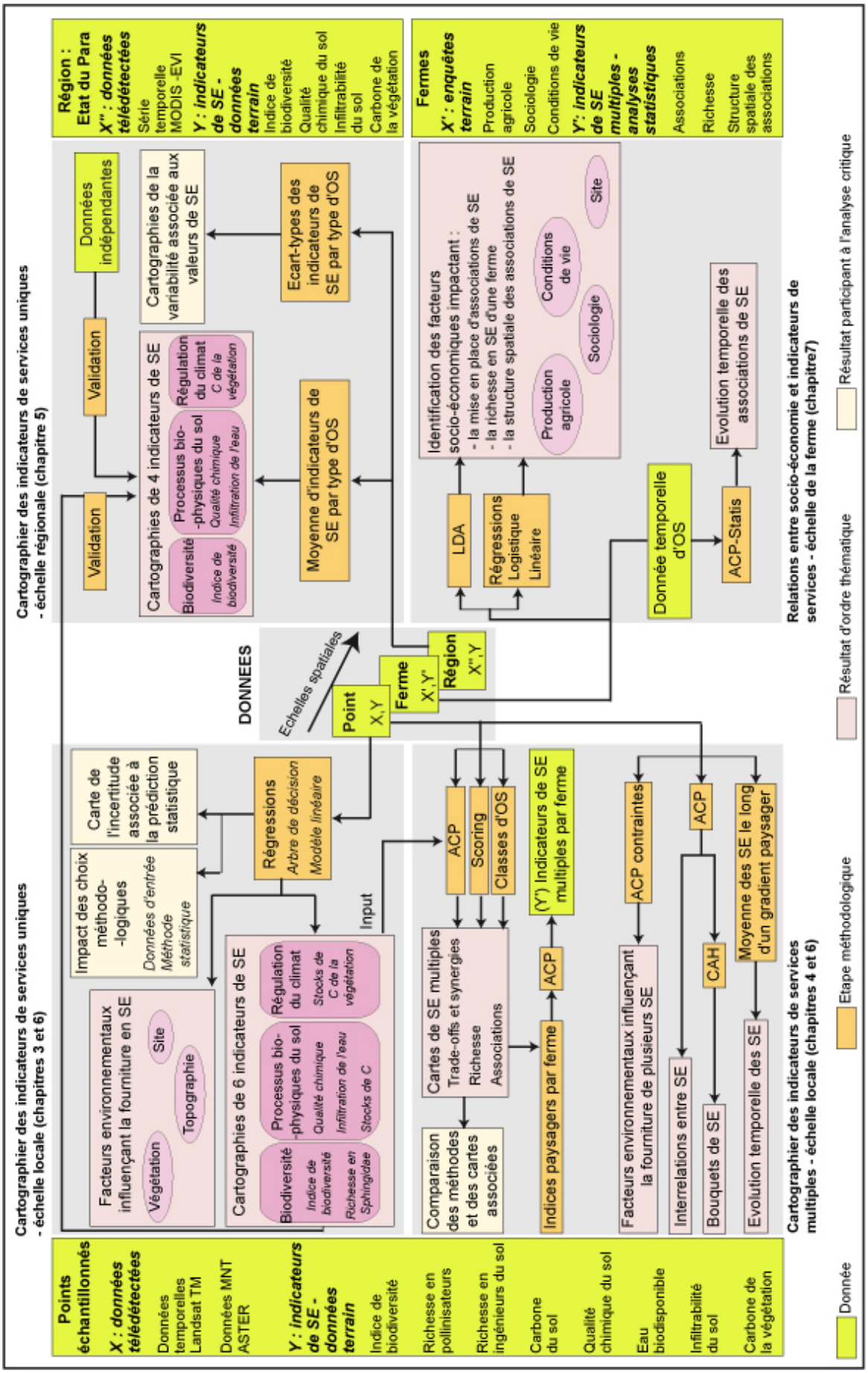


FIGURE 0.11 : *Organisation générale de la thèse : présentation des chapitres de méthodologie et de résultats. Acronymes : OS = Occupation du sol et SE = Services Écosystémiques. Les autres acronymes font référence à des méthodes statistiques et sont explicités au cours du texte.*

Première partie

Cadres géographique et scientifique

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

1

Cadre géographique : les fronts pionniers amazoniens

Sommaire

I Le déboisement en Amazonie brésilienne 49

II Les fronts pionniers amazoniens : des espaces de tensions 55

III Trois localités appartenant aux fronts pionniers 63

I. Le déboisement en Amazonie brésilienne

L'Amazonie brésilienne est considérée comme un réservoir de services écosystémiques et de biodiversité (Fearnside, 2004 [232]). Elle a été mise en lumière par les activités de colonisation qu'elle connaît, bien que celles-ci soient relativement récentes. Aujourd'hui, les gestionnaires du territoire brésilien doivent faire face aux tensions nées entre développement régional et préservation de l'environnement et tenter de concilier ces deux aspects.

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

A. L'Amazonie brésilienne : un réservoir de services écosystémiques

L'Amazonie est, avec ses 5.5 millions de km^2, la plus grande forêt tropicale du monde. Elle se situe dans le bassin amazonien en Amérique du Sud et est caractérisée par un climat équatorial humide. Plus de 60 % de ce massif forestier se situe au Brésil.

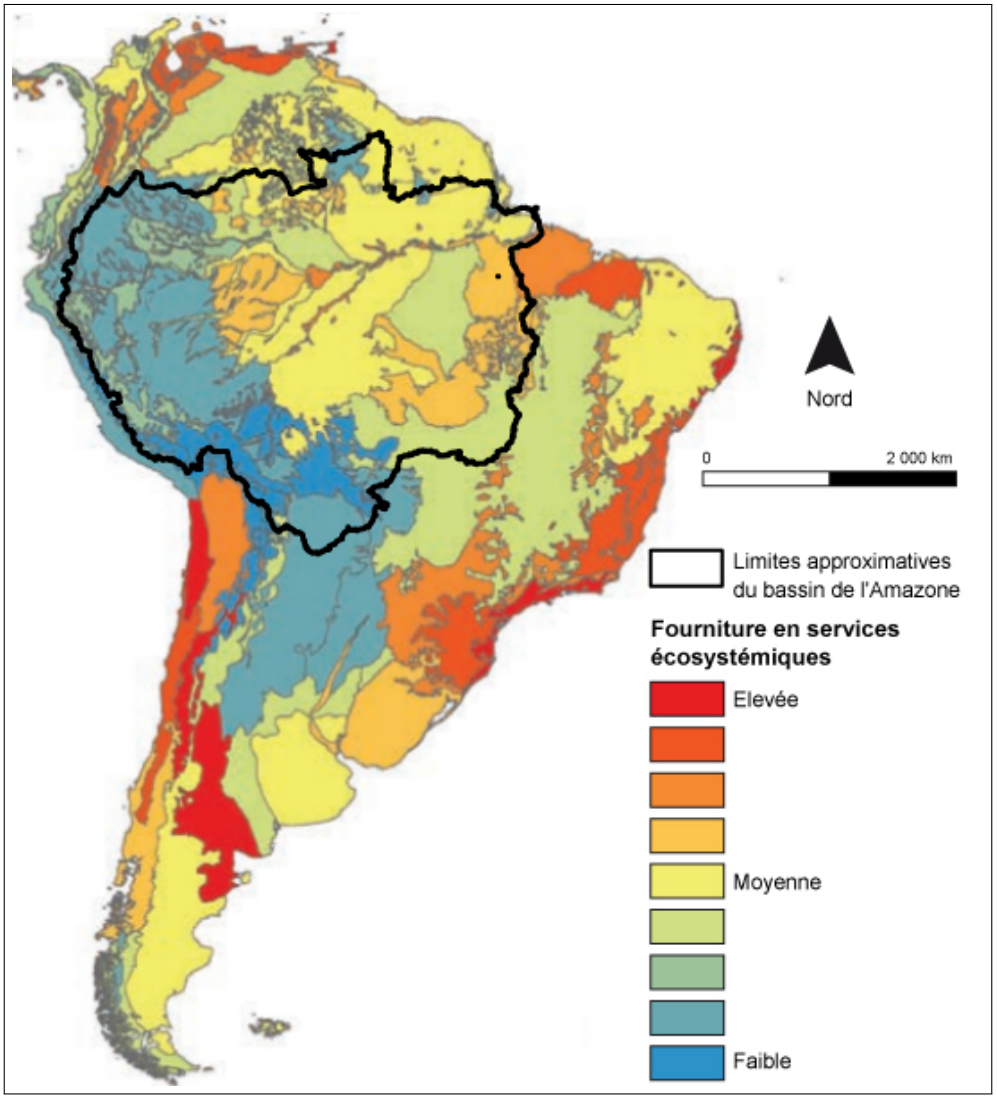


FIGURE 1.1 : *Valeur des services écosystémiques en Amérique Centrale et du Sud. Source : d'après Sükamäki et Epanchin-Niell, 2015 [599].*

Dans les forêts tropicales de manière générale et en Amazonie en particulier, les enjeux écologiques, notamment en matière de biodiversité sont bien connus (Pavé et Fornet, 2010 [509]). Ces enjeux ont même fait de l'Amazonie un emblème des politiques de conservation de la biodiversité depuis les années 1980. L'émergence du concept de services écosystémiques pourrait modifier le regard porté sur l'Amazonie (Blanc, 2014 [88]) car elle pourrait

être perçue non plus comme un simple *hotspot* de biodiversité mais comme un réservoir de services écosystémiques. En effet, les espaces forestiers amazoniens rendent un grand nombre de services aux sociétés, et ce à toutes les échelles spatiales, tels que la fourniture du bois de chauffage et de construction (service de portée locale à globale) et jouent un rôle dans le cycle de régulation de l'eau (portée locale et régionale) et dans la régulation du climat (portée globale - Figure 1.1). Ils présentent en moyenne une fourniture de services écosystémiques moyenne à élevée, à l'exception de son extrême partie occidentale, où l'Amazone prend sa source. La fourniture en services est particulièrement élevée aux abords de l'Amazone et connaît une nette dégradation dans la partie orientale du massif forestier qui a subit la part la plus importante de l'impact de la déforestation.

L'Amazonie est reconnue pour le large éventail de services écosystémiques qu'elle rend mais aussi pour l'intensité de ces services (Fearnside, 2004 [232]). Les stocks de carbone participant à la régulation du climat sont parmi les plus élevés du monde par exemple (Nogueira *et al.*, 2015 [480]). Elle provoque ainsi une attention croissante de la part de la communauté internationale. Ce massif forestier est alors devenu l'objet de discussions internationales pour son importance écologique sur des questions emblématiques, notamment en matière de biodiversité (Puig, 2001 [540]) et de régulateur de climat, du cycle de l'eau (Fritsch, 1992 [260] ; Sarrailh 1990 [580]), des cycles de formation et de maintien des sols (Pomel et Salomon, 1998 [529]). Elle est également au coeur de discussions portant sur les enjeux économiques qu'elle présente (production et commercialisation de bois et de ses produits dérivés - Karsenty, 2000 [342]).

Du fait de ces enjeux écologiques et économiques, l'Amazonie est également l'objet de discussions internationales quant aux dangers écologiques qu'elle encoure. Parmi ces dangers, les plus médiatisés et les plus prégnants sont les phénomènes de déforestation et de dégradation forestière.

B. L'Amazonie brésilienne : un espace soumis à un déboisement intense

La déforestation est la destruction totale et définitive d'un ou plusieurs écosystèmes forestiers pour les transformer en des terres vouées à d'autres utilisations telles que l'agriculture ou l'élevage. Ce phénomène est particulièrement intense dans les forêts tropicales. En effet, d'après la FAO, plus de 100 millions d'hectares ont été déboisés en forêt tropicale entre 1996-2010, soit 20% de la surface totale (FAO, 2012 [253]). La perte la plus importante s'est faite dans le bassin amazonien (environ 3,6 millions d'hectares par an entre 2000 et 2010 – FAO, 2011 [252]). Initiée dans les années 1970 avec la mise en place du Programme d'Intégration Nationale (PIN), la déforestation en Amazonie brésilienne connaît

des taux parmi les plus élevés au monde (Figure 1.2 - Léna, 1999 [393] ; Evans *et al.*, 2001[222] ; Fearnside, 2005 [238]). Entre 1977 et 2013, le taux annuel moyen de déforestation a été d'environ 16 107 km^2 par an pour atteindre 4.848 km^2 en 2014 (INPE-PRODES [322].

Historiquement, les déboisements en Amazonie sont la conséquence de plusieurs facteurs : démographiques, culturels, politiques... Lors de la dictature militaire brésilienne (1964-1985), des politiques ont été mises en place pour intégrer l'Amazonie au territoire. Cette intégration cherchait, d'une part, à éviter l'internationalisation de l'Amazonie ("*Intégrer pour ne pas brader*") et d'autre part, à fournir des territoires potentiellement agricoles à des colons venus des régions pauvres du Nordeste ("*Une terre sans homme pour des hommes sans terre*" - Arnauld de Sartre, 2006 [32] ; Arvor, 2009 [42] ; Théry, 2012 [631]). L'Amazonie a, en effet, été longtemps considérée comme une réserve d'espace et de ressources à exploiter pour appuyer son développement économique (Théry, 2012 [631]). Des colons, attirés par les perspectives d'accès à la terre, ont alors migré en masse vers l'Amazonie (Benhin, 2006 [76]), s'installant autour du réseau routier.

Depuis les années 1990, la destruction de la forêt amazonienne s'est fortement accélérée (16 663 km^2 par an (INPE-PRODES [322] - Laurance, 1999 [375] ; Nepstad *et al.*, 2006 [475]). Cette dernière décennie, les taux ont toutefois diminué, de manière globale, mais il est difficile d'affirmer que ce ralentissement des activités de déforestation est réellement la conséquence des politiques et des actions mises en œuvre. La surface déboisée en une année est ainsi passée de manière progressive de 18 226 km^2 en 2000 à 11 651 km^2 en 2007 et 5 843 km^2 2013 en Amazonie Légale (territoire de 500 millions d'hectares délimité en 1953 pour déterminer les régions éligibles aux aides de développement programmées pour l'Amazonie et comprenant les États de la région Nord et une partie des États du Mato Grosso, du Goias et du Maranhão, soit une variation de -83 % entre 2004 et 2014 (INPE-PRODES, 2014 [322]). Toutefois, certaines années, comme 2008, les activités de déforestation connaissent un dynamisme élevé.

Aujourd'hui, le déboisement se fait principalement pour la mise en culture de nouvelles terres pour l'agriculture ou l'élevage (environ 80 % - Kaimowitz, 2004 [338] ; Margulis, 2004 [424] ; Farella, 2005 [229]), les activités minières (région de Parauapebas avec la mine de Carajas), la construction de barrages tels que celui de Belo Monte (Fearnside, 2000 [237], 2005 [238], 2006 [236]) ou l'exploitation forestière pour les marchés nationaux et internationaux (Lentini *et al.*, 2005 [394]). L'Amazonie brésilienne est en effet le plus grand producteur de bois tropicaux au monde (Verissimo et Amaral, 1998 [666] ; Tourrand *et al.*, 2010 [633]). Enfin, la déforestation, favorisée par des choix économiques comme la mise en place d'incitatifs fiscaux, est encouragée pour stimuler l'entreprenariat (Mahar, 1989 [419]).

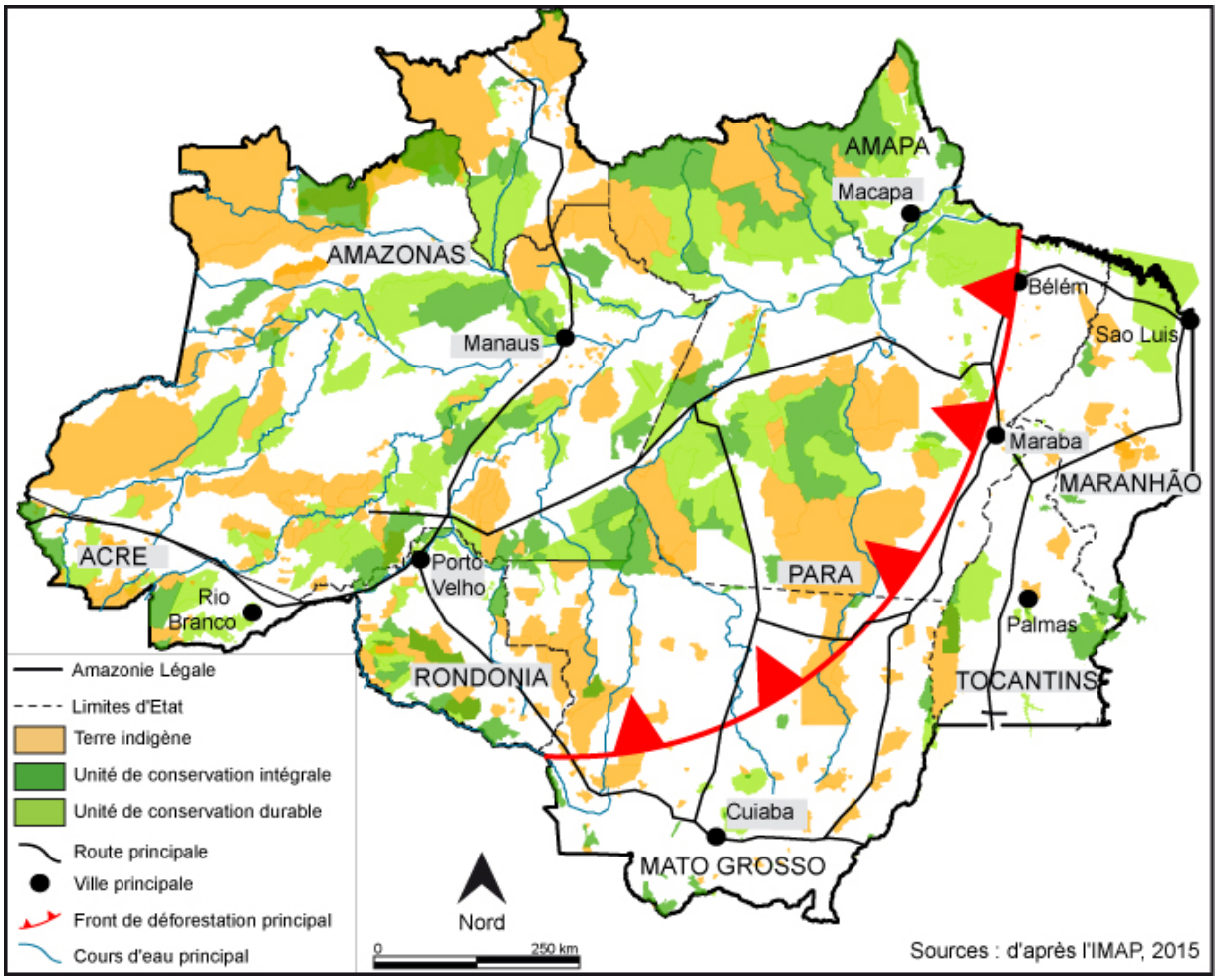


FIGURE 1.2 : *Élements structurants de la déforestation en Amazonie Légale et unités de conservation en 2012.*

Spatialement, la déforestation en Amazonie brésilienne s'est traduite de manière très spécifique. Initié de l'est vers l'ouest, le déboisement a provoqué la création d'un arc de déforestation (Pacheco, 2002 [499]) qui marque fortement le territoire brésilien, malgré la présence d'aires protégées (Figure 1.2). Les colons se sont toujours installés en premier lieu autour du réseau routier. Celui-ci est donc devenu un des éléments structurants du développement de l'Amazonie (Théry, 1997 [629] ; Fearnside, 2001 ; Alencar *et al.*, 2005). En effet, les défrichements s'opèrent à partir de la construction de pistes et de points de peuplement permanents, en arêtes de poisson, en rationnalisant et optimisant l'espace occupé. Cette colonisation, emblématique de l'Amazonie brésilienne structure ainsi très fortement l'espace dans la région de la Transamazonienne, la route BR-230, projetée en 1970 et destinée à relier l'Atlantique aux réseaux routiers des Andes et de l'Amérique centrale (Figure 1.3 - Arnauld de Sartre, 2006 [32]).

En Amazonie brésilienne, une variété de processus de déforestation peuvent être observés à des échelles très locales (Théry, 1997 [629]). Hervé Théry (2012) [631] souligne la présence de trois systèmes agricoles qui cohabitent : la production agropastorale mo-

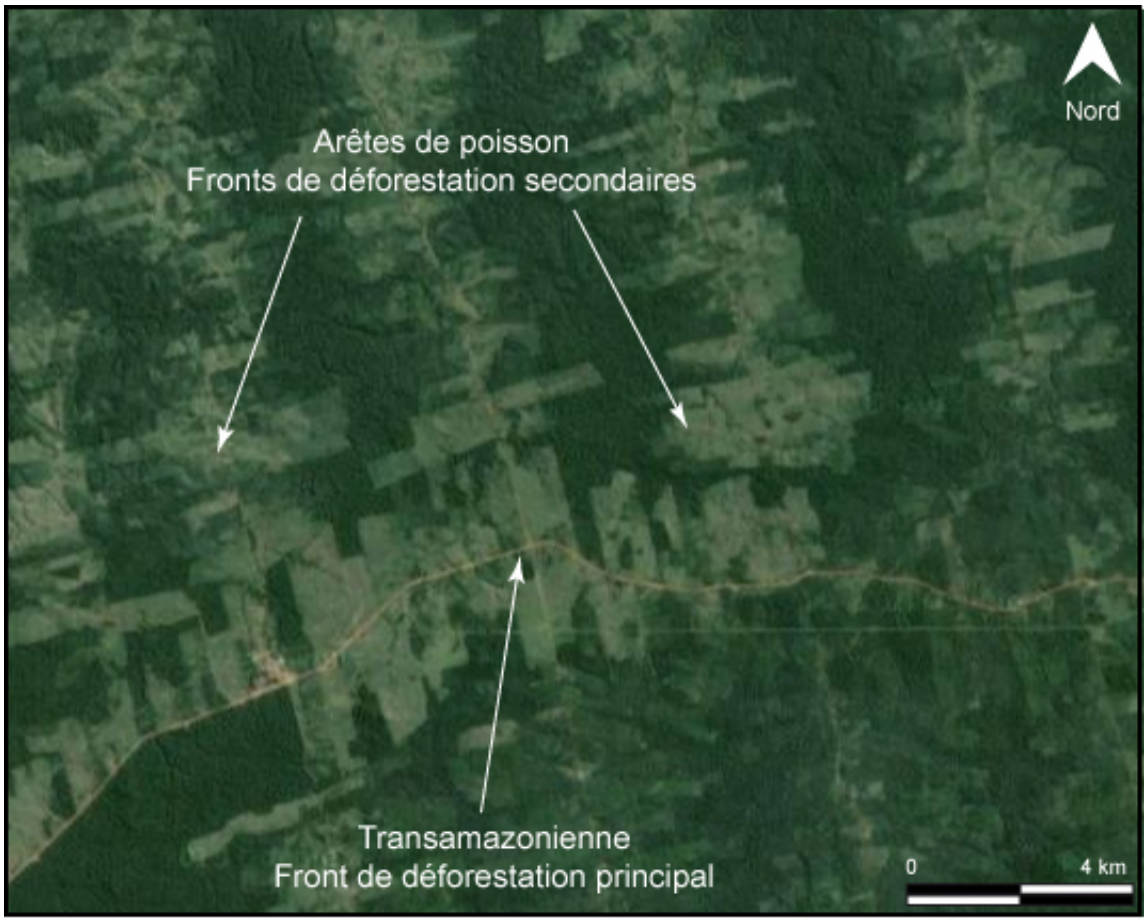


FIGURE 1.3 : *Déforestation en arêtes de poisson au niveau de la transamazonienne. Source : Google Earth.*

derne intégrée au complexe agro-industriel, la production tournée vers l'autoconsommation et la cueillette et les zones pionnières en cours d'intégration au territoire national. Ces trois systèmes agricoles se retrouvent en Amazonie brésilienne où deux modes de production agricole se distinguent : d'une part, l'agriculture traditionnelle familiale et, d'autre part, l'agriculture capitaliste à grande échelle. L'agriculture traditionnelle regroupe une grande variété de situations (Léna, 1986 [403] ; Arnauld de Sartre, 2003 [30] ; Arnauld de Sartre, 2006 [32] ; Le Tonneau *et al.*, 2010 [388] ; Oszwald *et al.*, 2012 [495] ; Oszwald, 2013 [494])). La diversité des colons tient à leurs modes de production et à leur situation socio-économique très hétérogènes (Hostiou *et al.*, 2003 [314]). Elle est l'œuvre des petits colons issus de la colonisation spontanée ou de la colonisation publique des années 1970 encadrée par l'État (Oszwald *et al.*, 2012 [495]). L'agriculture capitaliste est pratiquée par les grands producteurs. La production est destinée aux marchés nationaux et internationaux. Elle est caractérisée par de grandes exploitations (fazendas) s'étendant sur des superficies de plusieurs milliers d'hectares, vouées à de l'élevage extensif (Arvor, 2009 [42]). Dans des espaces encore très forestiers, une occupation humaine se fait via la présence d'indigènes, d'extractivistes et / ou de *garimpeiros* (chercheurs d'or).

L'importante diversité des situations observées sur les fronts pionniers amazoniens est

due à la juxtaposition des différents programmes et initiatives de colonisation et de mise en valeur (Dubreuil *et al.*, 2008 [198]). En effet, au cours des années 1970, des programmes de colonisation agricole ont permis la mise en place des exploitations d'agriculture familiale, suite notamment à la création de l'Institut National de Colonisation et de la Réforme Agraire (*Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária* - INCRA) dont l'objectif initial était de favoriser l'installation de familles le long de la Transamazonienne où des terres étaient allouées aux migrants (Droulers, 1995 [195]). Du fait de l'échec partiel de cette opération et par le lancement du second PIN, la colonisation publique de grande ampleur a été stoppée dans les années 1970 et la colonisation de l'Amazonie est ouverte aux investisseurs privés, avec des projets principalement basés sur les activités minières et agricoles (Arvor, 2009 [42]).

L'agriculture familiale au Brésil

L'agriculture familiale est une forme d'organisation sociale, culturelle, économique et environnementale (Banco da Amazonia, 2015 [5]). Elle est définie par la loi n° 11.326, du 24 juillet 2006 comme une forme de production basée sur le travail des membres de la famille, éventuellement complétée par le travail salarié. Elle englobe toutes les activités agricoles reposant sur la famille (FAO, 201 [3]). Elle est également caractérisée en mettant l'accent sur la production agricole pour la consommation propre (Noda, 2006 [479]). La superficie d'une exploitation familiale est de quatre modules fiscaux. Le module fiscal est défini par l'Entreprise Brésilienne de Recherche Agricole (*Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária* - Embrapa) comme une unité de mesure agraire qui représente la taille minimale nécessaire pour qu'une propriété rurale soit économiquement viable. La taille du module fiscal varie entre 5 à 110 hectares, selon le *município*.

II. Les fronts pionniers amazoniens : des espaces de tensions

A. Qu'est ce qu'un front pionnier ?

En Amazonie brésilienne, le phénomène de déforestation se traduit par l'implantation de fronts pionniers (Arnauld de Sartre, 2006 [32]). Un front pionnier est une portion de l'espace en cours d'incorporation au reste du territoire (Monbeig, 1952 [454] ; Dolfus, 1981 [188] ; Albaladejo *et al.*, 1996 [17]). Il se présente comme une zone non peuplée au contact de zones déjà peuplées auxquelles elle est progressivement incorporée (Turner, 1963 [638] ;

Becker, 1986 [74] ; Thiele, 1993 [626] ; Le Tourneau et Droulers, 2000 [390] ; Dubreuil *et al.*, 2008 [198]).

Le processus de front pionnier au Brésil date du 19ème siècle, époque à laquelle ce pays a décidé d'occuper de manière continue son territoire. La déforestation ne se répartit pas uniformément dans l'espace puisqu'environ 90 % des activités de déboisements sont réalisées autour de ces fronts (25 km - Alves, 2002 [22]). La colonisation par de petits colons a précèdé une colonisation réalisée par de grands propriétaires. Les petits agriculteurs profitent de l'ouverture d'un front pionnier pour s'approprier, avec ou sans l'aide de l'État, un morceau de forêt qu'ils déboisent et travaillent avant de le vendre après quelques annnées aux *fazendeiros* (grands propriétaires) du fait de la pression que ces derniers exercent sur eux. Ils migrent alors plus en avant sur le front, afin de mettre en valeur de nouvelles terres (Arnauld de Sartre, 2006 [32]). Cette migration vers de nouveaux fronts est également favorisée par le phénomène de spéculation foncière (Arnault de Sartre, 2005 [31] ; Le Tourneau, 2015 [389]).

Il n'existe pas un front pionnier mais des fronts pionniers puisque leur dynamique fluctue selon des variables démographiques et économiques liées au territoire (Léna, 1986 [403]). Les fronts pionniers correspondent à un aménagement territorial et social collectif, organisé par une autorité autour de politiques publiques appropriées ou résultant d'actions convergentes d'intérêts individuels (Le Tonneau *et al.*, 2010 [388]). Ils acquièrent alors les caractéristiques liées aux populations qui les occupent (Arnauld de Sartre, 2003 [30]). De fait, la compréhension de la dynamique d'un front pionnier ne peut se faire sans la compréhension des sociétés qui s'approprient le milieu (Théry, 2006 [630]). La dynamique des fronts pionniers est un élément essentiel à la compréhension des phénomènes mêmes de formation et de vie des fronts. Ceux-ci avancent par migrations successives des colons qui exploitent les nouvelles terres jusqu'à leur épuisement. Ces cycles de vie propres aux fronts pionniers, caractérisés par une recherche constante de nouvelles terres, ont déjà été décrits et soulignés dans la bibliographie (Dollfus, 1981 [188] ; Thiele, 1993 [626] ; Albaladejo et Tulet, 1996 [18] ; Coy, 1996 [151] ; Rodrigues *et al.*, 2009 [565]).

B. L'impact de la déforestation et des fronts pionniers

La déforestation a des conséquences environnementales, sociales et économiques qui s'observent à toutes les échelles spatiales (Laurance, 2000 [373]). Dolfus souligne, en 1981, les conséquences de ces fronts sur les diversités sociales et écologiques qui sont considérablement appauvries (Dolfus, 1981 [188]). C'est le cas en Amazonie où les fronts sont en phase dite de stabilisation avec une diminution nette de la diversité naturelle, de la

diversité des acteurs socio-économiques et de la productivité des milieux.

D'un point de vue environnemental, les activités de déforestation, même partielles, représentent une menace immédiate pour les différents services rendus par les écosystèmes forestiers, que ce soit les services de la biodiversité, les services liés au climat ou au sol (Fearnside, 2004 [232] ; Malhi *et al.*, 2008 [420] ; Nepstad *et al.*, 2008 [476] ; Gardner *et al.*, 2010 [268] ; Gibson *et al.*, 2011 [273] ; Blanc, 2014 [88] ; Grimaldi *et al.*, 2014 [284]). Elles sont susceptibles d'entraîner la mise en place de *trade-offs* non désirés et de favoriser la diminution de la quantité de services rendus (Grimaldi *et al.*, 2014 [284]). La déforestation est en effet accusée de modifier l'équilibre climatique et hydrologique en provoquant notamment la destruction des réservoirs de carbone et en en favorisant les émissions et en modifiant le cycle de l'eau (Fearnside, 2003 [234] ; Laurance, 2000 [373] ; Soares-Filho *et al.*, 2006 [604]). Elle engendre également une fragmentation du paysage (Metzger, 2003 [447]), un appauvrissement de la biodiversité (Fearnside, 1999) et une modification de la fertilité et des propriétés physico-chimiques des sols (Farella *et al.*, 2007 [230]). Ces problèmes environnementaux ne sont pas sans conséquence sur la productivité des terres. La diminution de la productivité des pâturages provoque la migration des petits agriculteurs vers de nouvelles terres, créant un déplacement des activités de déboisement ou provoquant la dégradation forestière.

D'un point de vue socio-économique, la déforestation rend possible des activités qui représentent 13,4 % du PIB du secteur agricole du Brésil, d'après le *Grupo Permanente de Trabalho Interministerial* en 2006, et entre 30 % et 37 % des emplois du pays lui sont liés (Roessing et Lazzaretto, 2004 [568]). Toutefois, les fronts pionniers induisent une diminution des diversités sociales et des problèmes d'aménagement du territoire et de gestion foncière. Tout d'abord, les populations indigènes sont progressivement remplacées par des colons (Martins, 1997) [433]. Ensuite, ces colons sont peu à peu remplacés par de grands propriétaires terriens (Arnauld de Sartre, 2006 [32]). Parallèlement à ce remplacement des acteurs, s'effectue un changement dans les pratiques de production. L'extractivisme devient minoritaire voire inexistant et se fait peu à peu surplanter par des productions plus spécialisées, notamment l'élevage, souvent bovin ou les cultures annuelles ou pérennes. En outre, les déboisements sont souvent accompagnés de conflits fonciers très graves qui trouvent leur origine dans la forte concentration et l'insécurité foncières et qui se sont déjà soldés par la mort de plusieurs paysans (Araujo *et al.*, 2005 [29] ; Théry, 2012 [631]).

La colonisation relève bien souvent d'opérations non planifiées, dites de colonisation spontanée, ou d'opérations planifiées mais qui sortent souvent du contrôle des organismes les encadrant, créant ainsi des problèmes d'aménagement du territoire. L'extension spatiale des fronts pionniers amazoniens est caractérisée par une grande rapidité qui, malgré les organismes existants et le recours à différentes techniques comme le suivi par télédétection de l'INPE, rend difficile le contrôle des défrichements. De fait, il n'est pas rare que les fronts pionniers s'étendent sur des territoires protégés telles que les forêts nationales,

entraînant ainsi des conflits d'usage, malgré la menace ou l'application de sanctions.

C. Les politiques de limite du déboisement

Pendant longtemps, la forêt amazonienne a été sous-protégée, par manque d'actions politiques systémiques et par manque d'intérêt des conservationnistes envers ce massif forestier. D'ailleurs, au cours des années 1960 et 1970, la colonisation agricole de l'Amazonie brésilienne ne posait pas de problèmes de conscience environnementale car elle était perçue comme légitime (Arnauld de Sartre, 2006 [32]). La Conférence de Rio en 1992 a permis un changement du discours sur l'Amazonie avec l'émergence du concept de développement durable (Théry, 2012 [631]). Des outils ont donc été pensés pour gérer de façon plus durable ces territoires, limitant les phénomènes de géophagie, c'est-à-dire de consommation très élevée d'espace (Droulers et Broggio, 2001 [197]) et de dégradation environnementale. De fait, il existe une déclinaison de nouveaux outils de politiques publiques : les mécanismes de compensation comme les crédits carbones (Hall, 2008 [297] ; Karsenty *et al.*, 2012 [344]), les programmes plus généraux de Paiements pour Services Environnementaux (PSE - *Produto de Aguas* - Coelho de Vasconcellos *et al.*, 2013 [140]), des programmes de reboisements (*Projeto de reflorestação Munduruku* dans l'État du Pará) ou encore la mise en place d'aires protégées (Figure 1.2)... La mise en place de ces outils visant à ralentir le rythme de la déforestation, d'en diminuer les impacts et d'amener une transition vers des modes d'exploitation de la terre et des ressources sont préconisées dans les négociations internationales (Betts *et al.*, 2008 [84]), comme les négociations sur les REDD+ (Encadré C). La notion de services écosystémiques (Munang *et al.*, 2013 [462]), se retrouve dans les politiques environnementales brésiliennes comme une alternative pour renouveler les modes d'appropriation, d'exploitation et de gestion de la terre (Chazdon, 2008 [131]).

Bien que l'expérience brésilienne en matière de gestion forestière centralisée est très récente, le Brésil apparaît comme un leader dans les négociations internationales sur les forêts (Aubertin, 2013 [48]). En effet, de nombreux dispositifs ont été développés par le Brésil pour lutter contre la déforestation. Au niveau international, le Brésil prend des engagements comme celui énoncé à la Conférence de Copenhague visant à ne pas déboiser plus que 5400 km^2 en 2020. Il a ratifié de nombreux accords comme la Convention Cadre des Nations Unies pour le Changement Climatique (CCNUCC), le Statut de l'Organisation Internationale pour le Commerce de Bois et il est membre du Forum des Nations Unies sur les Forêts.

PSE et Projets REDD+. D'après Desvallées, 2014 [202]

Les dispositifs de rémunération des services environnementaux
Ces dispositifs, basés sur une valeur subjective, négociée entre les bénéficiaires et les fournisseurs de services écosystémiques ou environnementaux (Wunder, 2005 [695]), visent à inciter ou compenser financièrement les usagers des ressources pour que celles-ci soient utilisées de manière plus durable. Les plus développés sont les systèmes de Paiements pour Services Environnemenatux (PSE - Karsenty, 2004 [343] ; Wunder, 2005 [695] ; Pagiola, 2007), définis comme la "rémunération d'un agent économique pour un service rendu à d'autres agents à travers une action intentionnelle visant à préserver, restaurer ou augmenter un service environnemental convenu" (Karsenty, 2011). Les PSE doivent découler d'un accord volontaire entre des parties et leur montant ne dépend pas de l'évaluation des services écosystémiques mais est déterminé à l'issue d'une négociation et revient au coût d'opportunité, c'est-à-dire au coût de renoncement d'une activité. Ces dispositifs connaissent un fort développement, particulièrement dans les pays du Sud.

Les REDD+.
Le mécanisme Déforestation et à la Dégradation forestière (REDD) consiste à diminuer les émissions de gaz à effet de serre dans l'atmosphère en réduisant la déforestation et la dégradation des forêts. Il tient en partie son succès à son aspect initial assez large qui permet d'attirer des acteurs aux intérêts différents vers ce qui peut apparaître comme un moyen peu coûteux et rapide de protéger les forêts à large échelle. La dénomination "REDD" renvoie à des programmes très différents : elle peut désigner soit un programme porté par les Nations Unies, soit un programme porté et financé par la Banque mondiale, soit un mécanisme de marché volontaire du carbone.

Au Brésil, les projets REDD dépendent d'initiatives locales et régionales (très disparates) face à un cadre national encore embryonnaire où les projets de loi nationale sont aujourd'hui bloquées au Congrès.

Au niveau national et régional, il existe des outils, des législations et des politiques publiques fédérales pour limiter la déforestation (Aubertin, 2013 [48]). Dès les années 1930, des mesures de protection de l'environnement telles que la création de Parcs nationaux ont ainsi eu lieu. Toutefois, c'est à la fin des années 1960 que la protection de la forêt a réellement débuté par la création de réserves forestières de surfaces importantes. Le Code Forestier de 1934 a été modifié afin de créer des zones de préservation permanente et des réserves légales et de mettre en place des "plans de gestion". Suite à la Conférence de Stockholm en 1972, la législation environnementale existante a été renforcée. Dans les années 1980, les institutions de conservation et de la politique environnementale se sont structurées (Castro, 2013 [121]) et en 1988, la Constitution a souligné la nécessité de réconcilier le développement économique avec la conservation de l'environnement

(Arnauld de Sartre et Berdoulay, 2011 [34]). Dans les années 1990, les modes de gestion environnementale se sont modifiés pour s'orienter vers une approche par les écosystèmes [1] telle qu'elle est prônée par la CBD. Malgré l'existence de mesures variées, l'application de celle-ci n'a eu lieu qu'à partir des années 2000. Durant cette période, lors des mandats Lula, une série de mesures a été mise en place pour maîtriser la déforestation comme la création des unités de conservation et de la mise en place de projets de développement durable (Castro, 2013 [121]). Les mesures mises en œuvre aux différents échelons peuvent être appuyées par des outils de contrôle avec, notamment, le recours à la télédétection.

Hervé Théry souligne la progression nécessaire des connaissances scientifiques sur l'Amazonie pour aboutir à une gestion et à une mise en valeur de ce territoire (Théry, 2012 [631]). Des efforts allant en ce sens ont été mis en œuvre. D'ailleurs, dès 1974, le programme Radam (Radar d'Amazonie) incluant télédétection par radar embarqué et cartographie thématique automatisée au 1/250000 a été mis en place pour mieux connaître les milieux naturels. De manière classique, l'estimation de l'ampleur de la déforestation est réalisée à partir d'inventaires nationaux regroupés par la FAO ou à partir de calculs réalisés par des experts indépendants s'appuyant souvent sur des interpolations réalisées à partir d'inventaires effectués sur un échantillon de pays. De plus en plus, le recours à la télédétection est utilisé pour le suivi de la déforestation, à toutes les échelles spatiales (Dubreuil *et al.*, 2008 [198] ; May et Millikan, 2011 [438]), notamment par le biais de l'INPE (Institut National de Recherches Spatiales - Encadré C). C'est par exemple le cas du projet "Assentamentos Sustentáveis na Amazônia" dont le suivi est prévu par télédétection et dont l'objectif principal est de participer à la réduction de la déforestation à partir d'une gestion des ressources environnementales plus durable.

Le contrôle de la déforestation est limité par la difficulté à mettre en œuvre et à appliquer des lois environnementales (Nepstad *et al.*, 2006 [475]). Cela est dû à plusieurs facteurs. Tout d'abord, les politiques publiques environnementales restent lacunaires et celles qui existent ne sont pas toujours appliquées, ne présentent aucune cohérence avec d'autres politiques ou ne possèdent pas les outils adaptés pour appuyer les décisions prises (Laurance et Fearnside, 2002 [376]). Ensuite, le manque de personnel pour appliquer les sanctions et le décalage entre l'amende à payer pour non respect d'une loi environnementale et la perte économique provoquée par le respect de cette loi incite à mettre en culture des zones protégées (Mai *et al.*, 2011 [438]). Sans compensation, il est trop cher pour les petits agriculteurs d'entretenir les services écosystémiques. En cas de contrainte législative, ces agriculteurs vendent leurs terres et se déplacent plus en avant, faisant ainsi

1. L'approche par écosystème est définie par la CBD comme une stratégie de gestion intégrée du territoire et de ses ressources naturelles favorisant la conservation et l'utilisation durable d'une manière équitable (CBD, 2004 [591]). Elle repose sur "l'application de méthodes scientifiques appropriées aux divers niveaux d'organisation biologique, ce qui englobent l'essentiel de la structure, des processus, des fonctions et des interactions entre les organismes et leur environnement. Elle reconnaît que les êtres humains, avec leur diversité culturelle, sont une composante intégrante de nombreux écosystèmes" (CBD, 2004 [591])

reculer le front. Enfin, il existe une incertitude très élevée sur le droit de propriété (Eloy *et al.*, 2009 [218]).

L'INPE et ses contrôles

L'INPE (*Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais*) est un institut public qui a mis en place différents projets pour lutter contre la déforestation. Ceux-ci permettent d'obtenir des données quantitatives et/ou spatialisées relatives à l'avancée de la déforestation :

- Estimation quantitative de la déforestation (projet PROBES) à partir des données annuelles fournies par les satellites LANDSAT, CBERS et DMC. Ce projet fournit chaque année une estimation de la déforestation du Brésil ;
- Surveillance de la dégradation forestière et de l'exploitation de bois (programmes DETEX et DEGRAD datant respectivement de 2007 et de 2008) ;
- Suivi des espaces déboisés (programme TERRACLASS, lancé en 2008) ;
- Détection des feux : il s'agit d'une donnée journalière fournie par les satellites MODIS, GOES et NOAA (http ://www.inpe.br/queimadas/) ;
- Suivi de la déforestation en temps quasi-réel (projet DETER) : donnée fournie tous les 15 jours par les satellites MODIS et AWIFS-ResourceSat. Ce projet est d'ailleurs utilisé pour la fiscalisation par l'IBAMA (Institut Brésilien de l'Environnement et des Ressources Naturelles).

D. L'État du Pará et ses fronts pionniers, un espace privilégié pour appréhender la cartographie des services écosystémiques

Les fronts pionniers sont des espaces soumis à de très fortes tensions entre protection environnementale et développement économique. Il est donc intéressant de mettre en œuvre dans ce contexte la notion de services écosystémiques dont l'ambition est d'analyser ces tensions. De plus, l'intensité et la vitesse des changements s'opérant dans ces espaces rendent intéressante l'analyse des services écosystémiques et de leur dynamique. L'État du Pará est apparu comme un territoire intéressant pour ce cas d'étude car il est emblématique de la diversité des fronts pionniers et des paysages en Amazonie brésilienne.

L'État du Pará est un État fédéré brésilien de 1,3 millions de km^2, situé dans la région Nord du Brésil. Il appartient à la région centrale d'Amazonie, c'est-à-dire une région récemment touchée par des activités de déboisement (Figure 1.4). Cette région représente

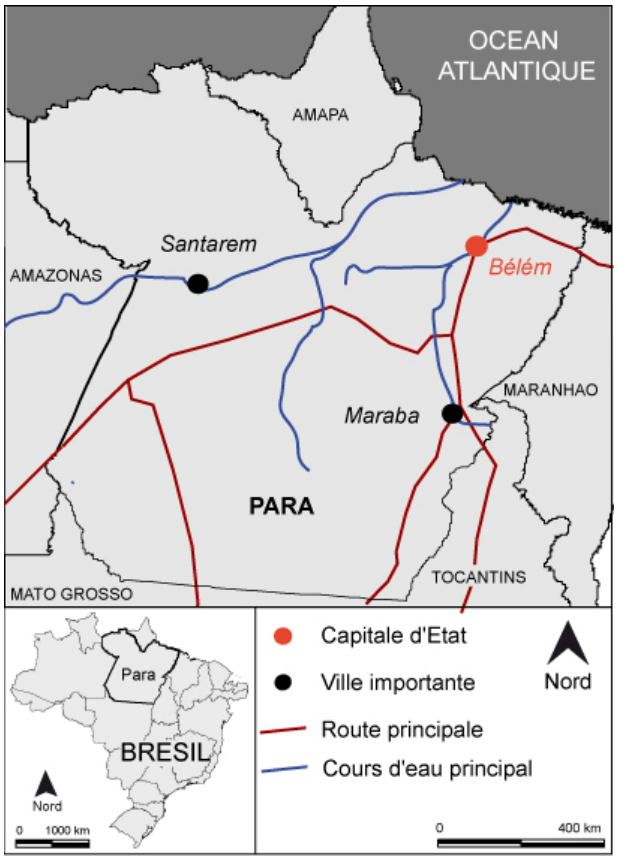


FIGURE 1.4 : *Caractéristiques géographiques générales de l'État du Pará.*

environ un quart de l'Amazonie à elle seule, mais a été rendue vulnérable par des projets de développement d'aménagements (Droulers, 2001 [196] ; De Mello- Théry, 2003 [443]). Au début des années 1960, lors de la construction de la route entre Belém et Brasília, l'État du Pará a été le premier des États brésiliens du bassin amazonien à s'ouvrir à la colonisation agricole à grande échelle. De par l'incitation de la dictature militaire à peupler l'Amazonie, l'État du Pará connaît, dans les années 1960, une forte croissance de la population et une augmentation du nombre de villes. Malgré des taux de déforestation actuels parmi les plus élevés de l'Amazonie (taux de 1829 km^2 en 2014 - INPE, 2014 [322]), cet État reste encore très forestier puisque 47.5% de son territoire est sous couvert forestier, (Terra Class, 2014 [152]). Une grande partie de ses forêts est située dans des espaces protégés de types variés (Unités de Conservation, APA,...).

Cet État a été principalement colonisé au profit de terres agricoles pour la production du soja par de grands exploitants et pour l'élevage bovin. Depuis plus de quinze ans, les taux de déforestation y sont, avec l'État du Mato Grosso, parmi les plus forts en Amazonie brésilienne (INPE-Prodes, 2014 [322]). Ces deux États, fortement agricoles, concentrent en effet plus de 60 % des déforestations. Malgré des mesures mises en place pour limiter la déforestation (projets REDD, Unités de Conservation,...), l'État du Pará représente, à lui seul, presque 50 % des taux de déforestation du Brésil en 2013. Or, la déforestation

affecte de manière négative les services écosystémiques jusqu'à générer des changements qui altèrent le climat, la biodiversité, les sources d'eau potable et favorisent l'érosion du sol (Fearnside, 2005 [238] ; Spracklen *et al.*, 2012 [608]). L'État du Pará est donc un espace propice pour l'étude de ces services. De plus, il présente différents types de colonisation et de modes de production : extractivites et *garimpeiros* (régions de Maçaranbuda et de Carajás, par exemple) en amont du front principal et agriculture familiale et capitaliste sur les fronts principaux (régions d'Altamira et Santender, par exemple).

III. Trois localités appartenant aux fronts pionniers

L'importance des contextes locaux d'implantation des fronts pionniers pour comprendre les formes d'évolution de ces derniers a déjà été soulignée (Albaladejo et Veiga, 2002 [19]). La diversité des situations provient de différences très fortes dans l'implantation et l'avancement des fronts de déforestation. Afin de prendre en compte l'influence du contexte dans le fonctionnement des services écosystémiques, trois sites d'étude ont été sélectionnés : Maçaranduba, Palmares II et Pacajá.

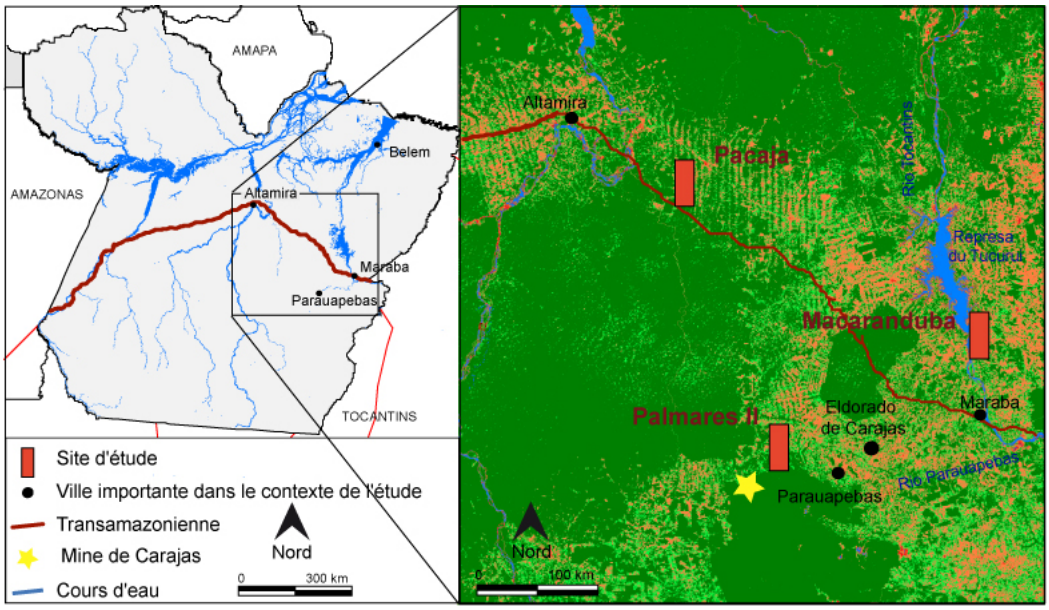


FIGURE 1.5 : *Localisation des trois sites d'étude au sein de l'Etat du Pará.*

Les sites de Maçaranduba, Palmares II et Pacajá sont situés dans la partie centrale de l'État du Pará. Ils appartiennent aux fronts de déforestation à proximité de la Transamazonienne dans l'État du Pará, Brésil (Figure 1.5). Ces trois sites présentent des contextes institutionnels variés et des situations socioéconomiques et géographiques contrastées. Ces

facteurs géographiques (distance aux routes principales, politiques publiques, conditions de vie des exploitants agricoles) permettent d'expliquer la spécificité des dynamiques paysagères de chaque localité. Deux d'entre eux (Maçaranduba et Palmares II) se situent dans la région d'Amazonie orientale, à proximité de la ville de Marabá, cœur des dynamiques actuelles de déforestation. Les paysages y sont déjà considérablement marqués par la déforestation avec des taux de déboisement toujours élevés. Les modifications paysagères de ces trois sites sont donc rapides et récentes, rendant l'analyse des services écosystémiques particulièrement intéressante. L'histoire récente de la colonisation de la région de Marabá se structure autour de deux points principaux : l'ouverture de la route Transamazonienne vers le milieu des années 1970 et la mise en exploitation de la mine de Carajás à la fin des années 1970. La création de la Transamazonienne a sonné le début des politiques de colonisation des terres. La mise en exploitation de la mine de Carajás a conduit à la création de voies d'accès pour les mines : des routes goudronnées et le chemin de fer entre Carajás et São Luis (Maranhão), entre autres.

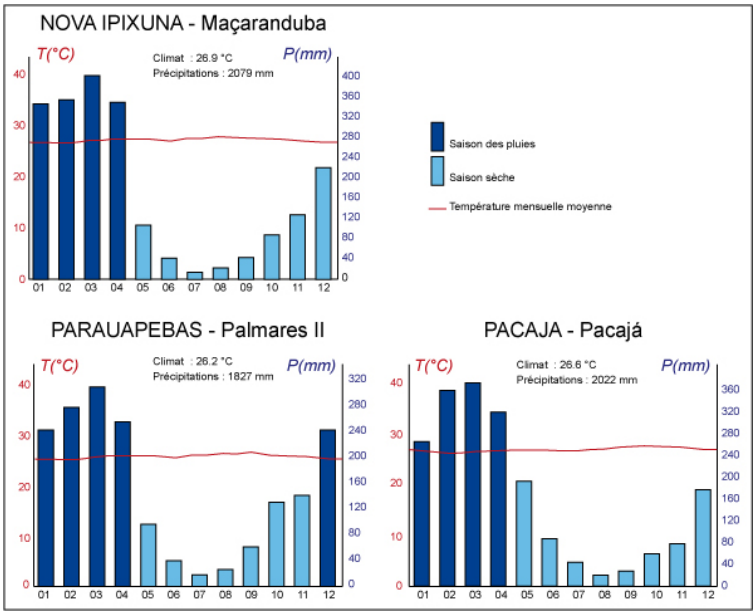


FIGURE 1.6 : *Schéma ombrothermique des trois localités d'étude (précipitations et températures mensuelles). Source : http : //en.climate − data.org.*

Bien que de manière générale, ces trois sites présentent des paysages vallonnés à une altitude moyenne, ils diffèrent dans leur environnement physique (topographie, nature du sol,...). Situés sur des roches métamorphiques cristallines datant de l'âge Paléoprotérozoïque, ils sont caractérisés par des sols plutôt sableux, peu limoneux avec une faible capacité d'échange cationique (Grimaldi *et al.*, 2014 [284]). De plus, les trois sites sont caractérisés par un climat tropical humide avec des précipitations annuelles moyennes d'environ 2000 mm/an (Figure 1.6). L'année se répartit en deux saisons : la saison des pluies (de janvier à mai) et la saison sèche (mai à janvier). Toutefois, ces sites présentent de fortes différences en matière de paysage, de topographie et de type de sol, qui reflettent des différences dans la localisation, les politiques et la temporalité de la déforestation (Table 1.1).

Caractéristiques	Maçaranduba	Palmares II	Pacajá
Latitude du centroïde du site (degrés décimaux)	682 294,485	628 732,405	494 913,893
Longitude du centroïde du site (degrés décimaux)	9 469 124,605	9 351 398,658	9 586 607,002
Municipe	Nova Ipixuna	Parauapebas	Pacajá
Superficie [a]	220 km^2	158 km^2	175 km^2
Début de la colonisation	1982	1995/1997	1978/1996
Politiques publiques	Projet agro extractiviste avec propriété collective de la terre	Lotissement de la réforme agraire géré par le Mouvement des Sans Terre	Colonisation spontanée
Occupation du sol dominante	Pâturages	Pâturages	Forêts
Type de sol Dominant (source : relevé terrain)	Argisol	Latosols	Sols hydromorphes et cambisols
Altitude minimale (source : MNT Aster)	289 m	316 m	359 m
Altitude maximale (source : MNT Aster)	59 m	64 m	2 m

TABLE 1.1 : *Récapitulatif des principales caractéristiques des trois sites d'étude.*

a. Définie lors du programme AMAZ pour coïncider à des territoires comme des espaces relativement homogènes du point de vue socio-économique, historique et paysager

A. Maçaranduba

Le site de Maçaranduba couvre environ 220 km^2. Il est localisé sur le municipe de Nova Ipixuna. La présence d'un fleuve praticable et d'une piste en bon état ainsi que la proximité de la ville de Marabá assurent un accès relativement aisé à cette zone.

Le site de Maçaranduba est localisé en bordure de fleuve, au niveau de la *Represa de Tucurui* apparue après la création du barrage sur le Rio Tocantins. Il est caractérisé par une topographie plutôt homogène et plane avec une altitude moyenne de 111 mètres et une pente moyenne de 11 %. Les sols de Maçaranduba sont caractérisés par des formations silicieuses, plutôt sableuses. Il s'agit surtout d'argisols (sols argileux de manière générale plutôt profonds, assez bien drainés et non hydromorphes) et de cambisols (sols peu profonds - un horizon d'altération de la roche-mère proche de la surface, à moins de 0,5 m - hautement minéraux, compacts et non hydromorphes, composés de limons).

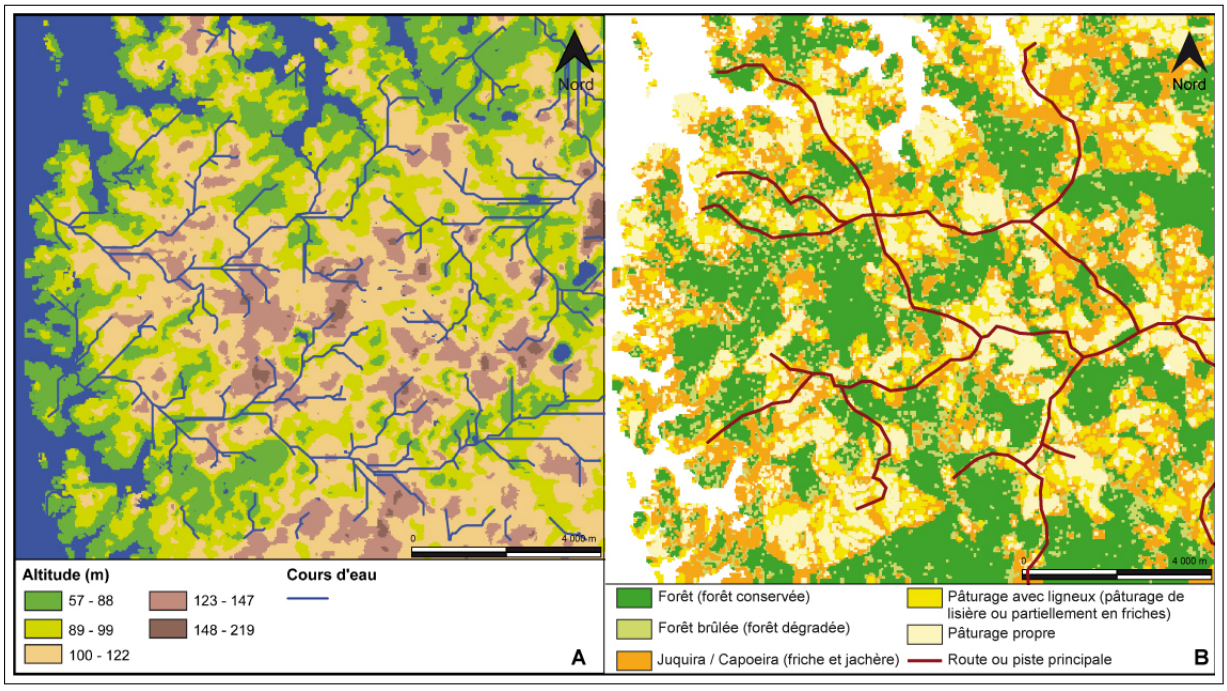


FIGURE 1.7 : *A. Altitude (m) du site de Maçaranduba et le réseau hydrographique principal (la Represa de Tucurui, à l'Ouest du site n'est pas représentée) - MNT Aster ; B. Occupation du sol du site en 2007 - Landsat TM.*

À l'échelle régionale, la région de Marabá compte parmi les zones largement déboisées d'Amazonie. Cependant, certains espaces majoritairement forestiers subsistent, notamment au nord de Marabá, comme le site de Maçaranduba (Figure 1.7) : le couvert forestier de ce site représente encore 39 % de sa surface et se répartit en taches relativement bien conservées. Malgré tout, ces taches forestières sont, depuis la fin des années 1990, rattrapées par des phénomènes de déforestation agricole avec l'arrivée de nouveaux exploitants

agricoles (Figure 1.8). Il est en effet possible de voir l'avancée de la déforestation à partir de quelques patchs déboisés en 1990 aboutissant à une fragmentation du paysage. Dès le début des années 2000, le site présente des espaces fortement contrastés : des pâturages bien délimités et des forêts encore bien conservées.

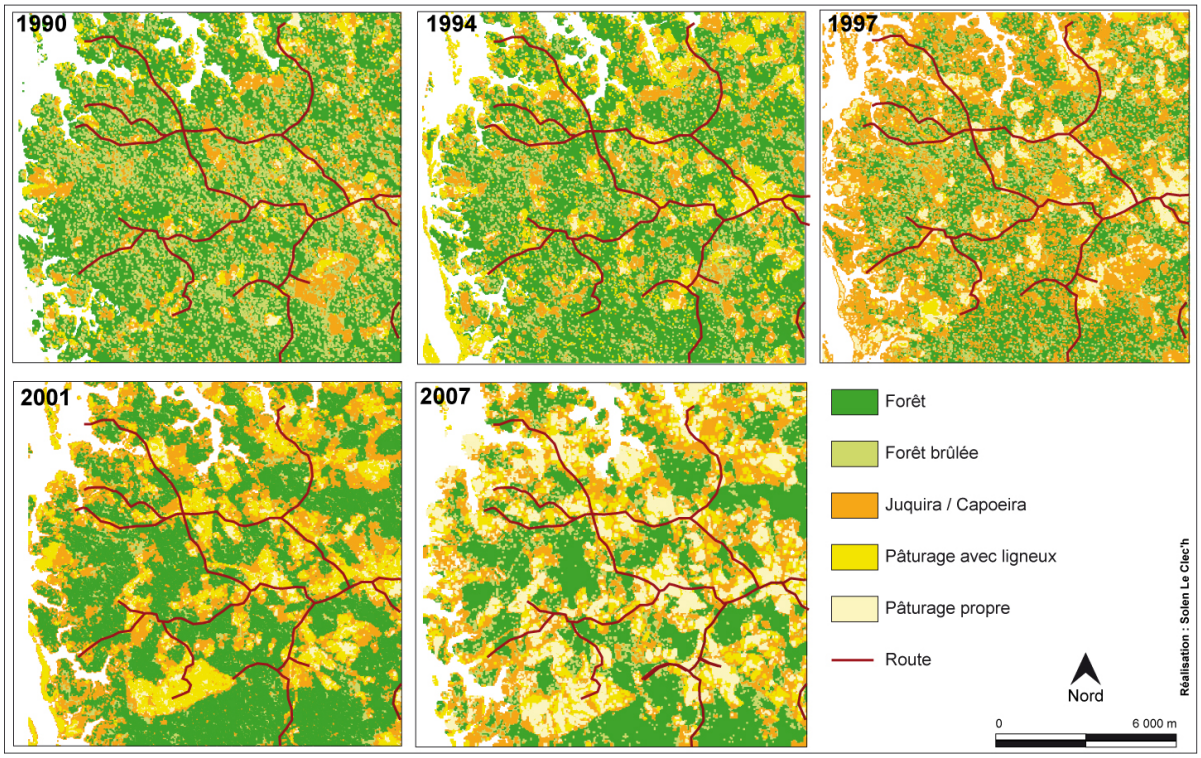


FIGURE 1.8 : *Evolution de l'occupation du sol à Maçaranduba entre 1990 et 2007. D'après Oszwald et al., 2011.*

Le déboisement du site de Maçaranduba a débuté dans les années 1970, alors que l'ensemble de la région de Marabá connaissait une forte activité agricole, liée au développement d'un front de déforestation d'ampleur nationale. Cette activité a été amplifiée vers 1975 par l'ouverture de la route Transamazonienne à Marabá. Celle-ci a favorisé l'arrivée de nombreux colons. La chute des cours mondiaux du latex et de la noix de Pará, qui faisaient la richesse du site, a provoqué une nouvelle orientation des pratiques agricoles. Grandes fermes et fermes familiales se sont alors tournées vers l'élevage bovin. Au début des années 2000, une organisation sociale de type agro-extractiviste a été mise en place, avec le développement de propriétés collectives de la terre et une limitation du déboisement. Les occupants du site se sont alors attribués des lots destinés à l'agriculture. Avec le soutien du Centre national des *Seringueiros* (extracteurs de sève du latex), ces anciens collecteurs ont mis en place un type d'organisation sociale comparable aux réserves extractivistes : avec propriété collective de la terre et attribution de droits d'usages sur des parcelles, limitation des autorisations de déboisements pour l'implantation de pâturages. Ces limitations peuvent peut-être expliquer que ce site, bien que situé dans une zone largement déboisée, possède une couverture forestière relativement bien préservée avec

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

quelques patchs de forêts sur pied.

FIGURE 1.9 : *Paysage de pâturages à Maçaranduba. Au premier plan, un pâturage propre avec quelques repousses de babaçu (palmier). En arrière plan, deux petits massifs forestiers. Celui situé le plus à gauche apparaît dégradé (silhouette apparente) et est prolongé par une forêt secondaire. Celui situé à droite de la photo semble plus conservé.*

En 2007, la zone est majoritairement faite de pâturages pour l'élevage bovin (55 % de sa surface), qui sont présents dans toute la zone, tout particulièrement aux abords des cours d'eau. Cette dominance de pâturages se traduit visuellement par un paysage ouvert (Figure 1.9). Les friches et jachères y étaient nombreuses en 2007 (25 % de la surface du site). L'importance des revenus non agricoles y est relativement forte, peut-être de par la proximité de la ville de Marabá qui fournit des emplois à la population.

B. Palmares II

Palmares II est un *assentamento* (ensemble de fermes indépendantes les unes des autres, installées par l'INCRA sur un espace où il n'y avait à l'origine qu'une propriété rurale appartenant à un seul propriétaire) de 158 km^2 localisé à environ 20 km du centre urbain de Parauapebas dont il constitue un des quartiers. Comme Maçaranduba, Palmares II, est situé à proximité de la ville de Marabá. L'accessibilité au site de Palmares II est extrêmement aisée depuis les villes d'Eldorado de Carajas et de Marabá, villes auxquelles le site est relié par une route goudronnée et des transports en commun. Palmares II et

le centre urbain auquel ce site est attaché, Parauapebas, sont localisés à proximité de la mine de fer de Carajás. Cette dernière a eu un rôle central dans le développement de la région et dans la modification du paysage. Provoquant l'expansion urbaine, par la création d'emplois et la mise en place d'infrastructures de transport des populations (routes) et du minerai de fer (chemin de fer reliant la mine à la mer dans l'état du Maranhão), elle a favorisé la déforestation de la région.

Le Projet *Grande Carajás*

Le Projet "Grande Carajás" a été lancé dans les années 1970. Il avait pour objectif l'exploration à grande échelle des ressources minérales de la région de Carajás, considérée comme une des plus riches du monde (minerai de fer, d'aluminium, manganèse, nickel, or,...).

FIGURE 1.10 : *Transport du minerai de fer extrait dans la mine de Carajás au port de Sao Luis (Maranhão). Photo : Hervé Théry, juillet 2014.*

Aujourd'hui, la mine de Carajás est la plus grande mine de fer à ciel ouvert du monde. Elle est exploitée par la société Vale et est responsable de l'expansion des centres urbains de la région (Figure 1.10 et 1.11).

FIGURE 1.11 : *Vue de la mine de fer de Carajás. Photo : Hervé Théry, juillet 2014.*

L'altitude du site s'élève en moyenne à 168 mètres et la pente moyenne est de 19 %. Toutefois, ce site, séparé en deux par le Rio Parauapebas, est caractérisé par une topographie hétérogène. En effet, le sud de la zone est caractérisé par un relief plutôt plat (pente moyenne de 8 %) et le nord de la zone présente un relief plus accidenté (pente moyenne de 12 % - Figure 1.12). Les sols de Palmares II sont différents de ceux des deux autres sites. Ils sont en effet plus argileux, moins riches en silice et plus riches en fer. Ces sols sont majoritairement des latosols : sols profonds bien drainés, très poreux et très perméables avec une très faible capacité d'échange cationique (typiquement supérieure à 2 mètres).

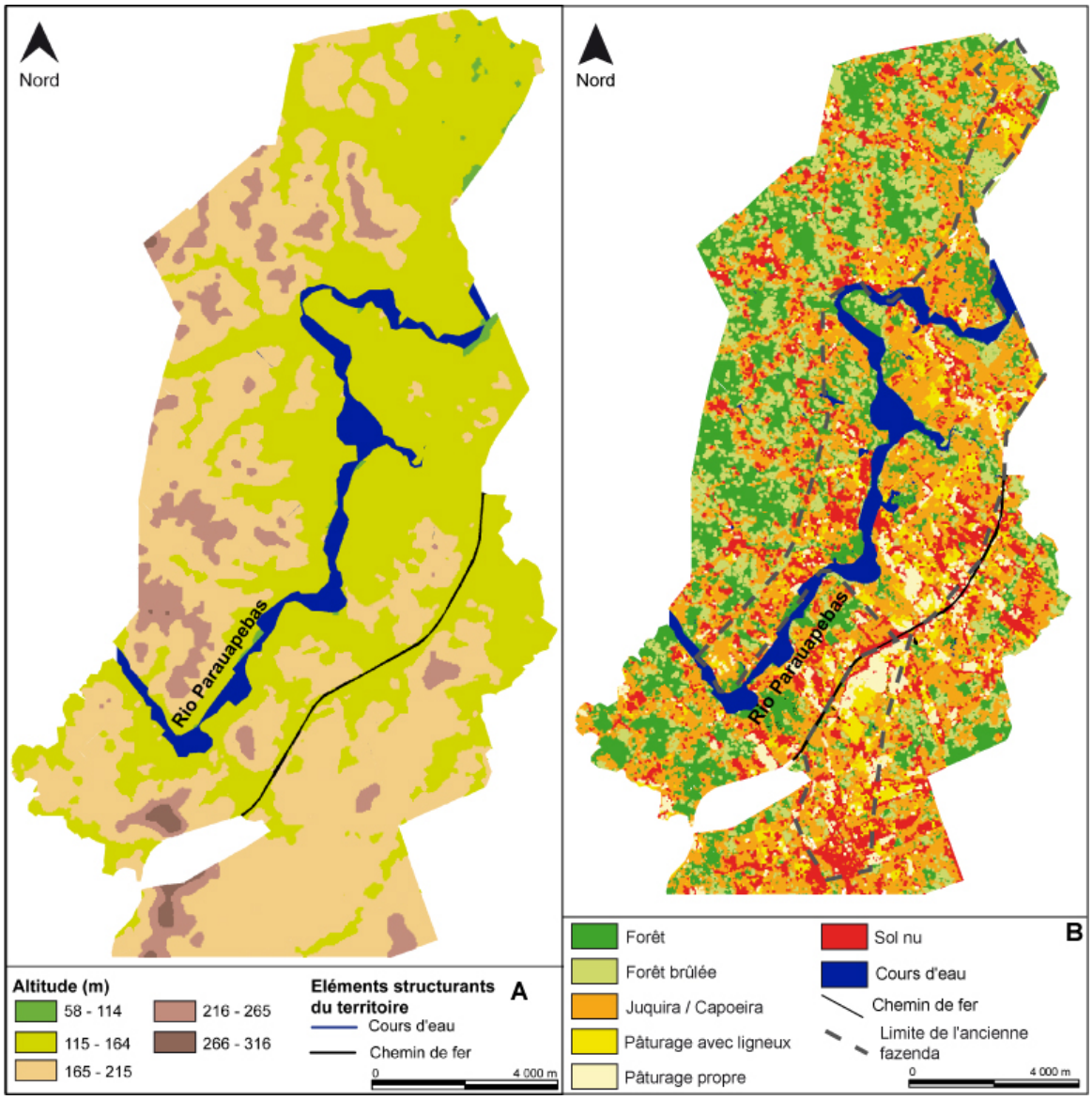


FIGURE 1.12 : *A. Altitude (m) du site de Palmares II et le réseau hydrographique principal - MNT Aster ; B. Occupation du sol du site en 2007 - Landsat TM.*

Le Mouvement des Sans Terre (MST) et le massacre d'Eldorado de Carajas

Créé en 1984, le MST est un mouvement social très important au Brésil et en Amérique latine. Les principales revendications portent sur la réforme agraire, la souveraineté alimentaire ou encore sur la remise en cause du libre-échange et du modèle de production et de consommation dominant. Le MST a recensé les terres brésiliennes non cultivées et les a occupées afin d'obliger le Gouvernement à les redistribuer aux paysans déshérités. Bien qu'agissant dans le cadre de la loi, la Constitution stipule qu'une terre ne peut être possédée si elle n'est pas exploitée), les paysans du MST se sont fréquemment faits expulser par les grands propriétaires fonciers, souvent brutalement. En avril 1996, une manifestation a été organisée par le Mouvement des Sans Terre, bloquant la route fédérale reliant Bélem à Brasilia. Le 17 avril 1996, la police militaire, après plusieurs jours d'attente tendue face aux manifestants, a été chargée de dégager la route, provoquant 19 morts (Figure 1.13).

FIGURE 1.13 : *Mémorial du massacre d'Eldorado. Photo : Solen Le Clec'h, juillet 2014.*

Le site de Palmares II est emblématique de la réforme agraire. La plupart des bénéficiaires de la réforme agraire de ce site sont d'anciens *garimpeiros* de la Serra Pelada qui se sont implantés dans la région. Sa création a été décidée suite à des luttes entre les travailleurs du Mouvement Sans Terre, le Gouvernement Fédéral et la Vale, propriétaire de la ferme minière de Carajas (Bringel, 2006 [102]). Jusqu'à la fin des années 1980, il n'existait sur le site qu'une *fazenda* (grande propriété agricole), la *fazenda* "Rio Branco" caractérisée par un couvert forestier et de capoeira basse. Suite à de nombreuses luttes entre les travailleurs de la *fazenda*, le Gouvernement Fédéral et la Vale (entreprise minière multinationale et aussi l'un des plus grands opérateurs logistiques du Brésil), le MST s'installa en mai 1995 dans la *fazenda* Rio Branco. Début 1996, la terre fut concédée aux travailleurs du MST et le *fazenderiros* fut expulsé. Sous l'égide du Mouvement des Sans Terre, des agriculteurs se sont installés fondant ainsi le site de Palmares.

Peu de temps après sa création, Palmares fut divisé entre Palmares I (Palmares Sul) et Palmares II. Le *fazendeiros* tardant à être effectivement expulsé de la zone, les travailleurs entamèrent une marche de protestation qui se termina le 17 avril 1996 par le célèbre "massacre d'Eldorado de Carajás" (Encadré B) dont le scandale accéléra le processus de désappropriation de la *fazenda*. L'appropriation de la zone par les travailleurs du MST a accéléré les dynamiques de déforestation. Chacune des 517 familles a reçu 24 hectares pour leurs plantations et la mise en place d'activités d'élevage (Bringel, 2006 [102]), provoquant une fragmentation de la zone et favorisant la mise en pâturage de la terre. Au début des années 2000, la déforestation était intense et a gagné d'autres espaces pour la construction de la ville mais aussi pour la mise en place de nouvelles plantations agricoles et de nouveaux pâturages pour l'élevage bovin. Le couvert forestier est en effet passé de 0.35 % de la surface du site en 1998 à 0.28 % en 2001 (Figure 1.14).

Initialement, la production à Palmares II a été une production de subsistance. Le MST a fait pression sur l'État pour assurer un soutien à la production des ménages. Les producteurs ont également pu profiter des programmes et de la croissance économique de la municipalité de Parauapebas. Cela leur a permis la diversification et l'augmentation de leur production. Une partie de celle-ci est commercialisée dans le marché des producteurs de Parauapebas lors duquel la majorité des producteurs viennent de Palmares II (environ 22 % - Michelotti, 2009 [450]). En 2007, les cultures annuelles revêtent une forte importance. Leur irrigation est facilitée par la proximité du rio Parauapebas. Les pâturages voués à l'élevage bovin de type extensif sont également très présents. Les revenus non agricoles y sont importants, ce qui peut être expliqué par la présence de la mine de Carajás et les nombreux emplois qu'elle fournit directement et indirectement.

En 2007, Palmares II présente un couvert végétal très fragmenté. La forêt n'est plus que résiduelle, particulièrement dans sa zone sud (Figure 1.12). Le site ne possède qu'environ 23 % du couvert forestier historique. Le milieu agricole tend à s'homogénéiser, notamment aux abords des pistes et des lieux de vie (centre urbain, chemin de fer et autres voies de communication). 27 % de sa surface sont alloués à des espaces pâturés, essentiellement mis en valeur entre 1990 et 2007.

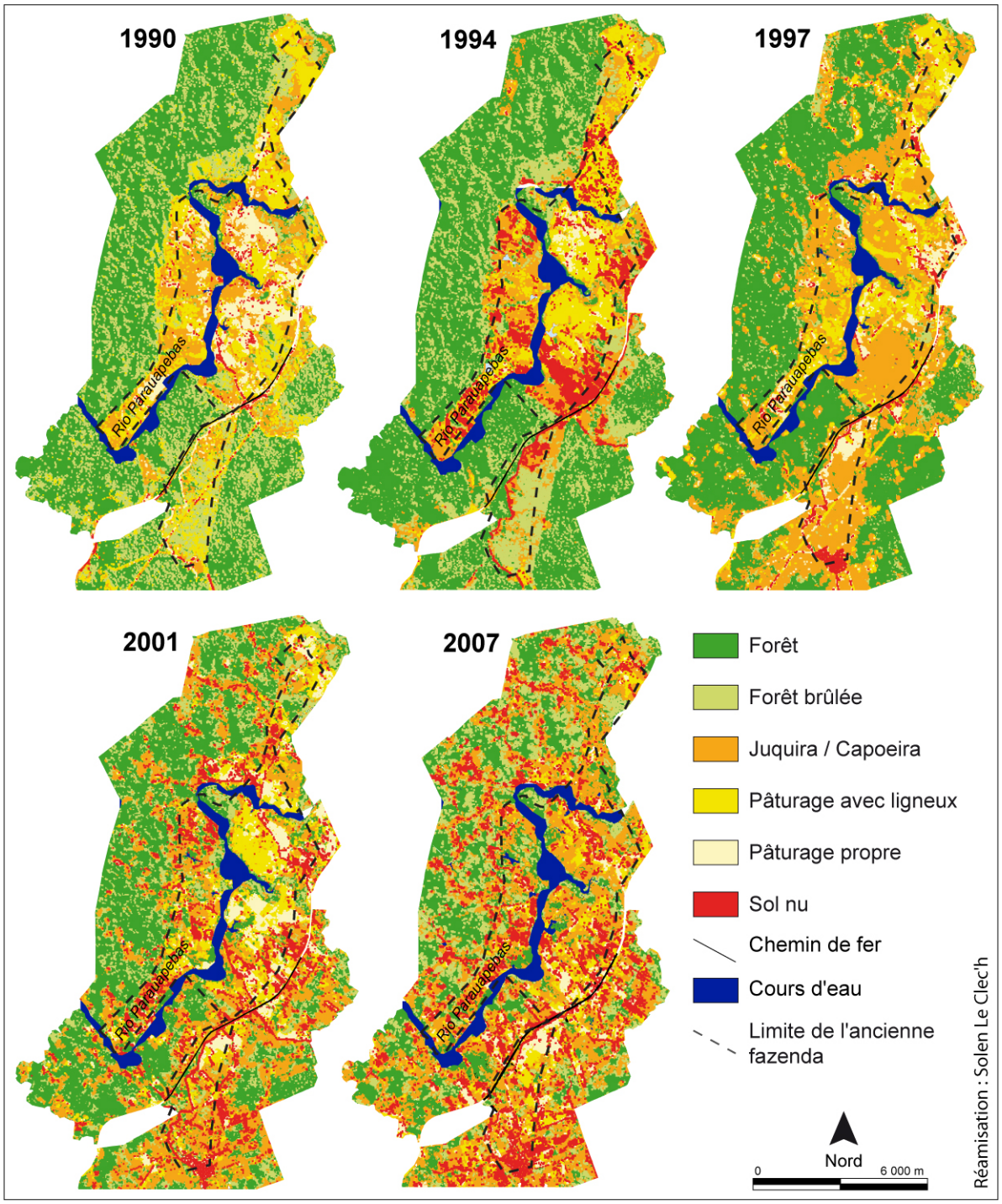


FIGURE 1.14 : *Evolution de l'occupation du sol à Palmares II entre 1990 et 2007. D'après Oszwald et al., 2011 [497].*

C. Pacajá

Le site de Pacajá est le site le plus nouvellement concerné par le passage du front de déforestation principal (Oszwald et *al.*, 2011). Il se trouve sur une des "arêtes de poisson", c'est-à-dire sur une des pistes secondaires, perpendiculaires à la Transamazonienne, à environ 20 km de cette dernière. Ce site couvre 175 km^2 et est localisé sur le municipe de

Pacajá, à 60 km environ du centre urbain et à environ 120 kilomètres d'Altamira et plus de 300 kilomètres de Marabá, ce qui rend son accès difficile.

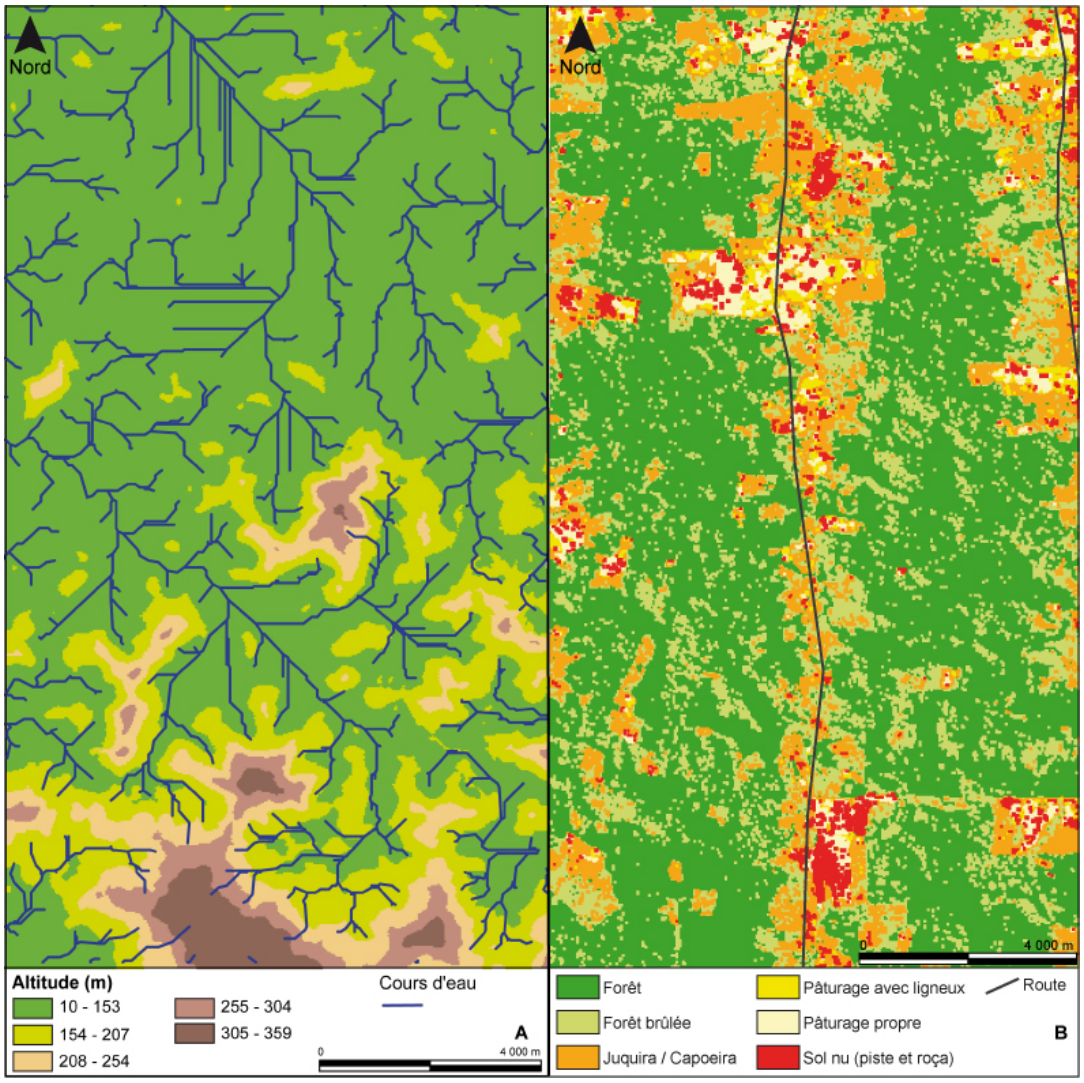


FIGURE 1.15 : *A. Altitude (m) du site de Pacajá et le réseau hydrographique principal - MNT Aster ; B. Occupation du sol du site en 2007 - Landsat TM.*

Ce site est caractérisé par une topographie contrastée. En effet, si le nord de la zone est caractérisé par un relief plutôt plat, le sud de la zone présente un relief plus accidenté et globalement plus élevé. Son altitude moyenne est de 144 mètres et la pente moyenne est de 16 %. Comme à Maçaranduba, les sols de Pacajá, sont caractérisés par des formations silicieuses. Cependant, les sols de Pacajá sont majoritairement des sols hydromorphes, gorgés d'eau et peu profonds, présents essentiellement dans des dépressions ou des terrains très marécageux, ou des cambisols.

Le couvert forestier de Pacajá est encore dominant (63 % de la surface) en 2007 et peu fragmenté (Figure 1.15), notamment dans le sud de la zone, partie la plus éloignée

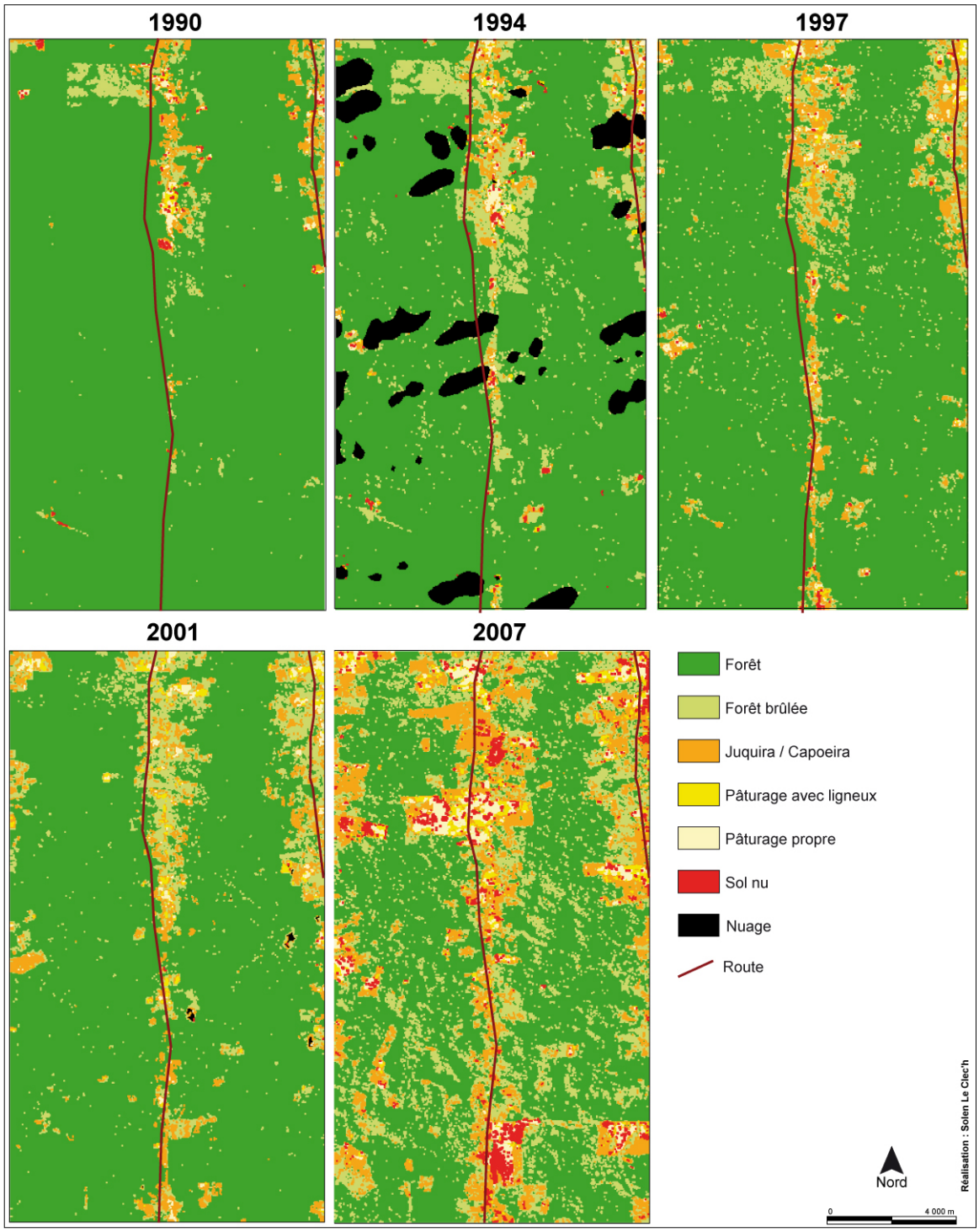


FIGURE 1.16 : *Evolution de l'occupation du sol à Pacajá entre 1990 et 2007. D'après Oszwald et al., 2011.*

de la Transamazonienne. Toutefois, celui-ci diminue rapidement au cours du temps avec des percées de plus en plus grandes et de plus en plus nombreuses à partir de la route centrale. Le déboisement de Pacajá n'a encore, en 2007, rien de comparable avec celui des deux autres sites pour lesquels les pâturages sont l'essentiel de l'occupation du sol. De fait, la couverture forestière du site est encore très élevée, bien plus que celle des deux autres sites. La part relative aux surfaces cultivées y est encore limitée (9 %). Celles-ci se

répartissent de part et d'autre de la piste centrale. Les espaces de végétation secondaire et de transition, représentant 30 % de la surface du site, se situent en continuité avec les espaces pâturés en gagnant sur les espaces forestiers. En 2007, le site de Pacajá ne présente pas un type de mise en valeur de la terre prépondérant. De manière générale, les colons y ont plutôt mis en place des cultures annuelles et ont favorisé l'élevage bovin mais les activités non agricoles participent fortement aux revenus totaux.

La faiblesse de la déforestation en 2007 s'explique par deux facteurs principaux. D'une part, la colonisation de Pacajá s'est faite de manière spontanée, sans l'appui d'aucune politique publique particulière. Les habitants ne perçoivent pas les aides sociales qu'a priori l'ensemble des brésiliens est susceptible de toucher (Programme *Bolça familia* par exemple). Isolées, les familles paysannes sont confrontées à de fortes difficultés (Arnauld de Sartre, 2006 [32]). En 2007, ce site n'était pas reconnu par l'INCRA, c'est-à-dire que les terres ne possèdent pas de propriétaire connu. D'autre part, le site de Pacajá correspond à un front pionnier de déforestation récent : les dynamiques de déforestation antérieures à 1990, bien qu'existantes, restent limitées et le site est encore quasiment entièrement forestier à cette date (Figure 1.16).

Pour résumer

- Trois sites d'étude locaux : Maçaranduba, Pacajá et Palmares II.
- Ces trois sites subissent des dynamiques de déforestation, différenciées dans le temps et dans leur origine.
- Ces trois sites appartiennent à l'État du Pará qui constitue notre cas d'étude régional.

2

Cadre méthodologique général : les données et leurs analyses

Sommaire

Introduction : positionnement disciplinaire et approche générale **77**

I Des services écosystémiques à leurs indicateurs **79**

II Des indicateurs de services écosystémiques à leur cartographie : l'utilisation de données de la télédétection **99**

III Les principales analyses statistiques **112**

Introduction : approche générale

Les services écosystémiques sont des objets pluridisciplinaires. De fait, plusieurs approches thématiques et méthodologiques sont possibles pour aborder leur analyse. Cette thèse s'inscrit dans la géographie puisqu'elle étudie la spatialité des relations entre les hommes et leur milieu. En effet, elle traite d'une notion, les services écosystémiques, qui possède un aspect indéniablement géographique, et ce pour deux raisons. Premièrement, cette notion a été forgée pour reposer la question des relations entre les hommes et leur milieu. Or, cette thématique fait historiquement partie des objets d'étude de la géographie même si elle est également l'objet d'autres disciplines. Les services écosystémiques, en se positionnant à l'interface entre les écosystèmes (fournisseur) et la société (bénéficiaire), et en étudiant leurs interrelations, s'ancrent ainsi parfaitement dans cette discipline. Deuxièmement, ils requièrent une analyse de leur dimension spatiale. Ils sont ainsi fournis par

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

les écosystèmes et bénéficient aux sociétés. Écosystèmes et sociétés possèdent tous les deux des agencements spatiaux spécifiques et interactifs qu'il convient d'expliquer. Par exemple, ils mettent en jeu des processus de transfert (régulation de l'eau dans un bassin versant qui bénéficie aux populations en aval) et de jeux d'échelles spatiales (des processus liés à la régulation du climat s'opèrent localement alors que la portée du service associé est globale). L'étude de leur géographie est fondamentale puisque cette dernière, par la mise en place de cartographie, permet de s'intéresser à leur distribution spatiale et donc d'aider à la gestion environnementale en permettant de cibler les territoires clés. De fait, cette thèse traite de deux thématiques géographiques : d'une part, elle s'attache à analyser l'influence des activités humaines sur le milieu naturel et, d'autre part, elle s'intéresse à un outil de la gestion environnementale par une approche fondée sur la spatialité des phénomènes (Figure 2.1).

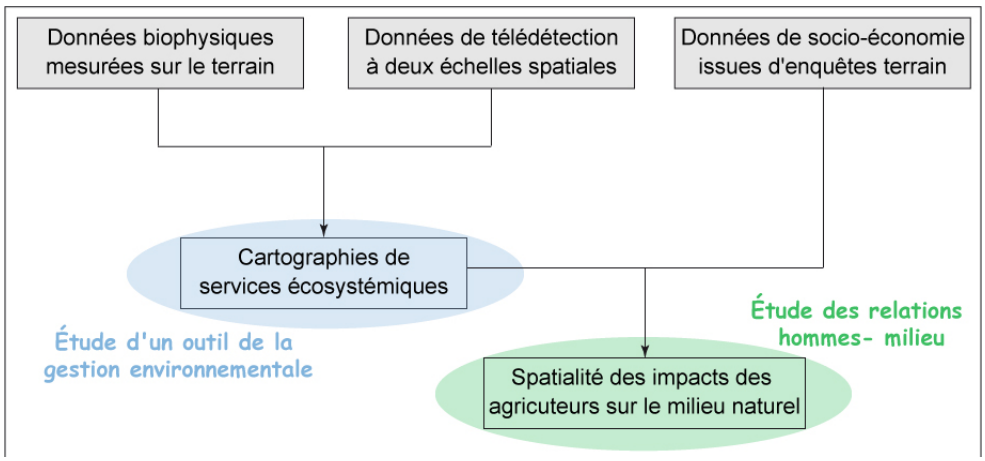


FIGURE 2.1 : *Les deux grandes thématiques traitées dans cette thèse.*

Ce choix d'une démarche géographique se traduit notamment par une approche multiscalaire, depuis des points d'échantillonnage jusqu'à l'échelle régionale d'application de politiques publiques (État du Pará). En conséquence, deux échelles d'analyse ont été utilisées pour cartographier les services écosystémiques : l'échelle du site et l'échelle de l'État du Pará. La prise en compte des différentes échelles géographiques constitue un élément essentiel dans l'étude des services écosystémiques. Ainsi, le MEA incite à la réalisation de travaux à plusieurs échelles d'analyse (MEA, 2005 [539]). En effet, la prise en compte de plusieurs échelles spatiales est importante pour posséder une information complète sur un territoire et pour faciliter la prise de décision qui peut dépendre de plusieurs niveaux scalaires.

L'approche choisie dans le cadre de cette thèse repose sur le choix d'indicateurs biophysiques de services écosystémiques et l'application de méthodes statistiques pour les spatialiser à partir de données obtenues par télédétection. En effet, compte tenu du positionnement général de la thèse, il convient de sélectionner des indicateurs. Malgré certaines

limitations, l'approche par processus physiques et par fonctions écologiques prend tout son sens dans une étude sur les services écosystémiques dès lors que nous nous penchons sur les processus biophysiques et fonctions écologiques qui fournissent, potentiellement ou effectivement, un ou des services. C'est donc cette approche par indicateurs de processus physiques qui a été favorisée dans cette thèse. Par conséquent, huit indicateurs variés en termes de thématique, de fonctionnement et d'échelle spatiale des services écosystémiques associés, ont été selectionnés. Malgré sa richesse, cette sélection présente un manque du point de vue des services culturels locaux (services de récréation ou spirituels pour les populations locales par exemple). L'approche par la demande en services écosystémiques (fondée par exemple sur des analyses socio-économiques et des méthodes collaboratives ou participatives avec les acteurs locaux), bien que très intéressante, n'a pas été traitée au cours de cette thèse, essentiellement par manque de données disponibles. L'approche biophysique choisie s'appuie sur la mise en œuvre de méthodes statistiques qui permettent de lier les indicateurs de services et des données, principalement issues de la télédétection. L'application de méthodes statistiques ne constitue qu'une des nombreuses démarches possibles pour spatialiser des indicateurs de services. En effet, comme dit précédemment, il est possible de s'appuyer sur l'attribution d'une valeur de services écosystémiques à chaque type d'occupation du sol (Fisher *et al.*, 2011 [247]) ou sur l'application de modèles écologiques (Nelson *et al.*, 2009 [473] ; Bai *et al.*, 2012 [55]), de modèles économiques (Naidoo et Ricketts, 2006 [468] ; Busch *et al.*, 2012 [112]) ou de méthodes participatives (Sherrouse *et al.*, 201 [597] ; Darvill et Lindo, 2015 [164]).

Dans ce chapitre, nous avons cherché à présenter les indicateurs de services écosystémiques étudiés ainsi que les données principalement issues de la télédétection nécessaires pour passer des indicateurs à leur cartographie. Enfin, nous avons présenté les analyses statistiques principales permettant de faire le lien entre les indicateurs et ces données télédétectées.

I. Des services écosystémiques à leurs indicateurs

A. Choix des indicateurs de services écosystémiques

1. Présentation des indicateurs

Des indicateurs de services écosystémiques ont été évalués à partir de variables mesurées sur le terrain, huit au total (Table 2.1 et Figure 2.2). Ces indicateurs sont liés à plusieurs services écosystémiques qui sont apparus comme intéressants à étudier dans le contexte de front pionnier : la régulation du climat, via les indicateurs de stocks de carbone dans le sol et la biomasse végétale ; la régulation du cycle de l'eau et le contrôle de l'érosion du sol, via les capacités du sol d'infiltration et de stockage de l'eau ; le soutien à

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

la production primaire à travers un indicateur de qualité chimique du sol (Lavelle *et al.*, 2006 [380]).

Indicateur utilisé	Unité ou plage de mesure
Indice de biodiversité	Moyenne d'espèces
Richesse en *Sphingidae*	Nombre total d'individus
Richesse en termites et vers de terre	Nombre total d'individus
Qualité chimique du sol	0,1 à 1
Stocks de carbone du sol	Mg/ha
Eau biodisponible	cm
Infiltrabilité du sol	mm/h
Stocks de carbone de la végétation	Mg/ha

TABLE 2.1 : *Résumé des indicateurs de services écosystémiques étudiés.*

Ces huit indicateurs ont été choisis pour leur pertinence spécifique dans le contexte des fronts pionniers amazoniens et par leur complémentarité. En outre, certains de ces services écosystémiques sont emblématiques, tels que celui de la régulation du climat, couramment étudié ou appréhendé lors de politiques spécifiques comme les REDD+, ou encore le service de pollinisation dont les enjeux sont à la fois connus par la communauté scientifique et par le grand public. Les autres services écosystémiques, bien que moins emblématiques, présentent de forts enjeux dans un contexte de déforestation et de dégradation forestière. Enfin, le choix des indicateurs de services écosystémiques a également été déterminé par la contrainte en données disponibles, celles-ci provenant de campagnes terrain coûteuses et chronophages déjà effectuées dans le cadre des programmes ANR AMAZ coordonés par Patrick Lavelle.

Dans notre étude, trois services écosystémiques liés à la biodiversité ont été définis :
- le service culturel d'existence et de patrimoine (*biodiversity for biodiversity's sake*) et le service de maintien du bon fonctionnement des réseaux trophiques ;
- le service de pollinisation ;
- le service de formation du sol rendu par les ingénieurs du sol.

En outre, nous nous sommes intéressés à trois services liés aux processus biophysiques du sol :
- le service de production ;
- le service de régulation du cycle de l'eau
- le service de contrôle de l'érosion ;

Enfin, nous avons étudié le service de régulation du climat à partir de l'indicateur renseignant les stocks de carbone de la végétation.

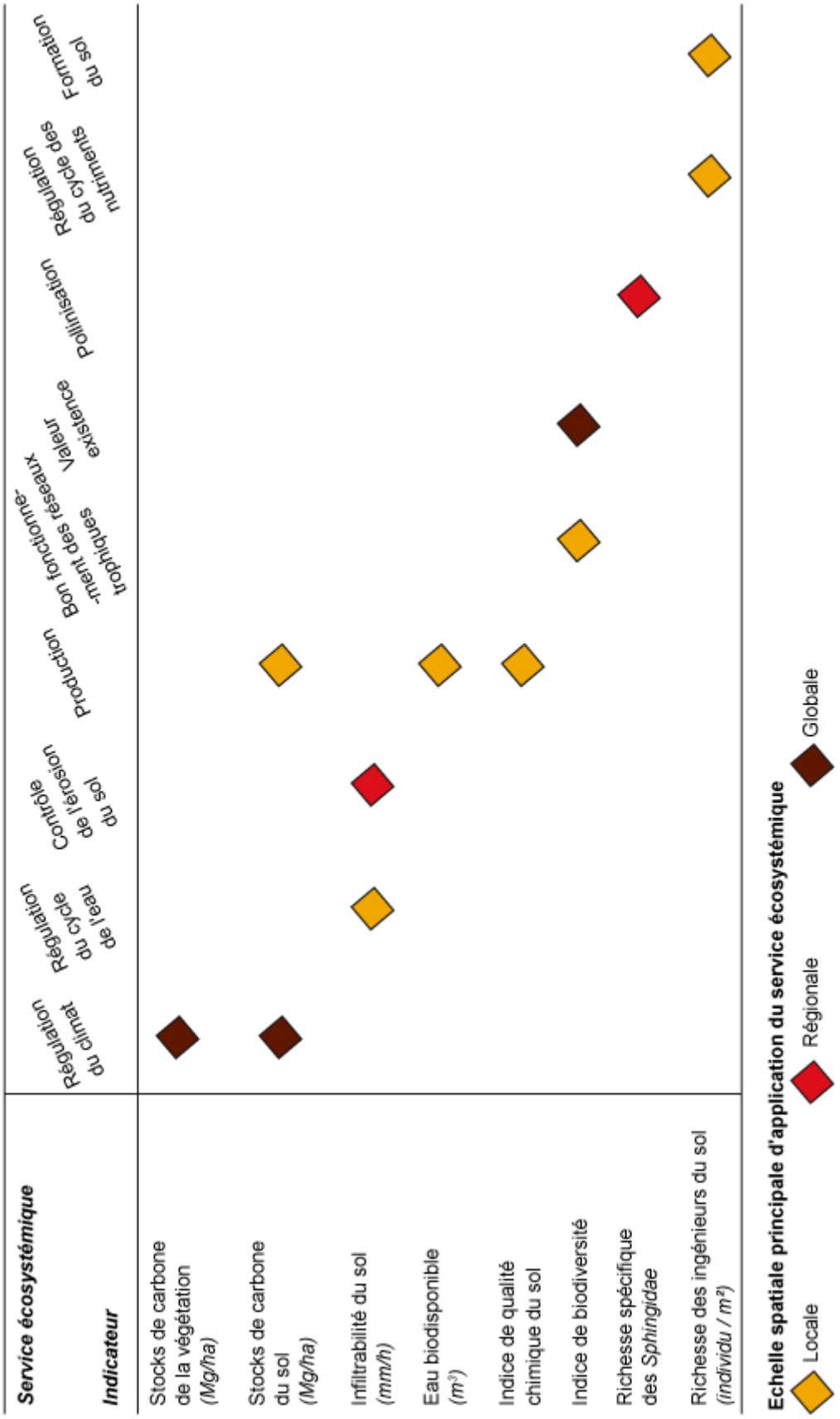


FIGURE 2.2 : *Les services écosystémiques étudiés et les indicateurs utilisés dans cette étude.*

2. Définition et enjeux des indicateurs

a. L'indice de biodiversité

Définition

La biodiversité est la contraction de la "diversité génétique", définie dans l'article 2 de la conférence de Rio (1992) comme la :

> "Variabilité des organismes vivants de toute origine, y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques dont ils font partie. Cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celle des écosystèmes."

Cette définition a été adoptée par le MEA mais celui-ci ne la considère pas comme un service écosystémique mais comme un élément nécessaire à leur fourniture (MEA, 2005 [539].

La biodiversité se présente comme un concept permettant d'englober trois niveaux d'organisation du vivant (CBD, 1992 [57]), tous en interdépendance : les diversités écologique, spécifique et génétique. De fait, la biodiversité peut être étudiée selon trois points de vue. Elle peut être appréhendée comme un tout, ensemble d'espèces ayant des vertus en tant que tel, comme un sous-ensemble, un groupe d'espèces partageant la même fonction ou relevant d'une catégorie taxonomique mais elle peut également être assimilée au vivant et définir ainsi une entité biologique.

La biodiversité possède une valeur patrimoniale (fruit d'une longue évolution et irréversibilité de l'extinction d'espèces,...). Cela en fait un service culturel. En outre, la présence d'un niveau minimum de diversité d'êtres vivants étant nécessaire à la vie (maintien du bon fonctionnement des réseaux trophiques par exemple) et de fait à la fourniture de nombreux services écosystémiques, la biodiversité peut aussi être considérée comme un service de soutien (Luck *et al.*, 2003 [408] ; Hooper *et al.*, 2005 [312] ; Piwowarczyk *et al.*, 2013 [527]).

Enjeux

Les enjeux autour de la protection de la biodiversité ont été développés lors du Forum National sur la Biodiversité, en 1986 puis dans la publication faisant suite au Forum, *BioDiversity*, éditée par E.O. Wilson. Ces enjeux, relevant à la fois des domaines écologiques, économiques, culturels et éthiques, ont été mis en avant lors de la conférence de Rio en 1992, poussant ainsi la notion dans la sphère politique internationale.

Du point de vue écologique, la biodiversité peut être influente sur les fonctions des écosystèmes (Hooper, 2005 [312] ; Cardinale *et al.*, 2006 [117] ; Sircely et Naeem, 2012 [602]). Elle joue entre autre un rôle dans le contrôle de l'érosion, le maintien des processus d'évolution du monde vivant (INRA, 2008 [387]), la régulation des cycles physico-chimiques de la biosphère notamment au niveau de la production et du recyclage du carbone et de l'oxygène, la fertilité des sols, la protection des sols, la régulation du cycle hydrologique, l'absorption et la décomposition de polluants organiques et minéraux, l'épuration des eaux,... Du point de vue économique, la biodiversité peut accroître la productivité et la stabilité des écosystèmes (Baumgartner, 2007 [69]). Du point de vue culturel et éthique, la biodiversité possède une valeur patrimoniale (fruit d'une longue évolution et irréversibilité de l'extinction d'espèces, valeur d'existence...), une valeur culturelle pour certains peuples (comme les indiens d'Amazonie - Descola, 2005 [178]) et une valeur récréative, particulièrement dans le contexte de développement de l'écotourisme. La présence d'une forte biodiversité est en outre appréciée à des fins scientifiques et d'éducation.

Les enjeux liés à la biodiversité sont d'autant plus importants que celle-ci subit de nombreuses pressions, liées aux changements climatiques et aux changements d'occupation du sol (Pimm et Raven, 2000 [526] ; Thomas *et al.*, 2004 [628] ; MEA, 2005 [539]). D'une part, la banalisation et l'uniformisation des paysages en provoquent la réduction nette et d'autre part, la fragmentation des paysages provoque une dissociation des unités du même type, réduisant les corridors écologiques et entravant ainsi les communications entre les espaces forestiers. Cela provoque un changement dans les espèces présentes au sein des paysages. En effet, les espèces de lisière tendent alors à remplacer les espèces initialement présentes dans le milieu (Arnould et Simon, 2007 [40]).

Plus de la moitié des espèces se trouvent dans les forêts tropicales humides (Wilson, 1992 [688]) qui sont parmi les écosystèmes les plus emblématiques en matière de conservation de la biodiversité, notamment la forêt amazonienne (Wilson, 1992 [688]). Bien que sa biodiversité reste encore partiellement méconnue, préserver la biodiversité en Amazonie représente ainsi un enjeu vital (Arvor, 2009 [42]). Pourtant, la déforestation est responsable de sa diminution, par ses impacts (changements de l'utilisation du sol suivant le déboisement, fragmentation des espaces naturels, augmentation de la présence humaine, fréquence des brûlis, changement climatique - Wilson, 1992 [688] ; Fearnside, 1999 [240] ; Laurance et Fearnside, 1999 [375] ; Durieux *et al.*, 2003 [206]).

Choix de l'indicateur

Malgré des liens historiquement forts, la relation entre les notions de biodiversité et de services écosystémiques est loin d'être évidente et la nature de ces liens est souvent controversée (Larrère et Larrère, 2015 [367]). Dans certains cas, la biodiversité est considérée comme un service écosystémique mais ces deux concepts sont la plupart du temps vus comme deux concepts propres (MEA, 2005 [539] ; Mace *et al.*, 2012 [413]). Néanmoins,

dans le cadre de cette étude, la biodiversité est considérée comme un indicateur de services écosystémiques car elle joue un rôle essentiel dans le bien-être humain (MEA, 2005 [539] ; Diaz *et al.*, 2006 [182]). La biodiversité est représentée via l'utilisation d'un indicateur standardisé de biodiversité.

b. La pollinisation

Définition

Elle est considérée dans le MEA comme un service de régulation (MEA, 2005 [539]) et correspond à l'interaction entre des plantes et des agents pollinisateurs.

Enjeux

La pollinisation intervient dans le processus de fertilisation des plantes. Elle constitue ainsi un facteur impactant le poids, le nombre de fruits et le rendement des récoltes, jouant ainsi un rôle clé dans la provision de nourriture (De Marco and Coelho, 2004 [170] ; Ricketts, 2004 [557] ; Klein et *al.,* 2007 [351] ; Veddeler *et al.*, 2008 [662]). Elle est d'ailleurs essentielle pour la reproduction de plus de 56% des plantes sauvages (Kearns *et al.*, 1998 [345] ; Ashman *et al.*, 2004 [44]), au cycle de vie des espèces entomogames et assure également la provision d'habitat. De fait, la pollinisation par les insectes a des conséquences sur la composition et la dynamique des communautés végétales. Elle est ainsi considérée comme un des services de la biodiversité parmi les plus importants (Biesmeijer *et al.*, 2006 [86] ; Klein *et al.*, 2007 [351]). Ce service a toujours été clairement identifié et est ainsi cité dans les ouvrages fondateurs de la notion de services écosystémiques (Costanza *et al.*, 1997 [148]).

La pollinisation est considérée comme un des services écosystémiques s'altérant le plus rapidement partout dans le monde (Steffan-Dewenter et Westphal, 2008 [612]). La diminution de l'abondance et de la diversité des insectes pollinisateurs a d'ailleurs été largement documentée (Ghazoul, 2005 [272] ; Steffan-Dewenter *et al.*, 2005 [611] ; Biesmeijer *et al.*, 2006 [86] ; Williams et Osborne, 2009 [687]). Cette diminution est due à de nombreux facteurs tels que le changement climatique, la destruction et la fragmentation des habitats naturels (Richards, 2001 [556] ; Kremen *et al.*, 2004 [354] ; Larsen *et al.*, 2001 [368]), les changements d'occupation du sol (Priess *et al.*, 2007 [536] ; Ricketts *et al.*, 2008 [558] ; Steffan-Dewenter and Westphal, 2008 [612]) et l'utilisation de pesticides (Kevan, 1975 [346]). Des paysages anthropisés présentant encore des taches d'habitats naturels intacts jouent un rôle important dans le maintien de l'abondance des pollinisateurs et certaines cultures situées à proximité de taches naturelles sont largement pollinisés (Kremen *et al.*, 2004 [354] ; Ricketts *et al.*, 2004 [557] ; Chacoff et Aizen, 2006 [125] ; Winfree *et al.*, 2007 [689]).

Choix de l'indicateur

L'indicateur du service de pollinisation est la richesse spécifique des *Sphingidae*. Cet

indicateur regroupe un très petit nombre d'espèces. En effet, comme les caractéristiques des espèces (régimes trophiques par exemple) sont très différentes au sein d'un groupe taxonomique, il est délicat d'associer la fourniture d'un même service écosystémique à l'ensemble des espèces d'un groupe. De fait, il a été jugé plus pertinent de travailler au niveau des groupes taxonomiques pour lesquels la quasi totalité des espèces rendent un service. Les *Sphingidae* étant presque tous des pollinisateurs, nous avons décidé de prendre la richesse spécifique de cette famille comme indicateur du service de pollinisation. Bien que l'ensemble des *Sphingidae* ne soit pas des pollinisateurs, il est reconnu qu'ils sont responsables de 5 % à 10 % de la pollinisation de la flore tropicale (Bawa *et al.*, 1985 [70], Oliveira *et al.* 2004 [489], Primo 2008 [537]).

c. Les services rendus par les ingénieurs du sol

Définition

Les ingénieurs du sol, tels que les vers de terre ou les termites, jouent un rôle clé dans le fonctionnement des sols. Les services écosystémiques qu'ils rendent ou favorisent sont nombreux : par exemple, ils décomposent la litière et l'incorporent au sol, ils construisent et maintiennent la structure du sol (Lavelle *et al.*, 2006 [381]).

Enjeux

Le sol constitue un réservoir de biodiversité puisqu'il fournit un habitat pour un nombre très élevé d'espèces (Decaëns, 2010 [172] ; Dominati *et al.*, 2010 [190]). Cette biodiversité est la conséquence de la capacité du sol à assurer à la fois la diversité des habitats et la diversité des aliments (Ruellan, 2010 [570]). Elle est essentielle car elle intervient dans un grand nombre de processus, jouant ainsi un rôle dans la fourniture de plusieurs services écosystémiques comme la régulation de réseaux trophiques, la régulation des ravageurs et le recyclage des déchets.

Parmi les espèces vivant dans le sol, les ingénieurs du sol (vers de terre, termites, fourmis,...) sont les plus symboliques, particulièrement en milieu tropical où leur activité est très intense. Les ingénieurs du sol interviennent dans tous les processus imputables au sol. Les ingénieurs créent des structures biogéniques dans les sols : des agrégats et des galeries. La création de ces structures influence tout le fonctionnement du sol, et notamment les grands processus qui régulent la dynamique de la matière organique, et donc le stockage de carbone (Decaëns et Lavelle, 2006 [173]) et le recyclage des éléments nutritifs pour les plantes, le cycle de l'eau (capacité de drainage et capacité de rétention en eau - Lavelle *et al.*, 2006 [380]) et le maintien de la cohésion physique du sol (stabilité structurale - Lavelle *et al.*, 2006 [380]). L'ensemble de ces services rendus va impacter la "fertilité des sols" et donc la productivité primaire (Lavelle *et al.*, 2006[380]).

L'action anthropique exercée sur le sol par les pratiques agricoles modifie la biodiversité du sol, ses habitats et/ou ses interrelations et impacte ainsi les processus écologiques

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

(Lavelle et Pashanasi, 1989 [382] ; Mathieu *et al.*, 2009 [437]). La mise en pâturage des terres entraîne une diminution de la biodiversité du sol induisant un tassement du sol, par la réduction de sa macroporosité (Decaëns et Lavelle, 2006 [173] ; Mathieu *et al.*, 2009 [437]), qui est accélérée par le piétinement et l'exposition aux agents atmosphériques.

Toutefois, malgré ces enjeux, les ingénieurs du sol et leur réponse aux perturbations paysagères sont peu documentés (Decaëns, 2010 [172]). La difficulté à prendre en compte ces enjeux peut venir d'un décalage d'échelles spatio-temporelles entre les activités de la biodiversité du sol et leurs impacts. En effet, les effets des invertébrés sont souvent invisibles du fait de ce décalage entre leurs actions et celle du service écosystémique associé (Lavelle *et al.*, 2006 [380]).

Choix de l'indicateur

Les invertébrés de la macrofaune du sol présentent une grande diversité taxonomique. Cependant, comme dans le cas du service de pollinisation, l'indicateur des services rendus par les ingénieurs du sol utilisé ici regroupe un très petit nombre d'espèces. L'indicateur de ces services est la richesse en termites et vers de terre.

d. Service de production

Définition

Le sol est la partie la plus superficielle de l'écorce terrestre, à l'interface entre la géosphère, la biosphère et l'atmosphère. Il remplit un grand nombre de fonctions fondamentales, rendant ainsi beaucoup de services écosystémiques (Ruellan, 2010 [570] ; Dominati *et al.*, 2009 [190]). Par sa présence, le sol présente un rôle structurel essentiel puisqu'il sert de support physique aux plantes, animaux et infrastructures. Il constitue ainsi le socle de la production alimentaire, un réservoir d'eau et de matières premières, un lieu de stockage du carbone, il joue un rôle de filtre et est un véritable réservoir de biodiversité (Ruellan, 2010 [570]).

La capacité d'un sol à produire est déterminée par ses fertilités physique, biologique et chimique via son rôle dans le cycle des nutriments et le cycle de l'eau. Un sol fertile est un sol qui contient des quantités adéquates de substances nécessaires à la nutrition des plantes et qui n'est pas excessivement acide ou alcalin et qui ne contient pas des concentrations élevées en éléments toxiques. La fertilité physique correspond à la capacité d'un sol à maintenir un état physique du sol adapté à la vie des plantes. Elle détermine les conditions de germination, de colonisation efficace des racines, d'aération et d'économie en eau, par une structure meuble, perméable et aérée du sol (Schvartz *et al.*, 2005 [590]). Les particules fines, sont des déterminants essentiels pour la fertilité du sol. Elles sont les premières à être perdues lorsque le sol est soumis au processus d'érosion. La perte en sol est ainsi une menace directe à la sécurité alimentaire (Stocking, 2003 [614] ; Godfray *et al.*, 2010 [276]). La fertilité biologique d'un sol est liée à son activité biologique. Celle-ci

est déterminante pour le transfert des nutriments du sol à la plante, la minéralisation des matières organiques apportées et la stabilisation de la structure du sol (Merelle, 1998 [461]). Le cycle des nutriments du sol assure le renouveau de la fertilité et la fourniture de nutriments aux plantes, contribuant ainsi à leur croissance (Dominati *et al.*, 2010 [190]). La fertilité chimique correspond à la capacité d'un sol à fournir en quantité suffisante aux végétaux les éléments nutritifs nécessaires et dépend de leurs biodisponibilité, carence, toxicité, et équilibres entre eux (Mérelle, 1998 [461]). Le cycle des nutriments du sol assure le renouveau de la fertilité et la fourniture de nutriments aux plantes, contribuant ainsi à leur croissance (Dominati *et al.*, 2010 [190]). Un sol fertile doit donc réunir de bonnes propriétés physiques du sol (aération, réserve en eau...), de bonnes propriétés chimiques (bon fonctionnement des mécanismes de fixation et d'échanges des substances nutritives entre le sol et la plante) et de bonnes propriétés biologiques (vie microbienne).

Enjeux

Les sols étant liés à toutes les autres composantes de l'écosystème (Ruellan, 2010 [570]), les perturbations anthropiques qu'ils subissent ont des répercussions sur l'ensemble des autres composantes du milieu (Ruellan, 2010 [570]). La transformation d'origine anthropique des sols se traduit ainsi par un appauvrissement de la biosphère, la pollution de l'atmosphère et des changements sur le climat et sur l'hydrosphère (Ruellan, 2010 [570]). L'utilisation continue des terres par l'homme peut modifier l'équilibre et la diversité de la faune du sol, ainsi que des caractéristiques chimiques et physiques du sol, provoquant une modification de leur qualité. Ainsi, avec l'avancée de la déforestation, le sol se retrouve exposé à la pluie et à des températures élevées. Par conséquent, sa surface se durcit, réduisant sa capacité à absorber l'eau. Celle-ci va alors ruisseler, provoquant une érosion et entraînant préférentiellement les matières organiques et particules fines (Mendonca-Santos *et al.*, 2008 [444]). Rappelons que si le sol se dégrade rapidement, il se reconstitue lentement (Ruellan, 2010 [570]).

L'importance de la fertilité des sols été soulignée par le MEA en 2005. Il a mis en lumière l'importance du maintien de la fertilité du sol, caractérisée par des indicateurs clés déterminant la production potentielle des sols tels que le contenu en nutriments, la minéralogie, la salinité, la contamination et la structure des sols (MEA, 2005 [539]). Toutefois, il est peu étudié dans les études scientifiques sur les services écosystémiques.

Les sols amazoniens sont surtout des sols acides avec une faible capacité d'échange cationique (CEC). De fait, ils présentent une faible fertilité naturelle (Moreira, 2006 [456]). Dans ces sols, les caractéristiques chimiques liées à la fertilité sont plus limitatives que les propriétés physiques (Mendonça-Santos *et al.*, 2008 [444]). Les activités liées à la déforestation et au maintien du déboisement par le brûlis ont des conséquences importantes sur la fertilité des sols (Farella *et al.*, 2007 [230]). Ces conséquences sont différenciées à court et long termes. La déforestation, par le retrait de la végétation, interrompt l'apport de nutriments et empêche ainsi la régénération du sol. À long terme, cela se traduit par une

diminution des éléments nutritifs et donc à une baisse de fertilité du sol (Vielhauer *et al.*, 2001 [669]). La fertilisation provenant des cendres du brûlis est temporaire (Cochrane et Sanchez, 1982 [138]) et la conversion en pâturage provoque à long-terme une réduction de l'azote, de l'argile, du carbone organique et des nutriments contenus dans les sols (Murty *et al.*, 2002 [464] ; Neill *et al.*, 2006), affectant la fertilité du sol.

Choix des indicateurs

Le service de production est étudié à partir de trois indicateurs ayant une influence sur la fertilité : l'infiltrabilité du sol (fertilité physique), la qualité chimique (fertilité chimique) et le stockage de carbone du sol (fertilité chimique - cycle des nutriments).

L'importance de la fertilité des sols en tant qu'indicateur de services écosystémiques est peu mise en avant dans les études scientifiques sur les services écosystémiques mais a été soulignée par le MEA, le TEEB et la CBD. Ils ont mis en lumière l'importance du maintien de la fertilité du sol, caractérisée par des indicateurs clés déterminant la production potentielle des sols tels que le contenu en nutriments, la minéralogie, la salinité, la contamination et la structure des sols (MEA, 2005 [539]).

e. Service de régulation du cycle de l'eau

Définition

Le cycle de l'eau représente le parcours de l'eau entre les grands réservoirs liquide, solide ou gazeux sur Terre. Il modélise ainsi les échanges en eau entre l'atmosphère, la biosphère et l'hydrosphère. À l'échelle locale, l'eau de l'atmosphère est transportée par advection avant d'être précipitée en un endroit donné où elle s'infiltre et/ou ruisselle pour ensuite rejoindre l'hydrosphère. Le cycle de l'eau met en jeu différents processus (évapotranspiration, infiltration, ...).

La régulation de l'eau est un service de régulation au sens du MEA et le cycle de l'eau, un service de soutien. Le service de régulation du cycle de l'eau se réfère à l'influence que les écosystèmes ont sur la qualité et sur la quantité d'eau et notamment sur la durée et l'amplitude de l'écoulement de l'eau, la recharge des aquifères et les inondations (Maes *et al.*, 2011 [418] ; Helfenstein et Kienast, 2014 [310]). La capacité d'un espace à réguler les flux d'eau est fonction du stockage et de la rétention d'eau puisqu'elle est directement liée au volume d'eau retenu dans le sol et au taux d'infiltration de l'eau qui permet le stockage de cette eau (Farvolden, 1963 [231] ; De Groot *et al.*, 2002 [169]).

Enjeux

L'eau étant essentielle à la vie des écosystèmes et des sociétés, notamment pour la consommation des plantes, des animaux et des hommes, le niveau d'eau disponible localement est un élément essentiel pour les activités humaines et les services écosystémiques naturels à toutes les échelles.

En Amazonie, la déforestation provoque un tassement du sol, à la fois par la disparition du couvert forestier et par l'installation de pâturages (Figure 2.3). La compaction du sol est en partie due à l'intensité et à la fréquence de la pression sur les sols et à l'ensemble des facteurs internes tels que la texture, la structure, l'humidité (Carneiro *et al.*, 2009 [119]). Elle constitue un facteur limitant pour la production des cultures puisqu'elle dégrade la structure du sol et provoque notamment une réduction de sa macroporosité. Elle provoque alors une réduction des réserves d'eau biodisponible, endommageant le développement de la plante et limitant par conséquent la production alimentaire (Muzilli, 1983 [465]). De plus, la déforestation devrait provoquer une diminution des précipitations locales (Cox *et al.*, 2004 [150]) et une diminution de l'évaporation (Durieux, 2002 [205]).

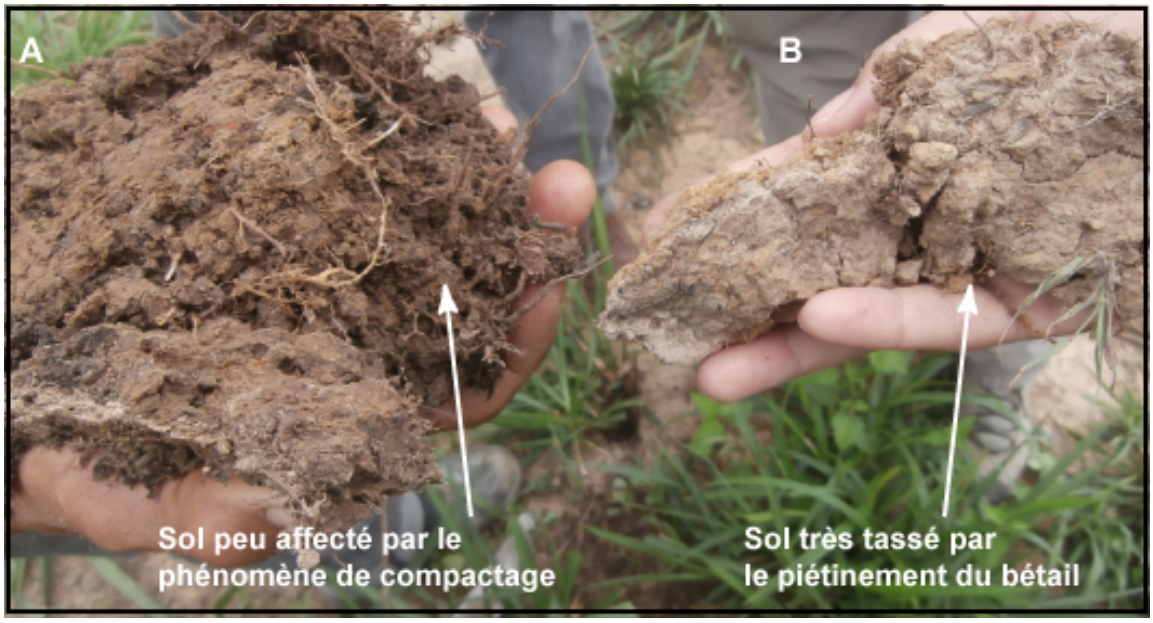


FIGURE 2.3 : *A. Sol amazonien peu affecté par le phénomène de compactage dû au piétinement du bétail et à l'impact des gouttes de pluie. B. Sol amazonien très affecté par le phénomène de compactage.*

Choix des indicateurs

La régulation de l'eau étant très dépendante des eaux souterraines (Egoh *et al.*, 2008 [212]), la capacité d'un espace à réguler les flux d'eau est directement liée au volume d'eau retenu ou stocké dans le sol et au taux d'infiltration de l'eau qui permet le stockage de l'eau (Kittredge, 1948 [349] ; Farvolden, 1963 [231]). Le service écosystémique de régulation de l'eau a donc été étudié par le biais de deux indicateurs : l'infiltrabilité de l'eau dans le sol (Maes *et al.*, 2011 [418] ; Wallis *et al.*, 2011 [418]) et les réserves d'eau biodisponibles.

L'infiltration de l'eau dans le sol peut être considérée comme un indicateur de la régulation du cycle de l'eau. L'eau des précipitations qui ne s'écoule pas ou qui n'est pas restituée à l'atmosphère par les végétaux ou lors du processus d'évaporation s'infiltre dans le sol (Horton, 1933 [313]). La capacité d'infiltration du sol dépend de son état de surface,

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

de saturation et de l'intensité des précipitations. Par exemple, si l'intensité des pluies dépasse l'infiltrabilité du sol, il y a saturation de la surface par le haut et ruissellement. Lorsqu'elle pénètre le sol, l'eau peut alimenter ainsi les réserves utiles en étant plaquée autour des grains les plus fins dans les interstices les plus étroits (eau retenue) ou alimenter les réserves utiles (eau de gravité).

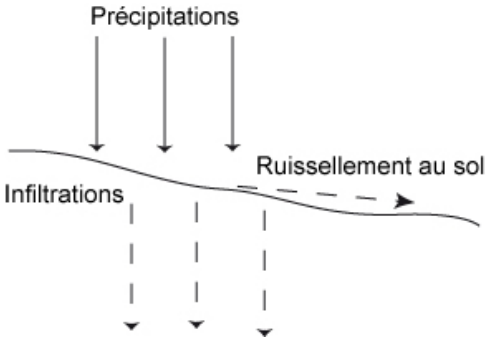


FIGURE 2.4 : *Principe de l'infiltration de l'eau dans le sol. Adapté du cours de Nadia Dupont, Université Rennes 2, 2009.*

f. Service de contrôle de l'érosion

Définition

La régulation de l'érosion est un service de régulation au sens du MEA. L'érosion est un processus naturel qui se traduit par un mouvement de matière sous l'effet d'une force qui peut être le vent, l'eau et/ou la gravité. Ce phénomène naturel peut être accentué par la présence et les activités humaines. Il peut engendrer l'érosion en nappes, des glissements de terrain,...

Enjeux

De manière générale, la perte en sol est une menace directe à la sécurité alimentaire (Stocking, 2003 [614] ; Godfray *et al.*, 2010 [276]). Les impacts de l'érosion accrue engendrée par les activités de déforestation sont nombreux. Tout d'abord, elle provoque une diminution de la matière organique en libérant dans l'atmosphère le carbone contenu dans le sol (Alves et Ribeiro, 1995 [21]). Elle provoque la diminution de la vitesse d'infiltration, de la capacité de rétention d'eau, de l'humidité du sol, l'augmentation de la densité du sol (tassement), de l'étanchéité de surface et des eaux de ruissellement. Les sols amazoniens sont très vulnérables à l'érosion qui modifie l'organisation du système hydrographique ainsi que les capacités des nappes à se recharger, et donc l'accessibilité en eau pour les populations.

Choix des indicateurs

L'infiltration de l'eau dans le sol peut également être un indicateur du service de contrôle de l'érosion. En effet, par sa capacité d'infiltration, le sol permet d'éviter le

ruissellement des eaux à la surface du sol et donc permet de diminuer les risques d'érosion en amont et d'inondation en aval (Zimmerman *et al.*, 2006 [703]).

g. Le service de régulation du climat par le stockage de carbone dans la végétation

Défintion

Le service de régulation du climat est un service de régulation au sens du MEA. Les écosystèmes influencent la régulation du climat localement et mondialement (MEA, 2005 [539]). À l'échelle locale, les changements d'occupation du sol affectent les températures et les précipitations. À l'échelle mondiale, les écosystèmes jouent également un rôle important par leur capacité à stocker ou émettre des gaz à effet de serre (MEA, 2005 [539]).

Enjeux

Le service de régulation du climat présente de forts enjeux, bien appréhendés par la communauté scientifique comme par le grand public. Au cours du 20ème siècle, la température moyenne globale de la Terre a augmenté de 0,3 à 0,6 °C (IPCC, 2000 [323]). Le changement climatique global est susceptible de provoquer des modifications importantes dans le fonctionnement du système climatique et écologique mondial (fréquence plus importante de sécheresses, perturbation du règne animal, fonte des glaciers et montée des eaux, dégradation de la qualité de l'air - IPCC, 2000 [323]).

Ce changement climatique global est partiellement dû à la concentration de gaz à effet de serre dans l'atmosphère (IPCC, 2000 [323]). Environ 65 % de l'effet de serre est provoqué par la présence de CO_2 dans l'atmosphère (FAO, 2001). La présence de CO_2 dans l'atmosphère est due à la fois à la production d'origine anthropique de gaz carbonique et à la déforestation. Au Brésil, la déforestation est d'ailleurs la première source d'émissions de carbone (Fearnside, 1997 [233] ; Nobre, 2002 [478]). Les forêts tropicales constituent un important réservoir de CO_2 ; elles concentrent environ 20 % du stock de carbone terrestre. Or, par le déboisement et la dégradation forestière, elles sont devenues la principale source d'émission de CO_2 émanant des écosystèmes terrestres (Fearnside, 1997 [233] ; Cochrane *et al.*, 1999 [137] ; Houghton, 1999 [316]).

Des modèles ont évalué l'impact du changement climatique global sur l'Amazonie (Cox *et al.*, 2004 [150] ; Cramer *et al.*, 2004). Le changement climatique devrait provoquer une réduction significative des précipitations de la saison sèche (IPCC, 2007 [324] ; Bett *et al.*, 2008) [84] et une augmentation de la fréquence des évenements extrêmes (Funatsu *et al.*, 2012 [263]).

Choix de l'indicateur

Les écosystèmes, de par leur capacité à stocker du carbone, jouent un rôle important dans l'atténuation du changement climatique. À ce titre, le service stockage du carbone

est souvent associé au service de régulation du climat. Le cycle du carbone se base sur les échanges de carbone entre l'atmosphère, la biosphère, la lithosphère et l'hydrosphère (Figure 2.5). Une partie du carbone absorbé par un écosystème n'est pas directement remobilisée et se retrouve stockée dans les parties aérienne et souterraine de l'écosystème. Ainsi, le service de stockage correspond aux émissions de CO_2 évitées induites par le maintien du stock de carbone dans les écosystèmes.

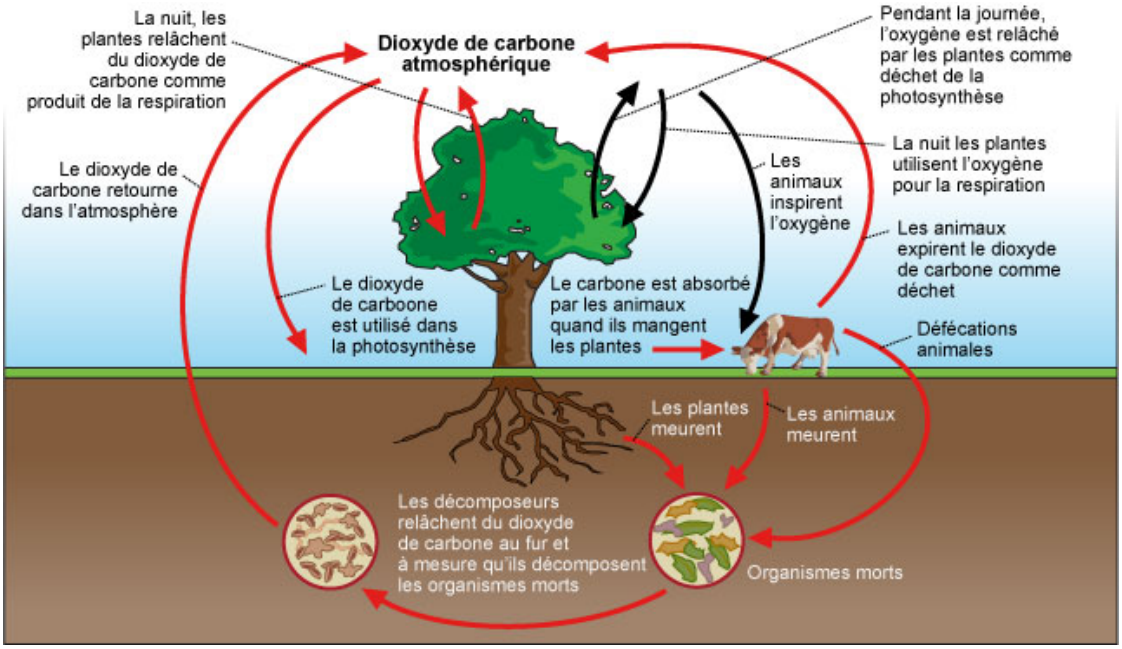


FIGURE 2.5 : *Cycle simplifié du carbone.*
Sources : http : //www.cima.ualg.pt/piloto/UVED_Geochimie/UVED/site/html/2/2 − 3/2 − 3 − 1/2 − 3 − 1 − 3.html

Le stockage du carbone est considéré classiquement comme un service de régulation du climat (au sens MEA) bien qu'il ne s'agisse que d'un indicateur de ce service écosystémique. Par leur activité de photosynthèse, les plantes chlorophylliennes absorbent du CO_2 de l'atmosphère. La végétation des écosystèmes terrestres stocke ainsi plus de carbone que l'atmosphère, jouant alors un rôle important dans la régulation du climat (Brown, 1997 [104]), et ce particulièrement dans les forêts tropicales (Silver *et al.*, 2000 [600]). La biomasse forestière de l'Amazonie brésilienne contient environ 100 milliards de tonnes de carbone (Davidson *et al.*, 2012 [166]) mais les activités de déforestation engendre une forte diminution de ces stocks de carbone (Blanc *et al.*, 2009 [90] ; Berenger *et al.*, 2014 [80]). Les stocks de carbone du sol sont également un indicateur du service de régulation du climat car si les espaces forestiers stockent le carbone principalement dans la végétation, dans les agrosystèmes, la fonction de stockage est assurée par le sol. Toutefois, les processus de stockage du carbone dans le sol et dans la végétation sont très différents. De fait, seuls les stocks de carbone de la végétation sont ici considérés dans le cadre du service de régulation du climat.

B. Mesure des indicateurs

1. Stratégie d'échantillonnage

L'ensemble des indicateurs de services écosystémiques étudiés a été collecté lors de mesures effectuées au cours de campagnes terrain au sein de 27 fermes (neuf par site d'étude). Les neuf fermes sélectionnées représentent les différents types d'exploitations présentes sur chacun des sites. Pour chacune des fermes échantillonnées, un transect a été défini. Sur celui-ci, cinq points d'échantillonnages ont été positionnés à intervalle régulier, à environ 200 m les uns des autres (Figure 2.6 - Oszwald *et al.*, 2011 [497]). L'ensemble des données a été collecté dans le cadre des programmes ANR AMAZ coordonnés par P. Lavelle, entre 2008 et 2011.

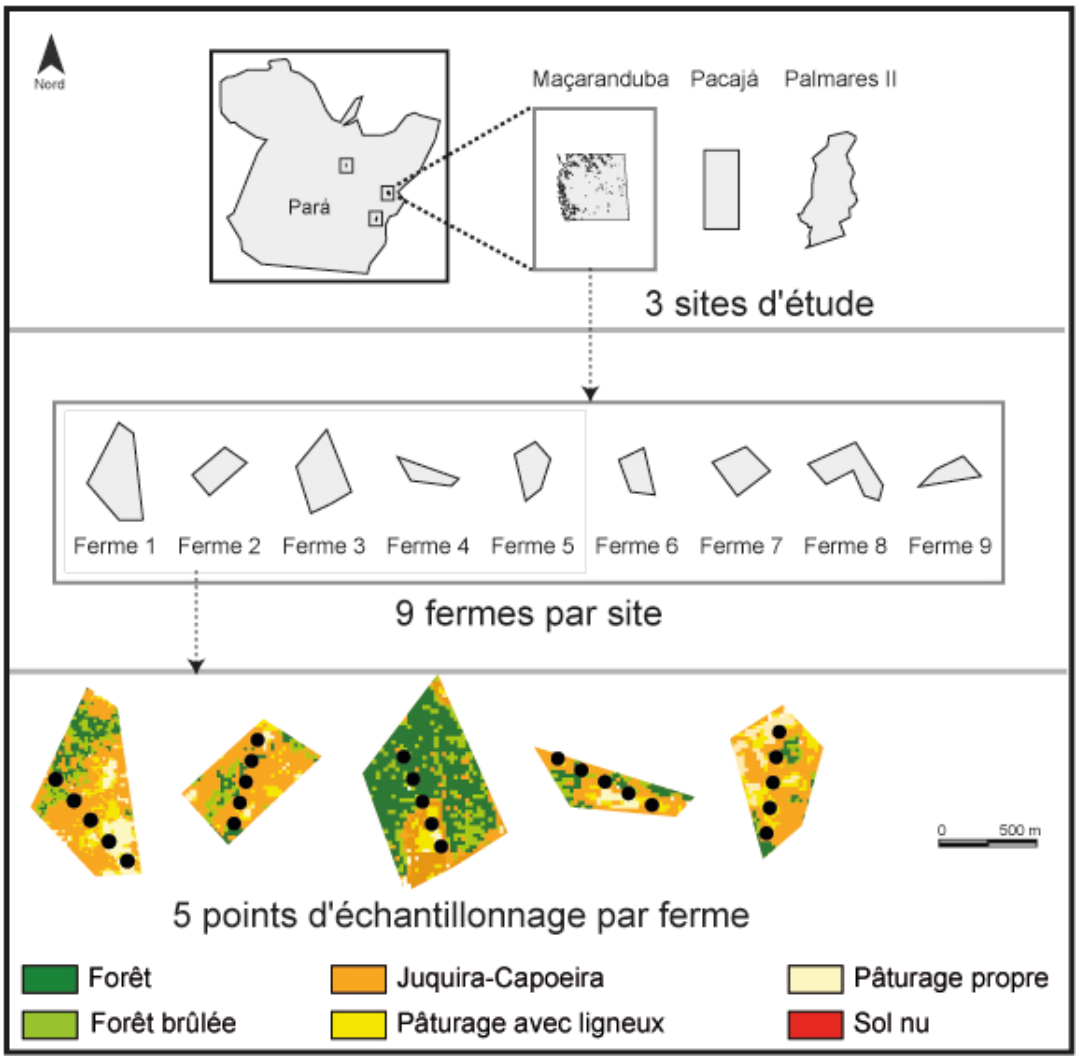


FIGURE 2.6 : *Schéma d'échantillonnage des 45 points de mesure, répartis au sein de neuf fermes de chacun des trois sites.*

2. Mesure des indicateurs

a. Service culturel de valeur patrimoniale et service de maintien du bon fonctionnement des réseaux trophiques

L'indice prend en compte douze groupes d'organismes, neuf de faune : deux familles de papillons, les *Saturnidae* et les *Sphingidae*, les drosophiles, les vers de terre, les termites, les araignées, la macrofaune du sol, les abeilles de la sous-famille des *Euglossinae* (famille des *Apidae*) et les oiseaux, ainsi que trois strates de végétation (inférieure, médium et supérieure). L'échantillonnage des données de biodiversité a été effectué en 2008.

La végétation

Les relevés de végétation ont été réalisés afin de permettre des mesures pertinentes de la diversité des spermatophytes et ptéridophytes, y compris les espèces spontanées et cultivées. À chaque point d'échantillonnage, le nombre d'espèces a été estimé pour les trois strates de végétation le long des zones d'échantillonnage spécifiques : (1) des arbres (diamètre $>$ 10cm) sur une zone de 10 x 50 m ; (2) des arbustes et des jeunes arbres (diamètre $<$ 10cm et hauteur $>$ 2m) sur une zone de 5 x 50 m ; (3) les espèces herbacées et des semis d'arbres et d'arbustes sur 10 m^2 carrés éloignés de 5 m les uns des autres au sein d'une zone de 1 x 50m. Pour chaque espèce, les échantillons ont été recueillis, séchés dans un four de terrain et conduits au laboratoire pour identification.

Les papillons de nuit

Tous les individus des deux familles, *Saturniidae* et *Sphingidae*, ont été recueillis par piégeage lumineux en un point unique de chaque transect. Nous avons choisi le point à l'emplacement le plus proche de la plus grande forêt présente dans la zone agricole. Les papillons de nuit ont été attirés par une ampoule à vapeur de mercure 175W - alimentée par un petit générateur portable. Une feuille blanche de 2 m de hauteur x 3 m de largeur a été utilisée comme réflecteur. A chaque point, la collecte a été réalisée durant une seule nuit entière, à savoir de 18h00 à 6h00. Recueillis dès qu'ils sont arrivés sur la feuille, les papillons de nuits ont ensuite été tués par injection d'ammoniac, stockés et séchés dans des enveloppes de papier marqués, et emmenés au laboratoire pour identification.

Les drosophiles

Les mouches de la famille des *Drosophilidae* ont été recueillies à l'aide de pièges cylindriques de 10 cm de diamètre x 25 cm de hauteur, fermés à une extrémité et présentant un entonnoir à l'autre, appâtés avec 100 g de banane fermentée (Martins et al., 2008 [434]). Trois pièges ont été placés à chaque point d'échantillonnage pour 48 heures. Les individus ont été fixés dans 70 % d'alcool et conduits au laboratoire pour identification. Si nécessaire, les échantillons ont été maintenus en vie pour permettre élevage de laboratoire et plus précises identifications.

La faune du sol

Les spécimens de faune du sol ont été recueillis à partir d'un tri manuel de trois blocs de sol à chaque point d'échantillonnage, à savoir un central de 25 x 25 x 30 cm et deux 25 x 25 x 10 cm, distants de 5 m les uns des autres. Les spécimens ont été individuellement fixés dans 4 % de formaldehyde et conduits au laboratoire pour identification.

Les abeilles

L'échantillonnage des abeilles a été effectué suivant une procédure décrite dans de Oliveira et de Oliveira Campos (1996 [171]). Les individus ont été piégés de nuit à l'aide d'huiles essentielles. Les pièges ont été placés dans le sous-bois et au sommet des arbres.

Les oiseaux

Les comptages ont été effectués à chaque point d'échantillonnage par deux personnes au cours d'une seule séance d'observation de 20 min, pendant une matinée (06h00-11h00)afin de prendre en compte la période d'activité maximale des oiseaux.

Calcul de l'indice

L'indice de biodiversité a été calculé à partir des valeurs de richesse de chacun des points rapportées en pourcentage de la plus forte valeur observée dans le groupe taxonomique correspondant. Le jeu de données résultant est alors composé des richesses spécifiques normalisées comprises entre 0 et 100. L'indice standardisé correspond à la moyenne par point de l'ensemble de ces valeurs normalisées (Decaëns *et al.*, non publié). Ces valeurs sont comprises entre 0 (points pour lesquels la richesse spécifique de chacun des groupes est nulle) et 100 (points pour lequel la richesse spécifique est la plus forte pour chacun des groupes). La standardisation permet d'éviter de donner un poids démesuré aux taxons dont les richesses spécifiques sont fortes. Ainsi, la mesure de chaque taxon est divisée par le maximum observé pour ce taxon (Équation. 2.1).

$$Indice_i = (\frac{T1^i}{max(T1)}) + \frac{T2^i}{max(T2)}) + \frac{T3^i}{max(T3)}) + (\frac{T4^i}{max(T4)}) + \frac{T5^i}{max(T5)}) + \frac{T6^i}{max(T6)}) + \frac{T7^i}{max(T7)}) + \frac{T8^i}{max(T8)}) + \frac{T9^i}{max(T9)}) + \frac{T10^i}{max(T10)}) \quad (2.1)$$

Avec T_1,...T_9 : Taxons utilisés lors du calcul
$\max(T_n)$: Valeur maximale prise par le taxon considéré

b. Les services rendus par les pollinisateurs

L'indicateur du service de pollinisation est la richesse spécifique en *Sphingidae*. Les *Sphingidae* ont été échantillonnés à l'aide d'un piège lumineux comme décrit dans Lamarre

et al., 2015 [363] (Figure 2.7).

FIGURE 2.7 : *Chasse de nuit à partir d'un piège lumineux des Sphingidae (crédits photographiques : Johan Oszwald, Parc de la Lopé, Gabon, 2012).*

c. Les services rendus par les ingénieurs du sol

Les invertébrés de la macrofaune du sol présentent une grande diversité taxonomique. Cependant, comme dans le cas du service de pollinisation, l'indicateur des services rendus par les ingénieurs du sol utilisé ici regroupe un très petit nombre d'espèces. L'indicateur de ces services est la richesse en termites et vers de terre.

L'échantillonnage des termites et des vers de terre a été réalisé selon la méthode développée par le journal *Tropical Soil Biology and Fertility* (Anderson et Ingram, 1993). La litière est prélevée sur une surface de 25 x 25 cm (monolithe). Sur cette surface, un bloc de 20 cm de profondeur est extrait par couches de 10 cm. La terre est ensuite triée et la faune fixée immédiatement dans une solution de formaldéhyde à 4 % (formol). Dans deux monolithes additionnels situés de part et d'autre du monolithe central (cinq mètres à l'est et à l'ouest), la litière et la couche 0-10 cm ont été échantillonnées (Figure 2.8).

FIGURE 2.8 : *Capture de vers de terre après arrosage du sol avec une solution diluée de formaldéhyde à 4 % (crédits photographiques : Johan Oszwald, Parc de la Lopé, Gabon, 2012).*

d. Le service de production

Pour estimer ce service, trois variables ont été mesurées. Ces dernières renseignent des informations relatives à l'agrégation c'est-à-dire à la morphologie du sol, à des caractéristiques physiques et chimiques déterminées au laboratoire sur un échantillon composite prélevé entre 0 et 10 cm de profondeur, et enfin à des propriétés mécaniques du sol :

- Agrégation selon la méthode Ponge modifiée par Velasquez *et al.*, (2007) [663] quantifiant l'abondance (masse) des agrégats d'origines physique (AF), biogénique (AB) et racinaire (AR), ainsi que la terre non agrégée (S), les débris végétaux (H), les cailloux (P) et charbons de bois (C), dans un échantillon cubique de 10 cm de côté (couche 0 à 10 cm).
- Caractéristiques physiques et mécaniques : outre les mesures de densité apparente, les fractions granulométriques ont été déterminées (fractions d'argile, de limons et de sables, et éventuellement d'éléments grossiers > 2 mm) ; des tests de mécanique du sol ont été réalisés *in situ* à l'aide d'un pénétromètre et d'un torcomètre, pour mesurer respectivement les résistances verticale et tangentielle du sol, les conditions de teneur en eau étant mesurées par ailleurs et comparables d'un site ou d'un point à l'autre. Les mesures sont faites avant la fin de la saison des pluies ;
- Caractéristiques chimiques : pH H_20, teneurs en ions ammonium $NH_4{}^+$ et en phosphore assimilable, capacité d'échange cationique mesurée au pH du sol, cations basiques échangeables (K^+, Ca^{++}, Mg^{++}) et aluminium échangeable ($Al_3{}^+$) ;
- Matière organique : outre les teneurs totales en C et N, des tests de respirométrie à 4, 7, 14 et 21 jours ont été effectués en laboratoire au Brésil.

Ces diverses mesures ont permis de calculer, par une analyse statistique multivariée, quatre sous-indicateurs dont les valeurs sont comprises entre 0,1 et 1 : sous indicateurs morphologique, physique, chimique et de la matière organique. À cela s'ajoute un sous-

indicateur biologique, fonction de la richesse spécifique et de l'abondance des organismes de faune du sol observées aux mêmes points.

Les teneurs en carbone du sol ont été déterminées avec un analyseur CHNS sur des échantillons composites prélevés dans 4 tranchées régulièrement réparties le long d'un transect de 50 m, par couche de 0,1 m de profondeur, jusqu'à 0,3 m (ou 0,5 m pour 20 % des points), et corrigé des variations de la densité apparente du sol mesurée sur les mêmes profils.

e. Services de régulation du cycle de l'eau et de contrôle de l'érosion du sol

L'évaluation de ces "services hydriques" des sols repose classiquement sur la mesure de caractéristiques hydrodynamiques (courbes de rétention de l'eau et de conductivité hydraulique, fonction du potentiel matriciel de l'eau) des différents horizons pédologiques. Ces mesures sont lourdes. L'approche qui a été suivie est en conséquence indirecte et progressive ; elle se réfère à deux niveaux d'investigation :

- Niveau 1 pour lequel des mesures et observations simples sont effectuées : (a) mesure de la densité apparente du sol jusqu'à 0,3 m de profondeur pour déterminer les teneurs en carbone du sol ; (b) test simplifié d'infiltration (mesure du temps nécessaire pour qu'une lame d'eau de 8 mm de hauteur s'infiltre, en utilisant un anneau de 20 cm de diamètre) ; (c) description morphologique du profil pédologique à partir d'un sondage à la tarière.
- Niveau 2 où les caractéristiques hydrodynamiques des principaux horizons fonctionnels sont déterminées dans un nombre limité de points (20 % des points) : (a) test complet d'infiltration Beerkan *in situ* avec le suivi de plusieurs lames d'eau jusqu'à atteindre un régime permanent (Labassatère *et al.*, 2006 [372]) ; (b) mesure au laboratoire de la courbe de rétention en eau sur des échantillons à structure non remaniée prélevés à 3 profondeurs et (c) analyse de leur granulométrie. Des fonctions de pédotransfert ont été établies à partir de ces données, afin d'estimer les capacités de rétention de l'eau pour différents potentiels critiques à partir des variables les plus simples mesurées en tout point.

f. Le service de régulation du climat

Pour mesurer les stocks de carbone de la végétation, la biomasse végétale sèche épigée des arbres et arbustes a été évaluée en appliquant des équations allométriques, après identification et mesures du diamètre et de la hauteur des individus sur des parcelles de 50 mètres sur 10 mètres et 50 mètres sur 5 mètres respectivement, et mesure de l'humidité sur des aliquotes prélevées. La biomasse de la strate herbacée a également été mesurée

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

par récolte et mesure de la masse sèche des herbacées sur 10 quadrats de 1 m^2, répartis le long d'un transect de 50 m de long ; des mesures de teneur en carbone des différents échantillons végétaux sont effectuées au CHN.

II. Des indicateurs de services écosystémiques à leur cartographie : l'utilisation de données de la télédétection

A. Les approches actuelles pour spatialiser des indicateurs de services écosystémiques

1. La spatialisation des services de biodiversité

Les intérêts liés à la spatialisation de la biodiversité sont souvent soulignés dans la littérature scientifique, essentiellement d'un point de vue pédagogique. Daily affirme ainsi qu'évaluer la biodiversité permet de posséder une mesure agrégée de notre dépendance vis-à-vis des écosystèmes (Daily, 1997 [161]). Ces intérêts sont également heuristiques puisque spatialiser la biodiversité représente un moyen d'évaluer les relations entre les hommes et leur milieu et d'évaluer les impacts subis par ce dernier. Enfin, ces intérêts sont également d'ordres politiques et opérationnels. La spatialisation de la biodiversité pourrait permettre d'évaluer l'impact des politiques, et donc d'éclairer et orienter les choix politiques (Hanley et Shogren, 2002 [299] ; Bayon et Jenkins, 2010 [72]). Entre autre, elle pourrait ainsi permettre d'incorporer aux procédures REDD des données de distribution de la biodiversité et des menaces pesant sur la biodiversité (Gardner, 2010 [268]).

a. La biodiversité

Les études dont l'objectif est la réalisation d'une cartographie de la biodiversité en tant que service écosystémique ou en lien avec les services écosystémiques représentent 7 % des publications présentant une ou des cartographie(s) d'un service[1]. Elle est également présente dans 25 % des études présentant des cartographies de services multiples

1. Nous nous reposons ici sur l'analyse bibliométrique dont la requête a été présentée au cours de l'introduction)

(Eigenbrod *et al.*, 2010 [215] ; Bai *et al.*, 2011 [56]). Plusieurs indicateurs sont utilisés dans la bibliographie scientifique pour représenter la biodiversité tels que les habitats (présence ou qualité) comme indicateur de biodiversité (Willemen *et al.*, 2008 [686] ; Bai *et al.*, 2011 [56]). Les méthodologies employées sont également très variées mais s'appuient fréquemment sur la données d'occupation du sol (Bai *et al.*, 2011 [56]), parfois via le calcul de métriques paysagères (Larondelle *et al.*, 2012 [365]), en utilisant des outils cartographiques tels que InVEST (Leh *et al.*, 2013 [392]), SolVES (Van Riper et Kyle, 2014 [655]) ou encore en moyennant les valeurs de l'indicateur par type d'occupation du sol (Eigenbrod *et al.*, 2010 [215]).

b. Services rendus par les pollinisateurs

Des cartographies de la pollinisation se retrouvent dans 7 % des publications présentant une ou des cartographies d'un service écosystémique. La représentation d'indicateurs de ce service se fait souvent à des échelles globales avec une faible résolution spatiale (Schulp *et al.*, 2014 [584] ; Woodcock *et al.*, 2014 [692]). Elle se base sur des indicateurs variés, par exemple l'abondance des nids ou les habitats potentiels (Bai *et al.*, 2011 [56] ; Schulp *et al.*, 2014 [586]) ou encore du nombre d'abeilles (Woodcock *et al.*, 2014 [692]). Les données utilisées pour spatialiser le service de pollinisation relèvent essentiellement des caractéristiques liées à l'occupation du sol (classification d'occupation du sol, pourcentage de couvert végétal,...).

c. Service rendus par les ingénieurs du sol

À notre connaissance, la distribution des ingénieurs du sol, en tant qu'indicateur de service écosystémique, n'est jamais représentée. Toutefois, ces derniers sont utilisés pour des analyses quantitatives. C'est le cas de l'analyse menée par Sandhu *et al.* (2008) [577] qui estime la quantité de sol fertile formée annuellement en mesurant les populations de vers de terre. Dominati *et al.* (2010 [190]) critique ce type de choix car l'évaluation d'un service écosystémique ne porte que sur un indicateur mesurant un processus physique. Or, un seul indicateur est incapable de prendre en compte l'intégralité des processus et propriétés du sol impliqués dans la fourniture du service écosystémique considéré (Dominati *et al.*, 2010 [190]). Ce problème n'est pas spécifique au sol et peut être généralisé à l'ensemble des services écosystémiques.

2. La spatialisation des services liés aux processus biophysiques du sol

Le nombre d'articles sur la cartographie des services écosystémiques considérant le sol est relativement peu important, en comparaison avec les services culturels ou le service écosystémique de régulation du climat via le stockage du carbone dans la végétation. Dans ce dernier cas, la régulation du climat via le stockage du carbone du sol est le service écosystémique lié au sol le plus étudié (30 % des cas - Eigenbrod *et al.*, 2010 [215] ; Porfirio *et al.*, 2010 [533]). Néanmoins, il est souvent analysé de manière couplée avec le carbone de la végétation, sans que la différence des processus sous-jacents ne soit prise ne compte. Dominati (2010) souligne la faible place octroyée au rôle du sol dans la provision des services écosystémiques et le manque d'explicitation, voire de compréhension, des processus physiques du sol dans la fourniture de ces services écosystémiques (Dominati *et al.*, 2010 [190]). De nombreux articles traitant de la spatialisation des *trade-offs* et des synergies abordent la question des services écosystémiques liés au sol voire les incluent dans leurs analyses. Toutefois, les services écosystémiques liés au sol, sont rarement spatialisés de manière individuelle et sont souvent étudiés avec d'autres services écosystémiques ce qui empêche la compréhension des processus biophysiques mis en jeu. En outre, ils sont souvent spatialisés via des modèles écologiques préconçus sans que la pertinence de ceux-ci soit discutée.

a. Service de production

La fertilité du sol en tant que services écosystémiques ou indicateur de services est évoquée dans la littérature grise internationale, même si ce n'est que lors de l'énumération des services écosystémiques existants mais sans que l'importance de ce service ne soit développée (MEA, 2005 [539] ; TEEB, 2010 [646] ; CBD, 2011 [644] ; Maes *et al.*, 2011 [418] ; PEER, 2011). Au sein des études scientifiques, les services écosystémiques liés à la fertilité du sol sont régulièrement évoqués, voire considérés comme un élément d'un ensemble de services étudiés (Crossman *et al.*, 2013 ; Jackson *et al.*, 2013 [327] ; Kienast *et al.*, 2013 [348] ; Palomo *et al.*, 2013). Toutefois, l'intérêt qui leur est porté semble relativement récent. Ils constituent un objet d'étude à part entière même si leur spatialisation reste limitée (Metzger *et al.*, 2008 ; Lamarque *et al.*, 2011 [362] ; Trabucchi *et al.*, 2014 [636]).

L'indicateur le plus utilisé pour quantifier ou spatialiser les services écosystémiques liés à la fertilité des sols est le stock de carbone du sol (Jones *et al.*, 2005 [336] ; Pei *et al.*, 2007 [511] ; Egoh *et al.*, 2008 [212] ; Metzger *et al.*, 2008 [449] ; Bartholomeus *et al.*, 2011 [65] ; Jaber *et al.*, 2011 [326] ; Stevens *et al.*, 2013 [613]). Les facteurs de contrôle de ces stocks de carbone du sol sont nombreux : température, précipitations, texture et pH, type de

végétation et occupation du sol (Krishnan *et al.*, 2007 [355]). De fait, les cartographies des stocks de carbone du sol sont souvent basées sur des jeux de données complets composés de données variées d'occupation du sol, topographie, sol et/ou climat (*e.g.* Bui*et al.*, 2009 [106] ; Martin *et al.*, 2011 [429] ; Muñoz *et al.*, 2011 [463] ; Kumar *et al.*, 2012 [358] ; Xu *et al.*, 2013 [696]). Cependant, il existe des cartographies uniquement basées sur des données de sol et/ou de topographie (*e.g.* Umali *et al.*, 2012 [642]), particulièrement à l'échelle globale (Krishnan *et al.*, 2007 [355]). La télédétection est de plus en plus utilisée pour réaliser les cartographies de carbone du sol par des prédictions à partir des bandes radiométriques (Bartholomeus *et al.*, 2011 [65] ; Jaber et Al Quinna, 2011 [325] ; Jaber *et al.*, 2011 [326] ; Muñoz *et al.*, 2011 [463] ; Ballabio *et al.*, 2013 [59] ; Shen *et al.*, 2013 [700]) ou à partir de classification d'occupation du sol (Descloux *et al.*, 2011 [177] ; Maes *et al.*, 2011 [418]) ou encore à partir de données LiDaR (Saatchi *et al.*, 2011 [572]).

Pour spatialiser le carbone du sol, les méthodes de géostatistiques telles que les méthodes de krigeages sont couramment employées (Frogbrook *et al.*, 2009 [261] ; Kumar *et al.*, 2012 [358] ; Umali *et al.*, 2012 [642] ; Ballabio *et al.*, 2013 [59]). Les méthodes statistiques telles que la *Partial Least Square Regression* (Muñoz *et al.*, 2011 [463] ; Shen *et al.*, 2013 [700]), la *stepwise regression* (Jaber *et al.*, 2011 [326] ; Xu *et al.*, 2013 [696]) ou encore les arbres de décision (Bui *et al.*, 2009 [106]) sont également très utilisées. Il existe également des plateformes Internet et des logiciels (*Soil Organic Carbon Application Service*) permettant la production de cartes de stocks de carbone du sol (Panagos *et al.*, 2008). [506] D'autres études réalisent des analyses de moyenne en calculant une moyenne, pondérée ou non, par unité de surface (*e.g.* le sol ou l'occupation du sol – Arrouays *et al.*, 2001 [41] ; Descloux *et al.*, 2011 [177] [177] ; Odgers *et al.*, 2012) [484]. Contrairement aux stocks de carbone de la végétation qui sont parfois représentés en valeurs économiques, les stocks de carbone du sol ne sont cartographiés qu'avec des unités biophysiques (Batjes, 2008 ; Frogbook *et al.*, 2009 [261] ; Odgers *et al.*, 2012 ; Shen *et al.*, 2013 [700]) ou en pourcentage (Huang *et al.*, 2007 [317] ; Bui *et al.*, 2009 [106] ; Umali *et al.*, 2012 [642]).

Stevens *et al.* (2013) [613] soulignent le problème de la représentation cartographique des stocks de carbone du sol pour du suivi, notamment en matière de résolution spatiale. Par exemple, Arrouays *et al.* (2011) [41] ou encore Martin *et al.* (2011) [429] cartographient les stocks de carbone du sol à partir des données *Corine Land Cover* d'occupation du sol à une résolution spatiale de respectivement 8 x 8 km et 12 x 12 km. Or, de manière générale, plus le territoire étudié est grand, moins la réssolution spatiale est fine et moins les modèles sont fiables (Xu *et al.*, 2013 [696]).

b. Service de régulation du cycle de l'eau et de l'érosion du sol

Les services écosystémiques liés à la prévention de l'érosion du sol sont souvent spatialisés dans la bibliographie (Guera *et al.*, 2014 [290]). La spatialisation se fait la plupart

du temps via l'application de modèles écologiques d'érosion (Dymond *et al.*, 2011 [208]) ou à partir de l'équation de perte de sol (USLE – Trabucchi *et al.*, 2012 [635] ; Castro *et al.*, 2014 [123] ; Guerra *et al.*, 2014 [290]).

Les services hydriques sont relativement bien traités dans la bibliographie concernant la quantification ou la spatialisation des services écosystémiques. Leur importance semble relativement bien perçue, notamment le rôle qu'ils jouent dans le contrôle des inondations et la limitation de l'écoulement excessif (De Groot *et al.*, 2002 [644] ; CBD, 2011 [644]). En effet, Raymond *et al.* (2009) montrent, par l'analyse d'enquêtes auprès des populations, que les services écosystémiques hydriques se trouvent parmi les services écosystémiques les plus reconnus, notamment la fourniture d'eau fraîche et la régulation du cycle de l'eau (Raymond *et al.*, 2009 [550]). Les indicateurs pour quantifier et/ou spatialiser la régulation du cycle de l'eau sont très variés (De Groot *et al.*, 2010 [168]) : le pourcentage de la contribution des eaux souterraines (Egoh *et al.*, 2008 [212]), la capacité de stockage de l'eau (m^3 - CBD, 2011 [644]), la part du flux annuel d'eau stockée dans le sol (Onaindia *et al.*, 2013 [491]), la rétention en azote (Lautenbach *et al.*, 2012 [377]), l'occupation du sol (Petz *et al.*, 2012 [520]), l'infiltration annuelle du sol (mm ou m^3/an), l'utilisation annuelle d'eau par les plantations (Baral *et al.*, 2009 [61]), l'eau disponible pour le bétail (Mubareka *et al.*, 2013)...

Les méthodes employées pour spatialiser ces indicateurs sont également variées et vont de l'utilisation de l'occupation du sol comme simple indicateur (Petz *et al.*, 2010 [520] [520]) à l'utilisation de modèles locaux comme le modèle TETIS, développé pour une zone d'étude précise (bassin versant de l'Oka en Espagne - Vélez *et al.*, 2009 [664] ; Onaindia *et al.*, 2013 [491] [491]), s'appuyant sur des données climatiques, de topographie et d'évapotranspiration, ou des modèles plus globaux (Maes *et al.*, 2011 [418]). Les cartographies du / des services de régulation de l'eau restent cependant peu nombreuses.

La distribution spatiale de l'infiltration de l'eau dans le sol est rarement représentée et rarement étudiée en tant qu'indicateur de services écosystémiques. Toutefois, Maes *et al.*, (2011) et Wallis *et al.*, (2011) la considèrent comme un indicateur de service écosystémique spatialement explicite (Maes *et al.*, 2011 [418] ; Wallis *et al.*, 2011 [679]) bien qu'elle ne soit pas systématiquement cartographiée (Wallis *et al.*, 2011 [679]). En effet, l'infiltration dans le sol est vue comme un indicateur de la capacité des écosystèmes terrestres à stocker temporairement de l'eau de surface (Maes *et al.*, 2011 [418]) ou encore comme un indicateur de la qualité de la régulation de l'eau (Wallis *et al.*, 2011). Seuls deux articles s'attachent à sa représentation spatiale (Maes *et al.*, 2011 [418] ; Pedretti *et al.*, 2011 [510]). Celle-ci se fait en unités biophysiques à partir d'une méthodologie basée sur le krigeage (Pedretti *et al.*, 2011 [510]) ou sur le modèle MAPPE (Maes *et al.*, 2011 [418]).

La distribution spatiale de l'eau biodisponible n'est, à notre connaissance, jamais représentée.

3. La spatialisation des stocks de carbone de la végétation

Dans la bibliographie sur la cartographie des services écosystémiques, le carbone stocké dans la végétation et celui stocké dans le sol sont parfois regroupés au sein d'un même indicateur (Descloux *et al.*, 2011 [177] ; Maes *et al.*, 2011 [418] ; Saatchi *et al.*, 2011 [572]). Si cela a du sens du point de vue du service rendu, la régulation du climat, cela en a moins du point de vue des processus physiques associés. De fait, nous avons décidé de nous intéresser séparément à la répartition spatiale et aux facteurs de contrôle de chacun de ces indicateurs.

Dans les études scientifiques, les stocks de carbone sont, de manière générale, quantifiés uniquement à partir de données relatives à l'occupation du sol tels que les inventaires forestiers (Fukuda *et al.*, 2012), des typologies d'occupation des sols spatialisées (Ponce-Hernandez, 2007 [530] ; Hapsari, 2010 [304]). Les auteurs appliquent soit des équations allométriques fondées sur la mesure des arbres, notamment de la fermeture de la canopée (Nelson *et al.*, 1999 [472] ; Wauters *et al.*, 2008 [680]) permettant de calculer la biomasse, soit des indices de végétation (Bolfe et Batistella, 2011 [92]). Les quantités de carbone sont ensuite déduites en appliquant le facteur 0.5, soit des facteurs d'expansion de biomasse.

La prédominance de l'occupation du sol comme donnée d'entrée s'explique par plusieurs facteurs. L'occupation du sol semble en effet être un bon indicateur des variations dans le stock de carbone de la biomasse végétale puisque celui-ci est sensible à l'occupation et à la mise en valeur des sols. De plus, cette donnée est facile à acquérir par les outils satellitaires. De fait, le Millenium Ecosystem Assessment (MEA), en soulignant l'importance de cet indicateur dans l'estimation de la dégradation des services écosystémiques, préconise son utilisation. Malgré tout, il peut être envisagé que d'autres facteurs puissent intervenir dans les variations du taux de carbone stocké. Un jeu de données plus complet, à la fois plus diversifié en matière de variables explicatives et plus précis en termes d'occupation du sol permettrait de mieux expliquer et quantifier le phénomène étudié, sans le simplifier de manière excessive.

Si certaines études choisissent de quantifier les stocks de carbone en valeurs économiques, la cartographie réalisée ici se fonde sur une analyse biophysique avec le recours à des unités ayant écologiquement un sens (Naidoo *et al.*, 2006 [468] ; Rutledge *et al.*, 2010 [571]). Il s'agit donc de la quantité de carbone stocké dans la biomasse végétale aérienne à un instant t. Ce stock est susceptible de connaître d'importantes variations dans l'espace et dans le temps, en fonction des usages, permettant ainsi de préciser l'importance du déstockage (à partir de la forêt primaire) ou du stockage (par exemple, depuis les pâturages jusqu'aux forêts secondaires). Les cartographies du stock de carbone peuvent trouver une application dans le contexte de dispositifs tels que les REDD et REDD+ dans la mesure

où elles fournissent un état des lieux de la quantité de carbone présent dans la végétation. Cela en fait un outil indispensable pour développer une approche critique des nouveaux outils de gestion des territoires comme les paiements pour des services écosystémiques.

B. Les données spatiales choisies

Les processus biophysiques à l'origine des services écosystémiques étudiés s'opèrent et sont mesurés à l'échelle de points d'échantillonnage. Le principe de l'analyse cartographique de cette thèse repose donc sur l'interpolation de ces données terrain ponctuelles, à l'ensemble d'un territoire. Cette interpolation passe par l'utilisation de données télédétectées.

Les données issues de la télédétection présentent deux avantages : elles sont, dans une certaine mesure, reproductibles dans le temps, ce qui permet de suivre l'impact de la dynamique du front de déforestation et elles couvrent de larges zones de travail. De plus, certaines de ces données, comme celles utilisées dans le cadre de la thèse, sont aujourd'hui mises à disposition gratuitement, ce qui permet de garantir une certaine reproductibilité de la méthode employée.

Dans l'ensemble de ce travail, des données Landsat TM et des informations issues du MNT ASTER ont été utilisées via l'utilisation de logiciels de télédétection et de SIG (Envi et **ArcGIS** - Table 2.2). Ces données ont servi aux analyses présentées dans la plupart des chapitres. D'autres données ont été utilisées dans le cadre de ce travail mais de manière beaucoup moins récurrente (images MODIS - chapitre 5, données terrain de socio-économie - chapitre 6). Par conséquent, ces dernières ne sont présentées que dans les chapitres dans lesquels elles interviennent.

Les données issues de la télédétection utilisées permettent d'obtenir une approche de la fourniture en services écosystémiques (offre). Toutefois, pour aborder la question de la demande (liée aux bénéficiaires de ces services), elles sont insuffisantes. Le tableau 2.2 synthétise les données de télédétection à haute résolution spatiale qui ont été utilisées dans le cadre de cette étude.

Données	Sources	Type de variable
Classification de l'occupation du sol	Landsat TM - Oszwald *et al.*, 2011 [497]	Qualitative
Trajectoire historique d'occupation du sol	Landsat TM - Oszwald *et al.*, 2011 [497]	Qualitative
NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index* - densité de la végétation)	Landsat TM	Quantitative
NDWI (*Normalized Difference Water Index* - teneur en eau de la végétation)	Landsat TM	Quantitative
Distance à la forêt (m)	Landsat TM	Quantitative
Altitude (m)	MNT ASTER	Quantitative
Pente (%)	MNT ASTER	Quantitative
Topographie	MNT ASTER	Qualitative
Distance au réseau hydrographique	MNT ASTER	Qualitative

TABLE 2.2 : *Données issues de la télédétection utilisées pour spatialiser les indicateurs de services écosystémiques étudiés.*

1. Les données relatives aux images Landsat TM

L'occupation des sols, comme la nature des sols, joue un rôle prépondérant sur la nature et la dynamique des services rendus par les écosystèmes. Il est donc indispensable d'obtenir, par télédétection, c'est-à-dire de manière répétitive dans le temps et l'espace, des informations renseignant sur la nature et la typologie des paysages. Comme les services écosystémiques sont fournis par des processus biophysiques ou des fonctions écologiques qui s'opèrent à une échelle très locale, il est intéressant de traiter l'information de manière la plus détaillée possible (Burkhard *et al.*, 2009 [110]). Afin d'expliquer et de modéliser les indicateurs de processus biophysiques connus à l'échelle des points, des données issues de la télédétection à haute résolution spatiale (images Landsat TM et MNT Aster de résolution spatiale 30 x 30 m) ont donc été choisies. Cette résolution permet de mieux appréhender la relation entre les relevés terrain, donc les processus biophysiques, et les données télédétectées.

Le premier type d'information est relatif à l'occupation du sol et provient du traitement d'images Landsat TM dont l'utilisation présente plusieurs avantages. Tout d'abord, ces images permettent la création d'une méthodologie reproductible par leur mise à disposition gratuite sur Internet et par leur large couverture mondiale. Enfin, elles possèdent une résolution spatiale adaptée à l'objet d'étude : la caractérisation voire le suivi de l'occupation du sol à l'échelle locale. En effet, elles présentent une haute résolution spatiale

parfaitement adaptée à la mise en place d'une classification détaillée de l'occupation du sol prenant en compte la variété paysagère, particulièrement en milieu de fronts pionniers.

Quatre données de l'occupation du sol, présentant une complexité croissante, sont disponibles : deux indices de végétation, le *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI) et le *Normalized Difference Water Index* (NDWI), l'occupation du sol actuelle (OS_t) et une trajectoire historique d'occupation du sol (Oszwald et *al.*, 2011 [497]). Ces informations ont été acquises durant la saison sèche permettant un contraste maximum entre les éléments du paysage (forêt, culture, jachère), et ce à plusieurs dates afin d'obtenir des informations d'occupation du sol récentes et concernant son historique depuis plus de 15 ans, toutes corrigées des effets de l'atmosphère. Une cinquième information a été calculée et utilisée pour les services liées à la biodiversité : la distance à la plus proche forêt, en mètres.

a. Les indices de végétation

Les indices spectraux permettent de résumer une information provenant de deux, voire plusieurs bandes spectrales. Il s'agit en fait d'une opération mathématique réalisée en utilisant les réflectances d'un objet dans deux ou plusieurs intervalles de longueurs d'onde. Parmi les différents indices de végétation, le plus utilisé est le NDVI mais d'autres tels que le LAI (*Leaf Area Index*) et le EVI (*Enhanced Vegetation Index*) sont parfois utilisés.

Le NDVI est un des indices de végétation les plus utilisés en télédétection (Gao, 1996). Il permet de discriminer la masse de végétation chlorophyllienne. Il est calculé sur la base de deux bandes spectrales sensibles à la végétation, les bandes du rouge du visible (R) et du proche infrarouge (PIR). Dans cette dernière bande, les réflectances augmentent avec la densité de la végétation alors qu'elles diminuent dans le rouge. Il se calcule de la manière suivante :

$$NDVI = \frac{PIR - R}{PIR + R} \tag{2.2}$$

Les valeurs prises par cet indice s'échelonnent de -1 à 1. Les valeurs positives correspondent à une végétation dont le recouvrement spatial et l'activité sont d'autant plus forts que l'indice augmente avec les valeurs les plus élevées pour les couverts les plus denses. Il permet donc d'établir une hiérarchie des couverts végétaux en fonction de leur densité (Oszwald, 2005 [493]). Les valeurs négatives correspondent aux zones en eaux et/ou humides, pour lesquelles la réflectance dans le rouge est supérieure à celles dans le proche infrarouge. Les valeurs proches de 0 correspondent aux sols nus dont les réflectances dans

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

les deux bandes sont approximativement les mêmes.

Le NDVI présente de nombreux avantages. Il permet notamment de discriminer différentes strates phénologiques et de révéler des conditions anormalement sèches (Oszwald, 2005 [493]). De plus, cette donnée est plus facile et rapide d'acquisition que la donnée d'occupation du sol à un instant *t*.

Malgré tout, cet indice présente plusieurs inconvénients et il faut l'employer avec prudence, particulièrement en milieu tropical humide. Tout d'abord, il sature quand le couvert végétal est élevé et il ne prend plus compte de l'augmentation de la biomasse une fois atteint le seuil de saturation, soit la valeur de 0,80 (Gao, 1996 [265] ; Girard et Girard, 1999 [274] ; Adam *et al.*, 2010 [11] ; Pennec *et al.*, 2011 [514]). De plus, il est rapidement affecté par les végétations peu denses et par la contribution du sol (Gong *et al.*, 2003 [513]). Enfin, du fait de l'utilisation des bandes rouge et proche infrarouge, cet indice est dépendant de la réflectance des éléments mesurés et subit des déformations dues à l'eau contenue dans l'atmosphère (Adam *et al.*, 2010 [11]). Cet aspect peut poser des problèmes quant à son utilisation dans les régions forestières tropicales humides.

L'indice normalisé de différence d'eau (NDWI - Gao, 1996 [265]) permet de faire une estimation de l'eau contenue dans la végétation puisqu'il se base sur la bande du Moyen Infrarouge, très sensible à la teneur en eau de la végétation (Gond *et al.*, 2004 [278]). De fait, il permet de connaître l'état de stress hydrique de la végétation (Gao, 1996 [265] ; Adam *et al.*, 2010). Cet indice présente l'avantage d'être moins sensible aux effets atmosphériques que le NDVI (Adam *et al.*, 2010 [11]). Cet aspect peut-être particulièrement intéressant pour les études menées en milieu tropical humide. Il se calcule à partir de la combinaison de la bande du Moyen Infrarouge et de celle du Rouge :

$$NDWI = \frac{R - MIR}{R + MIR} \tag{2.3}$$

Les valeurs prises par cet indice s'échelonnent de -1 à 1. Elles sont négatives pour les sols et augmentent avec la quantité d'eau liquide et le pourcentage de recouvrement de la végétation. Les valeurs sont maximales pour les espaces d'eau libre (Gao, 1996 [265]).

De manière générale, les indices de végétation, notamment le NDVI, sont souvent utilisés pour expliquer et prédire les quantités de carbone stocké dans la végétation. Ces indices peuvent être utilisés comme les variables explicatives des variations de carbone (Bolfe et Balvanera, 2010 [92]). Ces indices servent la plupart du temps à estimer la biomasse végétale qui est ensuite mise en relation avec les quantités de carbone stocké (Dong *et al.*, 2003 [191] ; Piao *et al.*, 2005 [523] ; Fang *et al.*, 2007 [331]) ou à venir en appui d'autres variables (Taghavi Bayat, 2012 [71] ; Ponce-Hernandez, 2004 [531]).

b. La classification d'occupation du sol

Dans un premier temps, les images à haute résolution spatiale Landsat TM ont servi à effectuer une classification supervisée à l'échelle de trois localités du Pará : Macaranduba, Pacajá et Palmares. Leur traitement a été réalisé par Johan Oszwald, dans le cadre du programme AMAZ.

Ces images datent de 2007, année à laquelle les échantillonnages terrain des indicateurs de services écosystémiques ont été réalisés. Le traitement de ces images a permis la mise en évidence de huit classes d'occupation du sol pour la date d'analyse la plus récente. Pour cette étude, seules six de ces modalités ont été sélectionnées : "forêt" (F), "forêt brûlée" (FB), "pâturage propre" (PP), "pâturage avec ligneux" (PL), "sol nu" (SN) et "juquira-capoeira" (JC) (Figure 2.9). La classe "sol nu" correspond à deux réalités différentes qu'il est impossible de discriminer par télédétection sur des images traitées lors de la saison sèche. Il s'agit de sols réellement nus tels que les routes, les pistes et les alentours des habitations ainsi que des cultures annuelles qui sont en réalité des sols nus, sans couvert végétal, en cette période de l'année.

c. L'information sur l'histoire récente du paysage

La connaissance de l'occupation du sol et de son évolution est nécessaire pour estimer les services rendus dans un espace donné (Oszwald *et al.*, 2011 [497]). Pourtant, dans le cadre de l'évaluation des services écosystémiques, notamment dans une perspective économique, seules des cartographies d'occupation du sol sont réalisées (Hein *et al.*, 2006 [308] ; Troy et Wilson, 2006 [637]).

Des classifications ont alors été menées pour les années antérieures : 1990, 1994, 1998 et 2002. À partir de ces données d'occupation du sol, des trajectoires historiques ont été déterminées. Ces classes de trajectoire historique d'occupation du sol sont au nombre de cinq (Fig2.10 - Oszwald *et al.*, 2011 [497]).

- La classe 1 représente les espaces homogènes, couverts par de la forêt dense depuis les années 1990.
- La classe 2 correspond aux espaces de forêt dense ayant été brûlée, pour être cultivées.
- La classe 3 correspond aux espaces ayant été mis en culture à partir des années 2002.
- La classe 4 correspond à des espaces exploités à partir des années 1998.
- Enfin, la classe 5 correspond à des espaces pâturés ou en friches depuis les années

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

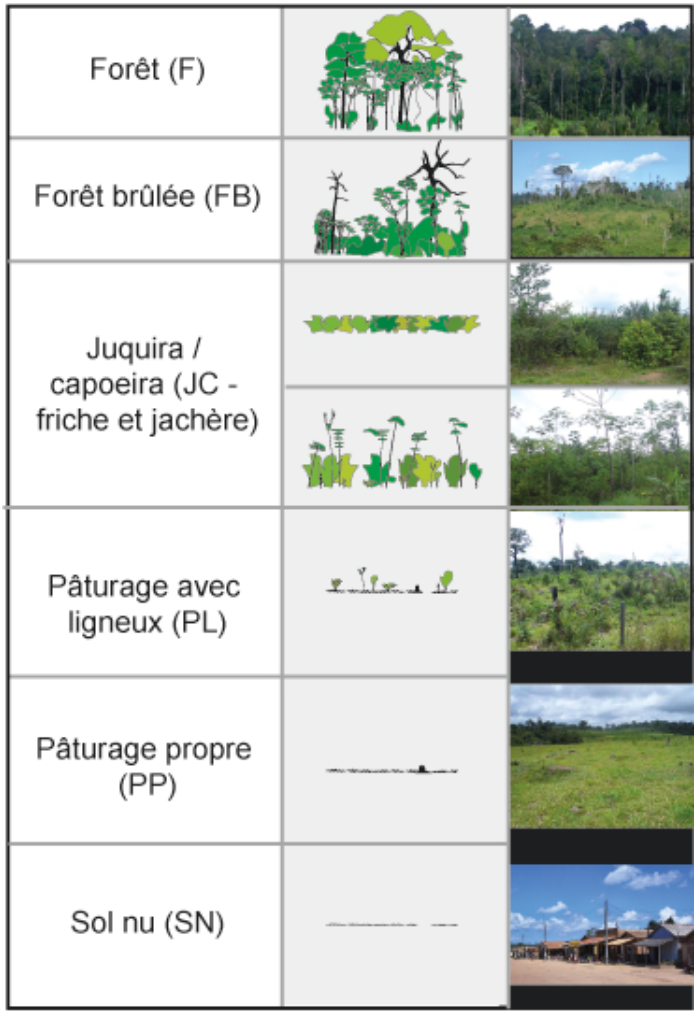


FIGURE 2.9 : *Types d'occupation du sol discriminés par traitement d'image Landsat TM. D'après Johan Oszwald.*

1990.

Cette donnée paraît particulièrement intéressante afin de tester l'influence de la dynamique du paysage à moyen terme sur la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes.

d. La distance à la forêt la plus proche

À partir des images Landsat TM de 2007, une dernière variable correspondant à la distance (en mètres) minimale de chaque pixel à un espace de forêt a été calculée. Cette variable n'a été appliquée qu'au sein des modèles visant à prédire des valeurs d'indicateurs de services écosystémiques liés à la biodiversité, permettant ainsi de prendre en compte la capacité de déplacement des taxons étudiés.

L'information sur la distance aux espaces forestiers les plus proches est couramment employée dans la littérature modélisant des données de biodiversité (e.g. Brown *et al.*,

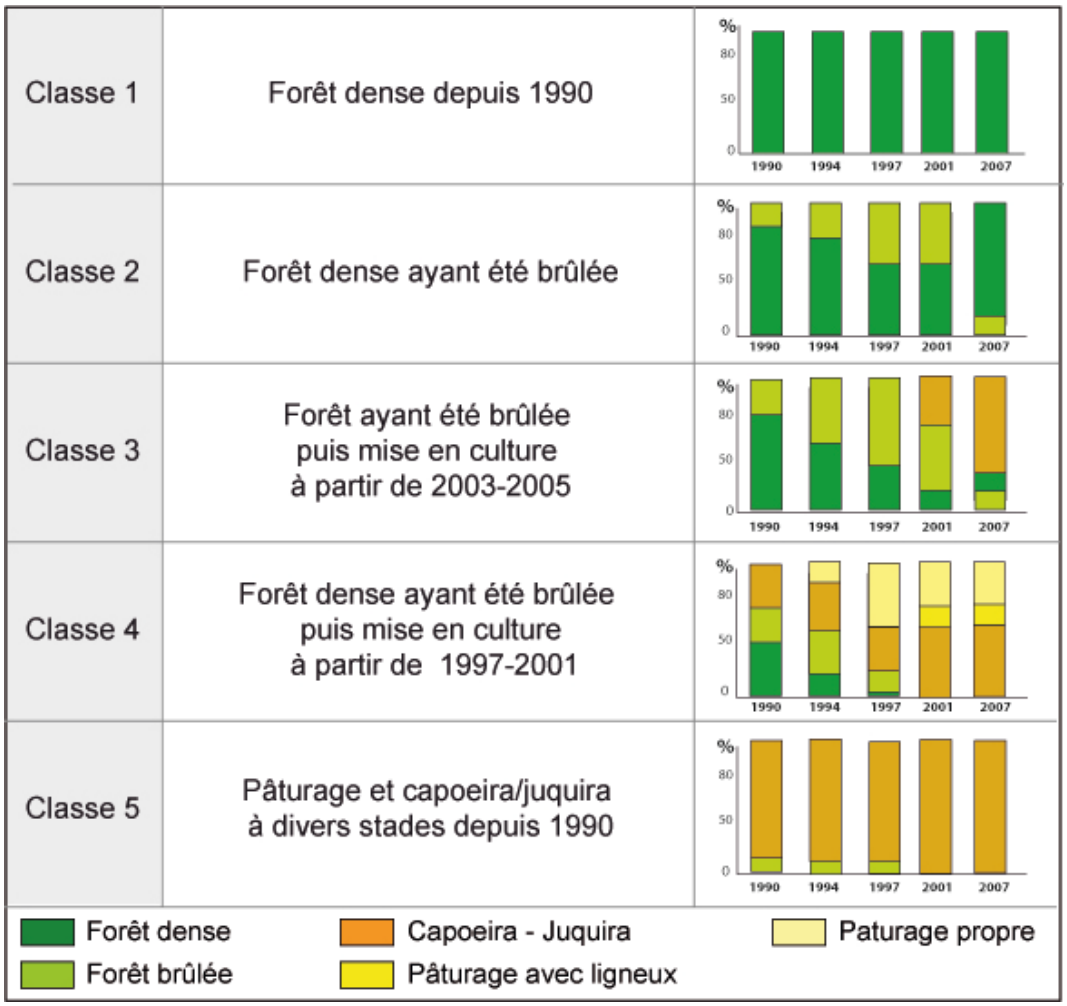


FIGURE 2.10 : *Trajectoires d'occupation du sol entre 1990 et 2007. Adapté de Oszwald et al., 2011 [497].*

2001 ; Boreux *et al.*, 2012 ; Deikumah *et al.*, 2013) et peut être significativement corrélée à la richesse spécifique en certaines espèces (Brown *et al.*, 2001 ; Boreux *et al.*, 2012 ; Deikumah *et al.*, 2013).

L'information sur la distance à la forêt a été obtenue avec le logiciel ArcGIS 10.0 qui permet de calculer la distance euclidienne de chaque pixel à un polygone déterminé (polygone de forêt dans notre cas).

2. Les données MNT

Le deuxième type d'information est relatif à la topographie et provient du traitement du GDEM (*Global Digital Elevation Model*) ASTER (*Advanced Spacebone Thermal Emission and Reflection Radiometer* - Tachikawa *et al.*, 2011 [618]). Celui-ci est un MNT (Modèle Numérique de Terrain), coproduit par le MITI (Ministère de la recherche japonais)

et la NASA, qui couvre l'ensemble du globe avec une résolution spatiale d'environ 30x30 mètres. Quatre variables relatives à la topographie sont disponibles : l'altitude, la pente, les grandes unités topographiques et la distance au réseau hydrographique. Chaque pixel des sites est alors renseigné par l'altitude, la pente, la distance au réseau hydrographique et la topographie.

Les données d'altitude renseignent, en tout point de la zone d'étude, l'altitude (en mètre) du pixel étudié. À l'aide d'un logiciel SIG, l'information sur l'altitude permet de renseigner la pente de chacun des pixels. Les pentes synthétisent la différence d'altitude entre deux pixels adjacents et sont fournies en pourcentage.

La variable "topographie" renseignant les grandes unités topographiques a été produite à l'aide de l'extension d'ArcGis "Corridor Designer" (*http* : *//corridordesign.org/*) et correspond à une caractérisation synthétique du contexte topographique en quatre modalités : fond de vallée ou bas de pente (1), zones de faible pente (2), zone de forte pente (3) et sommet de colline ou haut de pente (4).

Une cartographie du réseau hydrographique a également été déduite du MNT ce qui a permis de déterminer une distance aux cours d'eau (0 à 100 mètres, 100 à 200 mètres, 200 à 300 mètres, 300 à 500 mètres et plus de 500 mètres).

III. Les principales analyses statistiques

Les méthodes de cartographie et d'analyse sur lesquelles est fondée cette thèse relèvent essentiellement d'approches statistiques. Ces approches mettent systématiquement en relation des données terrain (indicateurs de services écosystémiques) et des données variées, le plus souvent obtenues par télédétection. Encore peu appliquée dans le domaine de la cartographie des services écosystémiques (ou de leurs indicateurs), elles constituent une des approches possibles de spatialisation des services écosystémiques.

Les données à analyser renseignent les points d'échantillonnage (individus statistiques - lignes des tableaux de données) sur plusieurs variables : essentiellement les indicateurs de services écosystémiques (variables quantitatives - colonnes des tableaux de données) et les caractéristiques paysagères (variables quantitatives ou qualitatives). Selon les objectifs fixés, deux types d'analyses peuvent être distingués :

- Les analyses exploratoires dont le but est de décrire ou résumer l'information portée par les données. Nous nous sommes principalement appuyés sur deux méthodes classiques : l'analyse en composantes principales (ACP) et classification ascendante hiérarchique (CAH).
- Les méthodes de régression dont l'objet est d'expliquer une variable en particulier

(un indicateur de services écosystémiques par exemple) à partir d'autres variables, qualifiées d'explicatives (les données d'occupation du sol par exemple). Pour réussir à expliquer de manière satisfaisante la variable d'intérêt, il n'est pas toujours pertinent de prendre en compte toutes les variables explicatives. En effet, certaines d'entre elles peuvent ne pas apporter d'information significative sur la variable à expliquer. Par ailleurs, certaines variables explicatives peuvent très liées entre elles (auto-corrélation), si bien qu'il peut être suffisant de n'en prendre en compte qu'un nombre restreint dans l'élaboration de la méthode. Il convient ainsi d'assortir les méthodes de régression de procédure de sélection de variables. Une fois la méthode construite sur les données disponibles (données d'apprentissage), celle-ci pourrait être ensuite utilisée pour prédire la variable d'intérêt à partir de nouvelles observations recueillies sur des seules variables à expliquer. Par exemple, une méthode de régression a été employée pour prédire des quantités de carbone stocké pour chaque pixel des images satellites à partir des 135 points d'échantillonnage pour lesquels sont connus des données terrain (mesures des stocks de carbone de la végétation) et des données issues du traitement d'images satellites (occupation du sol,...). La méthode de régression a ainsi été construite sur les 135 points d'échantillonnage et a été appliquée à l'ensemble des sites d'étude. Dans la plupart des cas présentés dans cette thèse, deux méthodes ont été mises en œuvre : la régression linéaire et l'arbre de régression. Nous avons également cherché à comparer les vertus prédictives de ces deux méthodes. Pour cela, des procédures dites de validation croiée (ou d'apprentissage de validation) ont été lises en place.

A. Exploration des données

Les analyses exploratoires de données ont permis de résumer et/ou de représenter les données disponibles, à partir d'outils différents : tableaux, graphiques ou indicateurs. Le type d'outil dépend notamment de la nature qualitative ou quantitative des variables.

1. Méthodes d'exploration des données

L'**Analyse en Composantes Principales** (ACP) est une méthode d'exploration de données permettant d'analyser des données quantitatives. Un objectif principal de l'ACP est de dresser une typologie des individus, c'est-à-dire d'identifier des groupes d'individus proches ou éloignés (Husson *et al.*, 2009 [319]) et de déterminer les variables contribuant à cette typologie (Escoffier et Pagès, 1998 [220] - pour plus de détail sur la méthode, voir annexe A). Dans cette thèse, l'ACP a été utilisée, à la fois pour identifier des groupes d'individus statistiques (points d'échantillonnage) qui se ressemblent du point de vue de

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

la fourniture en services écosystémiques (par exemple, dans les chapitres 4 et 6) ainsi que pour identifier les indicateurs de services écosystémiques qui co-varient (par exemple, dans le chapitre 6). .

Pour observer l'influence d'une typologie sur un groupe de variables quantitatives continues, des **ACP intra et inter groupes** (*within* et *between*) ont été utilisées (Benzécri, 1983 [658] ; Dolédec et Chessel, 1987 [659]). Les analyses inter-groupes et intragroupes sont deux cas particuliers de méthodes statistiques sur des variables instrumentales. Le recours aux analyses inter-groupe et intragroupe permet de prendre en considération des effets (liés à une typologie) au sein d'un jeu de données soit en mettant l'accent sur cet effet, soit en cherchant à l'enlever (Dufour, 2009 [199] ; Oszwald, 2013 [494]). Dans le premier cas, ces analyses permettent de quantifier la variance totale du tableau de données expliquée par l'effet inter-groupe (analyse between), c'est-à-dire en focalisant l'analyse sur les variables expliquant la différence entre les classes d'une typologie. Dans le second cas, elles quantifient la variance totale expliquée par l'effet intragroupe (analyse *within*), c'est-à-dire en focalisant l'analyse sur les variables du jeu de données sans influence des classes de cette même typologie (Lebreton *et al.*, 1991 [391] ; Borcard *et al.*, 1992 [94] ; Baty *et al.*, 2006 [67]).

Les méthodes de **classifications** visent à regrouper les individus (par exemple les 135 points d'échantillonage ou les exploitations agricoles) en classes aussi homogènes que possible du point des variables considérées (par exemple les indicateurs de services écosystémiques - Gordon, 1999 [279] ; Everitt *et al.*, 2011 [223]). Les méthodes de classification sont itératives. Dans ce travail, nous avons mis en œuvre des méthodes classiques dites de Classifications Ascendantes Hiérachiques (CAH) qui se fondent sur un des algorithmes de classification parmi les plus couramment employés (Husson *et al.*, 2009 [319]). Le principe consiste à partir d'autant de classes que d'inividus (chaque individu forme une classe à lui seul) puis à regrouper progressivement les individus au sein de classes plus grandes jusqu'à n'avoir qu'une seule classe formée de tous les individus (d'où le terme ascendant). Le graphique produit est un dendogramme illustrant les regroupements successifs et permettant de déterminer de manière argumentée le nombre de classes retenues. À titre d'exemple, dans le cadre de cette thèse, des classifications ont été réalisées notamment pour regrouper les points d'échantillonnage au sein de classes relativement homogènes du point de vue de fourniture de services écosystémiques et déterminer ainsi de manière objective les associations entre les indicateurs de services (chapitre 6).

2. Tests statistiques associés

De manière générale, l'objectif des tests statistiques est de vérifier la crédibilité d'une hypothèse. Ils se fondent sur le principe suivant : nous nous plaçons sous l'hypothèse

H_0 que nous cherchons à vérifier. Le test statistique sélectionné permet de vérifier si nos données sont en accord avec l'hypothèse initiale. Le résultat de chaque test (conservation ou rejet de H_0) est associé à une probabilité critique qui renseigne sur la probabilité d'observer la statistique de test obtenue (tests du χ^2, du R^2,...) dans le cadre de H_0 (Saporta, 2006 [579]). Des tests statistiques ont été utilisés pour comparer des groupes d'individus. Trois tests différents ont été employées selon le type de données (jeux de données, variables quantitatives, variables qualitatives) et leur distribution (paramétrique, non paramétrique) : le χ^2, le test de Kruskal-Wallis et le test de Monte Carlo.

Pour l'étude simultanée de deux variables qualitatives un **tableau de contingence** associé à un **test d'indépendance du** χ^2 peuvent être effectués (Hamon et Jégou, 2008 [298]), par exemple, pour appréhender la correspondance entre deux prévisions ou deux classifications. Le tableau de contingence et le χ^2 permettent de tester l'indépendance entre deux variables qualitatives. Le tableau de contingence permet de résumer l'ensemble des données au sein d'un tableau à double-entrée qui regroupe les effectifs, modalité par modalité. Le test du χ^2 permet d'identifier la dépendance ou l'indépendance entre les variables et, dans le cas de la dépendance, quantifier cette dernière (Cornillon *et al.*, 2010 [146]). Pour ce faire, nous cherchons à obtenir une mesure qui donne l'écart global entre le tableau initial de contingence et le tableau dans le cas de l'indépendance entre les deux variables. Dans le cas de deux variables non indépendantes, il est intéressant de comprendre les associations entre les modalités. Dans le cadre de cette thèse, un test du χ^2 associé à un tableau de contingence a été réalisé pour évaluer l'adéquation entre deux classifications d'occupation du sol réalisées à deux échelles spatiales différentes à partir de deux capteurs différents (chapitre 5).

Pour tester si la valeur d'un indicateur ou la corrélation entre deux matrices est un résultat aléatoire, **des tests de Monte-Carlo** ont été réalisés. Ce test repose sur la somme des valeurs propres d'une analyse discriminante (divisée par le rang). Son calcul est basé sur un rééchantillonnage aléatoire. Une *p-value* inférieure au niveau de la significativité (seuil des 5 %) conduit à rejeter l'hypothèse H_0 postulant que la valeur d'un indicateur ou la corrélation entre deux matrices sont le résultat d'un processus aléatoire. Ces tests ont notamment été utilisés au cours du chapitre 7, associés à des analyses de co-inertie pour identifier les liens entre la fourniture de services écosystémiques et les caractéristiques socio-économiques des exploitants agricoles.

Pour les données non normalement distribuées, le **test non paramétrique de Kruskal-Wallis** a été effectué. Ce test cherche à tester la significativité de la différence entre les moyennes de plusieurs échantillons afin de voir si au moins un échantillon provient d'une population différente des autres. Le calcul porte sur les rangs attribués aux valeurs numériques des mesures suite à leur classement par ordre croissant.

Pour les données normalement distribuées, une **analyse de variance** (ANOVA) a été

effectuée. Elle permet de modéliser la relation entre une variable explicative qualitative (X) à I modalités et une variable à expliquer quantitative (Y). Elle repose sur la comparaison des moyennes empiriques de Y pour les I modalités de X (Cornillon *et al.*, 2010 [146]). L'analyse d'ANOVA ou les tests de Kruskal-Wallis ont systématiquement été associés à la réalisation de boîtes à moustaches.

B. La régression

Les méthodes de régression sont utilisées pour analyser la relation d'une variable (dite variable à expliquer) par rapport à une ou plusieurs autres (dites variables explicatives). Les principales méthodes employées dans cette thèse sont la régression linéaire multiple et l'arbre de régression, par exemple, pour prédire des valeurs d'indicateurs de services écosystémiques et ainsi réaliser une interpolation à l'ensemble des sites d'étude.

1. Méthodes de régression

Le modèle linéaire est une méthode paramétrique qui est construite en combinant linéairement les variables explicatives. Les paramètres estimés par moindres carrés correspondent aux coefficients associés aux variables dans cette combinaison (Cornillon et Matzner, 2011 [145]). Les paramètres estimés par le modèle illustrent ainsi l'influence de chacune des variables explicatives X (par exemple, les données de configuration paysagère telle que l'occupation du sol ou l'altitude) sur la variable à expliquer Y (par exemple, un indicateur de services écosystémiques tel que les stocks de carbone de la végétation - pour plus d'information, voir l'annexe A).

Comme certaines variables n'influencent pas de manière significative la variable à expliquer, une procédure de choix de variables a ainsi été mise en place. Le principe de ce critère consiste à réaliser un compromis entre deux termes : la qualité de l'ajustement (mesurée par une faible variance résiduelle) et un nombre "raisonnable" de variables. Formellement, le critère s'écrit sous la forme générale :

$$\text{Variance résiduelle} + \text{ø (nombre de paramètres)}$$

La variance résiduelle (écart quadratique moyen entre valeurs prédites et valeurs observées) diminue mécaniquement lorsque l'on ajoute des variables au modèle : chercher à la minimiser conduira toujours à retenir le modèle complet, c'est-à-dire, le modèle avec le plus de variables explicatives (dans le cas de l'exemple pris précédemment, les 10 variables liées à la configuration paysagère ou au site). Le second terme, au contraire, est une fonction croissante du nombre de variables. Le modèle minimisant un critère de ce type réalise

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

donc un équilibre entre fidélité aux données et pénalisation d'un trop grand nombre de variables. Plusieurs formulations existent pour la fonction ø définissant ainsi les critères associés. Les plus classiques sont le critère AIC (Akaike's Information Criterion ; Akaike, 1973 [16]), le critère BIC (Bayesian Information Criterion ; Schwarz, 1978 [587]) ou le critère Cp (Mallows, 1973 [422]). Le critère AIC est d'ordinaire utilisé en régression non paramétrique (Liu, 2011 [402]), aussi ce sont les deux autres critères qui ont été utilisés et ceux-ci retiennent le même modèle. Dans notre étude, nous avons systématiquement testé les deux critères et sélectionné le plus performant par procédure de validation croisée (cf. supra).

L'**arbre de régression** est une méthode non paramétrique de régression. Ces méthodes se fondent sur un partitionnement de l'espace des variables explicatives en différentes classes qui ne se recouvrent pas, au sein desquelles la variabilité entre individus est faible du point de vue de la variable à expliquer (Figure 2.11). La valeur ajustée correspond à la moyenne des observations pour les individus de la classe.

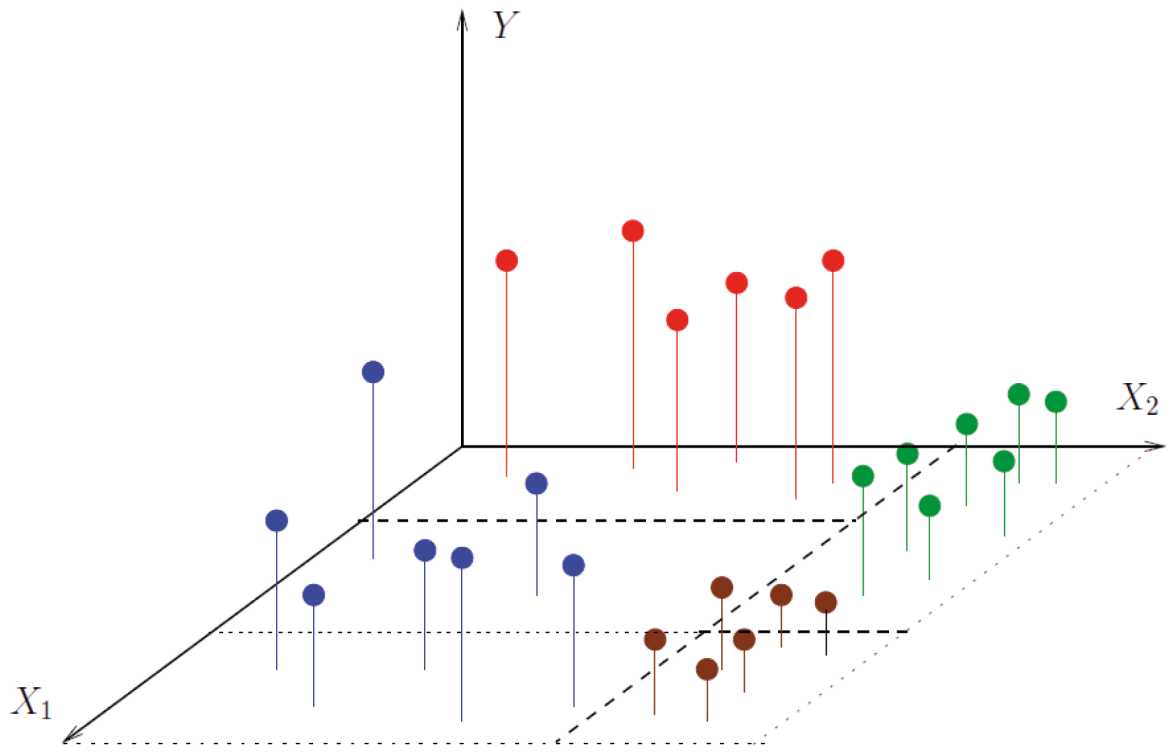


FIGURE 2.11 : *Représentation schématique du principe de l'arbre de décision avec X_1 et X_2, des variables explicatives et Y la variable à expliquer (les différentes couleurs représentant les différentes classes issues du modèle).*

Étant non paramétriques, ces méthodes n'exigent pas d'hypothèse au sujet des données (méthodes dites *data driven*). L'obtention d'un tel partitionnement résulte de l'applica-

tion d'un algorithme séquentiel fondé sur la méthode Cart (Breiman *et al.*, 1984 [99]). Cet algorithme stoppe son partitionnement lorsque le fait de rajouter des coupures n'apporte plus une information significative supplémentaire. Le partitionnement se faisant uniquement avec les variables explicatives influençant la variable Y, la procédure fait aussi office de sélection de variables. L'un de ses avantages est qu'elle propose une représentation du modèle retenu sous la forme d'un arbre facile à interpréter.

2. Tests statistiques associés

La corrélation linéaire entre plusieurs variables quantitatives continues a été testée au moyen du **test du R^2**. Le R^2, ou coefficient de détermination, donne une estimation de la qualité de l'ajustement du modèle. Il est compris entre 0 et 1. Quand le R^2 tend vers 1, l'ajustement du modèle est jugé performant. Toutefois, le R^2 augmente avec le nombre de variables. De ce fait, il n'est pas souhaitable de l'utiliser comme critère de choix de modèle (Cornillon et Matzner-Lober, 2011 [145]).

Enfin, la **méthode de validation croisée** a été utilisée pour comparer plusieurs modèles. Le principe de la validation croisée consiste à séparer l'ensemble des données en un échantillon d'apprentissage sur lequel on construit chaque modèle et d'un échantillon test sur lequel le modèle est appliqué pour faire de la prévision (Refaeilzadeh *et al.*, 2009 [551]). Une erreur de prévision (*mean square error*) mesurant l'écart entre les valeurs prédites sur l'échantillon test et les valeurs observées sur le terrain est calculée pour chaque modèle. Dans la procédure mise en place, environ 90 % des individus, soit environ 120 individus, sont tirés aléatoirement pour former l'échantillon d'apprentissage et au total, 100 relances ont été réalisées permettant ainsi de comparer les vertus prédictives des méthodes via la confrontation des erreurs de prévision moyennes.

Pour résumer

- Besoin d'indicateurs de services quantifiables et spatialisables.
- Huit indicateurs biophysiques de la fourniture en services écosystémiques.
- Indicateurs mesurés sur le terrain et variés en termes d'échelles spatiales et de fonctionnement biophysiques.
- Appui sur des données issues du traitement d'images satellites.
- Appui sur des méthodologies statistiques variées.

Deuxième partie

Enjeux méthodologiques de la spatialisation des services écosystémiques

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

Introduction

Dans cette partie, nous développons des approches statistiques de cartographie d'indicateurs de services écosystémiques, à différentes échelles spatiales afin de mettre en évidence l'importance des choix méthodologiques. Cette prise en considération de l'impact des choix méthodologiques semble essentielle dans un contexte d'augmentation drastique de l'offre et de la demande en cartographie de services écosystémiques.

De fait, cette partie vise à analyser le volet méthodologique de la spatialisation d'un ou de plusieurs indicateur(s) de services écosystémiques à différentes échelles spatiales afin d'affiner la définition du domaine de validité (Arnauld de Sartre *et al.*, 2014 [39] ; Maris, 2014 [426]), à travers le cas d'étude d'espaces sujets à des dynamiques de déforestation. Trois axes de travail ont été considérés :

- Le chapitre 3 cherche à mettre en évidence les impacts relatifs aux choix méthologiques liés à la cartographie d'un indicateur de services écosystémiques (choix du modèle statistique et choix des données).
- Ensuite, dans le chapitre 4, nous avons cherché à nous attacher aux enjeux relatifs à la distribution spatiale des services multiples. Dans ce chapitre, nous cherchons donc à spatialiser six indicateurs concomitants de services écosystémiques (les stocks de carbone de la végétation et du sol, l'infiltration de l'eau dans le sol, la qualité chimique du sol, l'indice de biodiversité et la richesse en sphingidae) à partir de trois méthodologies différentes. Les avantages et limitations de chaque carte ont ensuite été discutés.
- Enfin, au cours du chapitre 5, une méthode de changement d'échelle a été mise en place afin de réaliser une cartographie de quatre indicateurs de services écosystémiques à l'échelle de l'État du Pará.

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

3

Spatialiser un indicateur de service écosystémique : de l'importance des choix méthodologiques

Sommaire

I	Introduction	**123**
II	Matériels et méthodes	**131**
III	Mise en œuvre de deux régressions : influence du choix de la méthode statistique	**137**
IV	Test de l'influence des données d'entrée	**142**
V	Cartographie de l'incertitude associée à la modélisation statistique	**146**
VI	Discussion	**150**

I. Introduction

Dans la mesure où les différents usages de la notion de service écosystémique (pédagogique, heuristique et politique) s'appuient en partie sur une démarche de spatialisation et qu'il est connu que les cartographies obtenues ne sont pas neutres, il convient de tester la sensibilité méthodologique des approches cartographiques de services écosystémiques sur les résultats produits. Les approches actuelles de cartographies de services écosystémiques s'appuient sur un grand nombre de méthodologies et de données extrêmement

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

variées (Martinez-Harms *et al.*, 2015 [432]) et ces dernières ne sont *a priori* pas choisies en fonction de l'objectif que remplit la carte (Nahuelhal *et al.*, 2015 [7]). Or, spatialiser des services écosystémiques ou leurs indicateurs implique que le cartographe réalise de nombreux choix : sur les échelles spatiales d'analyse, sur les données d'entrée, sur les méthodes de traitements, etc (Table 3.1). Ces choix ne sont pas sans conséquence (Grêt-Regamey *et al.*, 2014 [288] ; Vorstius *et al.*, 2015 [675]). Pourtant, l'influence des méthodes de cartographie et des données utilisées sur la représentation spatiale de la fourniture en services est encore largement méconnue (Kandziora *et al.*, 2013 [340] ; Lavorel *et al.*, 2014 [384]). L'examen de la littérature montre qu'il existe encore des aspects à étudier comme l'influence du choix de la méthode de cartographie ou celui des données.

Choix méthodologique		Articles concernés
Échelle spatiale	*Locale*	15 %
	Autre	85 %
Données d'entrée	*Occupation du sol*	35 %
	Autre	65 %
Méthodologie	*Valeur attribuée par facteur environnemental*	68 %
	Modèle économique	20 %
	Modèle écologique	28 %
	Statistiques ou géostatistiques	13 %
	Méthodes participatives	3 %
Logiciel cartographique (InVEST, ARIES...)	*Oui*	12 %
	Non	88 %
Validation de la cartographie	*Oui*	12 %
	Non	88 %

TABLE 3.1 : *Proportion des articles, sur la base de $n = 104$ identifiés au cours de la requête bibliométrique réalisée précédemment, dont le but est la réalisation de cartographie de services écosystémiques pour chaque choix méthodologique identifié.*

A. Le choix de la méthodologie statistique

En matière de méthodologie, il n'existe pas un consensus sur l'approche à favoriser, ce qui résulte en un nombre important d'approches différentes. Comme dit précédemment, la quasi-totalité des études s'appuie sur une des cinq approches suivantes :

- **L'attribution d'une valeur de services écosystémiques par type d'occupation du sol** (environ 68 % des 104 articles identifiés - Eigenbrod *et al.*, 2010 [215] ; Fisher *et al.*, 2011 [247]). Cette méthode est basée sur le principe que la capacité

des écosystèmes à fournir des services écosystémiques est fortement liée à ses conditions naturelles telle que sa couverture végétale, ses conditions de sol (Bukhard *et al.*, 2012 [111] et que ces conditions naturelles sont homogènes du point de vue des services qui y sont rendus.

- **L'application de modèles écologiques communément acceptés basés sur des équations ou des modèles mathématiques** qui décrivent des processus biophysiques (environ 28 % des études - Nelson *et al.*, 2009 [473] ; He *et al.*, 2011 [307] ; Bai *et al.*, 2012 [55]). Les méthodes les plus courantes sont l'*Universal Soil Loss Equation* et les équations allométriques. L'*Universal Soil Loss Equation* prévoit le taux annuel moyen d'érosion à long terme sur la pente d'un champ, en fonction de la configuration des pluies, de la répartition des types de sol, de la topographie, du système cultural et des pratiques de gestion (Stone, 2015 [615]. L'équation allométrique est un outil communément employé pour estimer la biomasse à partir des données d'inventaire forestier, telles que le diamètre et la hauteur des arbres (FAO, 2013 [227]).

- **L'application de modèles économiques** (environ 20 % - Naidoo et Ricketts, 2006 [468] ; Liu *et al.*, 2010 [401] ; Busch *et al.*, 2012 [112]).
- **L'application de méthodes statistiques** (13 % - Van Wijnen *et al.*, 2012 [657] ; Czerepowicz *et al.*, 2013 [159]).
- **La mise en œuvre de méthodes participatives** (3 % - Sherrouse *et al.*, 201 [597] ; Darvill et Lindo, 2015 [164]).

Basés sur une des nombreuses méthodologies possibles, les outils et modules cartographiques se développent afin d'aider à la quantification et à la visualisation des bénéfices fournis par les services écosystémiques. Ces derniers sont ou des logiciels ou des extensions de logiciels de type SIG permettant de réaliser de manière automatisée des cartographies de services. Toutefois, leur utilisation reste encore limitée (environ 12 % des études). Le développement de ces modèles pose cependant de nombreux problèmes. De manière générale, ces modèles reposent sur des relations écologiques communément acceptées (*Universal Soil Loss Equation*...). En appliquant ainsi des relations écologiques aux territoires, ces modèles ne cherchent pas à comprendre quels sont les facteurs qui délivrent les services écosystémiques et sur lesquels les gestionnaires sont susceptibles d'agir. D'autre part, la spécificité de chaque territoire n'est pas prise en compte. Deux autres limites posent question dans le cadre d'une volonté d'applicabilité de la notion. Premièrement, le nombre de services écosystémiques étudiés avec ces outils est limité ce qui crée le risque d'un manque de vision globale sur le territoire et d'induire la surexposition d'un service écosystémique au détriment d'autres. Enfin, la mesure de l'incertitude n'est pas toujours donnée (Lavorel *et al.*, 2014 [384]. Ainsi, Bagstad et ses co-auteurs reprochent à ces modèles l'absence de sorties-logiciel fiables, nuisant à une potentielle mise en application par des gestionnaires (Bagstad *et al.*, 2014 [54]).

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

Les approches méthodologiques sont donc variées. L'approche employée dans le cadre de cette thèse repose sur l'application de méthodes statistiques qui permettent de prédire des valeurs de services écosystémiques sur un territoire à partir de données terrain. Cette approche reste encore peu développée (13 % des articles présentant une ou des cartographie(s) de services écosystémiques - Van Wijnen *et al.*, 2012 [657] ; Czerepowicz *et al.*, 2013 [159]). Pourtant, ces méthodes présentent trois avantages majeurs, particulièrement intéressants lorsque le dispositif de services écosystémiques est considéré sous ses aspects pédagogiques et opérationnels. Par une procédure de choix de variables, les méthodes statistiques peuvent permettre de comprendre quels sont les facteurs qui influencent la fourniture de services écosystémiques à partir de la compréhension des processus biophysiques et des conditions environnementales. Elles ne sont fondés sur aucun *a priori* et fournissent une généralisation quantitative fine, ce qui rend possible des quantifications adaptées à chaque territoire mais qui nécessitent des données terrain issues de la zone étudiée. Enfin, ils permettent d'estimer le degré de fiabilité des estimations, via l'utilisation d'indices tels que le coefficient de détermination (R^2). En d'autres termes, ils offrent la possibilité d'estimer la pertinence de chaque variable (occupation du sol, topographie,...) à répondre à la spatialisation d'un indicateur de service. En termes opérationnels, cette approche permet de fournir au gestionnaire un niveau de confiance en la carte produite, et donc de fiabilité quant à la prise de décision.

Les méthodes statistiques employées dans la littérature pour modéliser un indicateur de services écosystémiques sont variées. Par exemple, certaines études s'appuient sur des régressions par quartiles (Weyland et Laterra, 2014 [682]), des régressions linéaires (Czerepowicz *et al.*, 2013 [159]), des GLM (Van Wijnen *et al.*, 2012 [657]) ou encore des forêts d'arbres décisionnels (Siaulys *et al.*, 2012 [321]). Or, pour un même objectif et des données similaires, plusieurs méthodologies statistiques peuvent s'appliquer. Si des comparaisons ont déjà été menées entre différents modules cartographiques (Bagstad *et al.*, 2013 [53] ; Bullock et **al**, 2015 [107]), l'influence du choix de la méthodologie statistique n'a, à notre connaissance, pas été testée dans le cadre de la cartographie des services écosystémiques. Pourtant, le choix de cette méthodologie est essentiel car elle peut fortement influencer les résultats cartographiques finaux.

B. Le choix des données d'entrée

Un grand nombre de cartographies de services écosystémiques sont réalisées à partir d'une seule donnée, souvent l'occupation du sol (par exemple, Costanza *et al.*, 1997 [148], Kienast *et al.*, 2009 [348]). Or, les services écosystémiques étant fournis par des processus biophysiques ou des fonctions écologiques dont le fonctionnement peut être complexe, il paraît essentiel de prendre en compte une grande variété d'informations pour appliquer une méthode statistique permettant de comprendre et/ou de spatialiser un indicateur de

services écosystémiques.

Les spatialisations basées sur la seule donnée d'occupation du sol ont par conséquent été dénoncées comme simplificatrices (Eigenbrod *et al.*, 2010 [215]). Actuellement, les données utilisées se diversifient grâce à l'utilisation, par exemple, des données de topographie, de climat ou encore de répartition des types de sol (Egoh *et al.*, 2009 [211] ; Sherrouse *et al.*, 2011 [597] ; Nedkov et Burkhard, 2012 [470]). La nécessité d'ajouter de nouvelles variables et notamment des données relatives à l'évolution temporelle du paysage est d'ailleurs mise en avant. Le ministère français de l'écologie affirme ainsi que la "dimension évolutive est nécessaire, prenant en compte à la fois les changements que connaissent les écosystèmes et leurs fonctions écologiques, mais aussi les mutations des utilisations faites des écosystèmes en fonction de l'évolution des besoins socio-économiques, du progrès technique, du contexte législatif et politique" (ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie, 2009 [442]). Avec le développement de l'utilisation des outils de télédétection, des informations variées couvrant de vastes espaces à différentes résolutions spatiales et temporelles sont maintenant disponibles. L'ajout d'informations complémentaires à l'occupation du sol devrait donc être systématique.

C. L'incertitude liée à la cartographie

L'incertitude liée à l'utilisation de données spatiales a déjà été soulignée (Corgne, 2004 [144] ; Dendoncker *et al.*, 2008a [175]). Les choix méthodologiques, nombreux et inhérents à l'exercice de spatialisation, ne sont pas sans conséquence. Il est en effet possible que les choix conceptuels et méthodologiques impliqués par la spatialisation des services écosystémiques influencent très largement les résultats obtenus. Or, dans la bibliographie scientifique, il n'existe que peu de retours sur ces choix et leurs impacts sur le rendu final ne sont que rarement analysés. Une mesure de cette incertitude devrait donc être systématique lors de la production de cartographie d'indicateurs de services.

L'incertitude est l'estimation des erreurs inhérentes à l'application d'une méthode statistique et/ou d'une cartographie. Corgne (2004 - [144]) distingue trois types d'incertitudes : l'incertitude et l'imprécision liées aux données, l'incertitude liée à l'application de la méthode et celle liée aux résultats. Dans notre cas, deux types ont été distingués : l'incertitude liée aux données et celle liée à la mise en œuvre de méthodes statistiques.

a. L'incertitude liée aux données

Les données télédétectées ont été obtenues par le traitement des images brutes Landsat TM et ASTER. Les données satellites, bien que d'apparence neutre, sont des productions

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

qui sont le résultat de choix et d'une transformation nécessaire de l'information (Saint-Martin, 2014 [575]). Ces données "brutes" sont ainsi déjà source d'incertitude, que ce soit par la présence éventuelle de nuages ou par leur résolution spatiale qui, bien qu'adaptée à l'objectif de l'étude, peut entraîner une certaine simplification voire une confusion de l'identification des éléments paysagers.

Pour spatialiser les services écosystémiques, les images Landsat TM sont transformées par un processus de classification en une information spatialisée renseignant le type d'occupation du sol, ou par des équations en deux indices de végétation spatialisés renseignant sur la densité végétale pour l'un et sur la teneur en eau des plantes, pour l'autre. Ces deux types d'information sont également source d'incertitude. En effet, une classification d'occupation du sol comporte toujours un degré d'erreur et d'incertitude dues à la mauvaise classification de certains pixels et à la simplification de la réalité qui se retrouve réduite à une simple typologie. De plus, certains indices de végétation, comme le NDVI, sont connus pour saturer dans les valeurs fortes, engendrant ainsi une incertitude particulièrement élevée dans les espaces à forte densité végétale (Huete *et al.*, 2002 [318]). Enfin, certains indices comme le NDWI, ou certaines classifications d'occupation du sol, reposent sur l'utilisation du moyen infrarouge, engendrant une incertitude liée à la confusion entre les teneurs en eau des plantes et de l'atmosphère. Or, si l'incertitude peut parfois être mesurée dans le cas de la classification (indice de Kappa, c'est-à-dire nombre de pixels mal classés), elle ne peut pas l'être dans le cas des indices de végétation.

L'incertitude liée aux données n'est pas seulement due aux données télédétectées. Il est également possible lors de l'échantillonnage, de commettre des erreurs dont deux sont facilement réalisables. La première se situe dans l'échantillonnage lui-même (imprécision de la technique, mauvais calcul,...). La seconde est liée à l'incertitude de la prise des coordonnées géographiques par point GPS, notamment en milieu de forêt tropicale (Wilkie, 1989 [685], Phillips *et al.*, 1998 [521]). Or, c'est sur la base de ces coordonnées qu'est effectuée la mise en relation entre les données terrain et les données télédétectées. Toutefois, la résolution spatiale choisie (30m x 30m) est bien supérieure à l'erreur possible, à l'exception de la mesure des stocks de carbone de la végétation (Réjou-Méchain *et al.*, 2014 [560]). De plus, comme le souligne Chave (2004), il existe une source potentielle d'erreur dans le processus de mesure des arbres. La mesure de leur diamètre est en effet nécessaire à l'estimation des stocks de carbone présents (Chave *et al.*, 2004 [128]). Or, le diamètre, comme toute variable écologique, est mesuré avec une certaine imprécision (Sheil, 1995 [595] ; Condit, 1998 [141] ; Phillips *et al.*, 2002 [522]). Il existe également une incertitude liée au modèle allométrique qui permet le passage des mesures écologiques de l'arbre (diamètre, hauteur,...) à une estimation du carbone stocké.

Pour résumer, les erreurs et imprécisions de la donnée utilisée dans les modèles sont celles liées :

- aux instruments de télédétection qui, bien que performants, sont techniquement limités dans le niveau de précision (résolution spatiale ; nuage ; teneur en eau de l'atmosphère) ;
- aux traitements des données (corrections radiométriques et géométriques) ;
- à la classification d'occupation du sol ;
- aux relevés terrain ;
- au relevé de coordonnées des points mettant en relation les deux types d'informations (mesures terrain et télédétection).

Malheureusement, la plupart de ces erreurs ne sont pas quantifiables. C'est le cas de celles liées aux instruments de télédétection, à la prise en main de la donnée par l'homme, aux erreurs de relevés terrain ou aux erreurs de positionnement. Cependant, il est possible de limiter ces erreurs par certaines pratiques comme en traitant les images satellites possédant le moins de nuages, en adaptant la résolution spatiale à l'objet d'étude ou en prétraitant les données de la télédétection à l'aide de modèles de corrections radiométriques par exemple.

b. L'incertitude liée à la modélisation

Les méthodes mises en œuvre pour spatialiser les indicateurs de services écosystémiques sont statistiques (arbre de décision ou régression linéaire multiple) et reposent sur la mise en relation des données terrain et des données télédétectées. Or, cette mise en relation ne se fait pas sans erreurs (Réjou-Méchain *et al.*, 2014 [560]). En effet, une incertitude spatiale naît par ailleurs de la généralisation d'une mesure terrain à une donnée ponctuelle (point GPS) puis de l'affectation de cette donnée ponctuelle à une donnée surfacique, le pixel. Celle-ci est cependant difficile à quantifier. De plus, comme les méthodes statistiques utilisées se basent partiellement sur des données échantillonnées, il est donc nécessaire de pouvoir quantifier l'incertitude produite par ces données. Pour ce faire, il est possible de mesurer le décalage entre les données échantillonnées et les données télédétectées lorsque cette double information est connue. La limite de cette analyse provient de l'impossibilité d'identifier la source de données la plus fiable. Il existe donc à ce stade deux sources d'incertitude liées à l'échantillonnage et à la mise en relation avec les données de télédétection :

- Le décalage entre les mesures terrain et les valeurs / mesures télédétectées ;
- Le décalage entre l'échelle de la mesure terrain et la résolution spatiale des images satellite (Réjou-Méchain *et al.*, 2014 [560]).

Il existe une erreur potentiellement engendrée par l'utilisation de méthodes statistiques elles-mêmes puisque la totalité de la variance du tableau de données n'est pas prise en compte. L'analyse de variable permet de juger de l'ajustement de la régression sous

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

la forme d'un indice, coefficient de détermination (R^2), dont les valeurs sont comprises entre 0 à 1. Ce rapport de variance, entre données observées et données prédites, permet d'obtenir une estimation de l'incertitude des résultats. Une autre méthode utilisée pour évaluer l'incertitude des résultats, plus fiable que le coefficient de détermination (R^2) est la validation croisée (Lhotelier, 2007 [397]). Enfin, il est possible d'estimer pour chacun des pixels dont la valeur a été prédite, l'incertitude de la prévision statistique avec par exemple l'utilisation d'intervalles de confiance.

Malgré les inconnues sur l'influence des choix méthodologiques et conceptuels sur les résultats, peu de cartographies présentes dans la bibliographie sont complétées par une information sur leur fiabilité (Jacobs *et al.*, 2015 [328]). Pourtant, une telle information pourrait permettre de valider ou d'invalider la cartographie mais également de poser un regard critique sur cette dernière, notamment pour les gestionnaires, dans un contexte d'opérationnalisation de la notion.

Depuis ces dernières années, le développement des SIG a participé à la multiplication des informations géographiques disponibles et à leur diffusion. Or ces informations spatialisées sont rarement, voire jamais totalement exactes (Heuvelink et Burrough, 2002, *in* Corgne, 2004 [144]). Il est donc nécessaire lors de la manipulation ou de la création de telles données de posséder un regard critique sur celles-ci et, dans la mesure du possible, de fournir une information, en parallèle de la création de la donnée, sur le degré d'incertitude qu'elle présente, quelle que soit sa vocation. Malgré leur importance, les analyses d'incertitude restent rares en géographie, probablement à cause de la difficulté à les mettre en place (Corgne, 2004 [144]).

Dans le processus de spatialisation des services écosystémiques à partir de mesures terrain ponctuelles, il existe une pluralité d'incertitudes, inhérentes à chacune des étapes de la modélisation, de la mesure à l'extrapolation. Ceci a d'autant plus d'importance que les spatialisations de services écosystémiques ont pour ambition de venir en aide aux gestionnaires des territoires.

D. Objectifs

Afin d'affiner la définition du domaine de validité de la notion de services écosystémiques (Arnauld de Sartre *et al.*, 2014 [39] ; Maris, 2014 [426]), ce chapitre vise à analyser le volet méthodologique de la spatialisation d'un indicateur de services écosystémiques en étudiant l'influence des choix méthodologiques sur les résultats cartographiques.

Nos objectifs spécifiques se déclinent en trois points :

- Dans un premier temps, nous cherchons à fournir une méthodologie de cartographie la plus fiable possible pour huit indicateurs de services écosystémiques. Pour ce faire, une méthode de régression a été mise en œuvre afin de modéliser des indicateurs de services écosystémiques, indicateur par indicateur. Cette modélisation nous permet ensuite de réaliser des cartographies, à partir de valeurs prédites. Cette modélisation rend possible la discussion de l'impact du choix de la méthodologie statistique et de sa pertinence via une comparaison par validation croisée entre deux méthodes, arbre de régression et régression linéaire multiple. Cette comparaison de méthodes nous permet de déterminer de manière objective la meilleure méthode de régression ;

- Ensuite, nous cherchons à évaluer l'apport d'un jeu de données variées pour modéliser des indicateurs de services écosystémiques. En effet, beaucoup d'approches cartographiques des services écosystémiques se basent sur la seule donnée d'occupation du sol (Troy et Wilson, 2006 [637] ; Swetnam et al., 2011 [617] ; Scolozzi *et al.*, 2012 [588]) et il semble essentiel d'évaluer la plus-value d'approches basées sur des données plus variées et de déterminer un seuil de données nécessaires, tout en garantissant une faciliter d'aquisition.

- Enfin, nous visons à évaluer l'incertitude liée à l'application d'une méthode statistique permettant l'obtention d'une cartographie d'indicateur. Pour ce faire, nous proposons une spatialisation de la confiance que nous avons en la méthode de régression.

II. Matériels et méthodes

A. Approche générale

Afin (1) de fournir une méthodologie de cartographie la plus fiable possible pour les huit indicateurs de services écosystémiques présentés dans le chapitre 2 (les stocks de carbone de la végétation, les stocks de carbone du sol, l'infiltration de l'eau dans le sol, un indice de qualité chimique du sol, l'eau biodisponible, un indice de biodiversité, la richesse spécifique en *Sphingidae* et la richesse en ingénieurs du sol) et (2) d'étudier l'influence des choix méthodologiques sur les résultats cartographiques, l'approche suivante en trois étapes a été mise en œuvre (Figure 4.5).

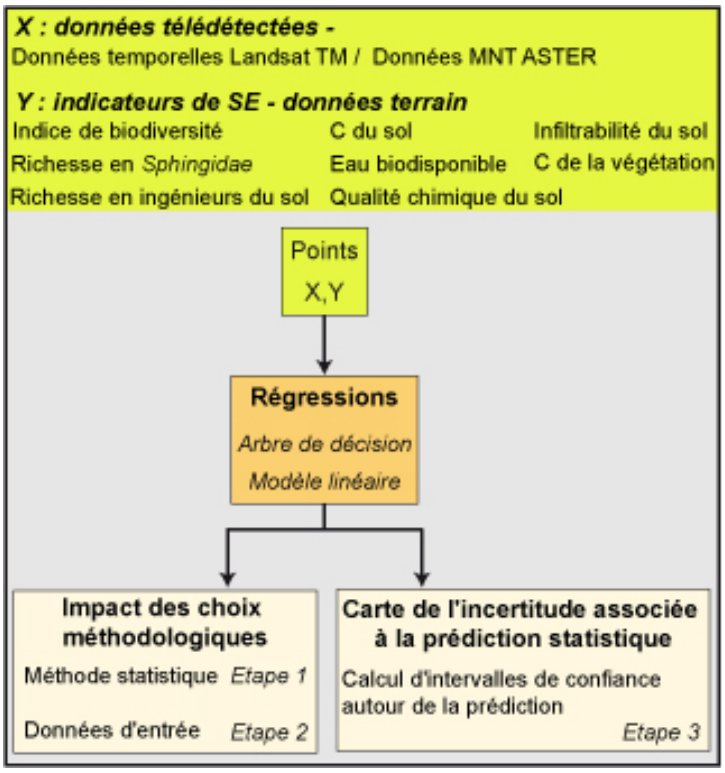


FIGURE 3.1 : *Approche méthodologique générale de la cartographie des indicateurs de services écosystémiques.*

La méthodologie se déroule en trois étapes principales. La première vise à appliquer une méthode de régression pour modéliser chacun des huit indicateurs présentés (chapitre 2) à partir d'un jeu de données variées obtenues par traitement d'images satellite. En d'autres termes, nous cherchons à estimer pour l'ensemble des pixels de chaque zone d'étude des valeurs pour ces huit indicateurs de services écosystémiques. Or, ces informations ont été mesurées *in situ* et ne sont connues qu'à l'échelle des points d'échantillonnage. Par conséquent, pour chaque indicateur de services écosystémiques, nous appliquons deux méthodes de régression : l'arbre de régression et le modèle linéaire. La méthode de régression qui présente la meilleure qualité prédictive est sélectionnée de manière objective, par procédure de validation croisée, pour chaque indicateur. Cette méthode est ensuite utilisée pour prédire des valeurs d'indicateurs de services pour l'ensemble des territoires étudiés permettant ainsi de réaliser une cartographie.

La seconde étape constitue un retour sur l'expérience de l'étape précédente. Alors que de nombreuses cartographies d'indicateurs de services se basent sur une donnée simple, l'objectif de cette seconde étape est d'évaluer l'apport d'un jeu de données variées (en nombre et en thématiques traitées) pour modéliser des indicateurs de services écosystémiques. Pour ce faire, deux analsyes distinctes ont été mises en œuvre.

1. Dans un premier temps, nous avons fondé notre analyse sur l'étude de trois indicateurs de services : les stocks de carbone de la végétation, les stocks de carbone du sol et l'infiltration de l'eau dans le sol. En employant la méthode de régression la plus performante sélectionnée dans la première étape (arbre de régression pour les stocks

de carbone de la végétation et modèle linéaire pour les deux autres indicateurs), six régressions ont été construites pour chacun des indicateurs. Nous cherchons ainsi à expliquer successivement chaque indicateur par des données accessibles par télédétection, en faisant varier ces dernières. Ces régressions, trois univariées et trois multivariées, sont de richesse croissante, du point de vue du nombre de variables explicatives ou du point de vue de leur nature. La comparaison des six régressions par validation croisée permet d'estimer de manière objective le gain d'information que provoque l'ajout de données et qui conditionne la fiabilité de la cartographie d'indicateur de services résultant de l'application de ces régressions.

2. Dans un second temps, en nous focalisant sur le cas des stocks de carbone du sol, une analyse plus fine a été mise en œuvre à partir de données plus diversifiées, en partie non accessibles par télédétection. Des arbres de régression (méthode déterminée dans la première étape du chapitre comme étant la meilleure pour modéliser l'indicateur étudié) ont ainsi été implémentés en considérant un grand nombre de variables explicatives, à la fois issues de la télédétection et d'enquêtes terrain. Intégrer des données qui ne sont pas issues de la télédétection dans les analyses statistiques limite notre capacité à interpoler des valeurs de l'indicateur étudié. En effet, les informations obtenues par enquêtes terrain ne sont connues que pour les 135 points d'échantillonnage. Par conséquent, l'objectif n'est pas de réaliser une cartographie mais d'identifier de nouveaux facteurs de contrôle de l'indicateur étudié et ainsi, de posséder un regard critique sur les données utilisées pour l'interpolation.

La troisième et dernière étape participe à la caractérisation de l'incertitude associée à la spatialisation d'indicateurs de services. Elle est centrée sur le cas des stocks de carbone dans la végétation et est fondée sur le calcul et la spatialisation d'intervalles de confiance autour de la prévision.

B. Les données utilisées

Nous disposons de deux tableaux de données :

- Indicateurs de services écosystémiques : 6 indicateurs (carbone dans la végétation,...) renseignés pour chaque point d'échantillonnage sur la base de campagnes terrain.
- Données relatives à l'occupation du sol et à la topographie (occupation du sol, altitude,...) renseignées pour l'ensemble des trois territoires étudiés grâce au traitement d'images satellites et extraites pour les 135 points d'échantillonnage.
- Données sur l'historicité de la mise en culture et sur le type de sol (nombre de brûlis, nombre d'années de mise en culture,...) renseignées pour chaque point d'échantillonnage sur la base de campagnes terrain (enquêtes).

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

Nous souhaitons croiser le tableau des indicateurs de services écosystémiques avec celui des données relatives à l'occupation du sol et à la topographie puis celui renseignant sur l'historicité de la mise en culture et sur le type de sol (Table 3.2). Pour ce faire, l'ensemble des analyses a été effectué à partir des 135 points pour lesquels nous possédons des données terrain (huit indicateurs de services écosystémiques) et des données télédétectées (cf. chapitre 2). Nous cherchons à identifier les données relatives à l'occupation du sol et à la topographie puis celles sur l'historicité de la mise en culture et sur le type de sol qui permettent d'expliquer les variations de chacun des indicateurs de services afin de pouvoir modéliser ces derniers. Par conséquent, les différentes données ont été considérées de la manière suivante : les indicateurs de services écosystémiques constituent tout le long de ce chapitre les variables à expliquer, notées y_1, ..., y_8 et les autres données (télédétectées et issues d'enquêtes terrain) correspondent aux variables explicatives, notées x_1,... x_p.

Données	Sources	Explicative	À expliquer	Étape
Données obtenues par télédétection				
Occupation du sol (OS)	Landsat TM	✓		1,2 et 3
Trajectoire historique d'OS	Landsat TM	✓		1,2 et 3
NDVI	Landsat TM	✓		1,2 et 3
NDWI	Landsat TM	✓		1,2 et 3
Distance à la forêt (m)	Landsat TM	✓		1,2 et 3
Altitude (m)	MNT ASTER	✓		1,2 et 3
Pente (%)	MNT ASTER	✓		1,2 et 3
Topographie	MNT ASTER	✓		1,2 et 3
Distance au réseau hydrographique	MNT ASTER	✓		1,2 et 3
Site		✓		1,2 et 3
Données non accessibles par télédétection				
Type de sol	Relevés terrain	✓		2
Nombre de brûlis	Enquêtes	✓		2
Date du premier brûlis	Enquêtes	✓		2
Date du dernier brûlis	Enquêtes	✓		2
Date de la première jachère	Enquêtes	✓		2
Date de la dernière jachère	Enquêtes	✓		2
Nombre d'OS différentes	Enquêtes	✓		2
Indicateurs de services écosystémiques				
Indice de biodiversité*	Relevés terrain		✓	1
Richesse spécifique en *Sphingidae**	Relevés terrain		✓	1
Richesse en ingénieurs du sol*	Relevés terrain		✓	1
Qualité chimique du sol*	Relevés terrain		✓	1
Stocks de carbone du sol (Mg/ha)	Relevés terrain		✓	1 et 2
Eau biodisponible (cm) *	Relevés terrain		✓	1
Infiltrabilité du sol (mm/h)	Relevés terrain		✓	1 et 2
Carbone de la végétation (Mg/ha)	Relevés terrain		✓	1, 2 et 3

TABLE 3.2 : *Description des données explicatives et à expliquer utilisées dans les différentes étapes de ce chapitre. "Explicative" et "À expliquer" font référence aux variables.*

1. Variables à expliquer : les indicateurs de services écosystémiques

Les indicateurs de services écosystémiques ont été présentés dans le chapitre 2. L'ensemble de ces indicateurs a été utilisé pour la première étape (choix de la méthode statistique - Table 3.2). Pour la seconde étape, seuls trois indicateurs de services ont été utilisés : les stocks de carbone de la végétation, les stocks de carbone du sol et l'infiltration de l'eau dans le sol (choix des données d'entrée) et dans le cadre de la troisième étape, seuls les stocks de carbone de la végétation ont été pris en compte (étude de l'incertitude associée à la cartographie - Table 3.2).

2. Variables explicatives : des données issues de la télédétection et les données terrain

Les services écosystémiques sont évalués par l'intermédiaire d'indicateurs simples des processus biophysiques. Leur cartographie va reposer sur des indicateurs quantifiables et spatialisables, supposés accessibles par télédétection. Les informations spatiales permettant de cartographier les indicateurs de services écosystémiques ont systématiquement été utilisées au cours des trois étapes de ce chapitre (table 3.2). Elles sont de deux types (cf. chapitre 2). Les premières sont des données d'occupation du sol (actuelle - OS_t, une trajectoire historique issue d'une analyse temporelle - Oszwald *et al.*, 2011 [497]- et deux indices de végétation, le NDVI et le NDWI) et la distance de chaque pixel à la forêt. Ces informations ont été obtenues par traitement d'images Landsat TM (table 3.2). Les autres données sont relatives à la topographie (altitude en mètre, pente en pourcentage, unité topographique et distance au réseau hydrographique) et proviennent du traitement du MNT ASTER (table 3.2). En outre, une information sur le site d'appartenance des points a été ajoutée aux régressions afin de prendre en compte les variations dues aux différences entre les sites. Cette donnée qualifie chaque point d'échantillonnage et chaque pixel par son site d'appartenance : Maçaranduba, Pacajá et Palmares II (table 3.2).

Pour construire les régressions, les jeux de données présentés préalablement (cf. infra et chap. 2) sont complétés par des informations obtenues lors des campagnes terrain : le type de sol ainsi que plusieurs informations sur l'histoire du paysage (Table 3.3). Ces données terrain issues d'enquête ont été obtenues dans le cadre du programme AMAZ. L'objectif de ces enquêtes était de recueillir des informations sur l'historique des parcelles agricoles. Chacun des 135 points d'échantillonnage est ainsi renseigné pour un grand nombre de variables liées à l'historicité de son occupation du sol (par exemple, nombre de brûlis qu'il a subi ou le nombre de jachères qui y ont eu lieu). Ces informations n'ont été utilisées que

dans le cadre de la seconde étape de ce chapitre, lors de la construction de régressions qui ne seront pas utilisées par la suite pour réaliser des prévisions. En effet, ces données étant exhaustives (connues seulement à l'échelle des points d'échantillonnage et inconnues pour l'ensemble des sites), elles ne peuvent pas être utilisées dans un but prédictif. Par ailleurs, une donnée renseignant le type de sol a également été utilisée dans la deuxième étape de ce chapitre. Cette donnée a été échantillonnée sur le terrain en 2007 et est connue pour l'ensemble des 135 points d'échantillonnage. Étant inconnue pour l'ensemble des pixels des sites, elle sert ici dans l'élaboration d'une régression qui ne sera pas utilisée pour réaliser une cartographie.

Données	Description
Nombre de brûlis	Nombre de brûlis effectués sur le point
Date du 1^{er} brûlis	Nombre d'années écoulées depuis le premier brûlis
Date du dernier brûlis	Nombre d'années écoulées depuis le dernier brûlis
Date de la 1^{re} jachère	Nombre d'années écoulées depuis la première mise en jachère
Date de la dernière jachère	Nombre d'années écoulées depuis la dernière mise en jachère
Nombre de types d'occupation du sol différents	Nombre d'occupation du sol depuis la déforestation (en considérant que toute la région est historiquement sous couvert forestier). Une valeur de 0 correspond à un point forestier
Classification du "Type de sol" en 4 modalités	Argisols (A) : sols argileux assez profonds à profonds, assez bien drainés et non hydromorphes. Cambisols (C) : peu profonds, compacts et non hydromorphes, hautement minéraux, composés de limon et d'argile, respectivement 20 % et 15 %. Sols hydromorphes (H) : peu profonds et gorgés d'eau, présents essentiellement dans des dépressions ou des terrains très marécageux et marqués morphologiquement par la stagnation de l'eau en saison des pluies. Lathosols (L) : sols profonds bien drainés, très poreux et très perméables, caractérisés notamment par une faible capacité d'échange cationique.

TABLE 3.3 : *Données issues d'enquêtes ou de relevés terrain utilisées pour réaliser des régressions qui n'ont aucune visée prédictive.*

III. Mise en œuvre de deux régressions : influence du choix de la méthode statistique

A. Méthodologie

Le choix d'une méthode statistique impactant potentiellement les résultats cartographiques, nous cherchons ici à discuter de l'impact d'un tel choix méthodologique.

1. Principe général

D'un point de vue statistique, la démarche consiste à mettre en place une méthode de régression en croisant une matrice X de variables explicatives (données issues de télédétection et d'observations terrain ponctuelles) et une variable y à expliquer (indicateur de services). Si la méthode de régression est jugée pertinente, elle est utilisée pour prédire la variable à expliquer à partir de nouvelles observations faites sur les seules variables explicatives.

Cette modélisation statistique a donc deux objectifs. D'une part, elle vise à expliquer les variations de chaque indicateur de services écosystémiques (y_1, ..., y_8) à partir de données sélectionnées (x_1, .., x_p) renseignées pour l'ensemble des territoires. Construire une régression consiste en effet à sélectionner selon un critère objectif certaines variables, permettant ainsi d'identifier les facteurs influençant les variations des indicateurs de services. D'autre part, en prédisant des valeurs sur l'ensemble de la localité, la régression permet d'obtenir une cartographie pour l'ensemble d'un site d'étude à partir de quelques points d'échantillonnage. Pour modéliser une variable quantitative à partir de variables qualitatives et quantitatives, les méthodes classiques les plus répandues sont les arbres de régression (*Algorithme Classification And Regression Trees* – CART - Breiman *et al.*, 1984 [99]) et la régression linéaire multiple (cf. chapitre 2 et annexe A).

2. Sélection de la méthode statistique

Pour chaque méthode, une procédure de sélection de variables a été implémentée. Elle permet d'identifier les variables explicatives influençant la variable à expliquer. Les deux méthodes ont ensuite été comparées par validation croisée (cf. chapitre 2). Pour ce faire, l'ensemble des données a été divisé en un échantillon d'apprentissage (90 % des individus statistiques) sur lequel chaque régression est construite et d'un échantillon test (10 %

des individus statistiques) sur lequel la régression est appliquée pour faire de la prévision (Refaeilzadeh *et al.*, 2009 [551]). Une erreur de prévision (*mean square error*) mesurant l'écart entre les valeurs prédites sur l'échantillon test et les valeurs observées sur le terrain est calculée pour chaque régression. Celle présentant le score de validation croisée le plus faible est ensuite utilisée pour le reste des analyses de ce chapitre ainsi que celles des chapitres 4, 5 et 6.

B. Résultats

1. Validation statistique

De manière générale, les méthodes statistiques employées sont pertinentes pour expliquer et prédire les indicateurs de services à partir des données télédétectées (coefficient de détermination - R^2 - = 0,65 pour la biodiversité et 0,67 pour la qualité chimique du sol par exemple - Table 3.4). Bien que les coefficients de détermination soient ici présentés, les méthodes ont été comparées et les meilleures ont été sélectionnées à partir des scores de validation croisée. En effet, ces derniers sont plus fiables que le coefficient de détermination dont la valeur tend à augmenter mécaniquement avec le nombre de variables. La plupart des prévisions sont donc effectuées à partir d'arbres de décision : l'indice de biodiversité, la richesse spécifique en *Sphingidae*, les stocks de carbone du sol et l'indice de qualité chimique du sol. Les autres indicateurs ont été prédits à partir de régressions linéaires.

Indicateur modélisé	Arbre de décison		Modèle linéaire		Méthode retenue
	R^2	VC	R^2	VC	
Indice de biodiversité	0,65	0,98	0,34	1	Arbre de décision
Richesse spécifique en Spingidae	0,57	0,91	0,18	1	Arbre de décision
Richesse en ingénieurs du sol	0,46	0,77	0,26	1	Régression linéaire
Indice de qualité chimique du sol	0,67	0,79	0,50	1	Arbre de décision
Stocks de carbone du sol	0,52	0,93	0,47	1	Arbre de décision
Eau biodisponible	0,55	1	0,39	0,78	Régression linéaire
Infiltration de l'eau dans le sol	0,66	1	0,57	0,86	Régression linéaire
Carbone de la végétation	0,74	1	0,75	0,92	Régression linéaire

TABLE 3.4 : *Coefficient de détermination (R^2) et score de validation croisée (VC - erreur de prévision cumulée) standardisé (pour chaque indicateur, chacun des scores a été divisé par la valeur maximale) de chaque régression pour les huit indicateurs de services.*

Les résultats sont très différenciés selon la méthode statistique mise en œuvre. En moyenne, le coefficient de détermination (R^2) des arbres de décision s'élève à 0,6, alors que celui des modèles linéaires est en moyenne de 0,43. De plus, d'un indicateur à l'autre, les coefficients de détermination associés à l'implémentation des deux méthodes statistiques peuvent être très différents. Ils s'échelonnent en effet de 0,18 (richesse spécifique en *Spingidae*) à 0,75 (stocks de carbone de la végétation). Certaines régressions possèdent ainsi une capacité prédictive très faible (richesse des ingénieurs du sol et eau biodisponible - coefficient de détermination (R^2) $< 0,5$). Par conséquent, nous avons décidé arbitrairement de ne pas cartographier ces deux indicateurs. Cette faible capacité prédictive illustre les limites de l'utilisation de données télédétectées pour prédire des services écosystémiques. En effet, les variations de certains indicateurs, comme les stocks de carbone de la végétation, peuvent essentiellement, voire exclusivement, être expliquées par des variables liées aux propriétés modifiables des écosystèmes, qui peuvent être en partie renseignées par télédétection. Toutefois, les variations d'autres indicateurs tels que ceux liés aux processus biophysiques du sol, relèvent des propriétés inhérentes aux milieux, qu'il est plus difficile de renseigner par télédétection (Dominati *et al.*, 2010 [190]).

2. Les variables retenues

Outre la variabilité de leur capacité à prédire, les méthodes se différencient par les données explicatives retenues, en matière de nombre et d'identité (Table 3.5). De manière générale, le nombre de variables retenues est très élevé, ce qui souligne la complexité des phénomènes étudiés. Ce résultat montre bien la nécessité de posséder un jeu de données riche et d'adapter celui-ci à l'indicateur de service écosystémique étudié.

Quatorze des seize régressions ayant été mises en œuvre retiennent la variable liée au site (appartenance à Maçaranduba, Pacajá ou Palmares II). Ce résultat indique ainsi qu'il existe un fort effet de contexte géographique et/ou historique. En effet, chaque site est caractérisé par des politiques publiques, une historicité de la colonisation et une mise en valeur du territoire spatialement différente. Ces dernières influencent donc grandement la fourniture de services écosystémiques.

Pour un même indicateur, l'arbre de décision et la régression linéaire peuvent retenir des variables très différentes et présenter des capacités prédictives très contrastées. Pour certains indicateurs, comme les stocks de carbone de la végétation, les deux méthodes mettent en avant le rôle des mêmes facteurs géographiques et environnementaux mais dans la plupart des cas d'autres indicateurs, comme pour l'indice de biodiversité, les variables retenues sont très différentes.

Indicateur modélisé	Arbre de décison	Modèle linéaire	Méthode retenue
Indice de biodiversité	**OS**, topographie, site, pente, NDVI, altitude, NDWI et trajectoire d'OS	**Site**, NDVI et trajectoire d'OS	Arbre de décision
Richesse spécifique en Spingidae	**Site**, distance à la forêt, altitude, OS, NDVI et NDWI	**Site**	Arbre de décision
Richesse en ingénieurs du sol	**Site**, NDWI, OS , distance à la forêt, altitude et distance à l'eau	**Site**, NDWI et distance à l'eau	Régression linéaire
Indice de qualité chimique du sol	**NDWI**, OS, site, altitude, pente, trajectoire d'OS et distance à l'eau	**NDWI**, distance à l'eau, site, topographie, pente et trajectoire d'OS	Arbre de décision
Stocks de carbone du sol	**Site**, distance à l'eau, trajectoire d'OS, topographie, NDWI et OS	**Site**, topographie, trajectoire d'OS et distance à l'eau	Arbre de décision
Eau biodisponible	**Site**, NDWI, OS, trajectoire d'OS, pente et NDVI	**NDWI**, site, OS et trajectoire d'OS	Régression linéaire
Infiltration de l'eau dans le sol	**Trajectoire d'occupation du sol**, NDWI, OS, altitude, distance à l'eau, topographie et NDVI	**Trajectoire d'occupation du sol** et OS	Régression linéaire
Stocks de carbone de la végétation	**OS** et site	**OS** et site	Régression linéaire

TABLE 3.5 : *Variables retenues pour chaque méthode statistique mise en œuvre pour les huit indicateurs de services écosystémiques. La variable en gras correspond à la variable la plus influente. OS = Occupation du sol.*

La modélisation des indicateurs liés à la biodiversité (indice de biodiversité et richesse spécifique en *Sphingidae*) est relativement performante car ces indicateurs sont largement influencés par des éléments paysagers. De manière générale, les résultats statistiques de la modélisation des services liés aux processus biophysiques du sol, principalement sur les données d'infiltrabilité de l'eau dans le sol et des stocks de carbone du sol, sont moins bons que les résultats sur les données de carbone de la végétation. Ceci est notamment dû au fait que ces processus relèvent plus des propriétés inhérentes aux milieux que des propriétés modifiables (Dominati *et al.*, 2010 [190]). Toutefois, notre capacité à expliquer les variations de l'indice de qualité chimique du sol et à en prédire des valeurs est élevée, probablement car cet indicateur est largement influencé par les changements d'occupation du sol (Grimaldi *et al.*, 2014 [284]). La modélisation des stocks de carbone de la végétation présente des résultats statistiquement significatifs. Ceux-ci sont jugés satisfaisants au regard de la bibliographie internationale (Baral *et al.*, 2009 [61] ; Bolfe et Battistella, 2011 [92] ; Kumar *et al.*, 2012 [358]). À l'inverse, pour deux indicateurs, la richesse en ingénieurs du sol et l'eau biodisponible, les coefficients de détermination (R^2) obtenus sont

très faibles, soulignant ainsi une limite de la possibilité de modéliser certains indicateurs des services écosystémiques à partir d'informations télédétectées.

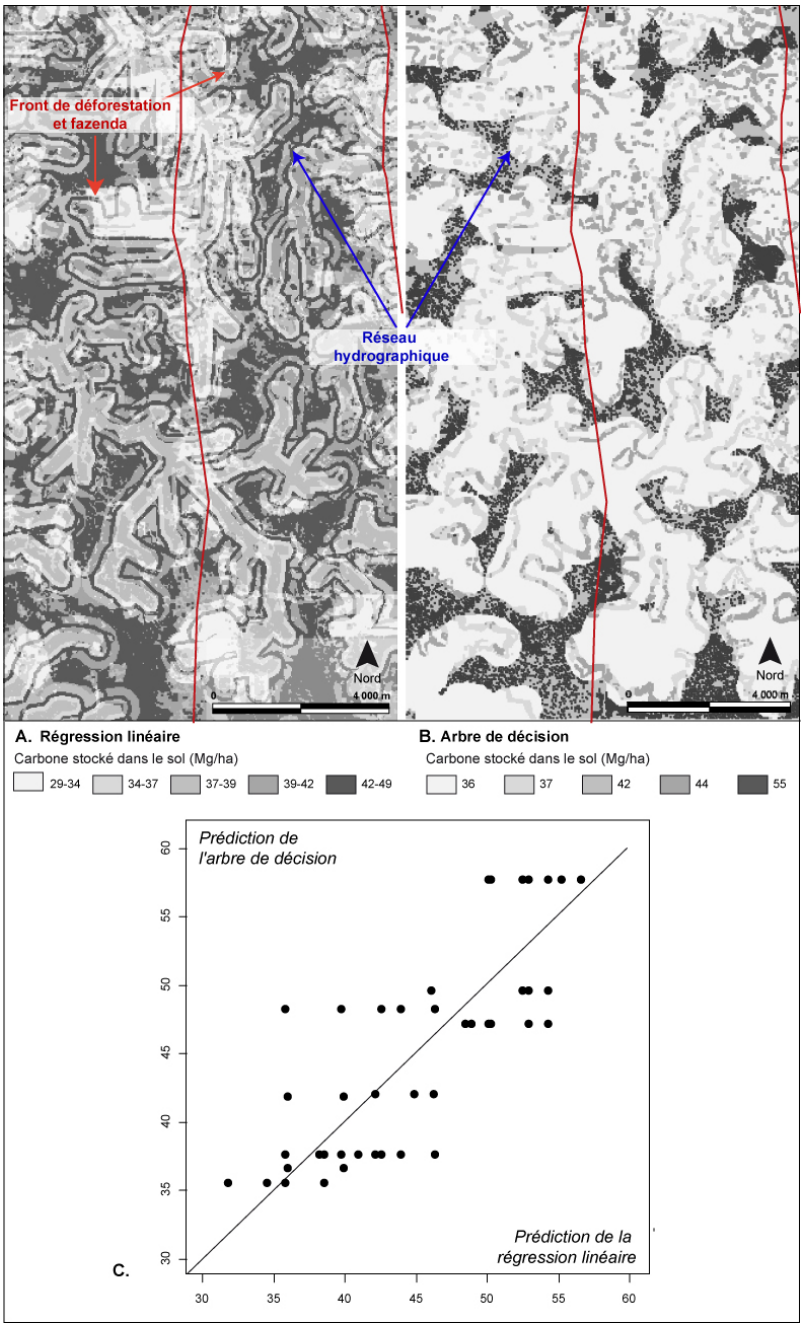


FIGURE 3.2 : *Cartographie des stocks de carbone du sol en 2007 à Pacajá. A. Méthode de la régression linéaire multiple ; B. Méthode de l'arbre de décision ; C. Comparaison statistique entre les valeurs prédites réalisée à partir des 135 points d'échantillonnage.*

L'application de deux méthodes de régression pour un même indicateur de services donne des résultats très différents et notamment des prévisions dont les plages de valeurs peuvent être très différentes et qui se traduisent spatialement de manière très différenciée (Figure 3.2). Les cartographies obtenues à partir des deux méthodes de régression présentent des variations spatiales liées à la présence du réseau hydrographique. Toutefois, la cartographie basée sur la méthode de régression linéaire laisse apparaître l'influence de

l'occupation du sol puisque la route centrale et les grandes fazenda autour de celle-ci se détachent avec des valeurs de stocks de carbone plus faibles (Figure 3.2. A). La cartographie basée sur l'arbre de décision semble prendre en compte uniquement les effets de la topographie (Figure 3.2. B). Un graphique bivarié montre que les valeurs prédites à partir des deux méthodes sont relativement cohérentes. Toutefois, les valeurs prédites par la régression linéaire sont légèrement sous-estimées en comparaison avec celles prédites par l'arbre de décision (Figure 3.2. C).

IV. Test de l'influence des données d'entrée

Cette partie constitue un retour sur l'expérience de la partie précédente. En nous basant sur les résultats précédents (détermination de la méthode statistique de modélisation pour chaque indicateur), nous cherchons à évaluer l'apport d'un jeu de données variées (en nombre et en thématiques traitées) pour modéliser des indicateurs de services écosystémiques.

A. Méthodologie

En se basant sur le cas des stocks de carbone de la végétation et du sol et sur l'infiltration de l'eau dans le sol, cette deuxième étape vise à illustrer l'importance de données variées en nombre et du point de vue thématique pour obtenir des cartographies fiables. Pour ce faire, nous avons tenté d'évaluer la plus-value potentielle d'approches basées sur des données plus variées et de déterminer un seuil de données nécessaires pour obtenir une cartographie fiable en limitant les temps et coûts supplémentaires liées à la récolte et aux traitements des données.

Pour comprendre en quelle mesure l'ajout d'informations spatialisées peut améliorer significativement la prévision statistique, deux analyses ont été menées. La première analyse vise à réaliser des régressions sur une même variable y (stocks de carbone du sol, de la végétation et infiltration de l'eau dans le sol) en en ajoutant progressivement des variables explicatives. La seconde, utilisée uniquement pour identifier des facteurs de contrôle sans chercher à prédire de nouvelles valeurs, vise à comprendre en quelle mesure l'ajout d'informations exhaustives aux régressions peut permettre d'améliorer la compréhension des facteurs influençant les indicateurs de services. Ces deux analyses se basent sur les méthodes de régression appliquées dans la section précédente, c'est-à-dire, l'arbre de décision pour les stocks de carbone du sol et le modèle linéaire pour les deux autres indicateurs.

1. L'apport de la prise en compte d'informations spatialisées diverses

La première analyse cherche à comprendre en quelle mesure l'ajout d'informations spatialisées peut améliorer significativement notre capacité à prédire des valeurs d'indicateurs de services, à partir des méthodes de régression sélectionnées. Pour ce faire, notre cas d'étude se fonde sur trois indicateurs de services écosystémiques, les stocks de carbone de la végétation, les stocks de carbone du sol et l'infiltration de l'eau dans le sol, contrastés en matière d'échelle spatiale de fourniture du service et relevant de processus biophysiques très différents.

Pour chacun de ces trois indicateurs, six régressions (arbre de décision ou modèle linéaire) ont été mises en place. Chaque régression présentant un degré de complexité supérieur au précédent :

- La première régression met en relation chacun des deux indicateurs avec le NDVI.
- La seconde met en relation les indicateurs et une classification d'occupation du sol en deux modalités présentant une opposition forêt / non-forêt.
- La troisième régression correspond à la mise en relation de chacun des indicateurs de services écosystémiques avec une classification d'occupation du sol en six modalités.
- La quatrième lie les indicateurs de services avec la classification d'occupation du sol (6 modalités) et la trajectoire historique d'occupation du sol.
- À cette dernière régression, la donnée renseignant la topographie est ensuite ajoutée.
- Enfin, la dernière analyse met en relation les informations de deux indicateurs avec les données d'occupation du sol, des données dérivées du MNT ASTER et la variable liée au site d'étude.

Au cours des analyses multivariées, une procédure de choix de variables est systématiquement effectuée. Pour chaque indicateur, les six régressions sont comparées par validation croisée afin de sélectionner celle possédant la capacité prédictive la plus élevée.

2. Une régression à visée non prédictive

Enfin, une méthode de régression permettant d'ajuster au mieux la variable y à expliquer a été mise en œuvre. Notre analyse est fondée sur le cas d'étude des stocks de carbone du sol car celui-ci est difficile à modéliser à partir des seules données issues de la télédétection (cf. infra). Des données télédétectées et des données issues de campagnes terrain (enquête et échantillonnage) ont été utilisées. Ces dernières informations n'étant connues qu'au niveau des points d'échantillonnage, cette régression a pour ambition d'expliquer au mieux le processus à partir de données relatives à la nature du sol et aux informations liées à l'emprise historique des hommes sur le paysage sans qu'une prévision de valeurs ne

puisse avoir lieu. Si cela conditionne notre capacité à réaliser une cartographie de l'indicateur de services, cela nous permet de mieux appréhender les limites de la cartographie construite à partir des seules données télédétectées.

Nous avons vu précédemment que la méthode de régression la plus pertinente pour expliquer les variations des stocks de carbone du sol est l'arbre de décision (cf. infra). De fait, cette méthode statistique a été utilisée pour cette analyse. Les stocks de carbone du sol ont alors été mis en relation avec des données de télédétection (relatives à l'occupation du sol et à la topographie, cf. infra) et avec des données terrain ponctuelles issues d'enquêtes (données relatives à l'historicité de l'exploitation agricole) et de relevés terrain (type de sol).

B. Résultats

1. L'apport de la prise en compte de données variées

Mettre en œuvre des régressions de richesse croissante en matière de données explicatives conduit à évaluer l'amélioration de notre capacité à prédire des valeurs d'indicateurs de services écosystémiques. En effet, de manière générale, plus la régression a été réalisée à partir d'informations variées, plus le score de validation croisée tend à diminuer (augmentation de l'inverse du score - Figure 3.3).

Le NDVI, donnée la plus simple en matière d'obtention et de quantité d'informations, du moins en milieu tropical, est le moins performant pour expliquer les variations de ces indicateurs de services (Table 3.6). Une occupation du sol en deux modalités, opposant forêts et non forêts, est un peu plus compliquée à obtenir. Son utilisation engendre une forte diminution du score de validation croisée, particulièrement pour l'indicateur d'infiltration de l'eau dans le sol. Le passage à une régression dont la variable explicative est une classification du sol détaillée en 6 modalités engendre une rupture dans la courbe (diagramme en barres) de validation croisée, très nette pour l'indicateur des stocks de carbone de la végétation et beaucoup plus douce pour les deux autres indicateurs. Pour l'infiltration de l'eau dans le sol, la rupture est provoquée par l'ajout de l'information sur la trajectoire historique d'occupation du sol. Si l'ajout d'informations variées n'apporte rien dans le cas de ce dernier indicateur, dans le cas des stocks de carbone de la végétation et du sol, la meilleure relation obtenue dans le cadre de cette étude est celle prenant en compte plusieurs variables (site et occupation du sol dans le cas des stocks de carbone de la végétation, trajectoire historique d'occupation du sol et occupation du sol pour l'infiltration de l'eau dans le sol et occupation du sol, trajectoire historique d'occupation du sol, site, NDWI, distance à l'eau et topographie pour les stocks de carbone du sol).

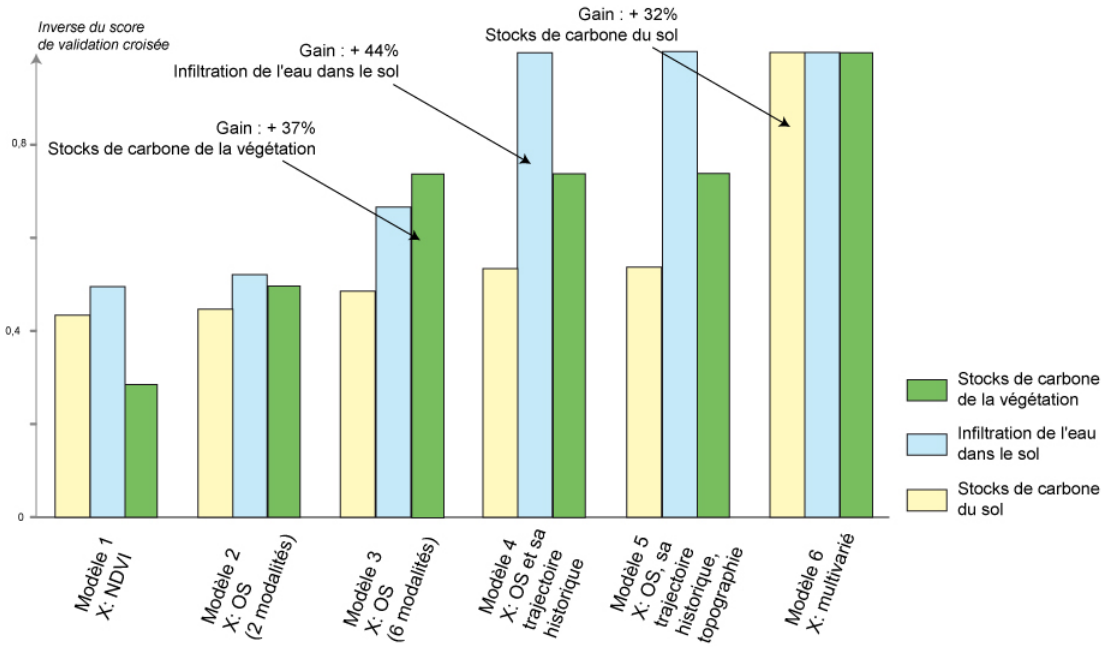


FIGURE 3.3 : *Relation entre l'apport en données d'entrée dans la régression et augmentation des performances prédictives de cette dernière. Les scores de validation croisée ont été standardisés et ramenés à leur inverse afin de faciliter la lecture.*

Il est intéressant de noter la présence de la variable "site" dans les régressions les plus performantes des stocks de carbone de la végétation et du sol. Cela montre qu'il existe un effet de contexte fort (effet site) dû aux fortes différences socio-économiques et politiques entre les sites d'étude.

Variable(s) explicative(s)	Carbone de la végétation	Infiltrabilité du sol	Carbone du sol
NDVI	NDVI		
OS en 2 modalités	OS		
OS en 6 modalités	OS		
OS et Trajectoire d'OS	OS	Trajectoire d'OS et OS (3 modalités)	OS, trajectoire d'OS
OS, trajectoire d'OS et topographie	OS	Trajectoire d'OS et OS (3 modalités)	OS, trajectoire d'OS
OS, trajectoire d'OS, NDVI, distance à l'eau, topographie, altitude, pente et site	OS et Site	Trajectoire d'OS et OS (3 modalités)	OS, trajectoire d'OS, site, NDWI, distance à l'eau, topographie

TABLE 3.6 : *Variables retenues par les méthodes de régression visant à expliquer les variations du stock de carbone de la végétation et l'infiltrabilité du sol par différentes variables spatiales explicatives. Acronyme : OS = occupation du sol et VC = validation croisée. Les régressions 4 à 6 ont fait l'objet d'une sélection de variables, c'est-à-dire que seules les variables influençant significativement l'indicateur de services ont été retenues.*

La cartographie basée sur des données nombreuses et variées présente donc une incertitude plus faible, même dans le cas d'indicateurs de services écosystémiques résultant de processus biophysiques relativement simples (comme les stocks de carbone de la végétation). Cette analyse souligne ainsi la nécessité de prendre en compte plusieurs variables de natures différentes pour modéliser les indicateurs de services écosystémiques. Toutefois, l'importance de l'acquisition de données doit être considérée avec prudence et l'apport de l'ajout de données devrait être un préalable systématique à la cartographie des services. En effet, posséder un grand nombre de données coûte cher et demande du temps sans que cela apporte beaucoup d'informations supplémentaires (Reyers [555]) et il est parfois préférable d'avoir une cartographie un peu plus simple, basée sur moins de données, mais une cartographie facile à interpréter et basée sur des données fiables (Jacobs *et al.*, 2015 [328]).

2. Des régressions à visée explicative

L'arbre de décision constitue la méthode de régression la plus performante pour expliquer les variations des stocks de carbone du sol. Par conséquent, cette méthode a été utilisée pour réaliser une analyse complémentaire. Ce choix a également été influencé par la dimension pédagogique des arbres de décision qui présentent l'intérêt d'être faciles à comprendre et à interpréter grâce à la hiérarchisation visuelle des variables qu'ils offrent. Dans le cas du carbone stocké dans le sol, l'ajout de variables exhaustives permet d'améliorer considérablement notre capacité à expliquer les variations de l'indicateur observées (le coefficient de détermination (R^2) passe de 0,52 à 0,62 soit une augmentation d'environ 16 % - Figure 3.4).

Certaines variables hautement sigificatives, comme le site ou la trajectoire d'occupation du sol, dans l'arbre de décision utilisé dans le processus de cartographie (arbre dit "prédictif") se retrouvent dans l'arbre à visée purement explicative. Toutefois, ce dernier présente de nouvelles variables très significatives comme le type de sol ou peu à assez significatives (nombre d'années depuis le premier brûlis et nombre de brûlis).

V. Cartographie de l'incertitude associée à la modélisation statistique

Cette troisième et dernière étape participe à la caractérisation de l'incertitude associée à la spatialisation d'indicateurs de services. Elle est fondée sur le calcul et la spatialisation d'intervalles de confiance autour de la prévision.

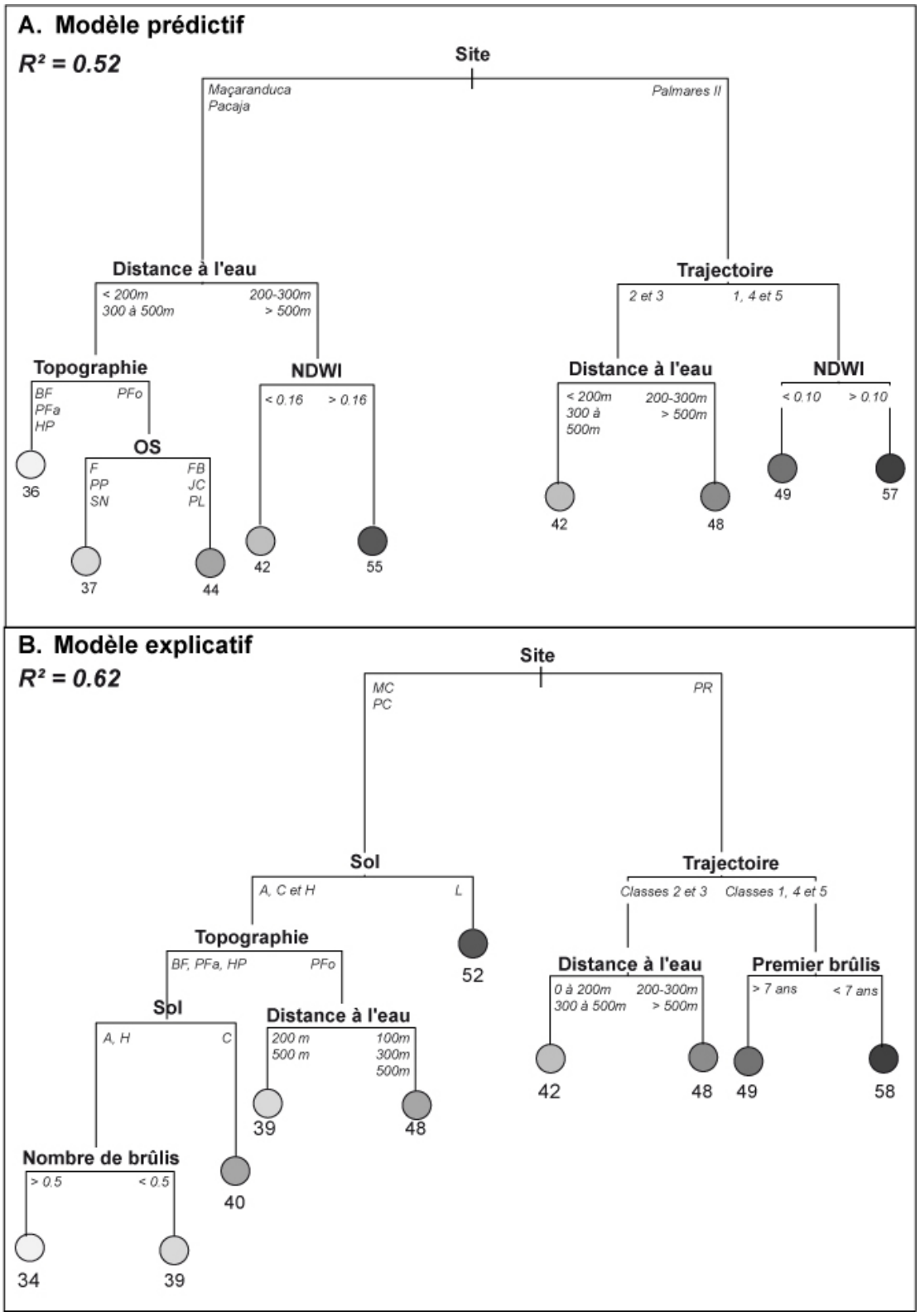


FIGURE 3.4 : *A. Arbre de décision prédictif des stocks de carbone du sol réalisé à partir des données télédétectées. B. Arbre de décision à but non prédictif réalisé à partir des données télédétectées et des données terrain. Les variables - "Sol" et "Premier brûlis" correspondent respectivement au type de sol et au nombre d'années depuis le premier brûlis.*

A. Méthodologie

Comme dans cette étude nous travaillons sur la spatialisation d'indicateurs de services écosystémiques, nous nous sommes concentrés sur l'incertitude liée à l'application de méthodes statistiques. En effet, les autres incertitudes sont, d'une part difficile à prendre en compte et, d'autre part, ne relèvent pas directement du processus de cartographie.

Pour obtenir une cartographie de l'incertitude, le cas des stocks de carbone de la végétation dont les valeurs ont été prédites par régression linéaire multiple a été pris en exemple. Les méthodes de régression mises en œuvre dans la première étape de ce chapitre peuvent donner lieu à des prévisions, nous permettant ainsi de réaliser des cartographies d'indicateurs de services. À partir du modèle linéaire proposé, un indice d'incertitude lié à la prévision statistique a été calculé. En régression linéaire, une manière de connaître l'incertitude associée à la prévision est le calcul des intervalles de confiance (équation A pour l'expression de l'intervalle de confiance de 95% autour d'une prévision - Cornillon et Mazner, 2011 [145]).

$$x'_{n+1}\widehat{\beta} \pm t_{n-p}(1-\alpha/2)\widehat{\sigma}\sqrt{x'_{n+1}(X'X)^{-1}x_{n+1}+1} \qquad (3.1)$$

Avec : x' et x : individus des matrices X et X'
n : nombre de données à analyser
$\widehat{\beta}$: estimateur de β dans un modèle linéaire
t_{n-p}(1-α/2) : fractile de niveau (1-α/2) d'une loi de Student à (n - p)
$\widehat{\sigma}$: variance estimée
X et X' : matrices n x p et n' x p

Les intervalles de confiance permettent d'évaluer la précision de l'estimation d'un paramètre statistique sur un échantillon. Chaque pixel a été associé à un intervalle de confiance autour de la valeur prédite de carbone stocké qui le caractérise. L'indice que nous avons choisi de représenter résulte de la différence entre les bornes supérieure et inférieure des intervalles de confiance de la prévision (niveau de confiance de 95 %), standardisé par la valeur des stocks de carbone associée à ce même pixel. Plus l'indice est élevé, plus l'incertitude autour de la prévision est forte.

Cette méthode permet de proposer une représentation spatialisée de l'incertitude. Toutefois, elle n'est pas reproductible pour toutes les méthodes statistiques. En effet, dans

le cas des arbres de décision (méthode CART), il est impossible d'obtenir un degré de probabilité ou un intervalle de confiance associé aux prévisions (Yohannes et Hoddinott, 1999 [699])

B. Résultats

Un indice d'incertitude liée à l'application d'une méthode statistique permettant de prédire les stocks de carbone de la végétation a été cartographié (Fig. 3.5). Cet indice prend des valeurs faibles dans les espaces de transition et forestiers, associés à de forts stocks de carbone et des valeurs élevées dans les espaces pâturés associés à des stocks de carbone très faibles.

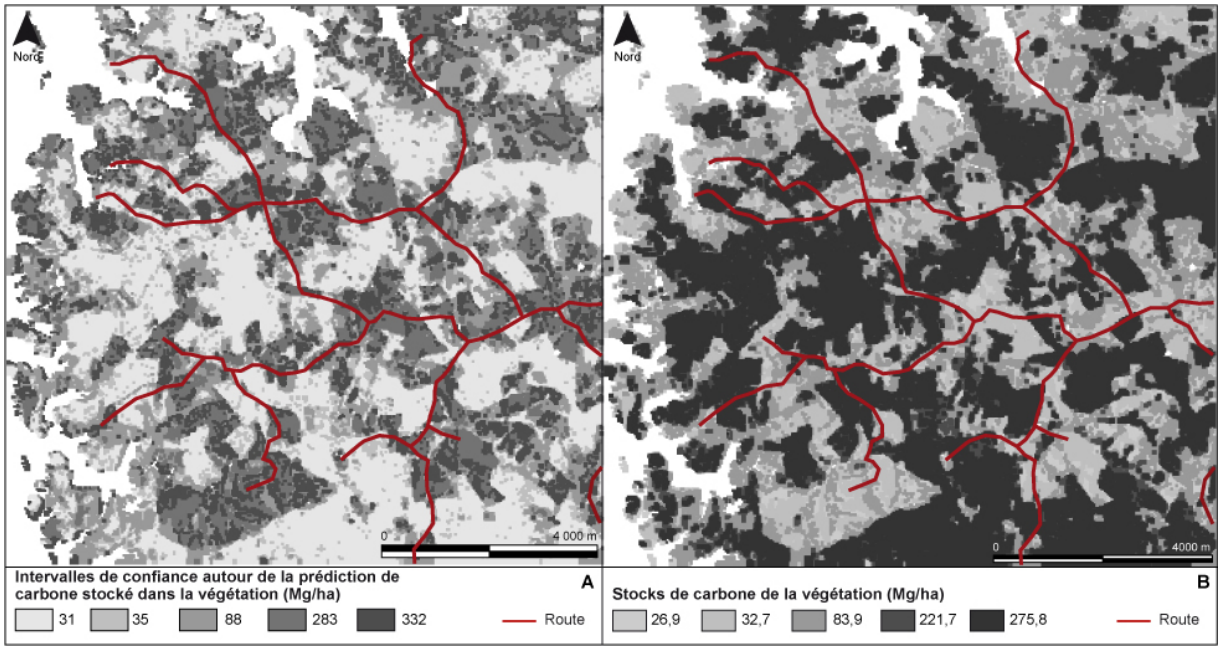


FIGURE 3.5 : *Confiance autour de la prévision des stocks de carbone de la végétation en 2007 à Maçaranduba.*

Les forêts de Maçaranduba sont relativement peu dégradées et constituent ainsi un ensemble assez homogène. De fait, les stocks de carbone sont relativement homogènes au sein de ces forêts. À l'inverse, les éléments paysagers pâturés présentent des profils très hétérogènes car ils peuvent se décliner du sol nu aux pâturages enfrichés ou avec ligneux, influençant considérablement les quantités de carbone stocké. Les juquira capoiera (friches et jachères) présentent des intervalles de confiance étonnement faibles alors qu'il s'agit d'espaces très hétérogènes.

VI. Discussion

A. Un exercice cartographique sensible aux choix méthodologiques

Ce chapitre a permis de discuter de l'importance de certains choix méthodologiques qui sous-tendent l'exercice de cartographie d'indicateurs de services écosystémiques afin d'en souligner les potentialités et les limites.

1. Le choix de la méthode statistique

Les analyses proposées dans ce chapitre sont fondées sur la mise en place de méthodes statistiques qui mettent en relation données terrain (indicateurs de services écosystémiques) et données explicatives, essentiellement issues de la télédétection. Ces approches statistiques constituent une des démarches possibles de spatialisation des services écosystémiques. Les résultats de la modélisation statistique mettent en valeur plusieurs points. Tout d'abord, ils illustrent l'inégale capacité à spatialiser des indicateurs de services écosystémiques, à partir de données télédétectées et en se basant sur les méthodes statistiques employées. Les cartographies d'indicateurs qui en résultent possèdent un taux d'incertitude lié à notre capacité à prédire des valeurs d'indicateurs par le biais d'implémentation de régressions et qui est variable d'un indicateur à l'autre. En effet, les coefficients de détermination s'échelonnent de 0.18 à 0.75, montrant que certains indicateurs, tels que les stocks de carbone de la végétation ou l'indice de qualité chimique du sol, sont relativement faciles à modéliser à partir des données et des méthodes présentées alors que d'autres, comme la richesse en ingénieurs du sol ou l'eau biodisponible, sont beaucoup plus difficiles à modéliser. Ensuite, les résultats statistiques ont montré la nécessité d'adapter la méthodologie à chaque indicateur de service. En effet, pour la plupart des indicateurs, l'arbre de régression a été considéré comme la méthode la plus adaptée pour prédire des valeurs, à l'exception des stocks de carbone de la végétation et de l'infiltration de l'eau dans le sol dont la prévision est meilleure à partir du modèle linéaire. Pour certains indicateurs, les coefficients de détermination issus de l'application des deux méthodes sont très différents, comme pour la richesse spécifique en *Sphingidae* ($R^2_{arbre} = 0.57$ et $R^2_{linaire} = 0.18$). Pour d'autres, au contraire, les deux méthodes mises en œuvre donnent des résultats beaucoup plus similaires. C'est notamment le cas des stocks de carbone de la végétation ($R^2_{arbre} = 0.74$ et $R^2_{linaire} = 0.75$). La capacité préditrice de chaque méthode employée est donc variable d'un indicateur à un autre et il n'est pas possible de déterminer une méthode universellement meilleure. Par conséquent, il serait intéressant de tester d'autres

types de méthodes statistiques et/ou d'approches (économiques, sociales,...), en particulier pour les indicateurs pour lesquels nos résultats ne sont pas satisfaisants. De la même manière, les analyses statistiques ont souligné l'importance de différencier les approches pédagogiques des approches à visée prédictive. Par exemple, l'arbre de décision, par sa lecture très visuelle, apparaît comme une approche plus pédagogique pour identifier les facteurs de contrôle et leur influence que la régression linéaire même si celle-ci est parfois plus performante en matière de prévision. De plus, la modélisation de chaque indicateur nécessite des données spécifiques qui peuvent relever d'autres sources d'informations que la télédétection (par exemple, les données de télédétection utilisées ne permettent pas de modéliser l'eau biodisponible de manière satisfaisante) et qui peuvent varier d'un indicateur à un autre. L'ensemble de ces points soulève la question de la nécessité d'une approche spécifique à chaque indicateur.

Contrairement à d'autres méthodes communément utilisées pour spatialiser des indicateurs de services, telles que les relations écologiques (USLE, équations allométriques, par exemple - Nelson *et al.*, 2009 [473] ; Bai *et al.*, 2011 [56]) ou les transferts de valeurs (Eigenbrod *et al.*, 2010 [215] ; Roces-Diaz *et al.*, 2014 [563]), les méthodes statistiques nécessitent l'appui sur des données *in situ*. Encore peu appliquées dans le domaine de la cartographie des services écosystémiques (ou de leurs indicateurs), elles permettent :

- d'améliorer notre compréhension de la fourniture en services écosystémiques et des facteurs influençant la fourniture de services (procédure de choix de variables),
- de réaliser des prévisions de nouvelles valeurs d'indicateurs de services écosystémiques à partir de données télédétectées,
- et d'estimer le degré d'information expliqué par les variables et de posséder ainsi un regard critique sur la cartographie produite.

Par conséquent, l'application de méthodes statistiques permet d'interroger ces dernières pour compléter, si besoin le jeu de données, présentant ainsi un potentiel pédagogique, heuristique et politique. En effet, les méthodes statistiques appliquées à la spatialisation d'indicateurs de services écosystémiques participent à l'amélioration de nos connaissances encore lacunaires sur les facteurs délivrant les processus biophysiques et le lien entre ces derniers et les services écosystémiques. Par ce retour possible vers les données, ils permettent de lever de nouvelles questions scientifiques et deviennent de nouveaux vecteurs de recherche et peuvent permettre aux gestionnaires de posséder un regard critique sur l'outil qu'ils utilisent.

2. Le choix des données de modélisation

Les analyses ont également illustré l'importance de ne pas limiter la modélisation d'indicateurs de services aux données les moins détaillées bien que celles-ci soient faciles à obtenir (indice de végétation, classification d'occupation du sol). Si certains indicateurs peuvent se modéliser avec des informations précises liées à l'occupation du sol (par exemple, les stocks de carbone de la végétation), d'autres nécessitent des données liées à la topographie (par exemple, les stocks de carbone du sol pour lesquels la distance au réseau hydrographique est essentielle). L'ajout de données permet d'améliorer significativement notre capacité à prédire des valeurs par application de méthodes statistiques sans que cela se fasse de manière homogène d'un indicateur à l'autre. En effet, à partir de l'étude de trois indicateurs de services (stocks de carbone de la végétation et du sol et infiltration de l'eau dans le sol), nous avons montré que la qualité de la cartographie via l'application de méthodes statistiques prédictives est systématiquement sensible à la hausse de la qualité et/ou à l'augmentation du nombre de données. Ces dernières n'influencent pas de la même manière notre capacité à prédire de nouvelles valeurs pour les différents indicateurs. En effet, dans certains cas, comme celui des stocks de carbone de la végétation, l'ajout progressif de données peut améliorer constamment notre capacité à prédire des valeurs de certains indicateurs. À l'inverse, pour certains indicateurs, tels que les stocks de carbone du sol, l'ajout d'un type de données particulier (par exemple, les données liées à la topographie) permet d'améliorer significativement la modélisation. De plus, l'ajout de certaines variables, comme la trajectoire historique d'occupation du sol, peut ainsi s'avérer important pour certains indicateurs (infiltration de l'eau dans le sol) et inutile dans le cas d'autres (stocks de carbone de la végétation). Toutefois, à partir des données de télédétection utilisées dans cette étude, la capacité explicative maximale est rapidement atteinte et l'ajout de nouvelles données devient difficile et/ou n'apporte aucune amélioration significative. Bien que permettant d'obtenir des résultats satisfaisants, les données télédétectées montrent des limites dans leur capacité à expliquer les variations des indicateurs de services écosystémiques, notamment ceux liés aux processus biophysiques du sol tels que l'eau biodisponible ou la richesse en ingénieurs du sol. Il est donc nécessaire de posséder un jeu de données riche et d'adapter la méthodologie à chaque indicateur de services écosystémiques.

À l'instar de Chan *et al.* (2006), ce chapitre a permis de mettre en évidence l'importance des méthodes multivariées, comprenant à la fois des données liées à la végétation et des données liées à l'hydrographie et à la topographie. Pourtant, les cartographies d'indicateurs de services écosystémiques se font sur des jeux de données moins variés, souvent centrés sur une seule thématique. Par exemple, dans la littérature scientifique, les études traitant de la question de l'infiltrabilité du sol et des stocks de carbone du sol se centrent sur des jeux de données peu variés en termes de thématiques, uniquement relatifs à la pédologie et/ou à la climatologie (Demarcin *et al.*, 2011 [174] ; Maes *et al.*, 2011 [418]).

L'analyse a également mis en évidence l'importance de posséder des informations détaillées notamment en termes d'occupation du sol (c'est-à-dire, une classification d'occupation du sol à plusieurs modalités, sans une opposition dichotomique urbain/milieu naturel ou forêt /non forêt). Or, une classification précise d'occupation du sol est plus difficile à réaliser aux larges échelles (Domaç, 2004 [189] ; Foody, 2015 [254]). Par conséquent, il semble plus facile de réaliser des cartographies d'indicateurs de services écosystémiques à l'échelle locale. En outre, travailler à une échelle locale facilite l'obtention de données variées telles que celles relatives au paysage, à la topographie et dans certains cas au climat ou aux grandes unités géologiques, ce qui permet d'obtenir des résultats statistiques plus précis.

Compte tenu des limites présentées par les résultats statistiques et notamment de la difficulté à modéliser certains indicateurs à partir du jeu de données présenté, il serait intéressant d'ajouter certaines données telles que la répartition des types de sol aux régressions mises en œuvre. Toutefois, ces données ne sont pas nécessairement disponibles à fine résolution spatiale, pour les trois zones d'études. Les arbres de décision construits dans un objectif purement pédagogique (exemple des stocks de carbone du sol), à partir de données télédétectées et issues d'enquêtes terrain permettent de mieux appréhender les phénomènes à l'origine de la fourniture de services. Par conséquent, ils offrent la possibilité de posséder un regard critique sur la cartographie de leurs indicateurs en offrant une meilleure compréhension de ses limites et peuvent permettent d'orienter les recherches vers la prise de telles données.

3. Cartographier l'incertitude liée à la spatialisation d'indicateurs de services

Une carte est une généralisation, une schématisation de la réalité et de fait, présente une certaine incertitude voire erreur. En effet, la cartographie des services écosystémiques est basée sur une interpolation qui suppose une simplification puisqu'elle consiste en une généralisation de l'information. L'approche choisie étant fondée sur une prévision statistique, il existe des incertitudes. Celles-ci peuvent être prises, au moins partiellement, en compte. En effet, nous avons montré qu'il est possible de quantifier et de spatialiser un indicateur associé à l'incertitude liée à l'application d'une méthode statistique (ou la fiabilité dans la prévision réalisée). Toutefois, il n'est pas possible d'obtenir une estimation de cette incertitude pour toutes les méthodes statistiques. Dans le cadre de cette thèse, seule une des deux méthodes employées, le modèle linéaire, permet de posséder une telle estimation. Posséder une information quantifiée et spatialisée de l'incertitude est intéressant pour, de manière générale, limiter les conséquences non désirées des décisions politiques prises à partir des cartes fournies, dans un contexte d'opérationnalisation des cartes. Elle

permet de nuancer l'information présente sur la cartographie de l'indicateur de services écosystémiques afin de pourvoir mieux en considérer les limites.

B. Perspectives

Ce chapitre repose sur l'analyse d'un grand nombre d'indicateurs de services, tous mesurés sur le terrain. Toutefois, l'ensemble des indicateurs de services écosystémiques étudiés relèvent des services de soutien ou de régulation. Il serait intéressant de prolonger l'étude en interrogeant notre capacité à modéliser des services culturels qui reposent sur d'autres processus, relevant davantage d'aspects sociaux, comme les services de récréation ou ceux qui sont liés aux aspects esthétiques.

L'analyse des indicateurs de services, non plus dans leur état statique mais en tant que flux et l'étude de la dynamique temporelle à très court et à long terme, constitue également une perspective pour ce travail, tout particulièrement dans le cadre des services hydriques qui reposent sur une dynamique spatio-temporelle très importante (notamment par les relations directes entretenues de l'amont vers l'aval d'un cours d'eau). En ce sens, nous avons proposé deux méthodologies exploratoires de cartographie du stockage de carbone dans la végétation (cf. Annexe B et Figure 3.6).

Ces différentes représentations cartographiques (stock, stockage) sont présentes dans la bibliographie scientifique. La plupart des études scientifiques choisissent de spatialiser un stock (l'état) d'un ou plusieurs services écosystémiques à une date précise (Chen *et al.*, 2009 [132] ; Davies *et al.*, 2011 [167]) ou un stock de services écosystémiques selon un scénario de changement (Bai *et al.*, 2012 [55] ; Goldstein *et al.*, 2012 [277]). Les stocks de services étant susceptibles de connaître, en fonction des usages faits du territoire, d'importantes variations dans l'espace et dans le temps, le choix de spatialiser non plus un stock de services, mais son évolution théorique ou réelle dans le temps présente deux intérêts majeurs : un intérêt heuristique et un intérêt opérationnel. D'une part, choisir de varier le mode de représentation en prenant en compte l'évolution permet de comprendre les possibilités qu'offre la cartographie et d'envisager la fourniture de services écosystémiques dans sa dimension temporelle. D'autre part, les spatialisations qui résultent de ce choix peuvent permettre d'aider à cibler les différentes politiques, à en effectuer un suivi ou à évaluer l'impact d'aménagements ou de changements de politiques publiques.

Les analyses réalisées au cours de cette étude présentent des résultats statistiques performants. Toutefois, afin de pouvoir améliorer la capacité préditrice de nos régressions, certaines données, comme celles liées au climat ou à la nature du sol, pourraient être utilisées. Cependant, en Amazonie, les données de sol sont très lacunaires : les sols restent

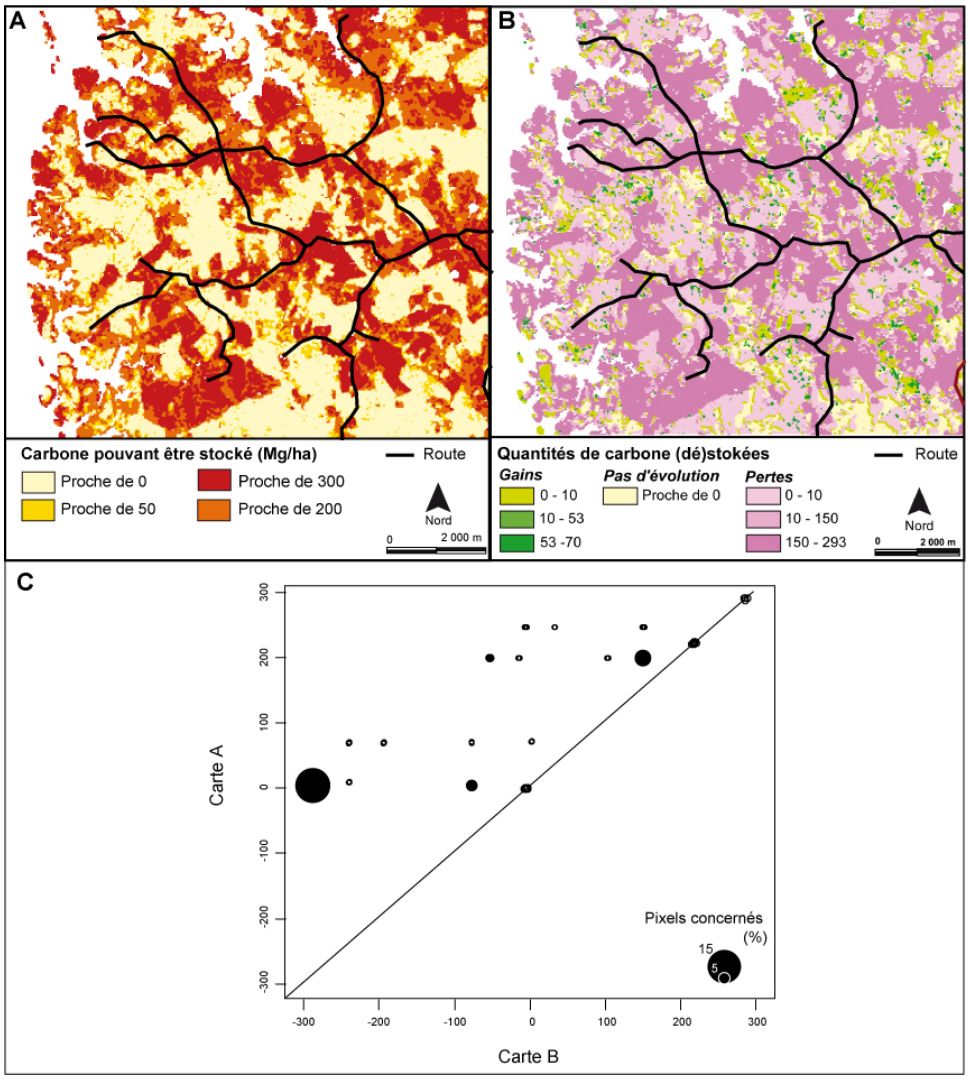


FIGURE 3.6 : *Stockage de carbone associée à chaque pixel à Macaranduba, 2007. (A) Stocks de carbone potentiels à partir de la situation de 2007, dans le cadre d'une politique de préservation par exemple. (B) Pertes (et gains) de carbone de la végétation entre 1990 et 1997. (C) Comparaison statistique les deux cartographies de stockage. Pour plus d'information, se référer à l'annexe B.*

extrêmement variés, même aux échelles locales (Fritsch *et al.*, 2007 [259] ; Quesada *et al.*, 2012 [544]) et les cartographies de types de sol possèdent une résolution spatiale insuffisante pour étudier localement l'influence des variations de ces types de sols sur les indicateurs de services. D'autres informations comme celles obtenues auprès des acteurs du territoire pourraient permettre d'apporter un autre point de vue à l'analyse. Elles offrent en effet l'opportunité de réaliser des cartographies participatives.

Nous avons choisi de procéder à une évaluation biophysique des indicateurs de services écosystémiques. Celle-ci permet notamment de ne pas avoir à se soucier du référentiel et permet de prendre facilement en compte les facteurs environnementaux influençant la fourniture des services écosystémiques. L'analyse en termes biophysiques est fondée sur une vision écocentrée des services écosystémiques et qui s'appuie sur le fait que les éco-

systèmes existent indépendamment de toute présence humaine. Elle vise à comprendre et quantifier les services et les processus dont ils résultent et leurs évolutions (Antona et Barnaud, 2010 [27]). La valeur écologique d'un service écosystémique peut être considérée comme la contribution du service en question au fonctionnement global du système ou à une propriété particulière du système (Farber et *al.*, 2002 [228]). Toutefois, le choix d'une évaluation biophysique n'est pas le seul possible. En effet, les cartographies de fourniture de services écosystémiques peuvent aussi être réalisées de manière qualitative ou via l'utilisation de valeurs économiques ou sociales, par exemple. Notamment, il serait intéressant d'explorer la voie offerte par les méthodes participatives (Klain et acHan, 2012 [350] ; Drakou *et al.*, 2015 [192] ; Paudyal *et al.*, 2015 [508]). De telles approches pourraient permettre (1) de posséder davantage de données, plus variées que celles uniquement accessibles par télédétection et (2) de faciliter la mise en place de discussions autour des services écosystémiques entre les différents acteurs du territoire (Paudyal *et al.*, 2015 [508]).

Comme les services écosystémiques impliquent à la fois une fourniture par l'écosystème et un besoin, exprimé ou non, par un ou plusieurs bénéficiaires (Burkhard *et al.*, 2012 [111]), une autre perspective pour le travail réalisé dans ce chapitre est de proposer des méthodologies visant à coupler la fourniture et la demande en services écosystémiques. Les cartographies de la demande en services écosystémiques restent limitées en nombre bien que leur réalisation soit de plus en plus encouragée (cf. *workshops* proposés aux conférences de l'ESP). En effet, un service écosystémique n'existant que parce qu'il possède des bénéficiaires (Maris, 2012 [425]), il semble essentiel de prendre en compte cet aspect, surtout dans le cadre des services culturels dont la dimension sociale est extrêmement importante.

Pour résumer

- Influence du choix de la méthode statistique (incertitude associée, structures spatiales représentées et échelles de valeurs).
- Influence des données d'entrée sur la fiabilité de la carte résultante.
- Difficulté à cartographier certains indicateurs.
- Nécessité d'adapter la méthodologie à chaque indicateur.
- Les méthodes statistiques offrent la possibilité d'associer une estimation générale de l'incertitude (e.g. R^2) et, dans certain cas, une estimation spatialisée (e.g. intervalles de confiance).

4

Spatialiser les services écosystémiques multiples

Sommaire

I Introduction **157**
II Comment spatialiser les services écosystémiques multiples (associations, *hotspots*,...) ? **167**
III Cartographie basée sur l'ACP **170**
IV Cartographie basée sur le calcul d'un score **173**
V Cartographie basée sur le groupement d'occupation du sol **178**
VI Comparaison des trois méthodologies **182**
VII Discussion **184**

I. Introduction

A. Définition et enjeux

Les écosystèmes fournissent de manière simultanée plusieurs services écosystémiques concomitants, c'est-à-dire existant de manière simultanée, qui peuvent être en interrelation (Figure 4.1). L'étude des associations entre services devrait donc être systématique (Bennett *et al.*, 2009 [78]). Ces interrelations sont complexes par nature et la terminologie

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

pour les désigner est très variée dans la bibliographie. L'absence de terme unanimement employé reflète à la fois la complexité de la question des interrelations entre services écosystémiques et la difficulté à les comprendre de manière approfondie. Mouchet et ses co-auteurs l'ont ainsi souligné (2014 [458]), l'expression *trade-offs* est couramment employée pour désigner différents types de relations entretenues par les services écosystémiques renvoyant à plusieurs réalités très différentes. Elle peut notamment faire appel (1) aux relations entre plusieurs services (Egoh *et al.*, 2008 [212] ; Vihervaara *et al.*, 2010 [672]), (2) à un compromis temporel pour un même service qui présente des tendances opposées au cours du temps (Koch *et al.*, 2009) [352]), (3) aux relations entre fourniture et demande (par exemple, Kroll *et al.*, 2012 [356] ; Garcia-Nieto *et al.*, 2013 [267]), (4) aux relations entre coûts et bénéfices (Viglizzo et Frank, 2006 [670]), et enfin (5) aux relations entre les différents bénéficiaires des services (Martin-Lopez *et al.*, 2012 [430]).

En nous appuyant sur les études scientifiques précédentes, nous avons choisi de définir ici les termes relatifs aux interrelations entre services écosystémiques :

- Les associations de services se rapportent à la concomitance entre services écosystémiques ou leurs indicateurs ainsi qu'aux relations entre plusieurs indicateurs ou services, que ces relations soient négatives ou positives.
- Lorsque les services écosystémiques ou leurs indicateurs co-varient négativement, leur relation est appelée "*trade-offs*" ou compromis [1] mais s'ils co-varient positivement, cette relation est appelée "synergie" (Bennett *et al.*, 2009 [78]) ;
- Les bouquets de services ou d'indicateurs sont les associations de services qui se retrouvent de manière répétitive, dans le temps et/ou dans l'espace (Raudsepp-Hearne *et al.*, 2010 [549]) ;
- La richesse en services écosystémiques ou en indicateurs de services est le nombre de services ou d'indicateurs fournis au sein d'une unité précise (un pixel, un type d'occupation du sol,...). L'étude de la richesse en services permet de déterminer des *hotspots*. Ceux-ci correspondent aux espaces de forte production d'un ou de plusieurs services ou de leurs indicateurs ;

En outre, la prise en compte de plusieurs indicateurs de services écosystémiques au sein d'une cartographie, quelle que soit la nature de celle-ci (interactions, bouquets, *hotspots*,...) est regroupée sous l'expression générale "services multiples", en opposition aux cartographies ne représentant qu'un seul indicateur de services écosystémiques qui sont appelées "cartographies mono-service".

Un des avantages de la notion de services écosystémiques est qu'elle décompose le milieu naturel en phénomènes. Cela peut permettre une meilleure compréhension des processus actifs au sein des écosystèmes et des facteurs naturels et anthropiques qui les

1. Le terme francophone semble peu employé par rapport au terme anglophone

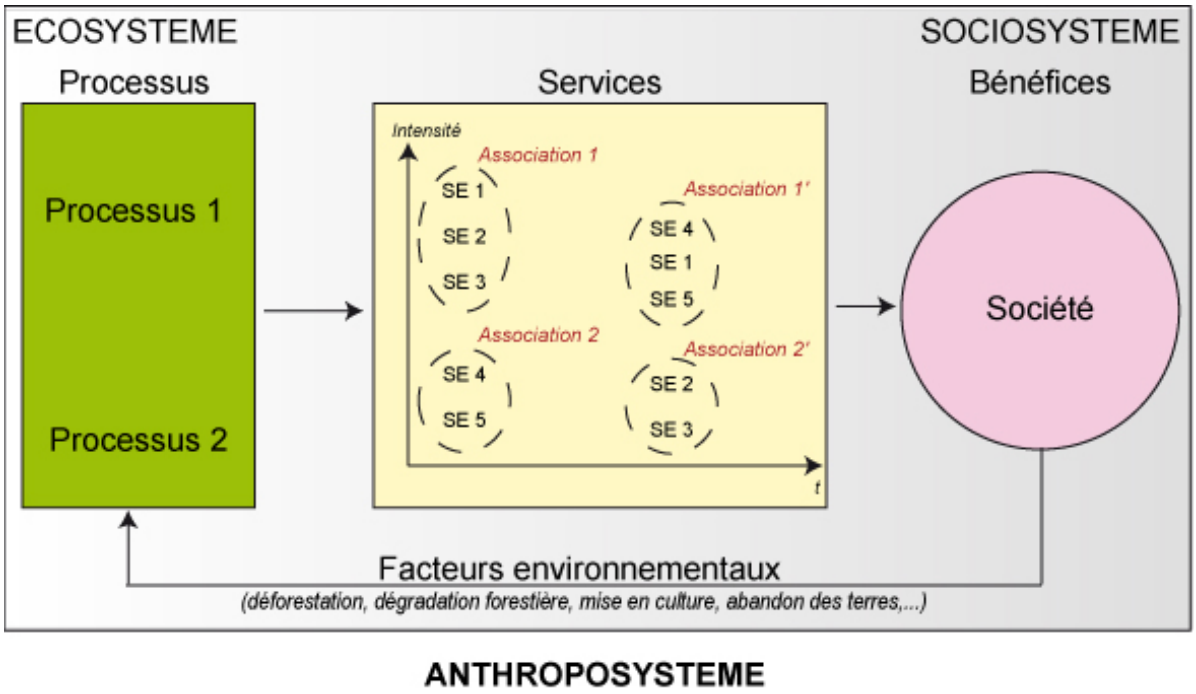


FIGURE 4.1 : *Schématisation des concomitances entre services écosystémiques. Adapté de Bennett et al., 2009 [78].*

influencent, tout en faisant le lien entre le socio-système et l'écosystème. Toutefois, elle permet également, à travers l'étude des associations entre services écosystémiques ou des indicateurs de ceux-ci, de prendre les différents services dans leurs interrelations en suivant une démarche holistique. D'ailleurs, de nombreux cadres conceptuels comme le MEA (MEA, 2005 [539]) mettent en avant l'importance de l'étude de la concomitance des services écosystémiques.

Les enjeux relatifs aux interrelations entre services écosystémiques ont souvent été soulignés (Carpenter *et al.*, 2009 [120]). Du point de vue pédagogique et heuristique, l'étude des associations entre services écosystémiques ou des indicateurs de ceux-ci permet, d'une part, de mettre en évidence l'impact réel des activités humaines sur l'environnement et, d'autre part, de mieux comprendre le fonctionnement des écosystèmes dans leurs interactions propres et dans leurs interactions avec les socio-systèmes. Du point de vue heuristique, la compréhension et la modélisation des interrelations ou des concomitances entre indicateurs de services font ainsi partie des trois enjeux majeurs des approches par services écosystémiques (Busch *et al.*, 2012 [112]). L'étude des interrelations entre services est également considérée comme un enjeu clé pour la gestion du territoire et pour les processus de prise de décision (Bennett *et al.*, 2009 [78] ; Carpenter *et al.*, 2009 [120] ; de Groot *et al.*, 2010 [168] ; Raudsepp-Hearne *et al.*, 2010 [549]). En effet, la méconnaissance des interrelations entre services écosystémiques et des facteurs environnementaux influençant les associations entre services pourrait entraîner des conséquences non désirées sur les autres services et de fait, sur le bien-être humain (Bennett *et al.*, 2009 [78] ; Viglizzo *et al.*, 2012 [671]).

B. Les approches de cartographies des services multiples

Malgré les forts enjeux présentés par l'étude des services multiples, les approches scientifiques qui prennent en compte les concomitances entre services écosystémiques ou entre indicateurs de services sont confrontées à de nombreux problèmes (Tallis *et al.*, 2008 [620] ; Carpenter *et al.*, 2009 [120]). Si la théorie paraît simple - un *trade-off* a lieu quand l'augmentation d'un service résulte de la diminution d'un autre (Rodríguez *et al.*, 2006) - les interrelations entre services écosystémiques sont en réalité très complexes, notamment car elles ne sont pas nécessairement linéaires (Koch *et al.*, 2009 [352] ; Busch *et al.*, 2012 [112] ; Lester *et al.*, 2013 [395]). De plus, les échelles spatiales et temporelles mises en œuvre peuvent être différentes d'un service à un autre.

De fait, ces dernières années, la compréhension des relations entre les services et l'identification les facteurs environnementaux influençant ces interrelations ont fait l'objet de nombreux travaux : multiplication des articles scientifiques (environ un tiers des études présentant des cartographies de services s'intéresse à la question des services multiples), sessions de colloques et numéros spéciaux. En effet, un grand nombre d'études et d'outils se focalise à présent sur la compréhension et la modélisation des services multiples. Toutefois, les études sur les services multiples se basent sur des méthodes très variées sans qu'une d'entre elles soit davantage favorisée (Gos, 2013 [280]).

Pour étudier les méthodologies employées dans la littérature scientifique pour cartographier des services multiples, nous avons utilisé de nouveau la revue bibliographique effectuée sur *Web of Science* (cf. l'introduction générale). Cette revue a permis d'évaluer les tendances des articles scientifiques publiés entre 1990 et 2014 dont le corps du texte comprend les termes " *mapping*" et "*ecosystem service(s)*" du point de vue de la cartographie de services multiples.

1. Etude bibliométrique des pratiques cartographiques

Parmi l'ensemble des études présentant une ou plusieurs cartographie(s) de services écosystémiques (n = 104 - période 1990-2014), seules 30 % présentent des cartographies de services multiples. Avant la parution du MEA, certaines études présentaient déjà des cartes de services multiples (par exemple, Costanza *et al.*, 1997). La première étude identifiée dont l'objectif est de présenter des cartes de services multiples comme résultat principal a été publiée en 1996 (Eade et Moran, 1996 [209]. Ensuite, le nombre de ces études s'est multiplié jusqu'à atteindre, en 2014, 34 % de l'ensemble des études sur la cartographie des services multiples (Figure 4.2). Toutefois, les cartographies de services multiples

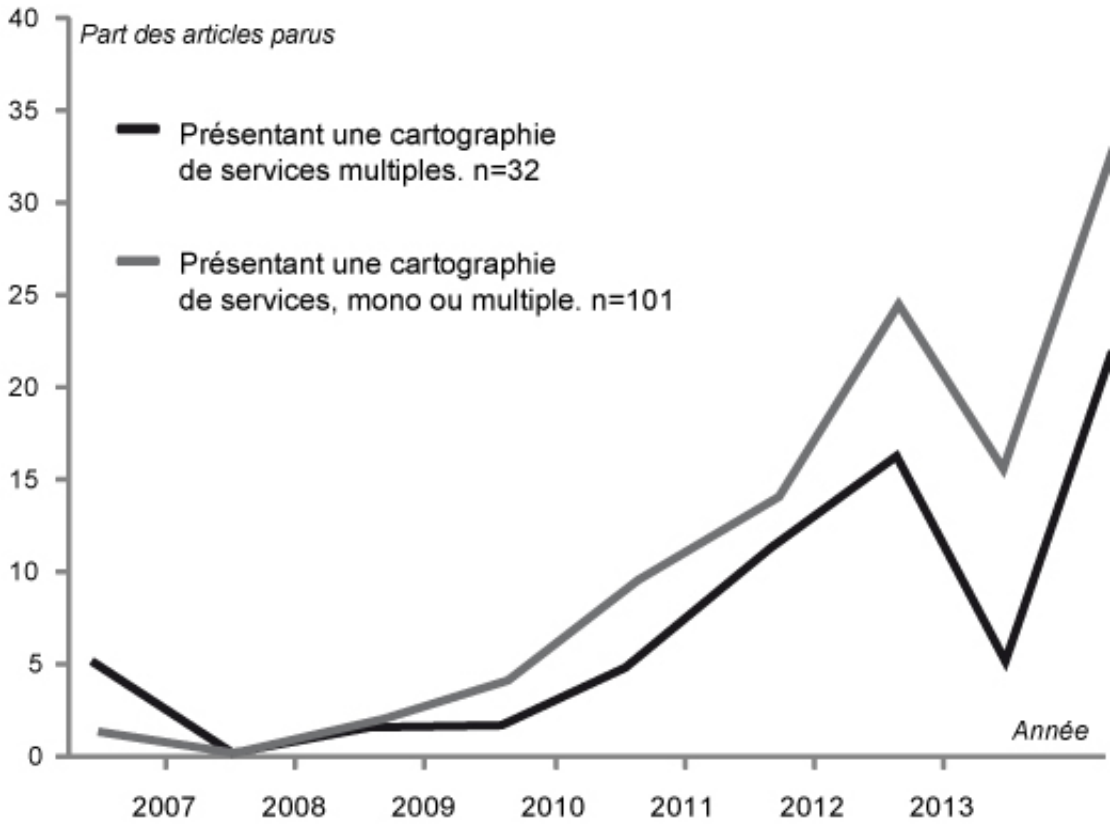


FIGURE 4.2 : *Proportion des études présentant des cartographies de services écosystémiques (mono ou multiples confondues) et des cartographies de services multiples par année. n représente le nombre d'articles présentant des cartographies de services écosystémiques multiples et n' représente le nombre d'articles présentant des cartographies (mono-services et multiples) de services écosystémiques. Chaque courbe a été standardisée à partir du nombre de publications totales de chaque série.*

antérieures au MEA, constituent davantage des représentations illustratives des services présents sur un territoire plutôt qu'une tentative de proposition d'une nouvelle approche cartographique. Par conséquent, ce type d'études ne répond pas aux critères de recherche et n'a pas été pris en compte dans l'analyse. Á partir du MEA en 2005, le nombre de cartographies de services multiples a considérablement augmenté (Table 4.2 ; Crossman *et al.*, 2013 [155] ; Seppelt *et al.*, 2011 [592]). Ce développement trouve en partie sa source dans le besoin croissant des gestionnaires et des politiques de posséder des informations sur les interrelations entre les services écosystémiques et sur la distribution spatiale des services multiples aux échelles globales (Grêt-Regamey *et al.*, 2012 [287]), supranationales (Maes *et al.*, 2012 [417]), nationales (Dymond *et al.*, 2011 [208]), régionales (Bai *et al.*, 2011 [56]) et locales (Birch *et al.*, 2010 [87] ; Fang *et al.*, 2014 [224]).

L'augmentation du nombre d'articles scientifiques cartographiant les services multiples se fait en favorisant certains services qui sont bien plus fréquemment étudiés que d'autres. La revue de littérature souligne en effet la sur-exposition de certains services (par exemple, régulation du climat, tourisme et récréation, biodiversité et habitat, fourniture en eau et

esthétique – Table 4.1).

Catégorie de services	Proportion de la catégorie	Indicateurs de services ou services	Proportion de l'ensemble des services représentés (n= 165)
Approvisionnement	37 %	Fourniture en eau	12 %
		Provision de nourriture et cultures	12 %
		Fourniture en matières premières (de manière générale)	6 %
		Fourniture de bois de construction	5 %
Régulation	43 %	Régulation du climat et stockage de carbone	18 %
		Biodiversité et habitat	12 %
		Formation et rétention du sol	5 %
		Régulation des inondations	5 %
Culturel	20 %	Récréation et tourisme	17 %
		Qualité esthétique	11 %

TABLE 4.1 : *Occurrence des principaux services cartographiés au sein de spatialisations de services multiples. n représente le nombre de services écosystémiques représentés dans les cartographies de services multiples.*

De manière générale, en matière de catégories de services écosystémiques, au sens du MEA, les services de régulation sont les plus fréquemment cartographiés (43 % - Table 4.1). Suivant des tendances similaires à celles présentées par les cartographies mono-services, les indicateurs relatifs à la régulation du climat sont les plus souvent présents au sein des cartographies de services multiples. Cette forte représentativité est due au fait que la régulation du climat est un service qui présente des enjeux perçus par la société et qui possède une dimension opérationnelle, caractérisée par l'émergence de politiques basées sur les Paiements pour Services Environnementaux (PSE) et les marchés de carbone (Wunder, 2005 [695]). À l'inverse, certains services écosystémiques sont très minoritaires voire absents des cartographies de services multiples. C'est notamment le cas de certains services liés aux processus biophysiques du sol dont la question est rarement abordée.

Très peu d'études réalisent des cartes de services multiples fondées sur seulement deux indicateurs (Figure 4.3). Les études présentant des cartes de services multiples fondées sur trois ou quatre indicateurs sont beaucoup plus nombreuses (Chan *et al.*, 2011 [126] ; Haines-Young *et al.*, 2012 [296] ; Leh *et al.*, 2013 [392]). Ces études se basent sur la superposition de trois ou de quatre cartes mono-services en employant diverses méthodes

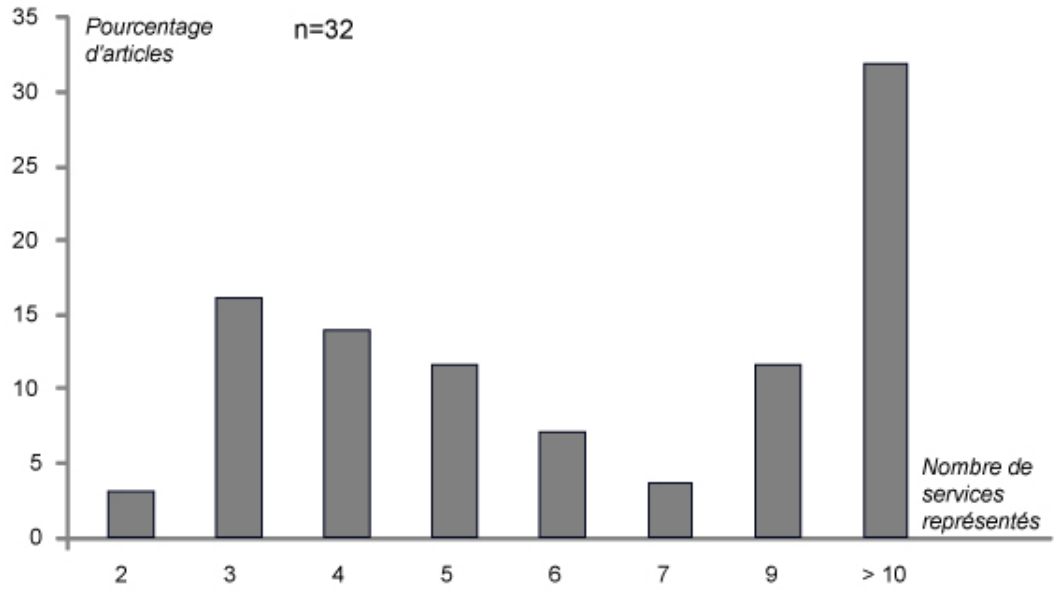


FIGURE 4.3 : *Nombre de services écosystémiques cartographiés dans les spatialisations de services multiples. n représente le nombre d'articles où des cartographies de services multiples sont présentées.*

(géostatistiques, évaluations économiques, analyses de clusters...). À partir de ce seuil de 3-5 indicateurs, et ce jusqu'à atteindre un nombre de 9 services spatialisés, la proportion d'études diminue avec l'augmentation du nombre d'indicateurs cartographiés. Cette diminution peut être due à la difficulté à spatialiser certains services dont il faut ensuite superposer la cartographie. Elle peut également être liée à la difficulté de posséder des informations sur les services à cartographier. Un grand nombre d'études (environ 35 % des études) présente la distribution spatiale de 10 indicateurs ou plus (Grêt-Regamey *et al.*, 2012 [287] ; Shi *et al.*, 2012 [598] ; Klain et Chan, 2012 [350]). Ces études utilisent le plus souvent des méthodes d'évaluation économique comme la méthode de transfert de valeur (Camacho-Valdez *et al.*, 2014 [116] ; Li et Fang, 2014 [398] dont la principale difficulté réside dans la mise en place d'un indicateur synthétique et qui dépend peu du nombre de services étudiés.

L'étude bibliométrique a notamment mis en avant la dichotomie présente dans les études de cartographie des services multiples. Ces dernières sont basées, soit sur un petit nombre de services écosystémiques (ou d'indicateurs de services) qui sont proches thématiquement, soit sur un grand nombre de services (ou d'indicateurs) et qui sont traités de manière qualitative ou par le biais d'analyses économiques, c'est-à-dire sans prise en compte des interrelations (Troy et Wilson, 2006 [637] ; Camacho-Valdez *et al.*, 2014 [116]).

2. Les méthodes les plus employées dans la bibliographie

La cartographie des services multiples, comme celle d'autres phénomènes, repose sur des choix. Ceux-ci concernent la méthodologie, les unités ou les représentations possibles. La revue bibliographique révèle schématiquement deux manières de représenter la distribution spatiale des services multiples. Dans le premier cas, les corrélations entre deux services sont représentées à partir de la caractérisation qualitative des corrélations de Spearman ou de la superposition de *hotspots* de services (13 % - Anderson *et al.*, 2009 [24] ; Eigenbrod *et al.*, 2010 [215]). Dans le deuxième cas, les relations entre plus de deux services sont représentées (87 % - Egoh *et al.*, 2008 [212] ; Turner *et al.*, 2014 [639]). Au sein des études qui cartographient plus de deux services écosystémiques ou indicateurs de services, trois approches peuvent être identifiées :

- une évaluation quantitative qui tente d'estimer une valeur totale pour une unité donnée (60 % - Maes *et al.*, 2012 [417]) ;
- une valeur semi-quantitative qui donne une estimation de la richesse en services pour une unité donnée (28 % - Egoh *et al.*, 2007 [213]) ;
- une valeur qualitative qui cherche à déterminer des groupes de services corrélés pour une unité donnée (12 % - Turner *et al.*, 2014 [639]).

Malgré la multiplication des études visant à représenter la distribution spatiale des services multiples (Haines-Young *et al.*, 2012 [296] ; Gret-Regamey *et al.*, 2013 [286] ; Locatelli *et al.*, 2013 [404] ; Turner *et al.*, 2014 [639]), le nombre de cartographies de services multiples reste limité (Seppelt *et al.*, 2011 [592] ; Crossman *et al.*, 2013 [155]), probablement du fait des nombreux défis relevant de la pratique cartographique. Réaliser des cartographies de services multiples soulève en effet des enjeux thématiques nombreux qui sont des éléments essentiels à prendre en compte dans les processus de prises de décision mais soulève également des enjeux méthodologiques. À titre d'exemple, ces pratiques cartographiques posent la question des données à utiliser pour modéliser les services multiples : faut-il inclure toutes les données possibles ou faut-il en sélectionner certaines et, dans ce cas, comment le faire ? Elles posent aussi la question d'une représentation appropriée des interrelations.

91 % des études qui ambitionnent de spatialiser des valeurs quantitatives cartographient une estimation économique des services (Troy et Wilson, 2006 [637] ; Dymond *et al.*, 2012 [208]). La popularité de ces approches relève de la possibilité évidente de sommer les variables de différentes natures (grâce à l'unité monétaire commune) et à la relative facilité d'interprétation. Deux approches sont le plus souvent employées. La première se fonde sur le calcul d'une valeur économique totale par type d'occupation du sol (75 % - Troy et Wilson, 2006 [637] ; Scolozzi *et al.*, 2012 [588] ; Fang *et al.*, 2014 [224]). La seconde

est basée sur la superposition de cartes mono-services (25 % des articles présentant des cartes de services multiples - Dymond *et al.*, 2012 [208]). Cette méthode consiste à faire la somme de valeurs de services écosystémiques dans une surface donnée, un pixel par exemple. Cette méthode peut également être utilisée pour fournir une estimation globale de la valeur biophysique des services écosystémiques, dès lors que ces valeurs ont été standardisées (Maes *et al.*, 2012 [417]). Une des façons de standardiser, comme l'ont réalisé Maes et ses co-auteurs, consiste à ramener chaque valeur de services entre 0 et 1 en se basant sur les valeurs minimales et maximales.

Les méthodes visant à fournir des valeurs semi-quantitatives sont principalement basées sur la détermination et la représentation de métriques de services écosystémiques telles que la richesse, l'abondance ou encore l'intensité (47 % - Egoh *et al.*, 2008 [212] ; Klain et Chan, 2012 [350]). Ces métriques sont principalement déterminées à partir d'évaluations sociales (Bryan *et al.*, 2010 [105] ; Plieninger *et al.*, 2013 [528] ; Palomo *et al.*, 2014 [503]) ou biophysiques (Trabucchi *et al.*, 2014 [636]). Pour cartographier certaines métriques de services, des seuils doivent être définis. Une des manières employées dans la bibliographie est de déterminer un pourcentage d'espaces (par exemple les 5%) les plus riches, en termes de chaque service considéré) et de définir ces espaces comme des *hotspots* (Egoh *et al.*, 2009 [211] ; Garcia-Nieto *et al.*, 2013 [267]). Néanmoins, ce choix des seuils, subjectif, est controversé (Anderson *et al.*, 2009 [24]).

Les valeurs qualitatives sont obtenues par la détermination de bouquets de services et leur distribution spatiale grâce à des méthodes de clustering (11 % - Haines -Young *et al.*, 2012 [296] ; Turner *et al.*, 2014 [639]) ou grâce à l'identification de *hotpsots* (O'Farrell, 2010 [488] ; Chan *et al.*, 2011 [126] ; Petz *et al.*, 2012 [520]).

Ces méthodes peuvent, en partie, être appliquées via l'utilisation de logiciels prévus pour la création de cartes d'indicateurs de services tels que InVEST (Nelson *et al.*, 2009 [473]) ou Polyscape (Jackson *et al.*, 2013 [327]).

Afin de mieux comprendre les relations entre les services écosystémiques mais aussi pour faire face aux difficultés à les cartographier, les études actuelles complètent souvent l'information spatiale par une information statistique renseignant les relations entre les services. Pour identifier les *trade-offs* et les synergies entre services, les corrélations deux à deux sont souvent calculées et parfois représentées (42 % - *Spearman's rank correlation* ou *Pearson correlations* - par exemple, Anderson *et al.*, 2009 [24] ; Holland *et al.*, 2011 [311] ; Locatelli *et al.*, 2013 [404] ; Felipe-Lucia, 2014 [241]). Cependant, ces méthodes sont limitées car elles ne rendent généralement pas compte des relations multiples. En réalité, seulement 23 % des études cartographiant des services multiples considèrent les relations multiples entre ces services. Ces relations sont souvent explorées à l'aide d'analyses factorielles (Maes *et al.*, 2012 [417] ; Palomo *et al.*, 2014 [503] ; Turner *et al.*, 2014 [639]) ou des graphiques en étoile (Yapp *et al.*, 2010 [698] ; Lavorel *et al.*, 2011 [386] ; Larondelle et Haase, 2012 [365] ; Frank *et al.*, 2014 [258] ; Queiroz *et al.*, 2015 [543]). Par conséquent,

malgré le développement des pratiques de cartographie des services écosystémiques multiples, la connaissance des relations entre les services et les méthodologies pour obtenir une représentation quantitative et spatialisée de ces services multiples est encore à améliorer.

Cette rapide revue de la littérature scientifique a permis de souligner les manques dans les pratiques cartographiques de services écosystémiques. Elle souligne notamment la difficulté à cartographier un ensemble assez grand d'indicateurs de services ainsi qu'à comprendre et prendre en compte leurs interrelations. Ces difficultés restent des questions scientifiques encore débattues (sessions spéciales aux conférences de l'ESP par exemple).

C. Objectifs

Nous avons cherché dans le cadre de ce chapitre à spatialiser concomitamment 6 indicateurs de services écosystémiques (les stocks de carbone de la végétation et du sol, l'infiltration de l'eau dans le sol, la qualité chimique du sol, l'indice de biodiversité et la richesse spécifique en *Sphingidae*). Nous avons ainsi cherché à produire plusieurs cartographies de services multiples à partir d'un jeu de données terrain diversifié et de trois différentes méthodologies (ACP, *scoring* et détermination d'unités paysagères). Cela nous a permis d'appréhender les limites et les avantages de chaque méthode et de discuter ces dernières au regard des objectifs finaux de la carte.

L'originalité de cette thèse est qu'elle vise à proposer des méthodologies de cartographies de services multiples (associations, hotspots, interrelations) à partir de six indicateurs de services écosystémiques, qui ont été mesurés sur le terrain et qui sont variés du point de vue thématique et du point de vue du fonctionnement des processus biophysiques qui sont à leur origine.

Les services écosystémiques multiples sont produits de manière simultanée et sont en constantes interrelations de façon dynamique et complexe (Bennett *et al.*, 2009 [78]). Gos (2013 [280]) montre qu'il existe trois facteurs principaux de variations des interrelations entre services. Tout d'abord, il peut y avoir compétition pour l'espace (c'est le cas des services de production de culture et de production du bois). Ensuite, les services peuvent être temporellement incompatibles (du fait d'une disponibilité en différents moments de l'année, par exemple). Ces deux premiers points ne seront pas abordés dans notre étude car les indicateurs étudiés relèvent tous des services de régulation ou de soutien et car nous nous focalisons sur des données récoltées à un instant t. Enfin, les interrelations peuvent reposer sur des fonctions écologiques corrélées ou en compétition. C'est sur ce dernier point que nous avons centré notre étude.

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

II. Comment spatialiser les services écosystémiques multiples (associations, *hotspots*,...) ?

A. Approche générale

Dans cette section, trois méthodes de cartographie de services écosystémiques multiples sont présentées, basées sur :

- une approche quantitative fondée sur la mise en œuvre d'une Analyse en Composantes Principales (ACP),
- une approche semi-quantitative s'appuyant sur le calcul d'un score,
- une approche qualitative basée sur la détermination d'unités paysagères homogènes en matière de services fournis.

Ces méthodes sont fondées sur la mise en relation de données terrain et de données télédétectées (Figure 4.4). Parmi celles-ci, deux se basent sur les cartes mono-services construites dans le précédent chapitre (Figure 4.5).

Les indicateurs de services écosystémiques modélisés dans cette partie sont ceux présentés ci-dessus, connus pour les 135 points d'échantillonnage, et qui ont été préalablement modélisés (Chapitres 2 et 3). Afin de spatialiser les services multiples (associations, richesse, ...) entre services écosystémiques, nous nous sommes partiellement basés sur les cartographies de chaque service écosystémique réalisées au chapitre 2 et/ou sur l'information d'occupation du sol en 2007 obtenue par traitement d'images Landsat TM (Figure 4.4).

B. Les données utilisées

Nous disposons de 3 tableaux de données (Table 6.2) :

- Indicateurs de services écosystémiques : 6 indicateurs (stocks de carbone de la végétation, stocks de carbone du sol, infiltration de l'eau dans le sol, qualité chimique du sol, indice de biodiversité et richesse spécifique en *Sphingidae*) renseignés pour chaque point d'échantillonnage sur la base de campagnes terrain (seuls les indicateurs dont la modélisation a été estimée pertinente dans le chapitre précédent, soit 6 indicateurs sur les 8 originaux, ont été conservés dans l'analyse),

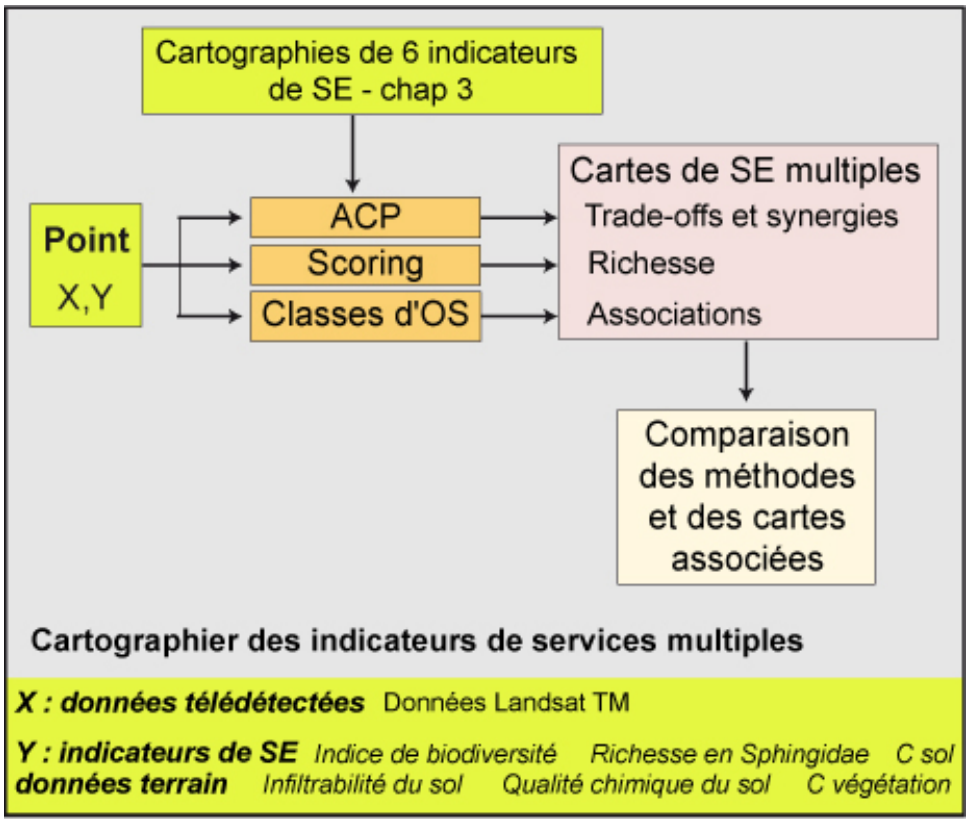


FIGURE 4.4 : *Méthodologie statistique de la cartographie des indicateurs de services écosystémiques. Acronymes : ACP = Analyse en Composantes Principales, OS = Occupation du sol et SE = (indicateurs de) Services Écosystémiques.*

- Indicateurs de services écosystémiques (les mêmes 6 indicateurs que ceux du point précédent, soient les stocks de carbone de la végétation, les stocks de carbone du sol, l'infiltration de l'eau dans le sol, la qualité chimique du sol, l'indice de biodiversité et la richesse spécifique en *Sphingidae*), renseignés pour l'ensemble du territoire des sites étudiés sur la base de la modélisation mise en œuvre dans le chapitre précédent,
- Données issues de la télédétection, présentées dans le chapitre 2 et qui renseignent tous les points du territoire des trois sites étudiés. Seule une, l'occupation du sol, obtenue par analyse d'images Landsat TM de 2007, a été conservée ici.

Données	Sources
Classification de l'occupation du sol	Landsat TM - Oszwald *et al.*, 2011 [497]
Stocks de carbone de la végétation	Relevés terrain
Stocks de carbone du sol	Relevés terrain
Infiltration de l'eau dans le sol	Relevés terrain
Indice de qualité chimique du sol	Relevés terrain
Indice de biodiversité	Relevés terrain
Richesse spécifique en *Sphingidae*	Relevés terrain

TABLE 4.2 : *Données utilisées pour étudier les interrelations entre les indicateurs de services écosystémiques.*

Á partir des données terrain renseignant les indicateurs de services, trois méthodes de cartographie des services multiples ont été mises en place (Figure 4.5)

- Dans un premier temps, une ACP a été réalisée afin de permettre de passer de 6 valeurs d'indicateurs de services (points d'échantillonnage et cartes mono-services) à une valeur unique de services multiples (au niveau des points et pour l'ensemble des territoires étudiés).
- Dans un second temps, les six cartes mono-services ont été assemblées au sein d'un score global de services écosystémiques fournis.
- La dernière méthode est basée sur la détermination par une méthode de classification ascendante hiérarchique d'unités paysagères dont la fourniture de services écosystémiques est relativement homogène.

Ces trois méthodes permettent de représenter des réalités différentes : l'ACP permet de spatialiser, au moins partiellement, les interrelations entre indicateurs. La méthode du score permet de représenter des *hotspots*. La méthode basée sur la détermination d'unités paysagères permet de représenter des bouquets de services. L'ensemble de ces analyses a été réalisé sur les 135 points à partir des données échantillonnées et a ensuite été appliqué à chaque pixel des images Landsat TM.

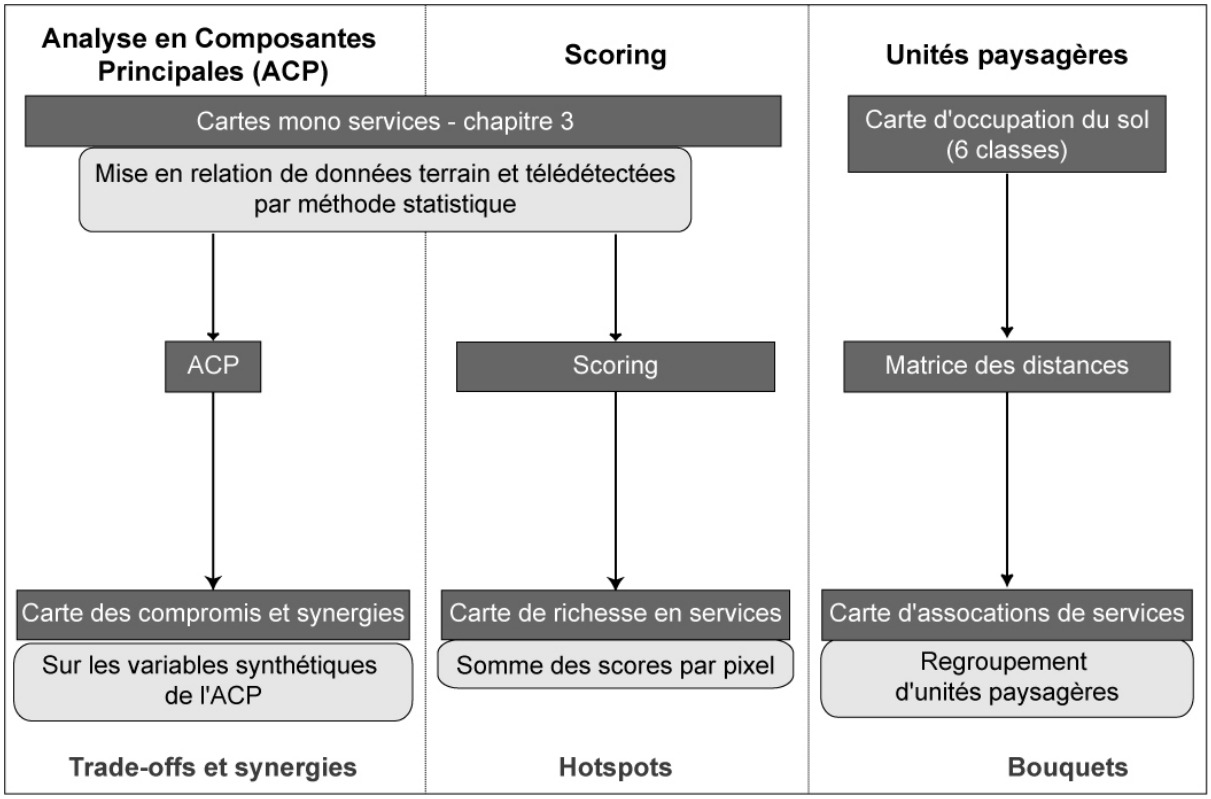


FIGURE 4.5 : *Méthodologie statistique de la cartographie des indicateurs de services écosystémiques.*

III. Cartographie basée sur l'ACP

A. Mise en place de l'ACP

Une Analyse en Composante Principale (ACP) a été réalisée sur les 135 points d'échantillonnage et les six variables renseignant les indicateurs de services écosystémiques (Matrices 6.3). L'ACP crée des variables synthétiques (axes factoriels) qui donnent les directions principales de la variabilité entre les individus (pour plus d'information sur la méthode d'ACP, se référer au chapitre 2 et à l'annexe A). Les pixels possèdent des valeurs estimées d'indicateurs de services écosystémiques (cartes mono services obtenues lors du chapitre précédent). Les projeter en individus supplémentaires permet de situer leur position dans les axes factoriels obtenus (Figure 4.6). Les coordonnées de ces individus supplémentaires sur un axe factoriel peuvent être interprétées comme une mesure de *trade-offs* ou de synergies entre les services écosystémiques impliqués dans la construction de la variable synthétique concernée (axe factoriel). De fait, ils ont été projetés sous SIG pour obtenir une cartographie des interrelations entre les six indicateurs.

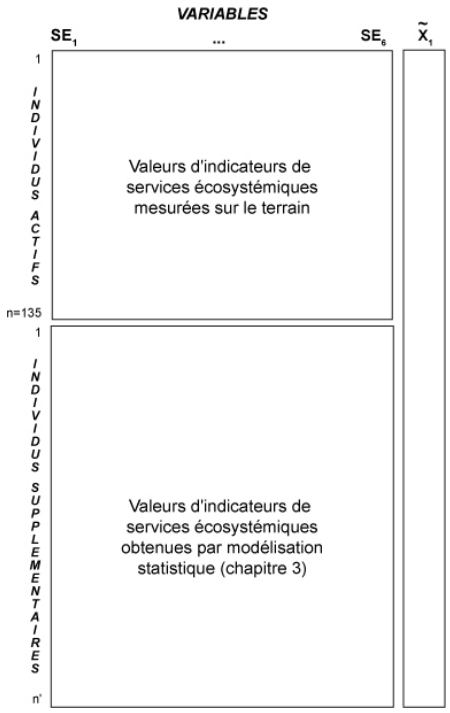


FIGURE 4.6 : *Matrices des données utilisées pour appliquer la méthode de l'ACP à la cartographie de services multiples. Avec SE_1 et SE_6, les indicateurs de services et $\widetilde{X}_1$, la première composante principale.*

B. *Spatialiser les compromis et les synergies*

La carte ci-dessous résulte du premier axe factoriel (Figure 4.8). L'indice de qualité chimique du sol et les stocks de carbone de la végétation sont les variables qui contribuent le plus au premier axe factoriel (Figure 4.7). L'axe 1 montre une opposition entre la qualité chimique du sol et le groupe de variables composé de l'indice de biodiversité et des stocks de carbone de la végétation.

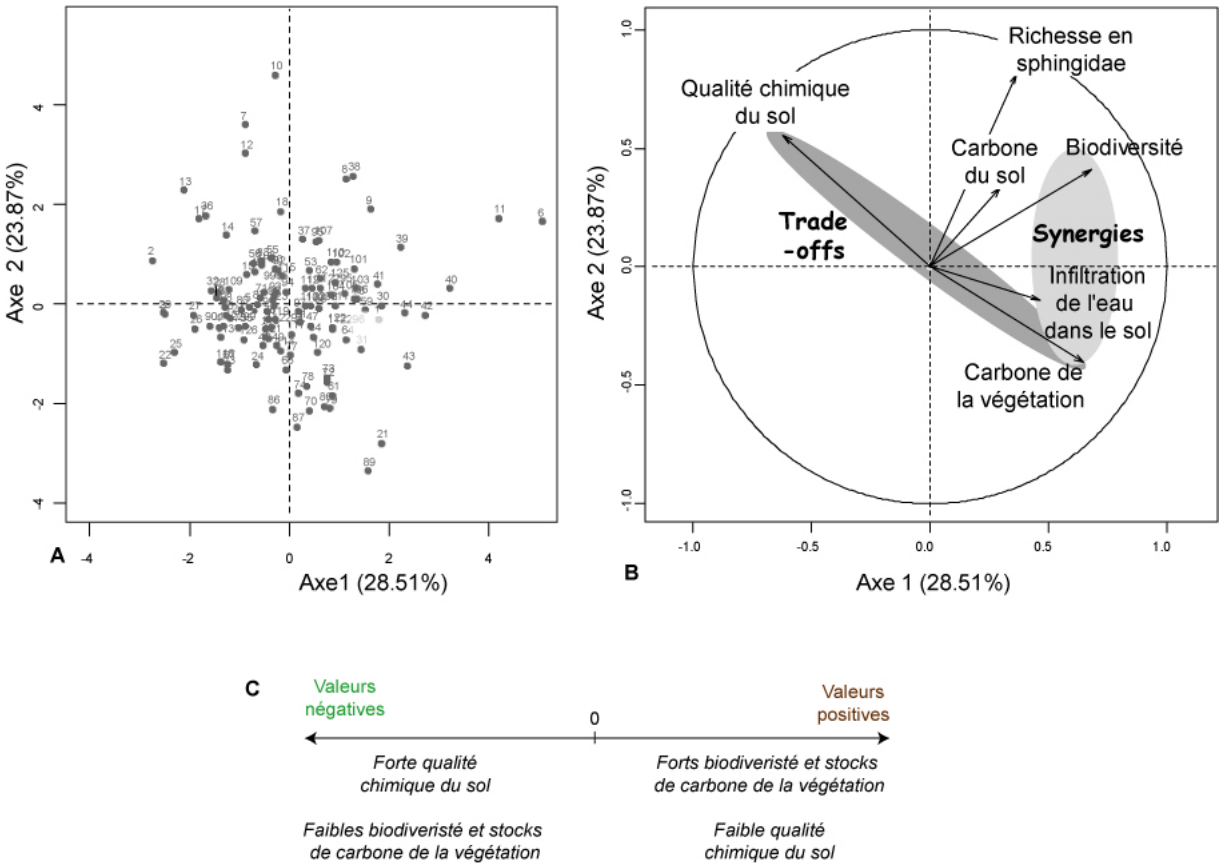


FIGURE 4.7 : *Cercle des corrélations (axes 1 et 2) issu de l'ACP réalisé sur les 135 points d'échantillonnage (individus) et les 6 indicateurs de services écosystémiques (variables).*

Les valeurs élevées de la carte correspondent donc aux *hotspots* de carbone de la végétation et de biodiversité et, dans une moindre mesure, aux espaces de forte infiltration de l'eau dans le sol. Les valeurs négatives correspondent aux espaces dont le sol est chimiquement très riche, puisque le premier axe de l'ACP est négativement corrélé à cette variable.

Il existe un gradient entre les trois sites, depuis Pacajá qui présente peu de zones marquées par des sols chimiquement riches mais une grande majorité d'espaces caractérisés

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

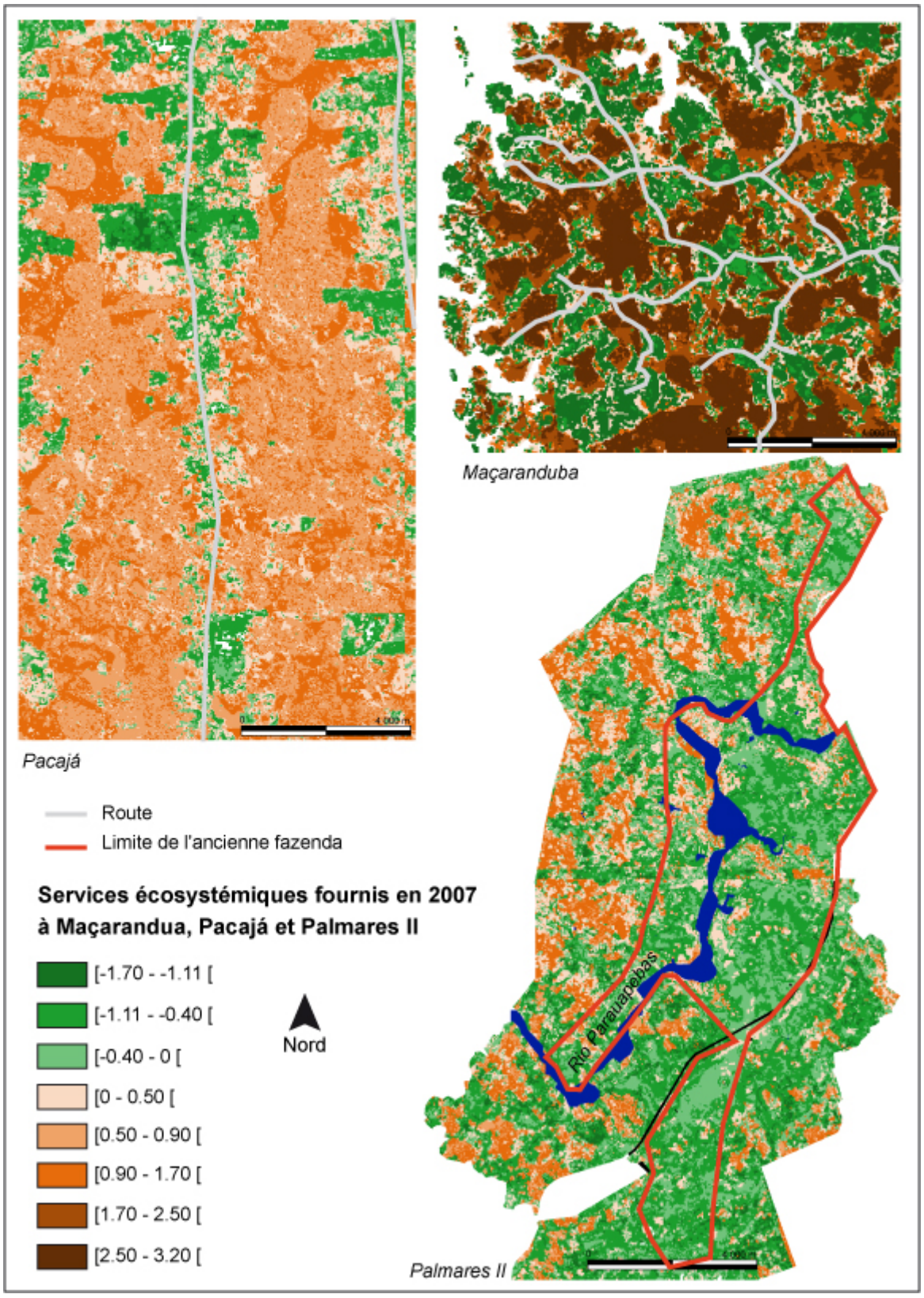


FIGURE 4.8 : *Cartographies issues du premier axe factoriel de l'ACP réalisée sur les 135 points d'échantillonnage et les 6 indicateurs de services écosystémiques.*

au contraire par des forts stocks de carbone de la végétation jusqu'à Palmares II qui présente les caractéristiques opposées.

De manière générale, les variations spatiales dans la fourniture de services écosystémiques correspondent plutôt aux changements de type d'occupation du sol et de la topographie. Les valeurs élevées correspondent aux espaces qui n'ont pour le moment pas été déforestés ou du moins pas de manière intense. Les valeurs les plus faibles correspondent principalement aux zones déjà intensément déboisées. Ces espaces sont les plus grandes exploitations, caractérisées par de très faibles stocks de carbone dans la végétation et des sols chimiquement riches.

IV. Cartographie basée sur le calcul d'un score

A. Élaboration du score

La méthode de cartographie des *hotspots* via le calcul d'un score se divise en trois temps (Figure 4.9) :

- Un score global a été calculé à partir des données terrain et la méthode a été appliquée à l'ensemble du territoire via les données modélisées dans le chapitre précédent (pixels des cartes mono-services),
- Cette méthode a été répliquée mais à un nombre limité d'indicateurs,
- Un calcul a été mis en place afin de chercher à identifier le nombre minimal d'indicateurs de services et leur identité, pour réaliser une carte de *hotspots* la plus proche possible de la carte basée sur l'ensemble des indicateurs.

Pour obtenir un score global, nous avons commencé par déterminer un score pour chaque indicateur de services (Lavorel *et al.*, 2011 [386] ; Maes *et al.*, 2012 [417]). Pour ce faire, en nous appuyant uniquement sur les 135 points échantillonnés, les quartiles de chaque indicateur ont été calculés. Ensuite, la méthode a été appliquée aux pixels des cartographies mono-services, en suivant la méthodologie proposée dans Petter *et al.* (2013 - [519]) : à l'aide d'un logiciel de SIG, un score allant de 1 à 4 a été assigné à chaque pixel en comparant sa valeur à chacun des quartiles. Un score de 1 a été attribué aux valeurs inférieures au premier quartile et correspond à une fourniture faible en services. Un score de 2 a été attribué aux valeurs comprises entre le premier quartile et le second quartile. Un score de 3 a été attribué aux valeurs comprises entre le second et le troisième quartile. Un score de 4 a été attribué aux valeurs des indicateurs supérieures au troisième quartile et correspond à une fourniture élevée en services écosystémiques. Ces scores, réalisés pour chaque indicateur de services, ont ensuite été sommés pour obtenir un score global de service pour chaque pixel des images satellites utilisées.

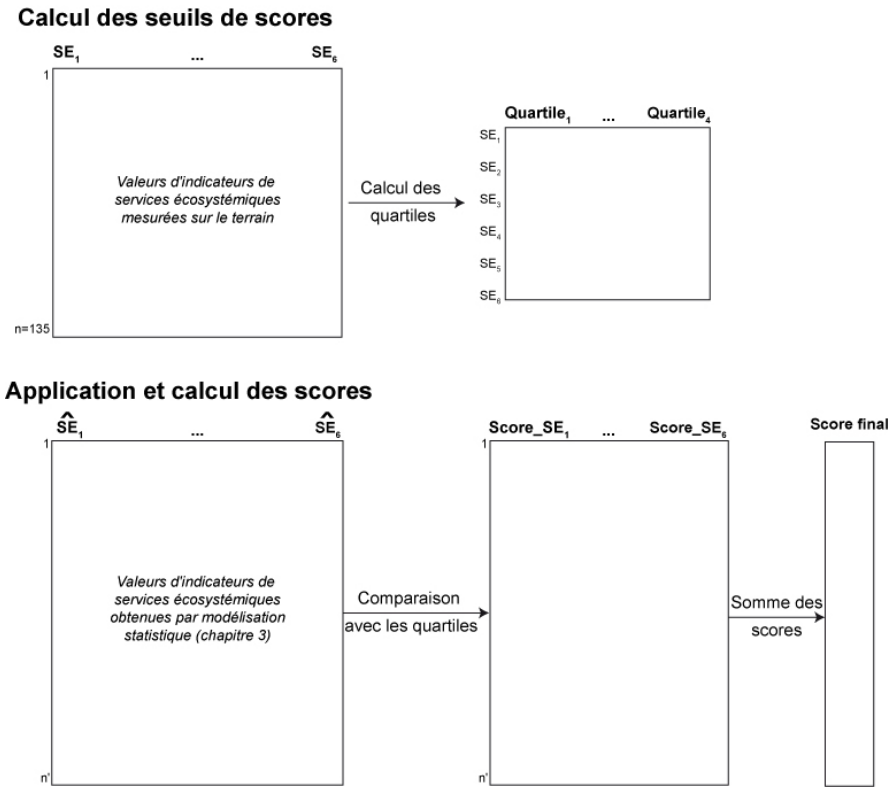


FIGURE 4.9 : *Méthodologie du scoring. Avec SE_1 et SE_6, les indicateurs de services et $\hat{SE}_1$ et $\hat{SE}_6$, les valeurs d'indicateurs obtenues par la modélisation effectuée lors du chapitre précédent.*

Si dans un premier temps, la méthodologie prend en compte les 6 indicateurs de services écosystémiques, un second scénario a été proposé, suivant la même méthodologie, en se restreignant aux indicateurs de services spécifiquement liés aux processus biophysiques du sol (Table 4.3). Ce choix a été guidé par le fait que les politiques actuelles se basent souvent sur des thématiques spécifiques (stockage de carbone, processus liés au sol,...). Il est ainsi essentiel d'analyser les différences obtenues entre des cartes centrées sur l'ensemble des indicateurs ou seulement sur un nombre restreint.

	Indicateurs de services	Description
1	Ensemble des six indicateurs	Stocks de carbone de la végétation ; stocks de carbone du sol ; infiltration de l'eau dans le sol ; qualité chimique du sol ; indice de biodiversité ; richesse spécifique en *Sphingidae*
2	Indicateurs spécifiques aux processus du sol	Stocks de carbone du sol ; infiltration de l'eau dans le sol ; qualité chimique du sol

TABLE 4.3 : *Les deux scénarios utilisés pour réaliser des cartes issues de la méthode du scoring.*

Enfin, nous avons cherché à comprendre s'il était possible de réduire le nombre d'indicateurs conduisant au calcul du score, tout en gardant une information aussi proche que possible de celle obtenue avec l'ensemble des indicateurs. Réduire le nombre de ces indicateurs provoquerait en pratique une réduction du temps et du coût des échantillonnages.

Pour ce faire, les scores issus de l'ensemble des combinaisons possibles d'indicateurs (en faisant à la fois varier leur nombre et leur identité) ont été calculés et la corrélation de chacun de ces nouveaux scores au score global de référence (basé sur la combinaison des 6 indicateurs) a été évaluée.

B. Spatialiser des hotspots et des coldspots

Les cartographies résultant du *scoring* donnent une idée des tendances de la dimension spatiale de la fourniture de services écosystémiques (Figure 4.10). Elles permettent de distinguer les *coldspots* et les *hotspots* en services écosystémiques.

Les cartes présentant le score global calculé à partir des six indicateurs illustrent l'influence des facteurs topographiques et hydrologiques sur la présence de *hotspots* de services écosystémiques. En effet, à Pacajá, les zones en altitude, au sud de la zone, caractérisées par des plantations de cacaotiers, présentent un score très faible. Les *hotspots* de Palmares II constituent les espaces forestiers en altitude, situés au nord de la zone. À Maçaranduba, les *hotspots* correspondent aux espaces forestiers situés dans les zones les plus hautes du site.

Les cartographies montrent également, mais de manière moins nette, l'influence de l'occupation du sol. En effet, elles mettent en évidence une partie des pistes secondaires de déforestation à Pacajá et le sud de Palmares II, caractérisées par une occupation du sol très anthropisée et mosaïquée, se détachant comme des *coldspots* de services.

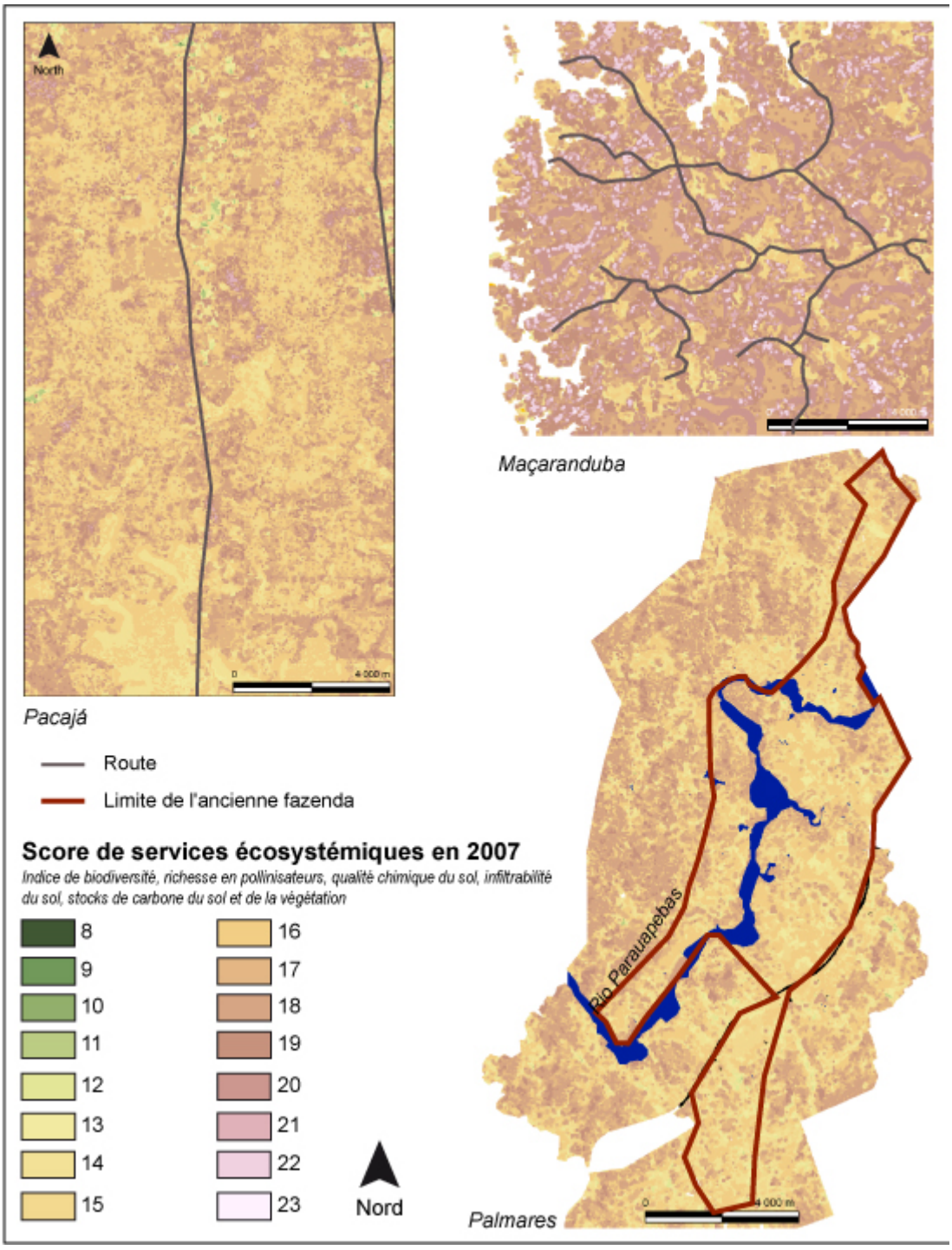


FIGURE 4.10 : *Cartographie du score global des six indicateurs sur les trois sites.*

La cartographie issue du *scoring* réalisée à partir des indicateurs de services liés aux processus du sol à Pacajá expose des distributions spatiales très différentes (Figure 4.11). Cette carte fait principalement ressortir le réseau hydrographique tout en étant influencée par la topographie. Les coldspots de services écosystémiques correspondent aux espaces de haut de pente alors que les terres basses présentent une fourniture importante en services, surtout s'ils se trouvent à plus de 500 mètres d'un cours d'eau.

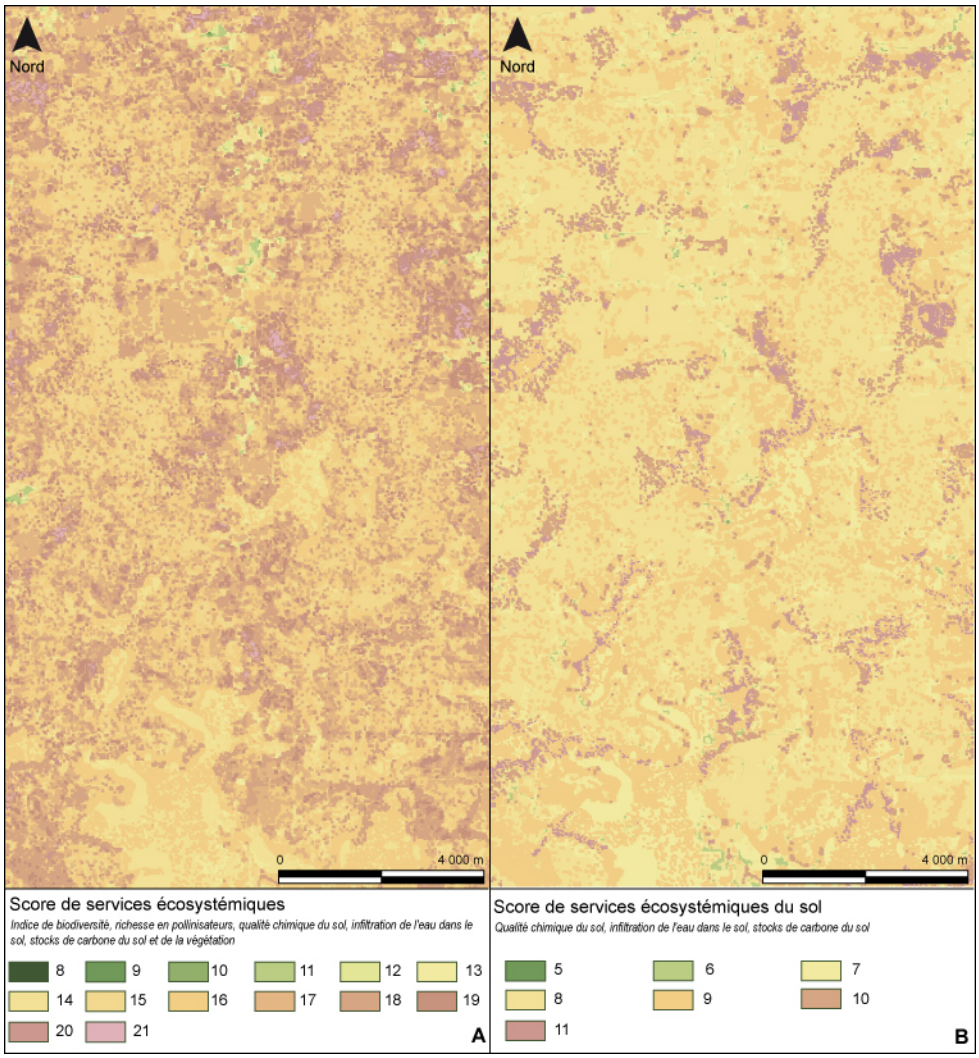


FIGURE 4.11 : *A : Cartographie issue du scoring regroupant les 6 indicateurs. B : Cartographie issue du scoring regroupant les 3 indicateurs liés aux processus du sol.*

Les corrélations entre l'ensemble des combinaisons de *scoring* et le *scoring* de référence réalisé à partir des six indicateurs de services écosystémiques étudiés ont été illustrées par une représentation graphique (Figure 4.12). Cette courbe présente une rupture majeure marquée par la diminution significative de la corrélation entre les valeurs issues des deux méthodes de *scoring* appliquées (passage d'une corrélation de 0,91 à une corrélation de 0,87). La plupart des combinaisons dont la corrélation au *scoring* de référence sont des combinaisons basées sur 5 variables, à l'exception d'une combinaison composée de quatre indicateurs : le carbone du sol, l'infiltrabilité de l'eau dans le sol, la biodiversité et la richesse spécifique en *Sphingidae*. Pour ces régions d'étude, il est donc possible de réaliser, à l'aide de ces 4 indicateurs uniquement, des cartes de *hotspots* basées sur le calcul d'un score très similaires aux cartes basées sur l'ensemble des indicateurs.

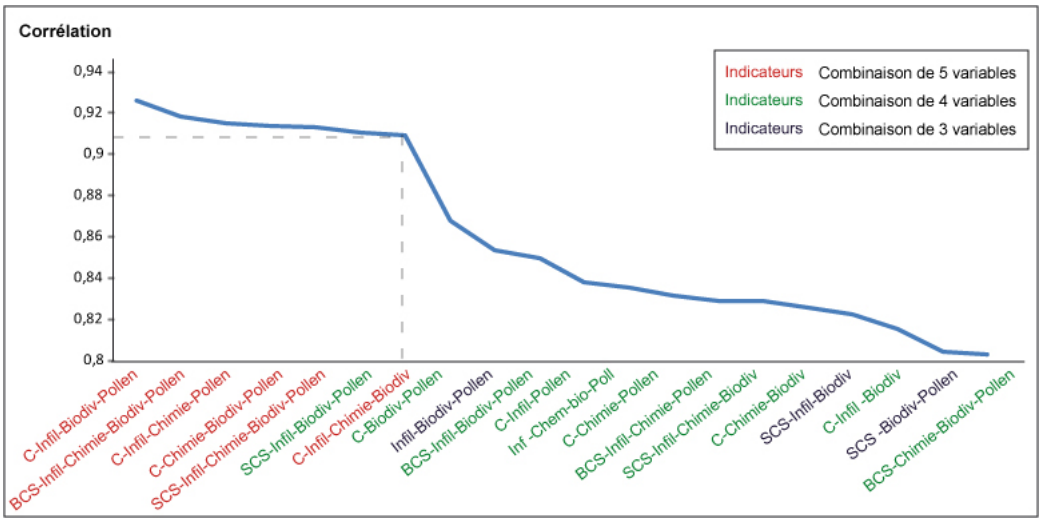


FIGURE 4.12 : *Corrélations entre les scores issus de l'ensemble des combinaisons de scoring avec le score de services écosystémiques basé sur l'ensemble des indicateurs (score de référence). Seules les combinaisons pour lesquelles la corrélation avec le score de référence est supérieure à 0,80 ont été conservées. BCS : carbone de la végétation ; Biodiv : biodiversité ; C : carbone du sol et de la végétation ; Chimie : qualité chimique du sol ; Infil : infiltrabilité du sol ; Pollen : pollinisateurs ; SCS : carbone du sol. En pointillés, les "ruptures" de la courbe.*

V. Cartographie basée sur le groupement d'occupation du sol

A. Méthode du groupement d'occupation du sol

La troisième méthode cherche à produire des cartes de bouquets d'indicateurs de services écosystémiques. Pour ce faire, nous nous sommes basés sur l'hypothèse que certains types d'occupation du sol sont homogènes du point de vue des services qui y sont rendus. La déforestation se définissant comme le passage d'un milieu forestier fermé à un milieu anthropisé ouvert, analyser la fourniture de services multiples par type d'occupation du sol permet d'étudier les impacts des changements anthropiques en contexte de front pionnier. En d'autres termes, cette approche permet d'identifier les facteurs environnementaux qui contrôlent les structures spatiales (Belleti *et al.*, 2013 [75]), ici la mise en place de bouquets de services. Elle s'inscrit dans le cadre des approches par modèles de transition (Van Dyke, 2015 [653]).

À partir des 135 individus pour lesquels sont connues l'occupation du sol et les mesures de services écosystémiques, nous avons cherché à déterminer des groupes d'occupation du sol qui se ressemblent du point de vue de la fourniture des services. Pour ce faire, la moyenne de chaque indicateur de services au sein des six classes d'occupation du sol a

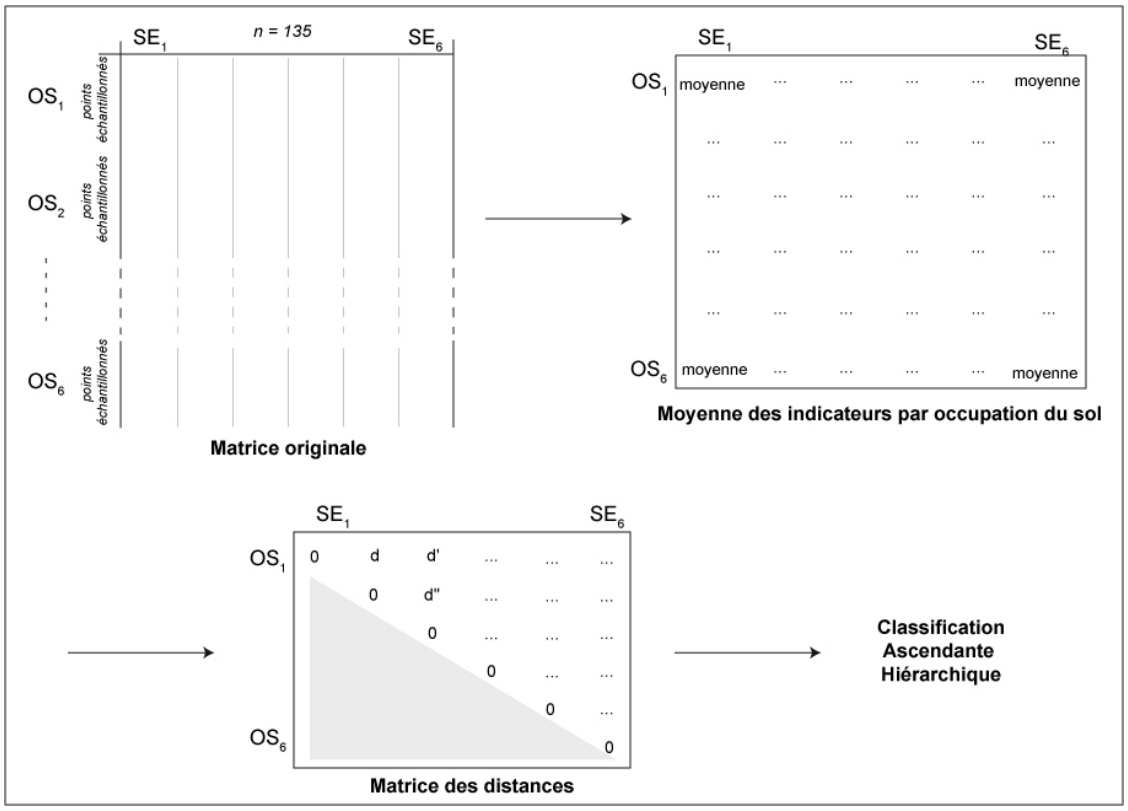


FIGURE 4.13 : *Méthodologie statistique de la méthode par groupement d'occupation du sol.*

été calculée. Une matrice des distances a été construite sur les moyennes de services par occupation du sol. Une Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) sur la matrice des distances a ensuite permis de déterminer les groupes d'occupation du sol qui sont homogènes du point de vue de la fourniture de services (Figure 4.13). Ces groupes d'occupations du sol correspondent en réalité à des profils de services écosystémiques Figure 4.14). En d'autres termes, chaque profil représente des bouquets d'indicateurs de services écosystémiques concomimants ou éventuellement en interrelations (*trade-offs* et/ou synergies). Ces profils sont ensuite cartographiés.

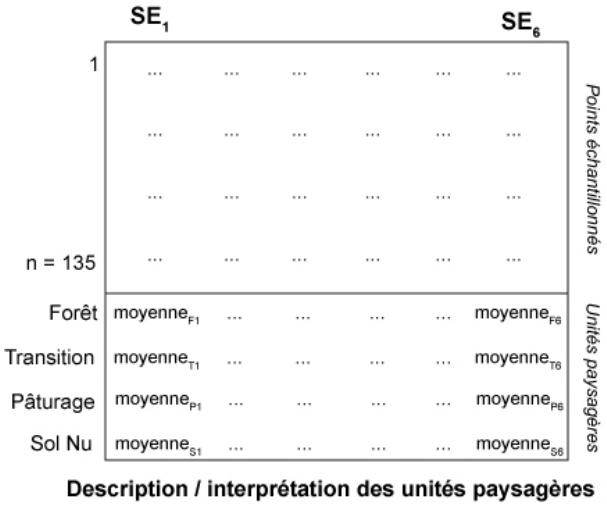


FIGURE 4.14 : *Principe d'interprétation des unités paysagères obtenues.*

B. Spatialiser des bouquets de services

La CAH a permis la définition de quatre groupes d'occupation du sol qui se ressemblent du point de vue de la fourniture en services (Figure 7.3. A). Le premier groupe correspond aux espaces forestiers, le second aux espaces de transition (forêts brûlées et juquira-capoeira), le troisième aux pâturages et le dernier groupe est composé de sols nus. Ces profils correspondent aux quatre unités de paysage décrites et sont caractérisés par les services qui y sont fournis (Fig 4.16. B et D).

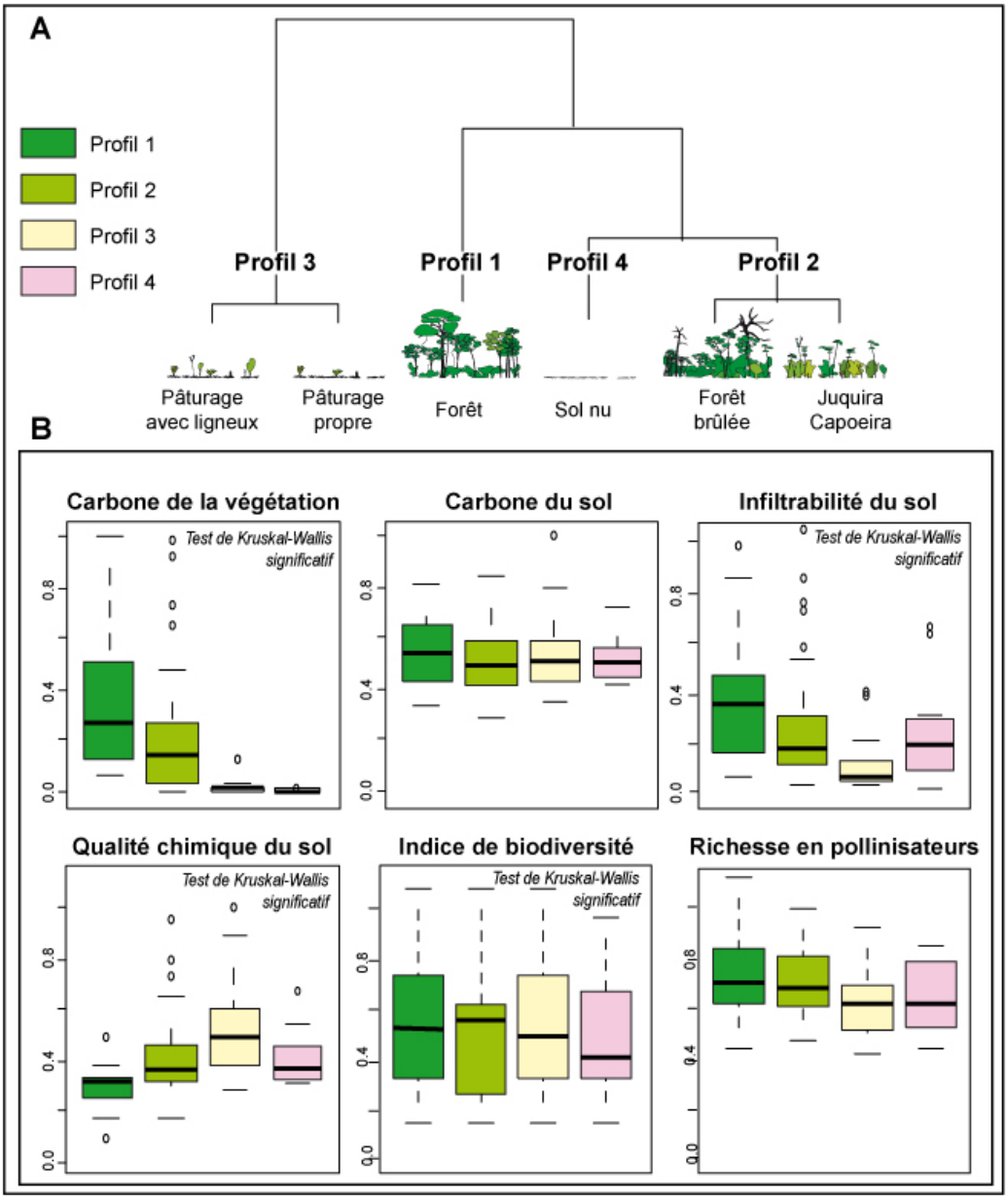


FIGURE 4.15 : *Définition de quatre groupes d'occupation du sol qui se ressemblent du point de vue de la fourniture en services.*

Le premier profil, correspondant aux espaces forestiers, est caractérisé par des stocks très élevés de carbone dans la végétation, une bonne infiltration de l'eau dans le sol et des sols chimiquement très pauvres. Le second profil, les espaces de transition, est associé à une forte biodiversité, des stocks de carbone plutôt élevés, une infiltration de l'eau dans le sol moyenne et des sols chimiquement assez riches. Le troisième profil, correspondant aux pâturages, est caractérisé par de faibles stocks de carbone de la végétation, une faible infiltration de l'eau dans le sol et des sols chimiquement très riches. Le dernier profil, relatif aux sols nus, est associé à de faibles stocks de carbone de la végétation, une infiltration moyenne de l'eau dans le sol et des sols chimiquement plutôt riches (Figure 7.3. B).

La cartographie résultant de l'analyse présente les quatre profils sur les trois sites d'étude (Fig 4.16).

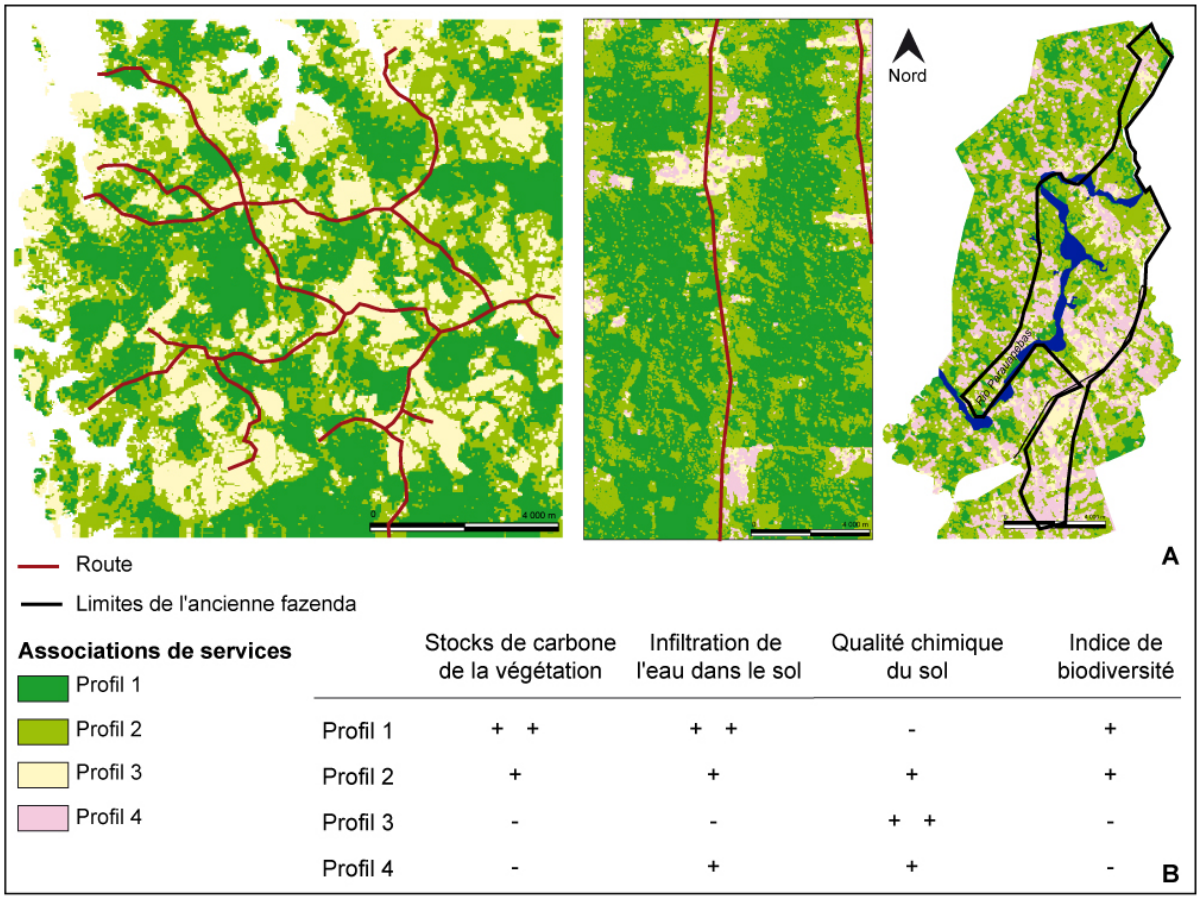


FIGURE 4.16 : *Cartographie des groupes de trade-offs entre services basée sur le regroupement de plusieurs types d'occupation du sol.*

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

VI. Comparaison des trois méthodologies

Les trois méthodes ont été comparées, en confrontant les trois cartographies obtenues pour le site de Pacajá (Figure 4.17). Ce site a été choisi notamment par la présence des axes de déforestation qui structurent son paysage. Ces derniers peuvent permettre de faciliter la lecture et l'interprétation des cartes. Les cartographies obtenues exposent des structures spatiales parfois très différentes. Si les cartes issues de l'ACP et de l'approche par unité paysagère mettent en évidence la route centrale et les grandes *fazendas*, la carte issue de la méthode de *scoring* est plus influencée par les effets de la topographie.

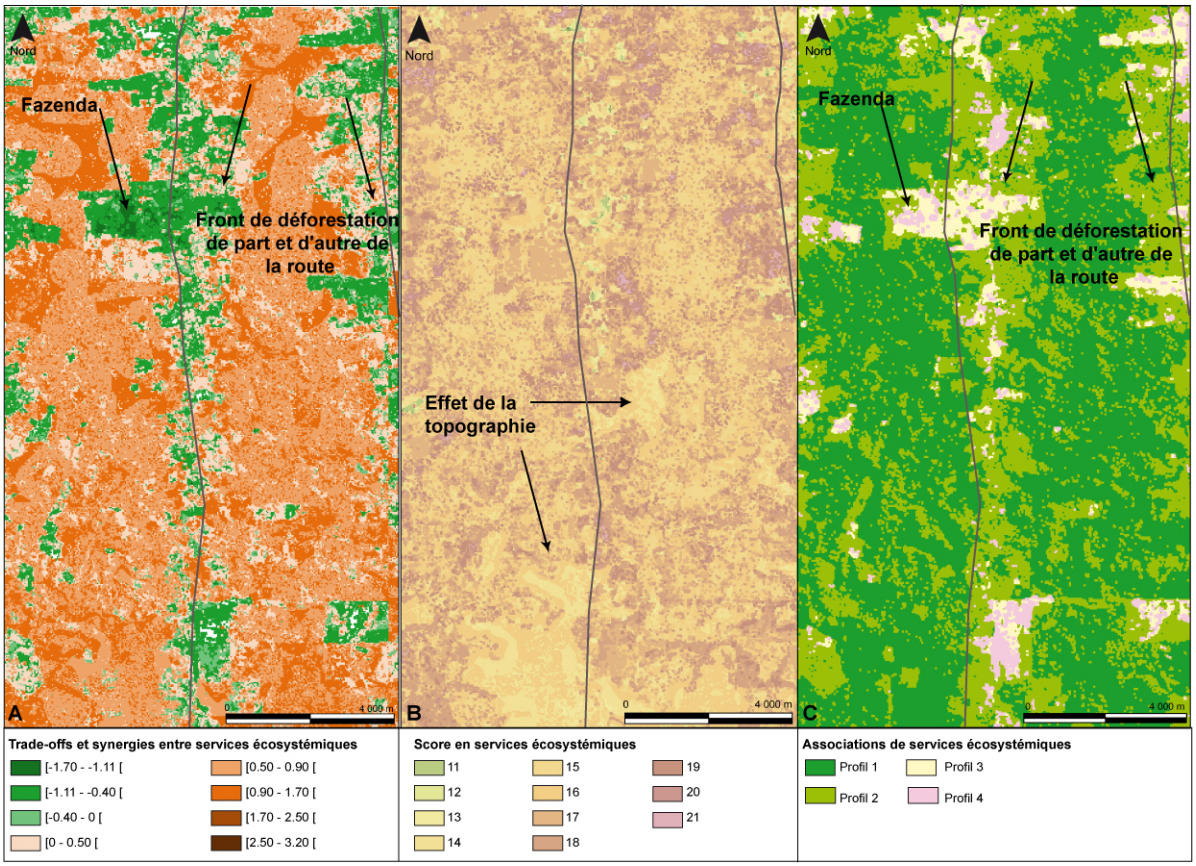


FIGURE 4.17 : *Comparaison visuelle des trois méthodes. Exemple du site de Pacajá.*

Nuos avons ensuite représenté la distribution des valeurs cartographiées pour une méthode au sein des valeurs représentées dans les autres (à partir de boîtes à moustaches complétées par des analyses de comparaison de moyenne - tests d'Anova - Hamon et Jégou, 2008 [298]). Les graphiques obtenus aident à vérifier la cohérence et l'équivalence entre les trois méthodes proposées (Figure 4.18).

L'analyse illustre la cohérence des résultats entre les trois méthodes puisque qu'il

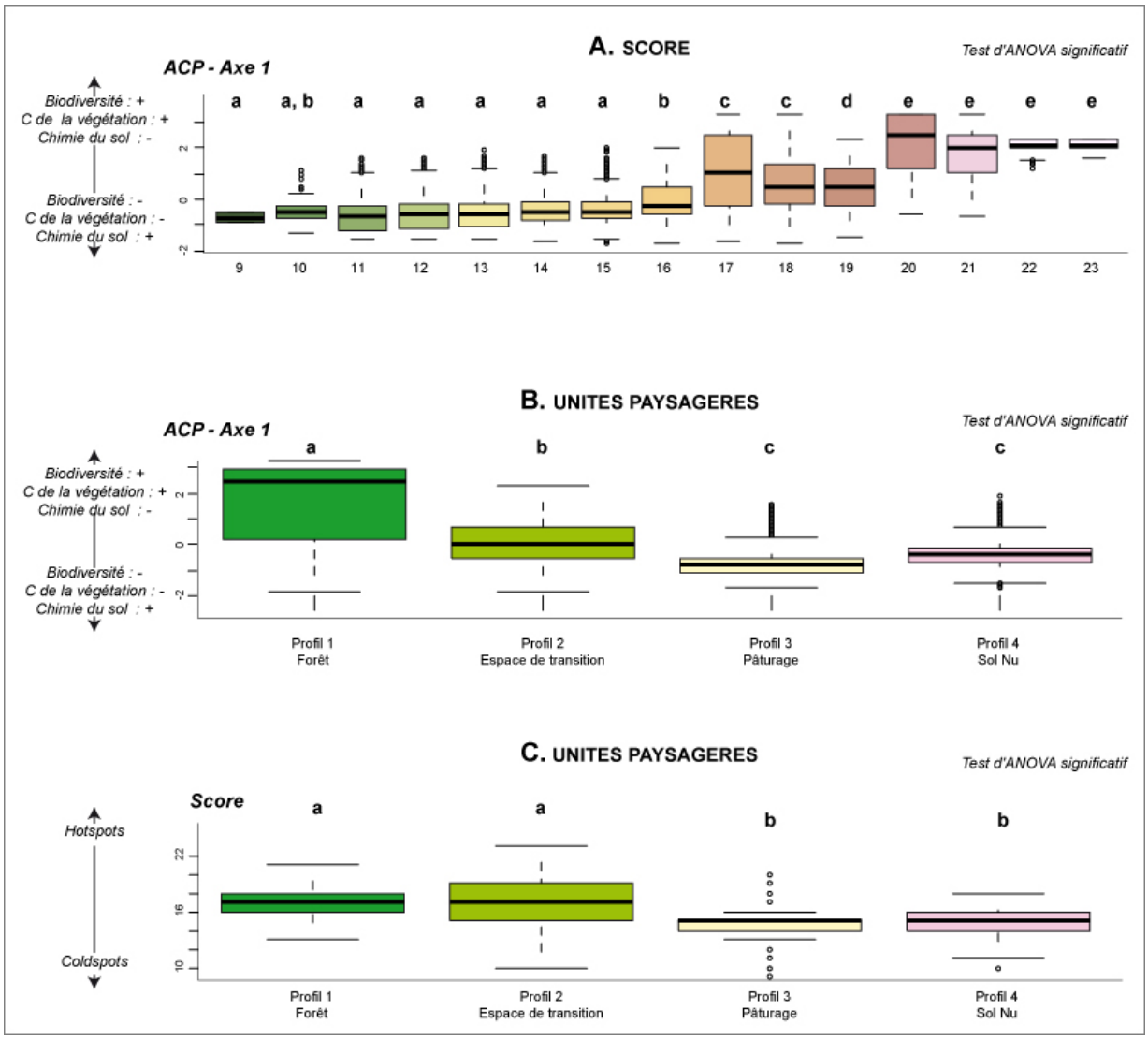


FIGURE 4.18 : *Boîtes à moustaches et tests d'ANOVA permettant la comparaison statistique des trois méthodes. Les lettres au-dessus des boîtes à moustaches correspondent aux résultats du test statistique Tukey Honest Significant Differences permettant de comparer deux à deux les groupes. La même lettre a été associée à deux groupes (boîtes à moustaches) statistiquement très proches.*

existe des différences entre certains groupes et que des tendances similaires peuvent être retrouvées d'un groupe à un autre. Les coordonnées positives élevées du premier axe de l'ACP se retrouvent au sein des classes issues du *scoring* les plus élevées et les coordonnées les plus faibles correspondent aux classes de scores les moins fortes (Figure 4.18 A.). Les individus caractérisés par des coordonnées positives élevées pour le premier axe de l'ACP composent le premier profil d'associations et les coordonnées les plus faibles se retrouvent au sein des trois autres profils (Figure 4.18 B.). Les fortes valeurs issues du *scoring* se retrouvent dans les deux premiers profils d'associations (Figure 4.18 C.). Les pixels du profil 1 (forêt) présentent une forte richesse en services écosystémiques et une coordonnée élevée sur l'axe 1 de l'ACP. Les pixels du second profil (espaces de transition) présentent également une forte richesse en services écosystémiques, bien que plus faible que ceux du premier profil, et correspondent aux coordonnées élevées sur l'axe 1 de l'ACP. Les pixels

des troisième et quatrième profils (pâturages et sols nus) présentent une faible richesse en services et des coordonnées faibles sur l'axe 1 de l'ACP.

Pour résumer, les trois graphiques montrent qu'il existe une cohérence globale entre les trois méthodes sans qu'il n'y ait une équivalence ente elles.

VII. Discussion

Au cours de ce chapitre, nous avons cherché à représenter spatialement six indicateurs de services écosystémiques dans leurs interrelations et/ou leur concomitance au sein des trois localités, Maçaranduba, Pacajá et Palmares II.

Nous avons utilisé ici trois méthodes pour cartographier les services multiples. Ces trois méthodes aboutissent à des résultats différenciés et présentent chacune des avantages et des limites. Or, les études existantes emploient des méthodes variées pour représenter les services multiples (par exemple, Burkhard *et al.*, 2012 [111] ; Haines-Young *et al.*, 2012 [296] ; Qiu et Turner, 2013 [542] ; Turner *et al.*, 2014 [639]), sans chercher à systématiquement discuter leurs spécificités, leurs avantages et leurs limites et sans que les méthodologies employées soient à chaque fois considérées à partir des objectifs initiaux de réalisation de la cartographie. Pourtant, la cartographie des indicateurs de services soulève de nombreuses questions, notamment liées à l'incertitude associée et des difficultés auxquelles nous devons faire face pour cartographier les services écosystémiques. Discuter les avantages et limitations de chaque méthodologie pourrait permettre d'améliorer notre capacité à produire des cartes de services fiables.

A. Cartographie des trade-offs et synergies (ACP) : data driven mais peu explicite

Dans la littérature scientifique, l'ACP est la plupart du temps utilisée dans le cadre d'un travail préliminaire à la cartographie, afin de décrire globalement les corrélations entre les services mis en jeu (Maes *et al.*, 2012 [417] ; Turner *et al.*, 2014 [639]). En effet, l'ACP fournit une suite d'axes dont l'information sur les corrélations entre les indicateurs est orthogonale d'un axe à un autre et explore ainsi la manière dont les différents indicateurs de services contribuent à la variabilité du jeu de données (Grimaldi *et al.*, 2014 [284]). La cartographie résultante représente les interrelations entre les six indicateurs de services. Toutefois, à notre connaissance, cette méthode exploratoire n'a jamais été appliquée au processus de cartographie lui-même. Pourtant, à l'inverse des méthodes

couramment employées, basées sur les "*Pearson's correlations*" ou "*Spearman's rank correlations*" (par exemple, Egoh *et al.*, 2007 [213] ; Turner *et al.*, 2014 [639]), l'ACP permet de posséder davantage que des corrélations deux à deux et de considérer les interrelations multiples dans le processus de cartographie. En effet, par notre procédure, la carte de services résulte d'une combinaison linéaire de tous les indicateurs de services et est principalement associée à des groupes d'indicateurs de services corrélés. Chaque cartographie effectuée prend ainsi en compte l'ensemble des indicateurs de services étudiés, même si ces derniers n'ont pas tous le même poids. De plus, comme les poids des services associés à chaque axe sont complètement déterminés par les données, la sélection de variables dans le processus de cartographie ne peut pas être considérée comme relevant d'un choix subjectif. Cependant, l'interprétation de la cartographie obtenue ne peut être dissociée du cercle des corrélations qui permet de visualiser et d'identifier facilement les principaux services écosystémiques impliqués dans la construction d'un axe et donc d'une carte de services multiples. L'interprétation de la cartographie peut alors s'avérer difficile car la carte n'est pas directement réalisée à partir de données géographiques (occupation du sol, altitude...). En effet, les données télédétectées ne sont utilisées que pour modéliser les services de manière individuelle et n'interviennent pas dans la mise en place de la cartographie de services multiples. Pour aider à la compréhension de telles cartes, les variables environnementales pourraient être intégrées comme variables supplémentaires dans l'ACP (Figure 4.19).

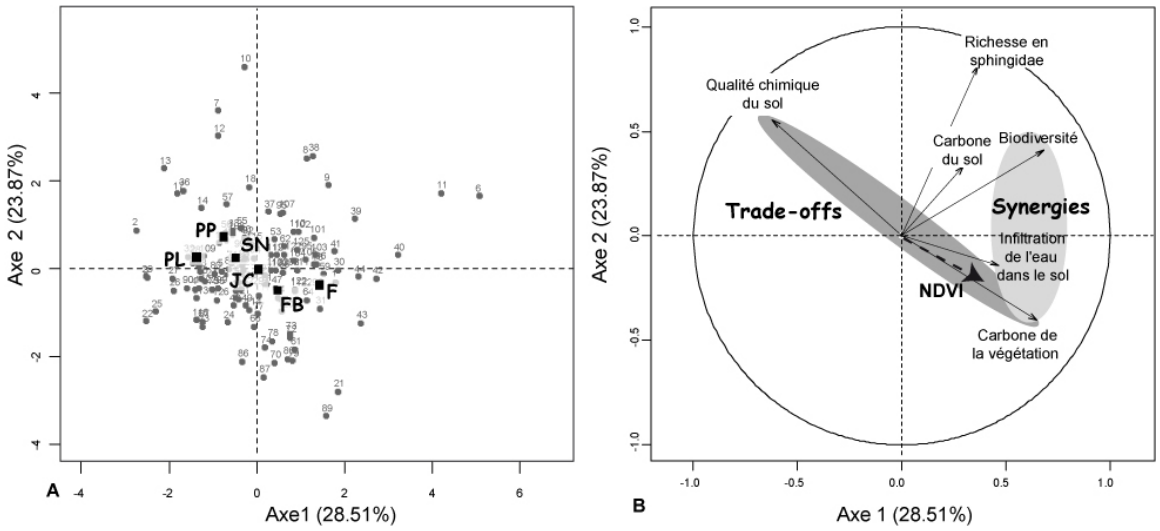


FIGURE 4.19 : *A. Graphe des individus. Les modalités de la variable d'occupation du sol sont représentées au niveau du barycentre des individus qui prennent cette modalité. B. Cercle des corrélations de l'ACP montrant la corrélation de chaque indicateur de services écosystémiques avec les deux premiers axes factoriels principaux. La varaible NDVI a été projetée en variable supplémentaire afin de faciliter l'interprétation des cartes obtenues.*

Si une variable supplémentaire est très corrélée à l'axe 1, alors la carte de *trade-offs* et de synergies produite sera similaire à la cartographie de cette variable.Malgré tout, le lien avec ces variables environnementales n'est alors qu'indirect. De plus, malgré l'apparente

prise en compte des associations entre services, on se rend compte que la carte résultante peine à montrer les corrélations entre services. En effet, la représentation est faite axe par axe. Or, dans notre cas, l'inertie expliquée par chaque axe est très faible. Par conséquent, réaliser une carte par axe permettrait de restituer la totalité de l'inertie. Toutefois, la cartographie issue du premier axe, étant difficile à interpréter, alors même qu'elle présente une grande partie de l'inertie, la description des cartographies issues des axes postérieurs est délicate. De fait, il serait possible de compléter l'information résultant de l'ACP par une CAH afin de prendre en compte l'intégralité de l'inertie (Turner *et al.*, 2014 [639]). Cette analyse supplémentaire permettrait de synthétiser les relations au sein de groupes relativement homogènes du point de vue des services fournis et faciles à représenter ainsi qu'à expliquer (UNEP-WCMC, 2011 [644]).

B. Cartographie des hotspots (scoring) : simple mais basée sur des choix arbitraires

Le *scoring* est une méthode relativement naturelle basée sur des choix guidés par le cartographe. Cette méthode implique la transformation des indicateurs de services écosystémiques sur une échelle ordinale. Les fondements statistiques de cette méthode n'ont pas été étudiés dans le cadre de cette thèse et il serait intéressant d'approfondir cette question. La méthode du *scoring* fournit un aperçu des *coldspots* et des *hotspots* de services écosystémiques. L'identification de *hotsposts* est une manière très courante de représenter les services multiples (Egoh *et al.*, 2008 [212] ; Wu *et al.*, 2013 [694] ; Qiu et Turner, 2013 [542] ; Garcia-Nieto *et al.*, 2013 [267]). Pour déterminer ces *hotspots*, les méthodes sont limitées par l'impact du choix subjectif de discrétisation (Anderson *et al.*, 2009 [24] ; Eigenbrod *et al.*, 2010 [215]).

Dans ce chapitre, nous avons considéré deux scénarios, un prenant en compte l'ensemble des indicateurs de services (c'est-à-dire les six indicateurs pour lesquels la cartographie a été considérée comme possible – cf. chapitre 3) et les indicateurs liés aux processus biophysiques du sol. Cependant, bien d'autres choix étaient possibles comme la prise en compte des services de la biodiversité par exemple. La flexibilité dans la sélection des indicateurs intégrés dans le processus de *scoring* est à la fois un avantage et un inconvénient : elle offre la possibilité de scorer les indicateurs en fonction de l'orientation ou de la thématique des politiques ou de connaissances préalables, mais d'un autre côté, ces choix ne peuvent être considérés comme "*data driven*". En effet, l'élaboration du score résulte de choix subjectifs définis par le cartographe. Ces choix permettent au cartographe de s'approprier les données mais sont systématiquement discutables. Ces choix arbitraires peuvent concerner les relations entre les indicateurs (ici, choix de sommer des scores individuels) ou les poids (dans notre cas, nous avons décidé de ne pas pondérer)

associés à chaque variable. De plus, cette méthode ne permet pas la prise en compte des relations entre les services. Or, si un score élevé signifie probablement que la plupart des services présentent un score élevé, une valeur moyenne semble plus délicate à interpréter. Si des analyses exploratoires préliminaires peuvent aider à la sélection de variables afin d'éviter des contradictions géographiques, plusieurs aspects doivent être encore analysés : comment transformer les services au sein d'une échelle ordinale ? Faut-il pondérer les indicateurs ? En outre, cette méthode, tout comme l'ACP, est basée sur des cartes mono-services. Or, la capacité des modèles statistiques à prédire des valeurs de service varie considérablement d'un indicateur à l'autre (cf. chapitre 3). Ce résultat pose la question de l'incertitude lors de la cartographie de plusieurs services écosystémiques car cette incertitude est difficilement estimable.

C. Cartographie des bouquets (unités de paysage) : pédagogique mais très simplificatrice

La troisième méthode vise à regrouper des caractéristiques de variables environnementales au regard de leurs similarités dans la fourniture de services écosystémiques. Dans ce chapitre, nous avons basé notre analyse sur les types d'occupation du sol. Cette méthode, très simple, résulte en une carte facile à interpréter. En effet, s'intéresser aux bouquets de services écosystémiques permet de synthétiser les interrelations observées en classes facilement représentables et explicables (CBD, 2011 [644]). De fait, l'analyse des bouquets offre une représentation qui est bien plus facile à comprendre pour le grand public et pour les gestionnaires et les politiques tout en tenant compte des interrelations existant entre les services écosystémiques.

La cartographie obtenue présente différentes catégories homogènes d'une variable télédétectée, l'occupation du sol, qui peuvent aussi être interprétées comme des catégories d'associations entre services écosystémiques. Cette méthode ne donne pas une quantification synthétique des services écosystémiques par profil. Un retour sur les données rend possible une interprétation qualitative. L'utilisation des données d'occupation du sol relève d'un choix arbitraire et ne permet de prendre en compte qu'une petite partie de l'information (Borgström *et al.*, 2006 [95] ; Van der Biest *et al.*, 2015 [651]). Toutefois, la carte obtenue permet un aperçu des rôles joués par les différents espaces en matière de fourniture de services. Cette technique pourrait être appliquée à d'autres données télédétectées et étendue à la combinaison de plusieurs variables, qualitative ou ordinale, afin de prendre en compte d'autres facteurs environnementaux, tels que les types de sols ou la topographie. Certains services sont en effet dépendants de facteurs autres que la seule occupation du sol. Des outils d'exploration de données, tels que l'ACP ou l'AFM (Analyse Factorielle Multiple) pourraient permettre de compléter la cartographie par des

connaissances sur les interrelations entre services écosystémiques.

D. *Confrontation des trois méthodes et perspectives*

Les trois méthodologies sont cohérentes puisqu'il existe une adéquation entre les cartographies résultant des différentes méthodes. Elles ne sont cependant pas similaires dans le sens où les comparaisons statistiques ont montré qu'il existe une absence d'équivalence stricte entre elles. Le choix de telle ou telle méthode implique donc des résultats pouvant être très différents, impactant de potentiels choix opérationnels en matière de gestion environnementale. Ces trois méthodes présentent chacune des avantages et des limites, soulignant qu'il n'existe pas une façon unique de cartographier les services écosystémiques et leurs interrelations. Par les limites qu'elles présentent, ces différentes méthodologies soulèvent des questions techniques sur l'incertitude, la sensibilité aux indicateurs utilisés et la difficulté à prendre en compte les interrelations. Les problèmes méthodologiques sont inhérents aux pratiques cartographiques (Schulp *et al.*, 2014 [586]) mais ne peuvent être ignorés, tout particulièrement dans un contexte d'opérationnalisation des cartographies de services écosystémiques.

Il existe plusieurs usages à la notion de services écosystémiques (Arnauld de Sartre *et al.*, 2014 [39]), et à leurs cartographies (Dufour *et al.*, 2014 [201]). Malgré les nombreuses limitations de toute méthodologie, il semble essentiel de considérer les avantages et limitations de chacune au regard des usages de la notion de service écosystémique. Tout d'abord, les cartes possèdent une dimension pédagogique puisqu'elles sont une des manières de montrer à la société des informations spatiales sur la dépendance sociétale aux écosystèmes (Costanza *et al.*, 1997 [148]). Ensuite, les cartes présentent une dimension heuristique puisqu'être confronté à des problèmes méthodologiques et conceptuels, discuter autour des différentes méthodologies et apprendre des points forts et des échecs de chaque méthodologie, constituent un exercice heuristique pour les scientifiques. Cet exercice peut amener à des réflexions sur la manière dont les phénomènes environnementaux peuvent être cartographiés et sur la notion de service écosystémique, à partir de ses dimensions spatiale et quantitative. Enfin, les cartes possèdent une portée politique. Par leurs dimensions spatiale et quantitative, elles constituent en effet un outil pour évaluer les politiques et leurs impacts et, par leurs dimensions spatiale et qualitative, elles permettent de générer et/ou d'alimenter le débat public (par exemple, *European Union Biodiversity Strategy to 2020* ; Aichi target 14 ; CDB, 2011).

Au regard de ces problèmes méthodologiques, il semble nécessaire de se poser la question de l'objectif de la cartographie des services écosystémiques (Table 4.4). Les car-

tographies basées sur l'ACP constituent un outil puissant pour les scientifiques et les politiques, de par leur capacité à prendre partiellement en compte les interrelations. Toutefois, la difficulté à les interpréter en relation avec les facteurs environnementaux tels que les types de sol ou l'occupation du sol, limite leur dimension pédagogique. Les cartographies fondées sur le *scoring* permettent d'obtenir des informations sur les *hotspots* et les *coldspots* de services écosystémiques. Elles sont également très flexibles du point de vue du choix des indicateurs à intégrer dans l'analyse : elles peuvent donc être considérées comme une méthode intéressante dans le cadre de mise en place de politiques spécifiques. Par exemple, utilisées dans la définition des nouvelles Zones Écologiques-Économiques (ZEE) au Brésil, elles permettraient de prendre en considération des composants autres que la seule biodiversité. Les cartographies obtenues par regroupement d'occupation du sol sont les plus faciles à comprendre car elles reposent sur une méthodologie très simple et sur un composant concret du paysage : l'occupation du sol. Elles présentent ainsi un intérêt pédagogique très fort. En outre, nous affirmons que l'ensemble des méthodologies de cartographies constitue une dimension essentielle de la dimension heuristique des services écosystémiques. Être confronté à des problèmes méthodologiques et conceptuels, et notamment aux difficultés relatives à la quantification des services et de leurs interrelations, peut en effet conduire à des réflexions sur les potentialités réelles des services écosystémiques, leurs limites et échecs et leurs succès.

Du fait de ces différences entre les méthodes, il semble difficile d'affirmer de manière objective qu'une méthode est meilleure qu'une autre. Par conséquent, les choix méthodologiques relatifs à la spatialisation doivent être faits au regard des objectifs de chacun et des caractéristiques de chaque approche. Ce chapitre ouvre ainsi, nous l'espérons, la voie à de nouvelles recherches qui permettraient de clarifier les caractéristiques de chaque approche. Il serait notamment intéressant de compléter l'approche proposée avec des cartographies relevant d'autres méthodes telles que les méthodes participatives ou les modèles écologiques. L'ensemble des approches serait alors à confronter auprès d'acteurs afin de tester la valeur réelle de leurs différences en termes d'usages. En outre, il serait pertinent d'affiner la troisième méthode, basée sur les unités paysagères, à l'aide de la discrimination de catégories plus variées, prenant en compte les types de sol par exemple.

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

	Réalité représentée	Avantages	Limitations	Usages
ACP	Interrelations	Outil exploratoire illustrant les corrélations entre les indicateurs Outil de cartographie *data driven*	Difficultés à interpréter et à expliquer en termes des données originales (caractéristiques paysagères) Basée sur des cartes mono-services (incertitude) Difficultés à prendre en compte les interrelations	Heuristiques et opérationnels
Scoring	Hotspots	Aperçu des *coldspots* et *hotspots* de services écosystémiques Opportunité de réaliser des scores spécifiques sur certains indicateur Implémentation facile	Non *data driven* Echec à prendre en compte les relations entre services Limitée par l'impact subjectif du choix de discrétisation Basée sur des cartes mono-services (incertitude)	Heuristiques et politiques
Unités de paysage	Bouquets	Simplicité de réalisation Simplicité d'interprétation Aperçu du rôle joué par les espaces dans la fourniture de services	Données utilisées pour la cartographie limitées Limitation dans la prise en compte d'indicateurs Échec à prendre en compte les relations entre services	Heuristiques, pédagogiques et politiques

TABLE 4.4 : *Résumé des objectifs de chacune des trois méthodologies utilisées au cours du chapitre au regard de leurs avantages et de leurs limites.*

Pour résumer

- Plusieurs méthodes de cartographie conduisent à la représentation de réalités différentes.
- Les différentes méthodes relèvent de niveaux de complexité méthodologiques différents.
- Une réflexion systématique est nécessaire sur les intérêts et les limites de chaque méthodologie au regard de l'usage désiré de la cartographie finale.

5

Spatialiser les services écosystémiques à l'échelle régionale : l'apport d'une approche par *up-scaling*

Sommaire

I Introduction **192**

II Approche générale **197**

III L'occupation du sol à l'échelle du Pará **200**

IV De la cartographie de l'occupation du sol à celle d'indicateur de services écosystémiques **210**

V Discussion **223**

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

I. Introduction

A. Les enjeux de la spatialisation des services écosystémiques à l'échelle régionale

Une des questions méthodologiques de l'interpolation et de l'extrapolation des données de services écosystémiques concerne le choix des échelles spatiales de représentation. L'échelle est, en géographie de manière générale, définie comme un rapport numérique entre deux grandeurs quantifiables (Baudelle et Regnauld, 2004 [68]). Le choix de l'échelle spatiale d'analyse et de représentation est très important car il va conditionner à la fois le type de données utilisées et leur précision. L'importance des échelles spatiales dans les évaluations environnementales est souvent soulignée (AAG, 2003 [486] ; National Assessment of Climate change, 2000 [487]), notamment parce que les différentes échelles sont liées à divers rôles institutionnels. Le choix d'une échelle et de la délimitation de bordure n'est pas politiquement neutre (Wilbanks, 2006 [683]), puisque chaque niveau scalaire permet une analyse de l'espace qui est différenciée selon les caractères géographiques ou selon les interactions des phénomènes qui le spécifient. Selon l'échelle à laquelle l'analyse ou la description sont réalisées, les combinaisons, ses entités géographiques étudiées peuvent apparaître différemment (Lacoste, 1976 [360]). Un changement d'échelle peut même aller jusqu'à modifier la problématique formulée sur le territoire étudié et les raisonnements formés (Lacoste, 1976 [360]).

À chaque problématique correspond une échelle spatiale adaptée. L'échelle d'une problématique correspond alors à la quantité d'espace qu'il est nécessaire de prendre en compte pour bien comprendre les enjeux scientifiques en cause (Baudelle et Regnauld, 2004 [68]). De fait, l'échelle spatiale de représentation cartographique doit coïncider avec le problème posé (Pickard *et al.*, 2015 [524]). Localement, les cartographies de services écosystémiques sont fondées sur des estimations fiables qui prennent en compte les spécifités locales. Ces estimations peuvent aider à cibler spatialement des activités de développement et/ou de conservation ou à évaluer les coûts et bénéfices de politiques alternatives (Grêt-Regamey *et al.*, 2014 [288]). Elles facilitent le transfert de connaissances et d'informations entre de nombreux acteurs (Pagella et Sinclair, 2014 [500]). Néanmoins, elles posent problème pour la généralisation. Les échelles larges permettent, entre autres, de pallier ce problème. Elles permettent d'obtenir un aperçu des tendances générales ou de l'état général d'un phénomène spatial au sein d'une entité politique et/ou administrative à l'échelle de laquelle se prennent des décisions. De plus, elles présentent l'avantage de mettre en avant de manière plus pertinente certains problèmes dont les conséquences semblent plus importantes qu'en utilisant les échelles fines. En outre, les échelles régionales sont, avec les échelles locales, celles qui permettent une meilleure perception par la société des

évolutions des problèmes environnementaux (Houet *et al.*, 2004 [315]). Ces enjeux peuvent peut-être expliquer le nombre important d'études sur les services écosystémiques réalisées aux larges échelles.

Comme les cartographies de services écosystémiques ont parfois pour ambition de venir en appui à la gestion environnementale et aux politiques (exemple des programmes MAES et EFESE), la représentation à l'échelle régionale apparaît comme essentielle. Cette dernière semble particulièrement importante dans un pays fédéral comme le Brésil. En effet, au Brésil, les prises de décision ou la promulgation de textes de loi peuvent être réalisées au niveau de l'État Fédéral, des États fédérés mais aussi au niveau des *municípios* (municipalités - Constitution Fédérale du Brésil, 1988, Art. 18 et art 23).

B. Les pratiques cartographiques de services écosystémiques à l'échelle régionale

Plusieurs catégories d'échelles spatiales peuvent être définies : l'échelle locale, régionale, nationale, supra-nationale et globale. L'échelle locale est celle à laquelle s'exercent des pratiques concernant les changements d'occupation du sol et dont les acteurs principaux sont les utilisateurs du territoire (des fermiers, des gestionnaires de forêts ou d'autres - Pagella et Sinclair, 2014 [500]). Elle englobe des entités paysagères telles que les champs et les fermes mais ne possède pas de définition numérique précise. Dans notre étude bibliométrique, nous avons décidé arbitrairement de limiter l'échelle locale aux espaces de superficie inférieure à 250 km^2. Cette superficie permet de prendre en compte des territoires relativement homogènes en matière de climat, paysage et de caractéristiques socio-économiques. Comme le soulignent Pagella et Sinclair (2014) [500], les cartographies à cette échelle sont considérées comme un outil d'aide aux exploitants ; elles leur permettent de se situer dans un contexte familier et requièrent un jeu de données spatiales à haute ou très haute résolution spatiale. L'échelle régionale se définit ici comme l'échelon intermédiaire entre les échelles locale et nationale. Cette échelle permet de supporter les prises de décision régionale et correspond à des territoires plus ou moins vastes, ici supérieurs à 250 km^2 et sub-nationaux. Ces territoires possèdent une délimitation concrète, par exemple politique (comme un État fédéré) ou encore topographique (comme un bassin versant). La résolution spatiale des jeux de données est haute à modérée. L'échelle nationale est ici définie, à l'instar de Pagella et Sinclair (2014) [500], comme l'échelon à laquelle les prises de décision stratégique sur les services écosystémiques sont effectuées. Les jeux de données sont à moyenne ou basse résolution spatiale. L'échelle supranationale correspond aux associations d'États, groupement politiques réels présentant des stratégies telles que l'Union Européenne ou le groupement d'États limitrophes. Enfin, l'échelle globale correspond à l'ensemble de la planète.

Dans la bibliographie scientifique, 85 % des études[1] présentant des cartographies de services écosystémiques s'appuient sur des cas d'études régionaux. Parmi celles-ci, 44 % s'appuient sur des équations écologiques du type équation allométrique ou USLE (Castro *et al.*, 2014 [122] ; Guerra *et al.*, 2014 [290]) ; 25 % s'appuient sur l'attribution de valeurs par type d'occupation du sol (Troy et Wilson, 2006 [637] ; Bai *et al.*, 2011[56] ; Camacho-Valdez *et al.*, 2014 [116]) ; 16 % se basent sur des modèles économiques dépendant d'autres facteurs que la seule donnée d'occupation du sol (Naidoo et Ricketts, 2006 [468] ; Koschke *et al.*, 2012 [353] ; Van Berkel et Verburg, 2014 [649]) et 12 % reposent sur la mise en place de modèles statistiques ou géostatistiques (Willemen et al., 2008 [686] ; Ungaro et al., 2014 [645]) et 3 % sur des approches participatives (Nahuelhual *et al.*, 2013 [466]).

Dans la bibliographie scientifique, d'autres méthodes que celles précédemment citées sont utilisées pour spatialiser des phénomènes environnementaux, mais sans utiliser la notion de "services écosystémiques" aux larges échelles. C'est tout particulièrement le cas pour le carbone stocké dans la végétation, via l'utilisation du LiDAR (Asner *et al.*, 2012 [46] ; Baccini et Asner, 2013 [51]). Cependant, si ces approches permettent d'obtenir des cartographies précises, elles présentent trois inconvénients majeurs. Elles sont très coûteuses, ne permettent pas par manque de données disponibles d'envisager une cartographie généralisée à plusieurs régions et elles n'offrent la possibilité de cartographier qu'un nombre très réduit d'indicateurs de services écosystémiques.

C. L'apport d'une approche par up-scaling

Chaque échelle spatiale présente de forts intérêts mais possède également des inconvénients méthodologiques (Grêt-Regamey *et al.*, 2014 [288]). Les enjeux relatifs aux échelles spatiales dans la modélisation environnementale à partir de données télédétectées ont ainsi été soulignés (Raffy, 1993). Ces enjeux existent dans les pratiques de quantification et de spatialisation des services écosystémiques (Hein *et al.*, 2006 [308] ; Grêt-Regamey *et al.*, 2014 [288]). La spatialisation de phénomènes environnementaux aux échelles larges entraîne notamment une perte d'informations (Wilbanks, 2006 [683]). Dans les études sur les services écosystémiques, cette perte d'informations est due à trois facteurs principaux. Tout d'abord, même si les services écosystémiques sont fournis à toutes les échelles écologiques (Hein *et al.*, 2006 [308]), les processus biophysiques et leurs services écosystémiques associés dépendent beaucoup des pratiques appliquées localement et des facteurs inhérents locaux. Par conséquent, il existe un décalage entre l'échelle des processus biophysiques qui fournissent les services écosystémiques et l'échelle de leur représentation, créant ainsi

1. Nous nous appuyons toujours sur l'analyse bibliométrique réalisée dans *Web of Science* qui a permis d'étudier l'ensemble d'un corpus d'articles scientifiques répondant aux critères suivants : d'une part, au sein du texte doivent se trouver les expressions "mapping" ou "maps" et "ecosystem service(s) et, d'autre part, une ou plusieurs cartes d'indicateurs de services écosystémiques doi(ven)t être présentée(s)

une approximation. Di Sabatino *et al.*, (2013 [181]) insistent sur la dépendance des évaluations à l'échelle spatiale considérée ainsi qu'aux processus écologiques sélectionnés. Par exemple, l'utilisation d'images satellites d'une résolution d'1 km^2 sous-estime les services écosystémiques, notamment par une sous-estimation de la surface des habitats fragmentés et /ou linéaires comme les cours d'eaux et les zones humides (Di Sabatino *et al.*, 2013 [181]). Ensuite, plus le territoire étudié est grand, plus il est difficile et coûteux d'obtenir des données terrain réparties sur l'ensemble de ce territoire (Sant *et al.*, 2014 [578]). Enfin, les méthodologies employées ne permettent pas d'obtenir une estimation précise des services rendus sur un territoire. En effet, les estimations aux larges échelles ne prennent souvent pas en compte l'hétérogénéité des milieux et s'appuient sur l'attribution de valeurs par type d'occupation du sol. Cela est d'autant plus problématique que la validité de ces méthodes est évaluée.

Les processus d'*up* et de *down-scaling*, c'est-à-dire les transferts d'informations d'une échelle spatiale à une autre (Pelgrum *et al.*, 2000 [512]), peuvent être considérés comme une alternative aux méthodes employées habituellement. Le processus d'*up-scaling* qui permet le transfert de l'échelle locale à l'échelle régionale (Wu *et al.*, 2009 [693]), pourrait en effet permettre la mise en place d'une méthode à la fois peu coûteuse et techniquement facile à implémenter. D'ailleurs, les intérêts de telles approches sont souvent soulignés (Liang *et al.*, 2004 [399]), pour faciliter, par exemple, les études qui viennent en soutien aux prises de décisions (Bierkens *et al.*, 2000 [85] ; Finke et Bierkens, 2002 [245]). En effet, plus qu'une simple opération technique, un changement d'échelle correspond ainsi à un changement du niveau d'analyse. Le choix d'une analyse multiscalaire pourrait permettre d'avoir un regard complet sur le territoire, chaque niveau d'échelle est imbriqué dans un niveau supérieur car tout espace dépend nécessairement de celui dans lequel il se situe (Lacoste, 1976 [360]). De plus, la compréhension des relations entres les échelles spatiales est un aspect important de la recherche des savoirs (Wilbanks et Kates, 1999 [684]).

Une approche par *up-scaling* peut également permettre de diminuer l'impact du problème d'absence de coïncidence entre deux niveaux de réalités : celui des décisions et celui des processus biophysiques qui fournissent les services écosystémiques et sur lesquels sont prises les décisions environnementales. Une meilleure connaissance des processus d'*up-scaling* ou de *down-scaling* pourrait faciliter l'identification des espaces prioritaires et des mesures politiques (Anton *et al.*, 2010 [26]). La Stratégie européenne pour la Biodiversité (Cible 2, action 5) a souligné le besoin de posséder une cartographie des services écosystémiques pour 2014. Toutefois, les cartographies, réalisées par chacun des États Membres sont réalisées à partir d'approches très différentes (en matière de choix des données, de l'échelle, de méthodologies...) ce qui compromet la comparabilité des résultats de part et d'autre des frontières (Maes *et al.*, 2012 [417]).

Cette complémentarité des échelles permettrait de répondre pleinement aux objectifs posés par le MEA ou les REDD en facilitant les transferts de connaissances et d'infor-

mations auprès des acteurs locaux et des gestionnaires internationaux en vue de la mise en œuvre d'une politique de gestion des ressources environnementales plus adaptée aux enjeux territoriaux concernés. La force des analyses multiscalaires fait que de nombreuses études font référence à des méthodes de changement d'échelles, telles que la fusion ou le démélangeage, permettant d'utiliser conjointement des données acquises à des résolutions spatiales différentes (Houet *et al.*, 2004 [315]). Toutefois, si techniquement les satellites permettent de mieux appréhender le problème du changement d'échelle, il existe encore peu de travaux prenant réellement en compte le degré d'incertitude liée au passage d'un niveau scalaire à un autre (Nédélec, 2005 [469]).

D. Objectifs

Dans le cadre d'un État fédéral comme le Brésil, l'échelle régionale présente de forts intérêts opérationnels puisque les États fédérés partagent des compétences avec l'État Fédéral, entre autres celle de la protection de l'environnement (Constitution de 1988, Art 23). En cartographiant des services écosystémiques à l'échelle de l'État du Pará, nous cherchons à obtenir une adéquation entre le niveau de représentation et le niveau décisionnel. Dans ce chapitre, nous cherchons donc à tester la validité et la faisabilité d'une approche d'*up-scaling* à partir du cas d'étude de l'État du Pará.

À partir de cet objectif principal, nous cherchons à répondre à trois objectifs secondaires :

- Proposer une méthode qui pourrait pallier l'absence de données à haute résolution, sur certains espaces.
- Identifier et estimer la fourniture en services écosystémiques sur une vaste surface tout en connaissant avec précision localement cette fourniture.
- Connaître l'impact de l'utilisation de la moyenne résolution (mise en lumière de phénomènes importants et évocateurs) par rapport à la haute résolution spatiale (plus précise).

Plus qu'une simple cartographie d'indicateurs de services écosystémiques à l'échelle régionale, nous avons voulu mettre en place dans cette partie une méthodologie d'*up-scaling*. En d'autres termes, les connaissances et les données se référant à plusieurs échelles spatiales ont été utilisées pour quantifier et cartographier les indicateurs de services ainsi que pour valider les cartographies obtenues, à partir de plusieurs niveaux d'analyse.

II. Approche générale

A. Méthodologie générale

Dans ce chapitre, nous nous basons sur des données terrain (indicateurs de services écosystémiques) et des données télédétectées (informations variées de végétation et de topographie). Les données de télédétection locales et les données terrain ont préalablement été liées par application de méthodes de régression (arbre de décision et modèle linéaire) afin de prédire des valeurs d'indicateurs de services écosystémiques (cf. chapitre 3). À l'échelle régionale, nous cherchons à présent à obtenir des valeurs d'indicateurs de services écosystémiques afin de les spatialiser. Pour ce faire, la moyenne de chaque indicateur a été calculée (en nous basant sur les données terrain) par type d'occupation du sol discriminé avec MODIS. La validation des cartes régionales a été effectuée en confrontant les valeurs prédites à des données terrain indépendantes mais également en testant la corrélation ente les valeurs prédites aux deux échelles spatiales (Figure 5.1).

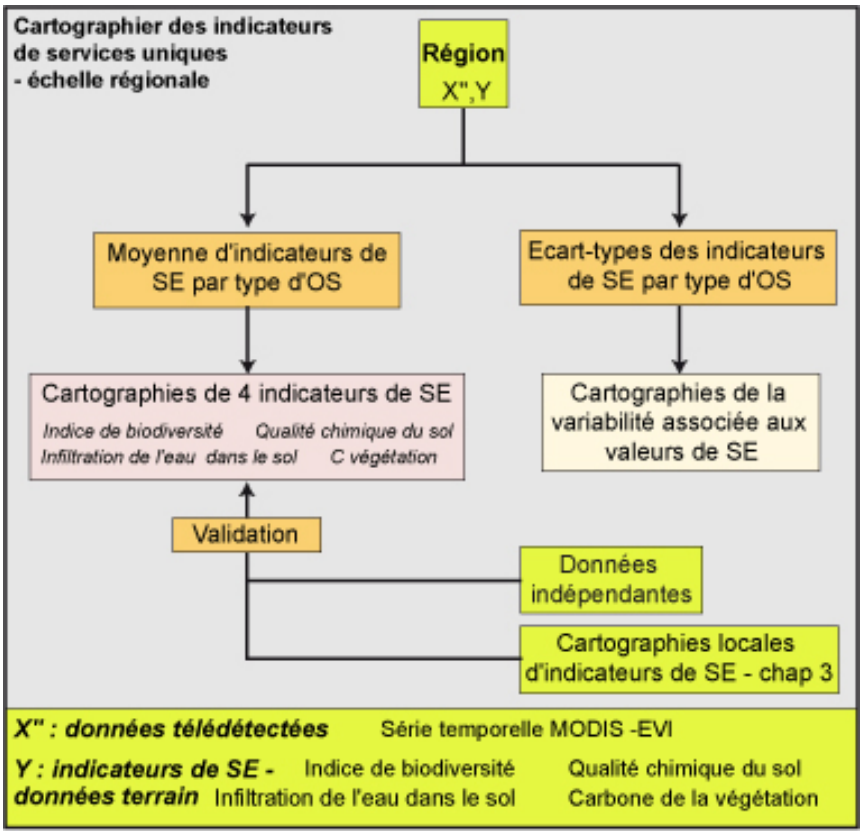


FIGURE 5.1 : *Démarche méthodologique générale de l'approche par up-scaling. Acronymes : OS = Occupation du sol et SE = (indicateurs de) Services Écosystémiques.*

La méthodologie se déroule donc en trois temps : dans un premier temps, une clas-

sification du sol à l'échelle du Pará a été réalisée. À partir de cette classification, une cartographie de quatre indicateurs de services écosystémiques a été élaborée. Chaque cartographie a enfin été validée à partir des cartographies des indicateurs de services réalisées à l'échelle locale et à partir des données terrain.

B. Sites d'étude et données utilisées

Pour tester la faisabilité et la validité d'une approche par *up-scaling*, nous nous sommes appuyés sur deux échelles spatiales : l'échelle régionale à travers le cas de l'État du Pará (superficie de 1,3 million de km^2) et l'échelle locale à travers l'étude des trois localités (de superficies 220 km^2, 158 km^2 et 175 km^2) appartenant à cet État (cf. chapitre 1 - Figure 1.4). L'ensemble de ces territoires sont sujets à des dynamiques de déforestation.

Quatre indicateurs de services écosystémiques ont été étudiés dans ce chapitre (Table 5.1) : (1) les stocks de carbone de la végétation, (2) l'infiltration de l'eau dans le sol, (3) la qualité chimique du sol, déterminée par une ACP des propriétés chimiques du sol (Velasquez *et al.*, 2007 [663]), et (4) un indice standardisé de biodiversité. Ces quatre indicateurs ont été sélectionnés pour plusieurs raisons. Tout d'abord, ils sont tous sujets aux influences des changements d'occupation du sol (cf. supra 6). Ensuite, ils renseignent des services qui sont également très différents et sont complémentaires dans le sens où ils sont issus de processus biophysiques bien distincts. De plus, leur analyse présente de forts intérêts dans le contexte amazonien de transition entre forêts / espaces agricoles et de dégradation forestière. Enfin, ils sont, pour la plupart comme, par exemple le stockage de carbone de la végétation ou la biodiversité, des indicateurs de services écosystémiques emblématiques .

Indicateur	Service écosystémique associé	Unité/plage de mesure	Variables utilisées pour le calcul de l'indicateur
Indice de biodiversité	Culturel et maintien du bon fonctionnement des réseaux trophiques	0,1 à 1	Moyenne de l'ensemble des valeurs normalisées de taxons
Indice de qualité chimique du sol	Soutien à la production	0,1 à 1	Ca_2^+, Mg_2^+, K^+ et NH_4^+ échangeables et contenus phosphorés
Infiltration de l'eau dans le sol	Régulation du cycle de l'eau et contrôle de l'érosion du sol	mm.h^{-1}	Vitesse d'infiltration de l'eau dans le sol
Stocks de carbone de la végétation	Régulation du climat	Mg.ha^{-1}	Biomasse aérienne des herbes, arbustes et abres

TABLE 5.1 : *Description des indicateurs de services écosystémiques utilisés - cf. chapitre 2.*

Pour spatialiser les indicateurs de services écosystémiques à l'échelle régionale, des

données de télédétection à haute et moyenne résolution spatiale ont été utilisées (Table 5.2) ainsi que les données mesurées sur le terrain (chapitre 2). Afin de valider les cartographies obtenues à l'échelle régionale, des données de haute résolution spatiale ont été utilisées. D'une part, la validation de la classification de l'occupation du sol à l'échelle du Pará a été réalisée à partir des classifications Terra Class [2] de 2008 et des classifications élaborées à l'échelle des trois sites d'étude (cf. chapitre 2). D'autre part, la validation locale des cartographies d'indicateurs de services obtenues à l'échelle régionale a été réalisée à l'aide des cartographies locales d'indicateurs de services construites dans le chapitre 3 à partir des données de télédétection issues du traitement des images Landsat TM et le MNT Aster - 30m x 30m, présentées dans le chapitre 2.

Echelle spatiale	Variables	Description	Sources	Utilisation
Régionale	Occupation du sol	Types d'occupation du sol discriminés à l'échelle régionale	MODIS	Cartographier les indicateurs de services à l'échelle régionale
	Occupation du sol	Types d'occupation du sol discriminés localement dans le cadre du programme Terra Class	Landsat TM	Valider la classification d'occupation du sol régionale
Locale	Occupation du sol	Types d'occupation du sol discriminés à l'échelle locale	Landsat TM	Valider la classification d'occupation du sol régionale et les cartographies régionales d'indicateurs de services
	Cartes locales d'indicateurs de services	Valeurs d'indicateurs de services écosystémiques obtenues par modèle statistique	Chapitres 3 et 6	

TABLE 5.2 : *Description des variables explicatives utilisées dans la méthode d'up-scaling.*

Pour représenter la répartition spatiale des indicateurs de services à l'échelle régionale, des données du capteur *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS) ont été utilisées. Le capteur MODIS opère dans 36 bandes du spectre électromagnétique. Parmi ces bandes, deux ont une résolution spatiale de 250 m, cinq ont une résolution de 500 m et vingt-neuf ont une résolution de 1000 m. Elles ont déjà subi un prétraitement sur la plateforme et des traitements au sol par des équipes de scientifiques (*http ://modis.gsfc.nasa.gov/*). Les corrections radiométriques, géométriques et atmosphériques ont ainsi déjà été réalisées.

La donnée issue du capteur MODIS présente plusieurs avantages (Justice et *al.*, 1998

2. Le projet Terra Class, financé par l'INPE et l'Embrapa et la FINEP (*Financiadora e Estudos e projetos*) a pour objectif de réaliser une qualification des espaces déjà déboisés d'Amazonie légale, à partir d'images satellites

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

[337] ; Arvor, 2010 [43]). Tout d'abord, elle est mise à disposition gratuitement et couvre l'ensemble du globe, permettant ainsi la reproductibilité de la méthode employée. De plus, elle présente des résolutions spectrale, spatiale et temporelle adaptées à l'objet d'étude : la caractérisation de la distribution spatiale d'indicateurs de services écosystémiques à l'échelle d'un État fédéré. Elle possède en effet une très bonne résolution spectrale, ce qui permet d'obtenir des informations variées et notamment des indices de végétation. En outre, elle possède une haute résolution temporelle, ce qui permet de créer des images synthétiques à partir des seizaines (image composite-16 jours) depuis 2000 en sélectionnant les pixels les moins affectés par les nuages et les angles zénithaux trop importants. Cela permet d'optimiser la qualité des images, dans un contexte de forêts tropicales humides dont le couvert nuageux est très fort. Enfin, il possède une résolution spatiale qui permet à la fois d'étudier une vaste superficie (supérieure à 1 200 000 km^2) tout en garantissant la précision des données. Townshend et Justice (1988 [634]) affirment en effet qu'une résolution spatiale inférieure à 1 km est fortement souhaitable pour détecter les changements d'occupation du sol.

Le capteur MODIS permet de posséder un indice de végétation, le *Enhanced Vegetation Index* (EVI), aux résolutions spatiale et temporelle souhaitées. Le EVI a été conçu initialement pour le capteur MODIS afin de réaliser le suivi de l'activité chlorophyllienne, dans les espaces de forte biomasse, où le NDVI a tendance à saturer très rapidement (Huete et *al.*, 2002 [318] ; Pennec et *al.*, 2011 [514]). Ainsi le EVI est adapté pour l'étude des forêts tropicales humides. L'indice EVI permet de suivre l'activité chlorophyllienne des végétaux par le biais des réflectances du rouge, du proche infrarouge et du bleu. En utilisant le bleu, il s'affranchit des perturbations atmosphériques et ne sature pas sur les couverts à forte densité végétale comme en forêt tropicale (Gao *et al.*, 2000 [266] ; Huete *et al.*, 2002 [318]). La plage de valeur de cet indice pour les forêts tropicales est approximativement comprise entre 0,20 et 0,60. Il se calcule de la manière suivante :

$$EVI = \frac{2,5(PIR - R)}{(PIR + 6R - 7,5B + 1)} \tag{5.1}$$

Avec : PIR = réflectance du proche infrarouge ; R = réflectance du rouge ; B = réflectance du bleu.

III. L'occupation du sol à l'échelle du Pará

La méthode de transfert utilisée pour spatialiser la fourniture des services écosystémiques dans l'État du Pará se base sur l'occupation du sol. Il a donc fallu commencer par réaliser une cartographie des couverts végétaux du Pará. Le traitement d'images satellites à moyenne résolution spatiale permet de répondre à cet enjeu de manière efficace

et reproductible. L'objectif de cette partie est ainsi de mettre en place une classification de l'occupation du sol de cet État à partir de séries temporelles MODIS, et ce à plusieurs dates.

Les données servant de validation pour les cartographies d'indicateurs de services à l'échelle du Pará ne datant pas toutes de 2007 mais datant également de 2002-2004 (qualité chimique du sol) et de 2012 (stocks de carbone de la végétation), des classifications d'occupation du sol pour 2003-2004 et pour 2012-2013 ont également été mises en place.

A. Cartographier l'occupation du sol du Pará à partir d'image à moyenne résolution spatiale

1. Préparation des images MODIS

La zone d'étude est couverte par plusieurs dalles MODIS. Pour des raisons techniques, seules deux dalles ont été téléchargées, dont la dalle principale qui couvre la quasi-totalité de l'État. Une mosaïque de ces deux images pour chacune des seizaines a été réalisée. Les images composites -16 jours présentent des pixels dont l'information est floue, surtout dans le contexte de forêts tropicales humides où la couverture nuageuse est très importante. Les perturbations présentent plusieurs origines comme la vapeur d'eau, les aérosols ou les nuages. Pour atténuer les effets de l'atmosphère, des moyennes temporelles de l'indice EVI afin d'obtenir des "années types" (Pennec et *al.*, 2011 [514]) à partir des seizaines de deux années consécutives ont été élaborées. Cette image composite présente un autre intérêt : elle permet d'atténuer les variations intra-annuelles de l'EVI dues aux changements dans l'activité chlorophyllienne. Pour l'ensemble de ces raisons, l'ensemble des images composites MODIS de deux années a été synthétisé pour obtenir quatre images de synthèse de bonne qualité sur lesquelles réaliser trois classifications : 2003-2004, 2006 - 2007 et 2012-2013.Ces années ont notamment été choisies dans l'objectif de posséder une information sur l'occupation du sol à plusieurs dates, nous permettant d'obtenir une information sur l'évolution de l'occupation du sol durant une décennie. Néanmoins, le cœur de notre travail repose sur la classification de la période 2006-2007 car c'est elle qui permet de réaliser le lien avec les données terrain échantillonnées en 2007-2008.

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

2. Classification d'occupation du sol

Les méthodes de classification ont pour but la recherche d'une typologie, c'est-à-dire la répartition des individus en classes ou catégories. Les méthodes de classification sont de deux types : les méthodes supervisées et les méthodes non supervisées. La réalisation des classifications supervisées nécessite la connaissance préalable des différentes classes à discriminer. Nous ne disposons pas de cette information pour l'ensemble de la zone. De fait, l'étude s'appuie sur une méthode de classification non supervisée. Différentes études ont montré l'intérêt de ces classifications pour le suivi de l'occupation du sol (Van der Sande et *al.*, 2003 [652]). Elles sont très variées (Yang et *al.*, 2004 [697]). Deux d'entre elles sont la *Iterative Self Organized Data Analysis Technique A* (ISODATA) développée par Ball et Hall en 1965 [58], et la *k-means*, développée par J. McQueen en 1967 [415]. Bien que la méthode ISODATA reste la méthode de classification non supervisée la plus utilisée (Van der Sande et *al.*, 2003 [652]), les deux méthodes de classification ont été testées afin de conserver celle dont les résultats sont les plus précis.

L'ISODATA (Ball et Hall, 1965 [58]) calcule les moyennes de N classes, régulièrement distribuées dans l'espace des données par itérations successives. Les pixels restants sont affectés aux centres de classes sur la base de leur distance minimum. Comme pour la méthode des *k-means*, les pixels sont reclassés à chaque itération, les moyennes étant recalculées et les pixels reclassés en fonction des nouvelles moyennes. Les itérations continuent tant que le taux de pixels changeant dans chaque classe reste supérieur au seuil fixé par l'utilisateur et que le nombre maximum d'itérations n'est pas atteint. À chaque itération, les classes dont l'écart-type est grand sont divisées en deux classes plus petites, les classes qui sont statistiquement très proches sont regroupées en une seule classe et les classes comprenant très peu de pixels sont rejetées. En d'autres termes, cela signifie que la méthode autorise, au cours des itérations, la fusion entre deux nuages proches, la division des nuages à variance élevée et la suppression de nuages de petite taille.

Le principe des *k-means* peut s'énoncer de la manière suivante. Un nombre de classes k est fixé a priori. K centres de classes sont tirés de façon aléatoire parmi n individus. Chacun de ces n individus est ensuite affecté au centre le plus proche, ce qui crée des groupes d'individus. Les barycentres de ces groupes d'individus sont calculés et deviennent les nouveaux centres des classes. Les individus sont alors réaffectés au centre le plus proche. Ce processus est appliqué jusqu'à stabilisation, c'est-à-dire jusqu'à ce que les centres de classe ne changent plus. Les classes se stabilisent en un nombre fini d'itérations. Au fil des itérations, l'inertie intra-classe diminue alors que dans le même temps l'inertie inter-classe augmente.

Les résultats des deux méthodes de classification sont similaires en matière de précision et de distribution spatiale de l'information. La méthode *ISODATA* a été choisie pour

plusieurs raisons. Tout d'abord, son algorithme est considéré dans la bibliographie comme une amélioration de l'algorithme des *k-means*. En effet, le nombre de classes exact n'est pas fixé a priori, contrairement à la méthode des *k-means*, mais autorise une variation au sein d'une fourchette déterminée par l'utilisateur. Enfin, pour des résultats très similaires, l'*ISODATA* présente une plus grande rapidité de traitement. Les traitements ont donc été poursuivis à partir de la carte obtenue par la méthode ISODATA.

3. Validation des classifications

Une fois les classifications réalisées, les résultats obtenus ont été mis en relation avec les classifications d'occupation du sol réalisées avec des images Landsat TM de l'année correspondante (2004, 2007 et 2012). La classification à l'échelle du Pará de 2007 a également été mise en relation avec les classifications réalisées dans le cadre du projet *Terra Class* de l'INPE en 2008.

La comparaison avec les classifications réalisées avec les images Landsat TM pour chacun des trois sites présente deux intérêts. Tout d'abord, elle permet de valider des classifications non supervisées réalisées sur les images MODIS à partir de classifications supervisées validées par des données terrain. Pour ce faire, des tests du χ^2 ont été utilisés afin de tester l'indépendance entre chaque classification obtenue à partir des données MODIS et celles réalisées à partir des données Landsat TM. Enfin, elle permet de tenter de comprendre comment le signal MODIS se traduit au sein de pixels plus petits, obtenus par traitement d'image à haute résolution spatiale. Cette comparaison se fait en deux temps : tout d'abord, visuellement et dans un second temps, en s'appuyant sur des analyses statistiques. D'un point de vue statistique, nous avons cherché à déterminer la cohérence entre les occupations du sol discriminées aux deux échelles spatiales. Pour ce faire, 180 pixels MODIS appartenant aux trois sites locaux ont été aléatoirement sélectionnés. Au sein de ces 180 pixels, l'indépendance entre les deux classifications a été étudiée à partir d'un test du χ^2 et des boîtes à moustaches complétées par des tests de Kruskal-Wallis. Enfin, nous avons cherché à mieux comprendre les différences entre les deux classifications en étudiant la manière dont les modalités de la classification réalisée avec Landsat se traduisent au sein de pixels MODIS. Pour ce faire, la proportion de chaque classe d'occupation du sol discriminée avec Landsat au sein de chacun des 180 pixels MODIS a été calculée. Une ACP a ensuite été réalisée sur ces variables correspondant aux proportions de chaque classe d'occupation du sol en projetant, en variable supplémentaire, la classe d'occupation du sol MODIS d'appartenance.

La comparaison avec les classifications réalisées dans le cadre du projet *Terra Class* avec les images Landsat de 2008 présente un intérêt majeur. Elle permet de valider la classification obtenue à partir d'échantillons représentatifs des configurations paysagères

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

qui peuvent être trouvées dans l'ensemble de l'État du Pará. Cette comparaison s'est faite à partir de test du χ^2 et de tableaux de contingence.

B. Un État encore majoritaire boisé mais soumis à des dynamiques de déforestation intenses

1. Des classifications cohérentes avec nos connaissances

Les cartographies obtenues à l'échelle du Pará ont été visuellement et statistiquement comparées à celles obtenues à partir du traitement des images Landsat TM. Le test du χ^2 permettant de tester l'indépendance entre les classifications obtenues avec le capteur Landsat TM d'une part et avec le capteur MODIS d'autre part montre que ces classifications sont très corrélées (*p-value* $<$ 0,001 - Figure 5.2).

Test du chi² de Pearson

Test de l'indépendance des données
"Occupation du sol régionale"
"Occupation du sol locale"

chi²= 266
p-value < 2.2e-16

Table de contingence

Landsat TM \ MODIS	Forêt	Pâturage	Transition
Forêt	25	0	0
Forêt brûlée	0	0	27
Juquira Capoeira	0	0	31
Pâturage avec ligneux	0	19	0
Pâturage propre	0	17	0
Sol nu	0	14	0

FIGURE 5.2 : *Résultat du test du χ^2 entre les données d'occupation du sol locales et régionales ainsi que le tableau de contingence associé. Les classes MODIS de "Forêt", "Pâturages" et "Transition" correspondent respectivement aux mosaïques à dominante de forêts conservées, de pâturages et enfin de forêts dégradées et de végétation secondaire.*

Visuellement, en "zoomant" sur chacun des trois sites locaux d'étude, nous pouvons en effet confirmer que les classifications permettent de mettre en évidence des structures spatiales similaires (Figure 5.3).

Les mêmes analyses, statistiques et visuelles, permettant de comparer les données *Terra Class* de l'INPE et la classification obtenue avec MODIS à l'échelle du Pará viennent

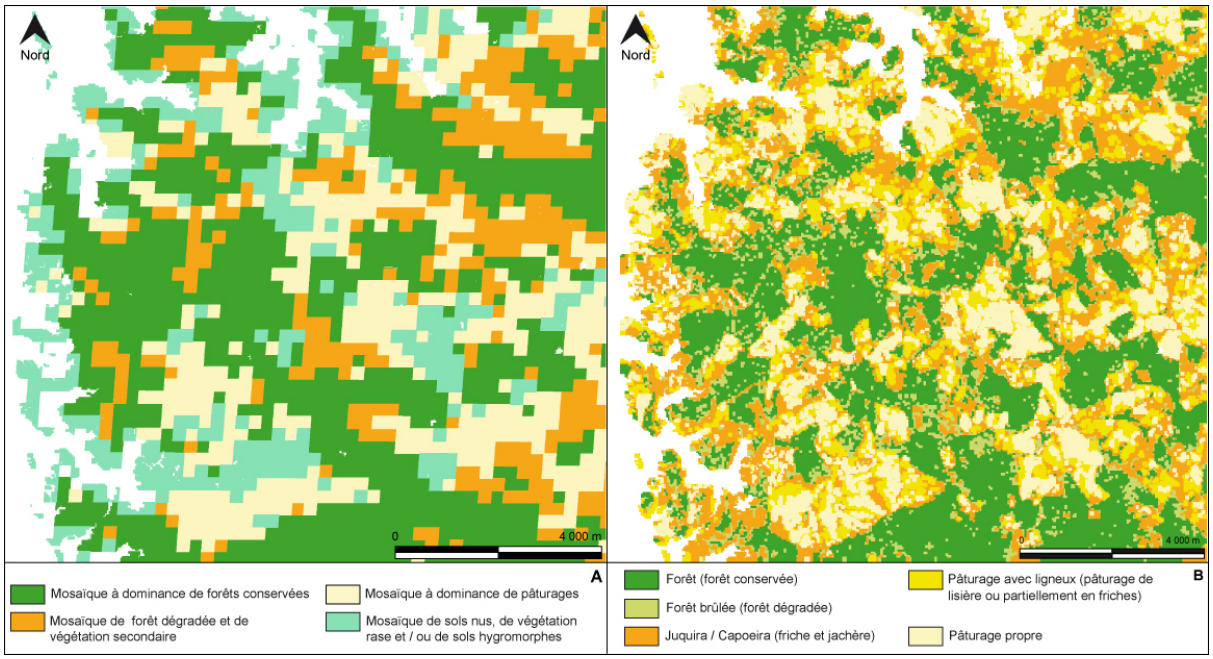


FIGURE 5.3 : *Comparaison visuelle des classifications obtenues par traitement des images MODIS et Landsat TM et avec la classification Terra Class. Exemple de Maçaranduba. A. Classification obtenue par traitement d'images MODIS. B. Traitement d'images Landsat TM. C. Classification réalisée dans le cadre du programme Terra Class (Landsat TM).*

confirmer la validité de la classification de 2006-2007 (test du χ^2 significatif - Figure 5.4). En effet, ce dernier montre que les deux classifications ne sont pas indépendantes.

Test du chi² de Pearson

Test de l'indépendance des données
"Occupation du sol régionale"
"Occupation du sol locale - Terra Class"

chi²= 266
p-value < 0.039

Table de contingence

		Modis		
		Forêt	Transition	Pâturage
Terra Class	Forêt	10	2	0
	Espace de transition	7	1	9
	Pâturage	7	7	3

FIGURE 5.4 : *Résultat du test du χ^2 entre les données d'occupation du sol locales obtenues lors du programme Terra Class (ramenées à trois modalités) et régionales ainsi que le tableau de contingence associé. Les classes MODIS de "Forêt", "Pâturages" et "Transition" correspondent respectivement aux mosaïques à dominante de forêts conservées, de pâturages et enfin de forêts dégradées et de végétation secondaire.*

Les tests du χ^2 illustrent donc la situation de dépendance entre les classifications locales et la classification régionale. La manière dont se traduisent les classes discriminées

à partir des images MODIS dans les classes discriminées à partir des images Landsat TM, a fait l'objet d'une analyse complémentaire (Figure 5.5). Les pixels d'espaces à dominante forestière discriminés avec MODIS sont essentiellement classés comme forêt avec Landsat (Figure 5.5. A.). Les pixels des espaces de transition (mosaïque de forêts dégradées et de végétation secondaire) sont essentiellement classés comme juquira-capoeira avec Landsat. Il faut toutefois noter que les espaces de sols nus discriminés sous Landsat se retrouvent majoritairement dans les pixels d'espace de transition. Cela peut tenir au fait que la classe "sol nu", qui représente essentiellement les cultures annuelles, pouvait présenter des sols effectivement nus lors de la prise de vue des images Landsat mais des cultures présentant en moyenne une forte activité chlorophyllienne sur les images de synthèse de MODIS. Les pixels d'espaces à dominante de pâturages discriminés avec MODIS sont essentiellement classés avec Landsat comme pâturages , soit propres, soit avec des arbres.

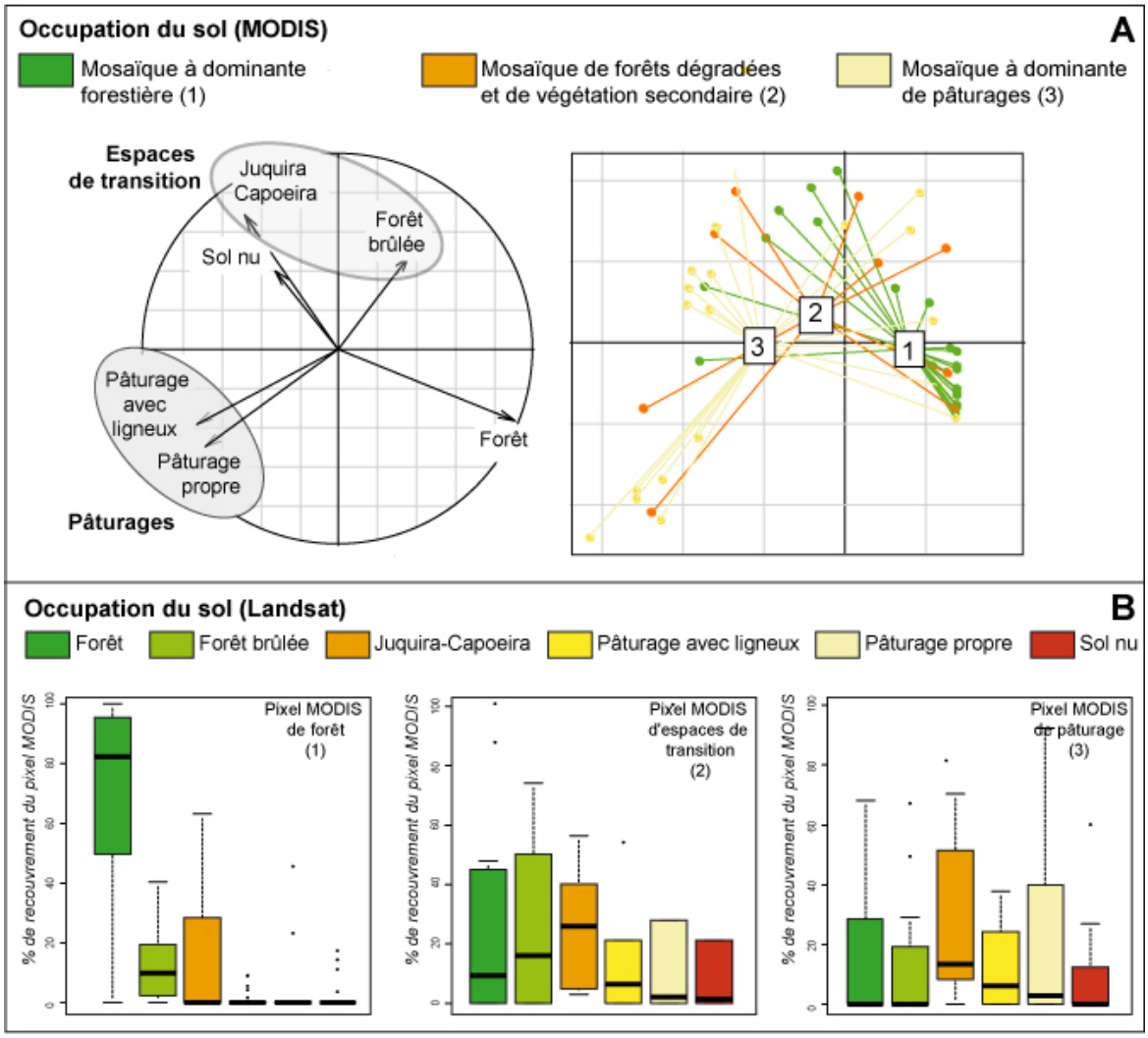


FIGURE 5.5 : *Évaluation de la cohérence entre les classifications obtenues aux échelles spatiales locale et régionale, pour la période 2006-2007. Acronymes : F : forêt, FB : Forêt brûlée, JC : Juquira-Capoeira, PL : Pâturage avec ligneux, PP : Pâturage propre, SN : Sol Nu. A. Pourcentage de chaque type d'occupation du sol discriminé sous Landsat TM au sein de chaque pixel MODIS.*

Les boîtes à moustaches permettent de visualiser comment le signal MODIS se traduit au sein de pixels à haute résolution spatiale (Figure 5.5. B). Les pixels MODIS classés comme "dominance forestière" comportent essentiellement des pixels classés comme forêts avec Landsat mais également des pixels d'autres végétations denses et fermées : les forêts brûlées et les juquira-capoeira. Les pixels MODIS classés comme "espaces de transition" et ceux classés comme "espaces à dominante pâturée" sont beaucoup plus hétérogènes. Les espaces de transition (mosaïque de forêts dégradées et de végétation secondaire) correspondent essentiellement aux pixels de juquira-capoeira et dans une moindre mesure aux pixels de forêts brûlées discriminés avec Landsat. Toutefois, ces pixels d'espaces de transition comprennent également des pixels Landsat classés comme des forêts et des pâturages. Cela peut venir de plusieurs facteurs. Tout d'abord, cette classe est, par définition, très hétérogène puisqu'un grand nombre d'éléments paysagers y sont inclus. Ensuite, ces espaces de transition peuvent correspondre à des lisières entre forêts et pâturages. Or, de part leur taille, les pixels MODIS classés comme espaces de transition correspondent à des espaces plus larges que les lisières. Les espaces à dominante de pâturages correspondent essentiellement aux pixels de juquira-capoeira et dans une moindre mesure aux pixels de pâturages discriminés avec Landsat.

2. L'occupation du sol du Pará en 2007

La classification réalisée permet d'obtenir des cartes d'occupation du sol à l'échelle du Pará en 2007 (Figure 5.6). Globalement, l'État du Pará est un espace majoritairement forestier mais est très largement affecté par la déforestation. Cette dernière se diffuse à partir de l'est de l'État et via deux fronts principaux, un au sud remontant vers le nord et un au nord orienté est-ouest. L'importance du déboisement s'explique par la position de l'État du Pará dans l'exploitation forestière brésilienne. En effet, la quasi totalité de l'exploitation forestière brésilienne a lieu dans trois États dont le Pará, dans lesquels les deux tiers des scieries de l'Amazonie brésilienne sont implantés (Lentini et *al.*, 2005 [394]) et qui font du Brésil le 4ème producteur mondial de grumes (ITTO, 2007). Bien que l'avancée de la déforestation se fasse malgré la présence d'aires protégées mises en place par le Gouvernement Fédéral et dont l'objectif est de diminuer les tensions foncières en Amazonie, la carte permet de distinguer des espaces de forêts au milieu de zones déboisées et qui correspondent à ces espaces protégés.

Il existe une opposition très marquée entre l'est, très déboisé, et l'ouest, globalement moins déboisé, mais qui connaît toutefois également des activités de déforestation. Cette opposition s'est construite historiquement par l'emplacement de grandes exploitations forestières à l'est de l'État. Elle s'est progressivement réduite avec le déplacement de l'exploitation de bois vers l'Ouest. Ce déplacement s'est effectué devant la difficulté à en

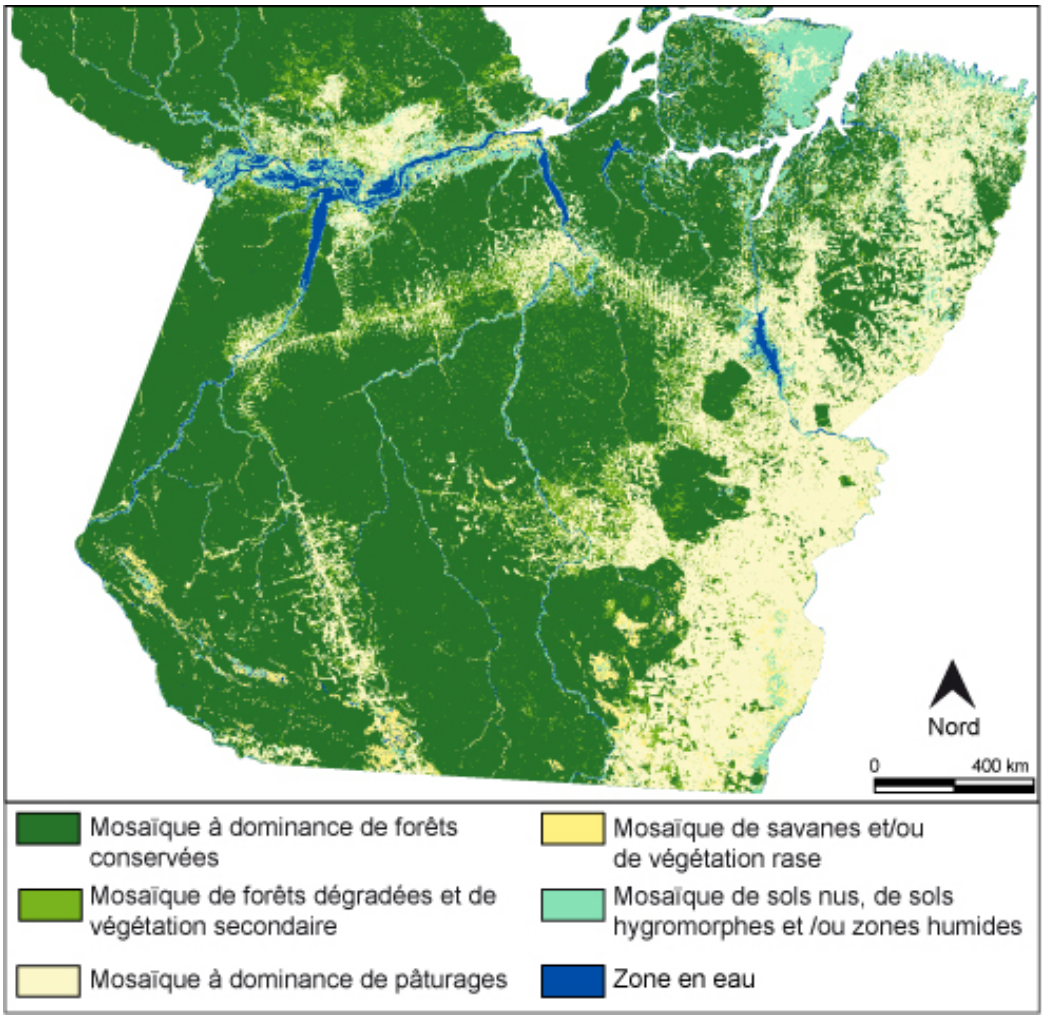


FIGURE 5.6 : *Occupation du sol du Pará en 2007, obtenue par classification ISODATA du image de synthèse MODIS.*

trouver à l'est en qualité et en quantité intéressante à faible coût (Fleury, 2009 [249]). Par exemple, le *municipio* de Paragominas, au sud-est de Bélem, appelé la "capitale du bois", a dépassé le seuil au-dessus duquel la rentabilité de l'exploitation forestière n'est plus assurée. À la suite des fronts pionniers du bois, d'autres activités, comme l'agriculture productiviste et l'élevage extensif, progressent vers l'ouest.

Une autre opposition est marquée entre le nord qui présente de larges espaces déboisés (qui s'expliquent par la présence de la Transamazonienne et de grands pôles urbains) et le Sud où les espaces déboisés sont plus rares. Toutefois, hormis la Transamazonienne et les centres urbains, le déboisement reste très limité au centre nord de l'État du Pará et dans la partie nord-ouest. Cela peut venir du relief relativement accidenté de ces espaces limitant la possibilité d'une activité forestière. En outre, l'accès y est rendu très difficile par la quasi absence d'un réseau routier et l'impossibilité de naviguer sur le réseau hydrographique. Au sud, le déboisement progresse selon un axe Sud-Nord. Il est plus ancien qu'au nord de l'État (impact du modèle latifundiaire dès les années 1960 et du boom de l'exploitation du bois et de l'or dans les années 1970 et ce jusqu'en 1990 et du boom de l'élevage et

de l'exploitation du bois depuis les années 1990). Le territoire y est mis en valeur pour l'élevage bovin et est influencé par la proximité du Mato Grosso, autre grand état de la filière forestière et fort exportateur de produits agricoles.

La cartographie d'occupation du sol permet également de mettre en avant la présence des grands pôles urbains et des fronts pionniers agricoles. Trois fronts pionniers agricoles se distinguent : l'axe de la route Belém-Brasília à l'est de l'État (Paragominas, Marabá, São Felix do Xingu), l'axe de la route BR 163 (Cuiabá-Santarém) et la Transamazonienne (Altamira) à l'ouest. Les fronts d'exploitation du bois existant sont également très visibles sur la cartographie. À partir du centre historique de l'exploitation du bois (Belém), une extension progressive du front de l'exploitation s'est réalisée jusqu'à atteindre Altamira, Santarém puis l'Amazonas (Sablayrolles *et al.*, 2006 [574]).

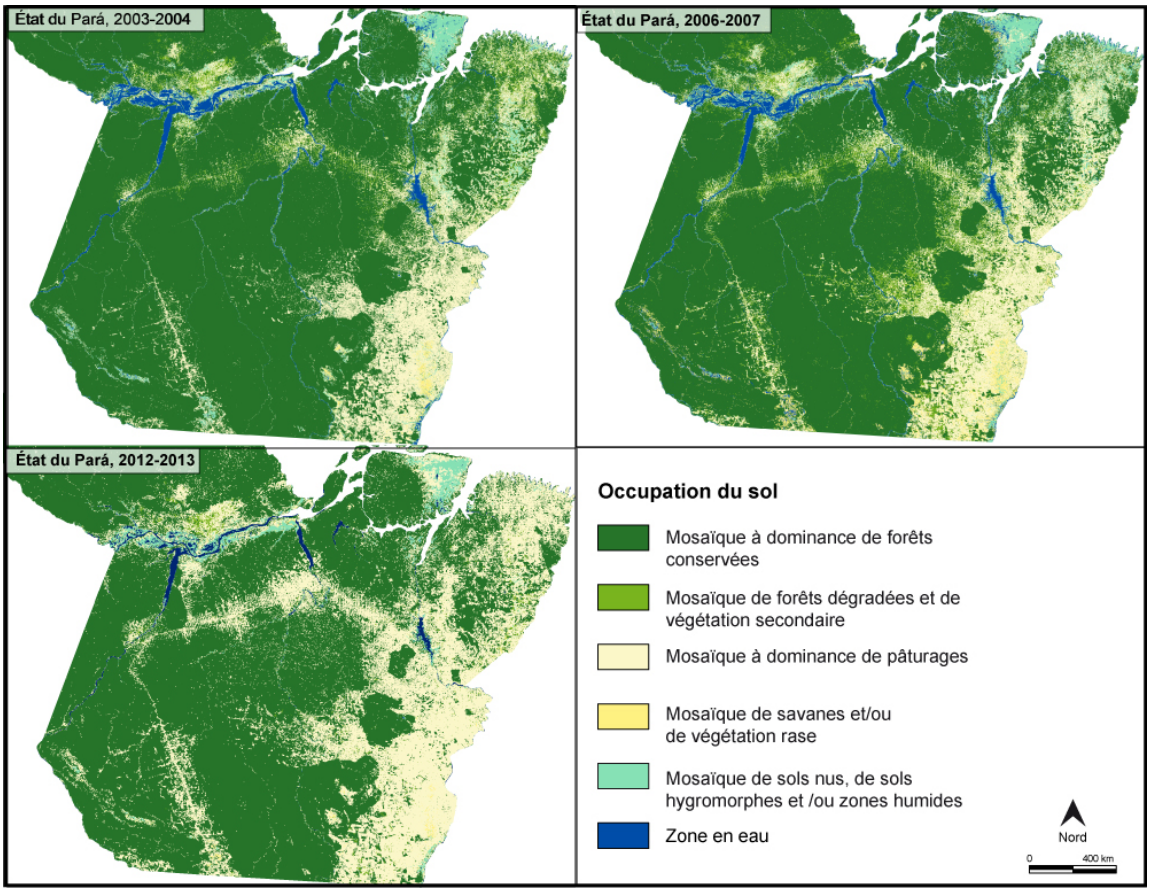


FIGURE 5.7 : *Occupation du sol du Pará en 2003-2004, 2006-2007 et 2012-2013, obtenue par classification ISODATA de l'image de synthèse MODIS. Les cartographies présentées ont servi à la validation les cartographies d'indicateurs de services.*

Les centres urbains et les aires d'influence de Bélem, Marabá, Santarém et d'Altamira ont également une empreinte spatiale très marquée. Ces villes croissent par l'arrivée de colons qui émigrent vers les foyers urbains dans des périphéries déjà précaires et dépourvues de biens et de services. À partir de ces centres urbains, certaines familles deviennent

de nouveaux pionniers, faisant progresser la frontière et incorporant de nouvelles aires au processus productif. La région de Santarem, par exemple, présente une déforestation qui s'étend de manière considérable autour du centre urbain. Ce dernier représente un maillon incontournable pour les flux de marchandises et de passagers entre Manaus et Belém. La majorité des exportations (bois et produits agricoles) transitent par la BR-163, confirmant la place prépondérante de la ville de Santarém (Fleury, 2009 [249]), au moins en tant que port exportateur de bois et de soja (Valbuena, 2009 [648]).

Les cartographies de l'occupation du sol entre 2003 et 2012 permettent de voir l'évolution de la déforestation dans l'État du Pará, depuis l'est vers l'ouest ainsi que la mise en place des différents fronts principaux de déforestation (Figure 5.7).

IV. De la cartographie de l'occupation du sol à celle d'indicateur de services écosystémiques

La caractérisation de l'occupation du sol est considérée comme une étape essentielle pour la quantification et la spatialisation des services écosystémiques (MEA, 2005 [539]. Le traitement et l'analyse d'images satellite MODIS ont permis d'obtenir une classification relativement précise de l'occupation du sol de l'État du Pará, notamment pour l'année 2007 lors de laquelle les données terrain de services écosystémiques utilisées ont été échantillonnées. Cette carte d'occupation du sol a ensuite servi de base pour une spatialisation des indicateurs de services à l'échelle régionale de manière reproductible.

A. Méthodologie de la cartographie de services écosystémiques à l'échelle du Pará

Afin de cartographier les indicateurs de services écosystémiques à l'échelle régionale, l'analyse a été basée sur l'occupation du sol. Le MEA (2005 [539]) a en effet assuré que les changements d'occupation du sol influencent grandement la fourniture des services écosystémiques. Or, les services étudiés ici sont considérablement influencés par l'usage du sol (cf. chapitre 6). D'ailleurs, l'occupation du sol est l'indicateur le plus couramment utilisé pour cartographier les services fournis par les écosystèmes terrestres (Egoh *et al.*, 2012 [210]). Dans un premier temps, les 6 modalités d'occupation du sol discriminées

avec Landsat ont été regroupées au sein de trois modalités afin de les faire coïncider avec les classes discriminées avec MODIS : mosaïques à dominante forestière, correspondant aux forêts conservées discriminées avec Landsat TM, mosaïques de forêts dégradées et de végétation secondaire de transition (forêts brûlées, friches et jachères discriminées avec Landsat) et espaces à dominante agricole (pâturages et sols nus). L'État du Pará possède plus de types d'occupation du sol différents que les sites d'étude locaux. Par exemple, des savanes ou des zones très humides sont présentes sur le territoire régional mais ne font pas partie des types d'occupation du sol des trois sites locaux. S'ajoute à cela, la difficulté de discriminer certaines occupations du sol dont le signal est très proche sur une image de synthèse. C'est notamment le cas des sols nus et des sols hydromorphes qui peuvent correspondre à plusieurs réalités différentes dans le cadre d'une synthèse annuelle d'images satellites : des pâturages sur-exploités, souvent situés sur les pentes ou sur leur replat, des cultures vivrières qui restent en sol nu pendant une longue période ou des sols hydromorphes qui deviennent des sols nus à la saison sèche. De fait, la classification d'occupation du sol à l'échelle régionale présente des types pour lesquels nous ne pouvons pas associer une valeur d'indicateurs de services : les mosaïques de végétation rase et les mosaïques de sols nus, sols hydromorphes ou zones humides.

Pour chacune de ces nouvelles classes d'occupation du sol Landsat, la moyenne de chacun des quatre indicateurs de services écosystémiques a ensuite été calculée. Cette valeur moyenne a enfin été, pour chaque indicateur de services écosystémiques, associée à chaque pixel de la cartographie d'occupation du sol MODIS. Cette étape a été réalisée pour trois années différentes pour lesquelles une classification d'occupation du sol à l'échelle du Pará a été obtenue : 2003, 2007 et 2012. Cela permet par la suite de procéder à des validations à partir de données datant de 2003-2004 (qualité chimique du sol) et de 2012 (stocks de carbone de la végétation).

L'information sur l'occupation du sol en 2007 à l'échelle du Pará étant disponible, il est envisageable de réaliser une cartographie des associations de services écosystémiques. Toutefois, nous avons choisi de réaliser des cartes mono-services afin d'analyser notre capacité à *up-scaler* quatre différents indicateurs de services.

La fiabilité des cartographies obtenues à l'échelle régionale a été évaluée à partir de trois analyses. Tout d'abord, la qualité des cartographies a été évaluée à partir des corrélations entre les valeurs prédites pour la réalisation de ces cartographies et des jeux de données indépendants renseignant les mêmes indicateurs de services (Table 5.3). Nous avons ici été confrontés à un problème de disponibilité des données pour l'indice de biodiversité qui a été calculé à partir de taxons bien spécifiques, ainsi que pour l'infiltrabilité des sols qui est relativement peu étudiée. De fait, cette validation a reposé sur deux types de jeux de données différents : des jeux de données issus d'autres études et le jeu de données AMAZ utilisé au cours de cette thèse. Dans le dernier, le jeu de données a été divisé afin que le processus de validation fasse recours à des individus statistiques qui ne sont pas utilisés

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

dans la mise en place de la cartographie.

- Dans le cas de ces deux indicateurs, le jeu de données initial a été séparé en deux échantillons. Le premier échantillon (n = 120 soit 89% des individus du jeu de données initial) a permis de calculer la valeur moyenne de ces indicateurs, valeur qui a été utilisée lors du processus de cartographie. Le second échantillon, plus restreint (n = 15 soit 11% des individus), est utilisé pour la validation. Dans le cas des deux autres indicateurs, nous avons basé notre analyse sur deux jeux de données indépendants.

- Pour valider la cartographie des stocks de carbone de la végétation, des données spatialisées de stocks de carbone de la végétation, à l'échelle du Brésil ont été utilisées. Elles sont issues du *Woods Hole Research Center*, institut de recherche indépendant qui étudie les causes et les effets du changement climatique pour identifier et implémenter, partout sur le globe, des oppportunités de conservation, restauration et de développement économique ($http://www.whrc.org/mapping/pantropical/carbon_dataset.html$ - Baccini et *al.*, 2012 [52]). À partir de la cartographie proposée dans cette étude menée par Baccinni et ses collègues, des informations correspondant à cent pixels MODIS ont été extraites de manière aléatoire et ces deux sources d'informations ont été croisées d'un point de vue statistique. Comme les données du *Woods Hole Research Center* datent de 2012, nous avons utilisé la cartographie des stocks de carbone de la végétation basée sur l'occupation du sol de 2012-2013.

- Les données de qualité chimique du sol sont issues de données terrain, échantillonnées à Benfica. Ce site est géographiquement très proche de Maçaranduba. Il se trouve sur le *municipio* de Itupiranga, à 70 km de la Transamazonienne. Son climat et sa végétation sont comparables à ceux des autres sites. Son paysage, composé d'une mosaïque de forêts et de pâturages, est majoritairement pâturé (Coelho *et al.*, 2012 [139]). L'indice a été calculé en suivant exactement la même procédure méthodologique. Les données récoltées à Benfica datant de 2002 ou 2004, nous avons utilisé la cartographie de l'indice de qualité chimique du sol basée sur l'occupation du sol de 2003-2004.

Indicateur de services	Sources du jeu de données indépendant	Étendue spatiale	Échantillon de validation
Stocks de carbone de la végétation (Mg/ha)	Baccini *et al.*, 2012 [52]. Étude combinant des mesures terrain, des observations LiDAR et des images MODIS	Nationale (Brésil)	92 points
Infiltration de l'eau dans le sol (mm/h)	Échantillon de validation sur les données terrain AMAZ	Locale (Maçaranduba, Palmares II et Pacajá)	15 points
Qualité chimique du sol	Données terrain échantillées	Locale (Benfica)	40 points
Indice de biodiversité	Échantillon de validation sur les données terrain AMAZ	Locale (Maçaranduba, Palmares II et Pacajá)	15 points

TABLE 5.3 : *Valeur moyenne des quatre indicateurs de services écosystémiques au sein des trois regroupements de types d'occupation du sol discriminés avec Landsat et correspondant aux catégories d'occupation du sol MODIS.*

La deuxième méthode de validation des cartographies d'indicateurs de services écosystémiques à l'échelle régionale, c'est-à-dire la distribution statistique des valeurs d'indicateurs de services mesurées sur le terrain au sein des trois valeurs modélisées à l'échelle régionale a été représentée (boîtes à moustaches et des tests de Kruskal-Wallis). Enfin, la troisième et dernière méthode de validation repose sur le calcul de la variabilité de chaque indicateur de services au sein des types d'occupation du sol. Pour ce faire, pour les 135 points d'échantillonnage, l'écart-type de chaque indicateur au sein de chaque classe d'occupation du sol a été calculé. Afin d'obtenir une valeur de variabilité homogène qui peut être comparée d'un indicateur à un autre, les valeurs d'écart-type ont été standardisées. Ces valeurs ont ensuite été cartographiées. Enfin, nous avons cherché à tester l'adéquation entre les deux échelles spatiales. Nous avons donc sélectionné aléatoirement 180 pixels MODIS au sein des trois sites d'étude et extrait les informations sur les valeurs prédites aux deux échelles spatiales. Ces valeurs ont servi à construire un tableau de contingence et à calculer des χ^2 entre les valeurs de chaque indicateur aux deux échelles spatiales.

B. Distribution statistique et spatiale des indicateurs de services dans l'État du Pará

1. Validation de la méthodologie

Il existe une cohérence entre les deux niveaux de représentation, ce qui permet de confirmer la validité et la fiabilité des cartographies réalisées à l'échelle régionale (tests

de χ^2 effectués entre les valeurs prédites aux échelles locale et régionale très significatifs - Figure 5.8).

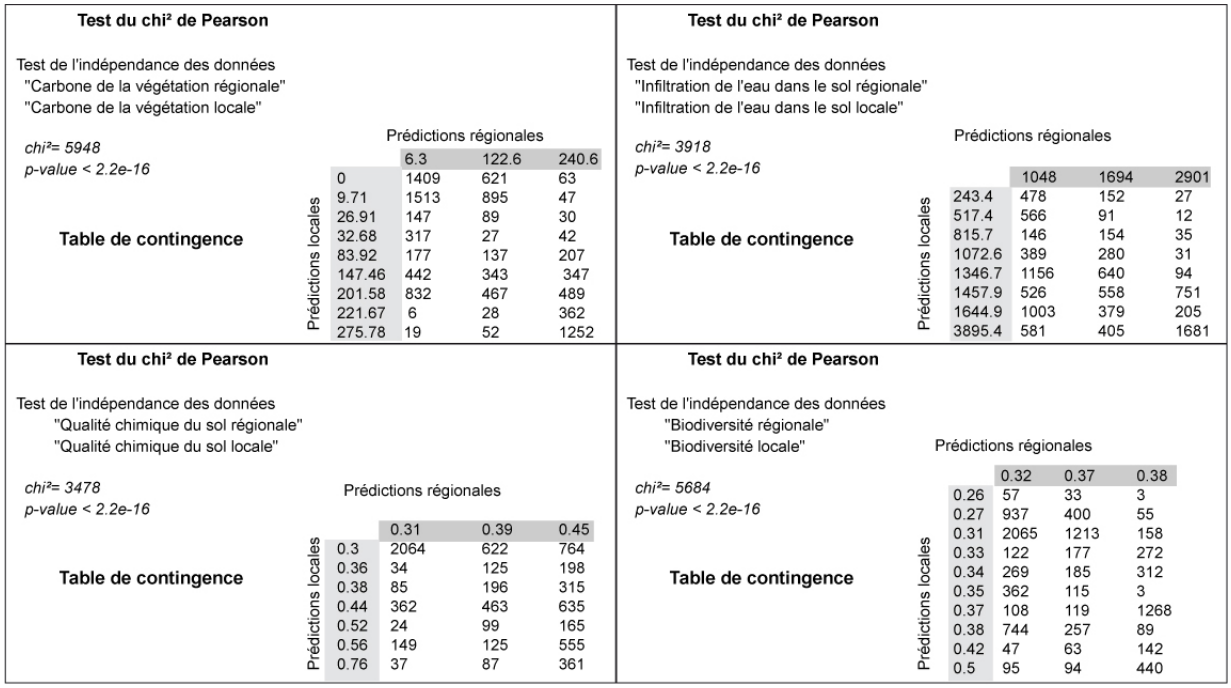


FIGURE 5.8 : *tests du χ^2 et tables de contingence associées permettant d'analyser la correspondance entre les prévisions aux deux échelles spatiales.*

Bien qu'il existe une forte adéquation entre les cartographies de services réalisées aux deux échelles spatiales, nous ne pouvons nier que les cartographies produites à l'échelle régionale entraînent une grande simplification en comparaison des cartographies produites à l'échelle locale (Figure 5.9 à 5.12).

Les indicateurs de services étant largement influencés par les changements d'occupation du sol, les mêmes structures spatiales se retrouvent aux deux échelles spatiales étudiées. Toutefois, outre les différences liées à la précision pixellaire, il est possible de noter des divergences dans les structures spatiales de l'indice de biodiversité. Les taches présentant les plus fortes valeurs de cet indice ne sont pas les mêmes aux deux échelles spatiales. À l'échelle régionale, la biodiversité est la plus élevée dans les espaces de transition. À l'inverse, à l'échelle locale, elle est plus élevée dans les espaces forestiers. Cette divergence est principalement liée à l'effet site observé dans le chapitre 3.

Pour approfondir la validation, la distribution statistique des indicateurs de services

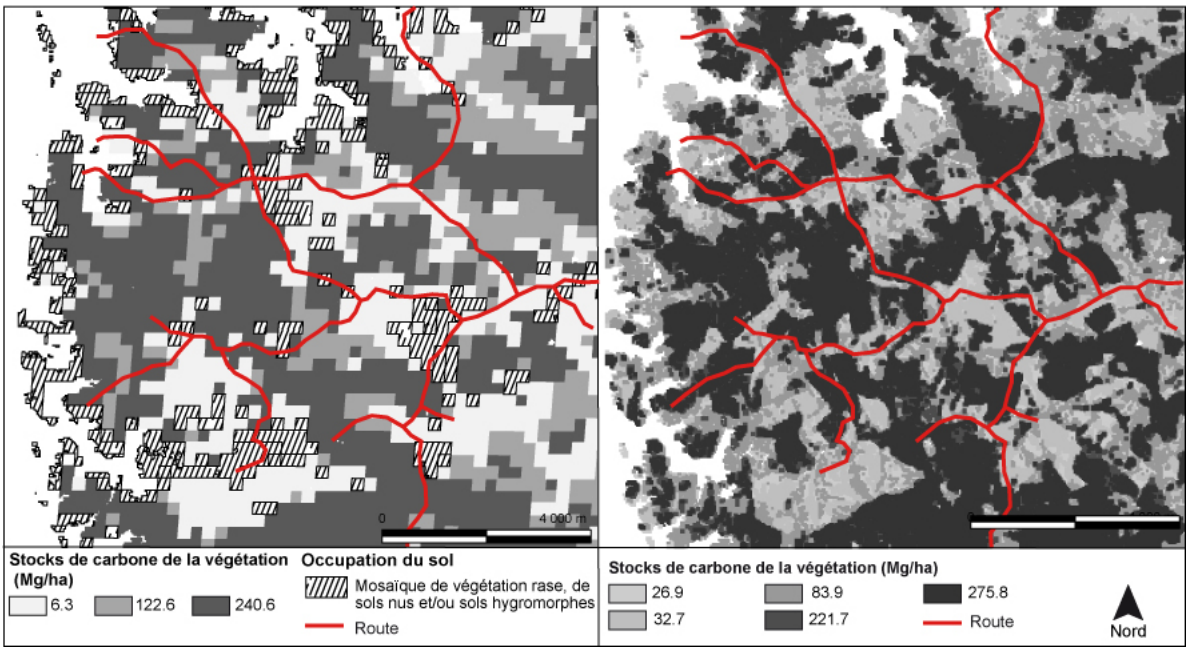


FIGURE 5.9 : *Distribution spatiale des stocks de carbone de la végétation à Maçaranduba en 2007. A. Zoom de la cartographie obtenue à l'échelle régionale ; B. Cartographie obtenue à l'échelle locale.*

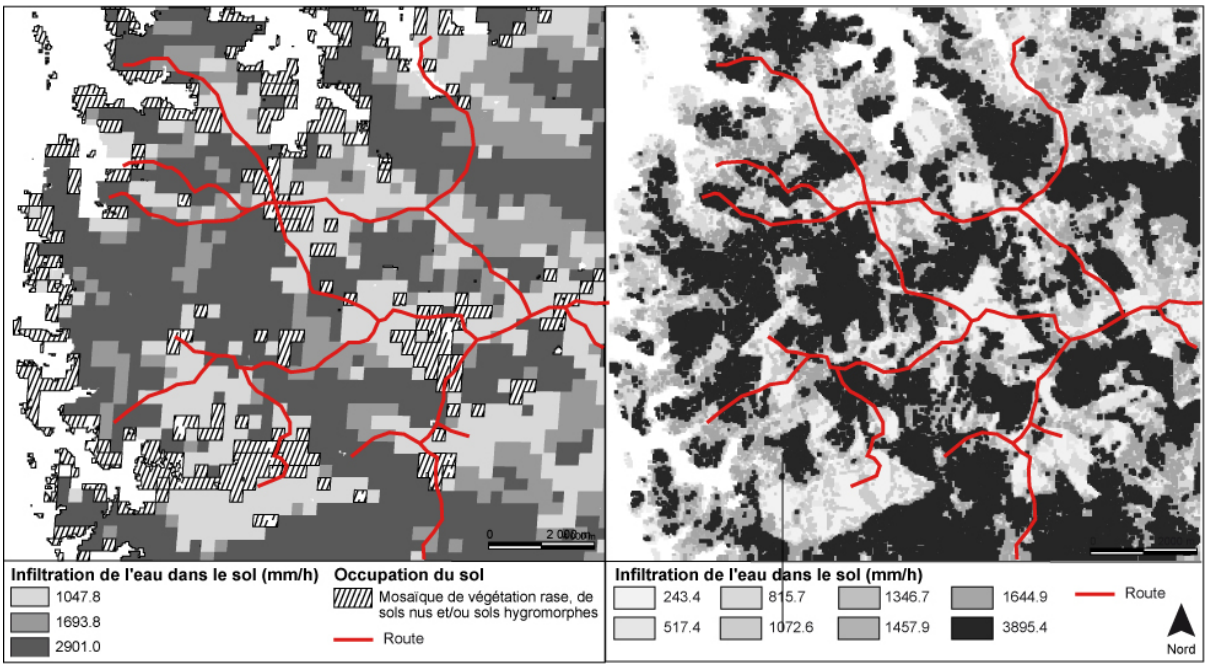


FIGURE 5.10 : *Distribution spatiale de l'infiltrabilité des sols de Maçaranduba en 2007. A. Zoom de la cartographie obtenue à l'échelle régionale ; B. Cartographie obtenue à l'échelle locale.*

mesurés sur le terrain a été représentée au sein des valeurs prédites à l'échelle régionale (boîtes à moustaches et tests de Kruskal-Walis) Cette analyse nous permet d'estimer la correspondance entre les deux jeux de données (Figure 5.13).

Trois indicateurs (stocks de carbone de la végétation, infiltration de l'eau dans le sol et

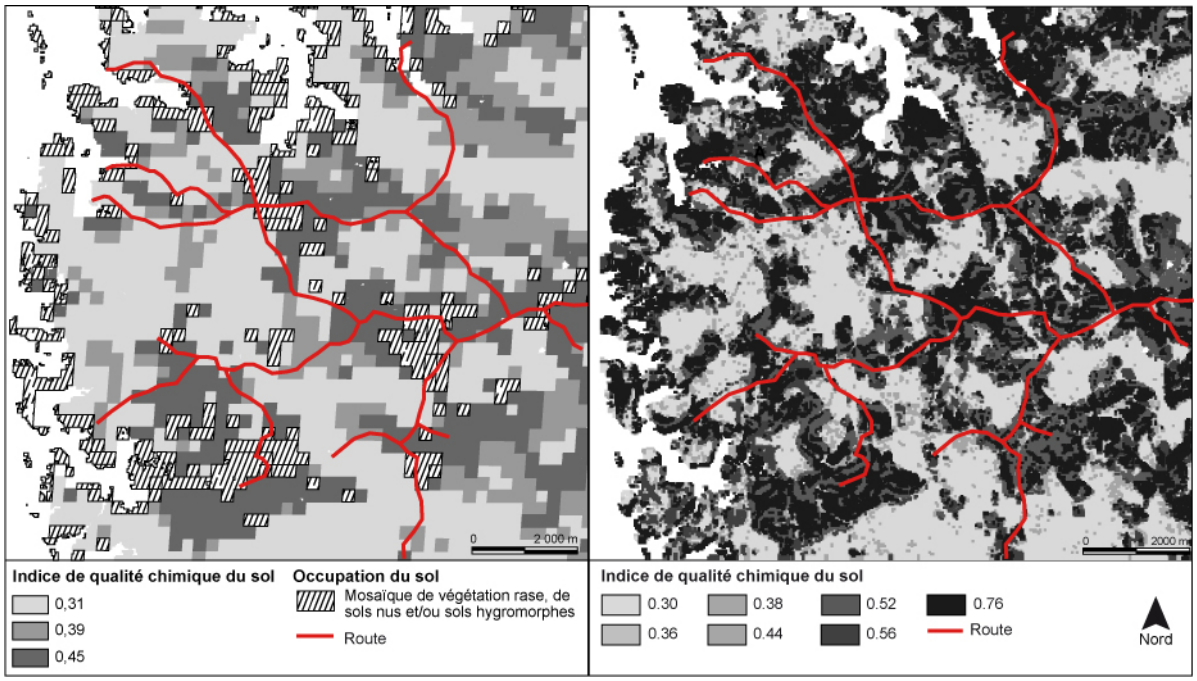


FIGURE 5.11 : *Distribution spatiale de l'indice de qualité chimique des sols de Maçaranduba en 2007. A. Zoom de la cartographie obtenue à l'échelle régionale ; B. Cartographie obtenue à l'échelle locale.*

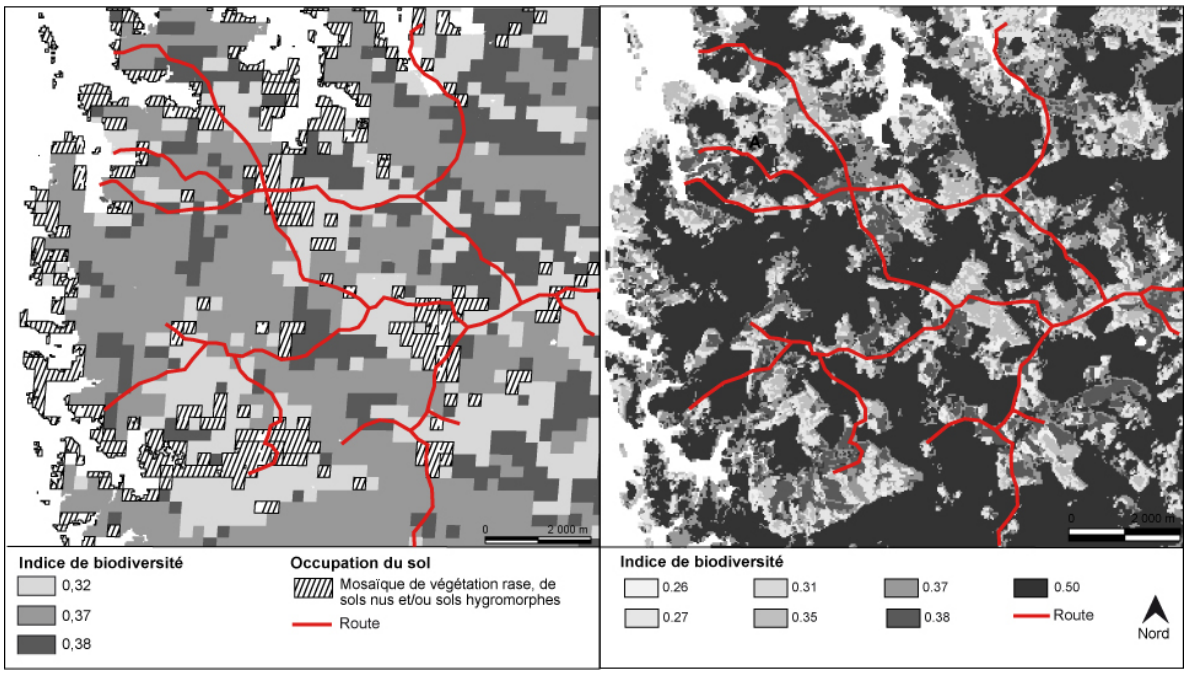


FIGURE 5.12 : *Distribution spatiale de la biodiversité à Maçaranduba en 2007. A. Zoom de la cartographie obtenue à l'échelle régionale ; B. Cartographie obtenue à l'échelle locale.*

indice de qualité chimique du sol) montrent des tendances similaires entre les valeurs prédites et celles des jeux de données de validation, même si l'amplitude des valeurs prédites est plus faible que celles des valeurs de validation. Les valeurs de l'indice de biodiversité prédites à l'échelle régionale ne sont pas totalement cohérentes avec les valeurs des données de validation puisque les valeurs maximales prédites correspondent aux valeurs

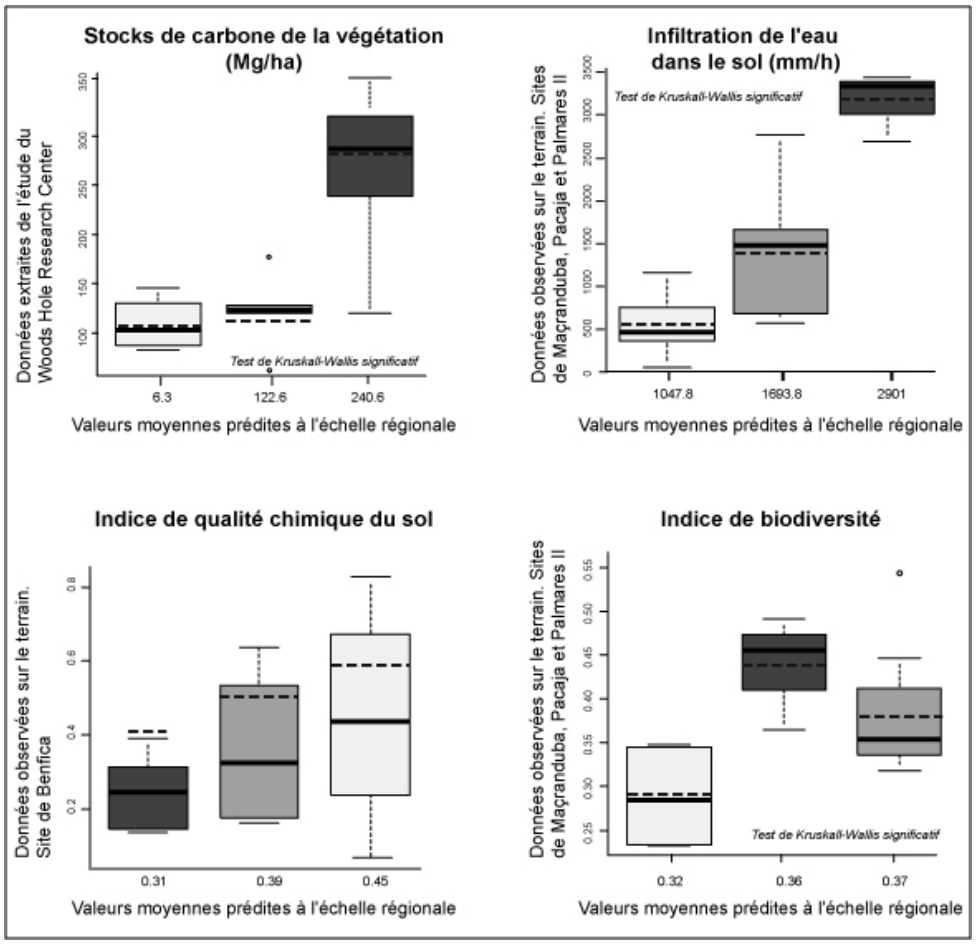


FIGURE 5.13 : *Distribution statistique des indicateurs de services issus de jeux de données indépendants pour chacune des valeurs représentées à l'échelle régionale. En gris clair, les espaces à dominance de pâturage, en gris intermédiaire, les espaces de transition et en gris foncé, les forêts. Les pointillés représentent la valeur moyenne des indicateurs (jeu de données indépendant).*

intermédiaires observées.

2. La fourniture de services écosystémiques par type d'occupation du sol

Le calcul de la valeur moyenne des quatre indicateurs de services écosystémiques et la représentation en boîtes à moustaches des distributions statistiques des indicateurs de services au sein des trois classes d'occupation du sol exposent un gradient de fourniture en services écosystémiques (Table 5.4 et Figure 6.22).

Indicateur de service	Mosaïque à dominante forestière		Mosaïque d'espaces de transition		Mosaïque de pâturages	
	Moyenne	Écart-type	Moyenne	Écart-type	Moyenne	Écart-type
Stocks de carbone de la végétation (Mg/ha)	240,6	197,5	122,6	119,3	6,3	13,2
Infiltration de l'eau dans le sol (mm/h)	2901	2124,5	1693,8	1673,9	1047,8	1426,1
Qualité chimique du sol	0,31	0,071	0,39	0,110	0,45	0,115
Indice de biodiversité	0,37	0,088	0,38	0,079	0,31	0,078

TABLE 5.4 : *Valeur moyenne et écart-type des quatre indicateurs de services écosystémiques au sein des trois regroupements de types d'occupation du sol discriminés avec Landsat et correspondant aux catégories d'occupation du sol MODIS.*

Ce gradient correspond à un gradient paysager des forêts jusqu'aux espaces agricoles. De manière non surprenante au regard des analyses précédemment effectuées (*cf.* chapitres 3 et 4), la classe forestière est celle pour laquelle les indicateurs de services écosystémiques sont les plus forts, à l'exception de l'indicateur de la qualité chimique des sols. Les espaces de transition (végétation secondaire et forêts dégradées) correspondent à une classe intermédiaire entre les deux autres classes en matière de fourniture de services écosystémiques puisque cette dernière est moyenne pour l'ensemble des indicateurs, exceptés pour l'indice de biodiversité qui est très élevé et dont les valeurs sont similaires à celles relevées dans les espaces forestiers. Les espaces agricoles (mosaïques à dominante de pâturages) se comportent de manière opposée aux espaces forestiers puisqu'ils présentent une fourniture faible pour l'ensemble des indicateurs, excepté l'indice de qualité chimique du sol.

3. Distribution spatiale des quatre indicateurs à l'échelle du Pará

L'approche par *up-scaling* a permis d'obtenir des cartes régionales d'indicateurs de services écosystémiques fiables qui exposent une opposition entre les parties orientales et occidentales de l'État du Pará (Figure 5.15 à 5.17). Les cartographies étant basées sur la caractérisation quantitative de trois occupations du sol, elles présentent des valeurs quantitatives discrètes qui ne représentent qu'un ordre de grandeur et qui n'ont ainsi pas prétention à apporter une caractérisation précise.

De manière générale, la partie occidentale de l'État n'est affectée que marginalement

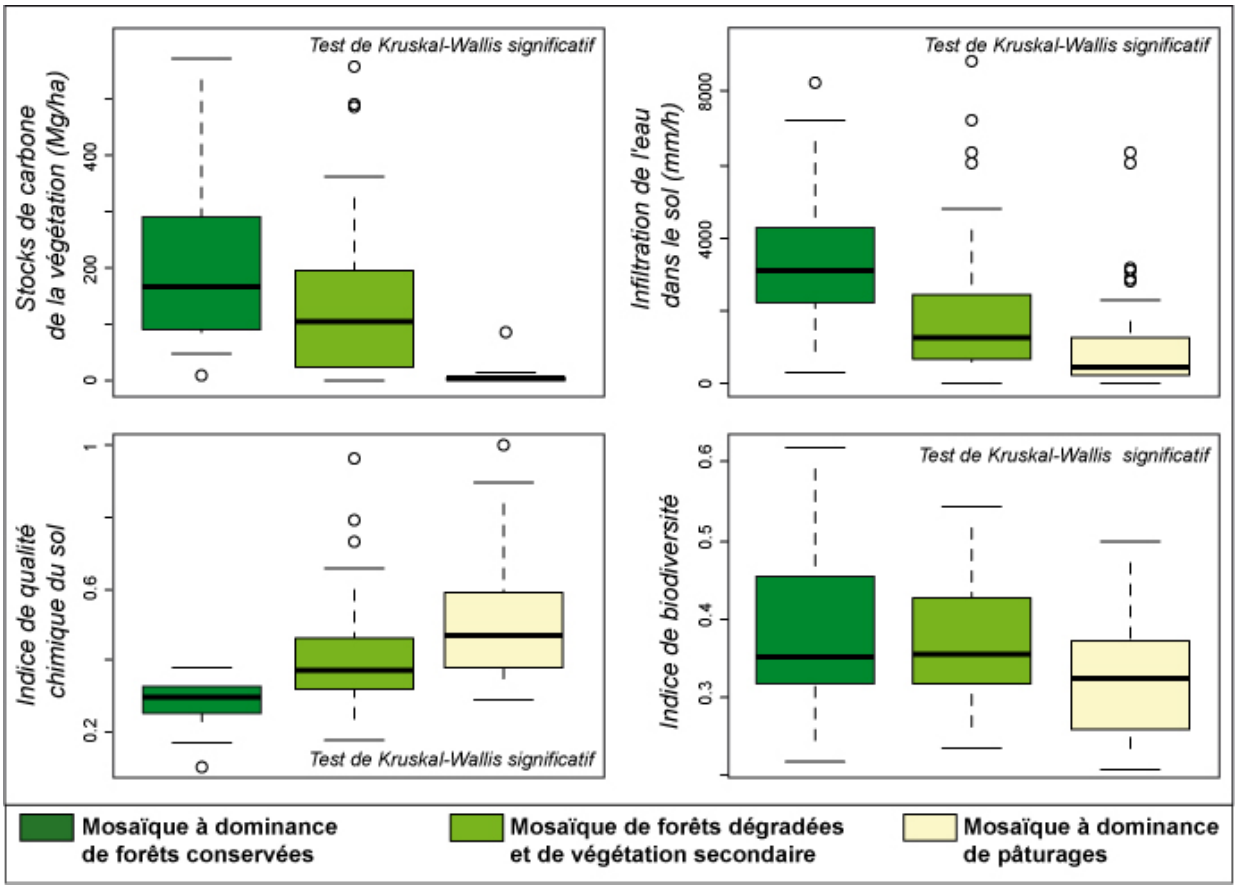


FIGURE 5.14 : *Distribution statistique des quatre indicateurs de services écosystémiques au sein des trois classes d'occupation du sol.*

par la déforestation (Figure 5.6), ce qui se traduit par une forte fourniture de la plupart des indicateurs de services choisis : stocks de carbone de la végétation, infiltration de l'eau dans le sol et indice de biodiversité (Figure 5.15 et 5.16 Au sein de cette zone occidentale encore très forestière, la présence de fronts de déforestation et/ou la proximité de certains cours d'eau se distinguent par des fournitures de services écosystémiques beaucoup plus faibles. Au vu des résultats de validation des cartes, nous avons décidé de ne pas présenter celle de l'indice de biodiversité.

La partie orientale a largement été modifiée par les activités de déforestation et est, de fait, associée à des fournitures de services écosystémiques beaucoup plus faibles. L'indice de qualité chimique du sol qui se caractérise par des tendances inverses est, au contraire, très élevé dans cette partie orientale et très faible dans la partie occidentale (Figure 5.17).

Les cartographies réalisées à l'échelle régionale sont basées sur la seule donnée d'occupation du sol composée de trois modalités (espaces à dominante forestière, espaces de transition et espaces à dominante pâturée). Par conséquent, certaines occupations du sol,

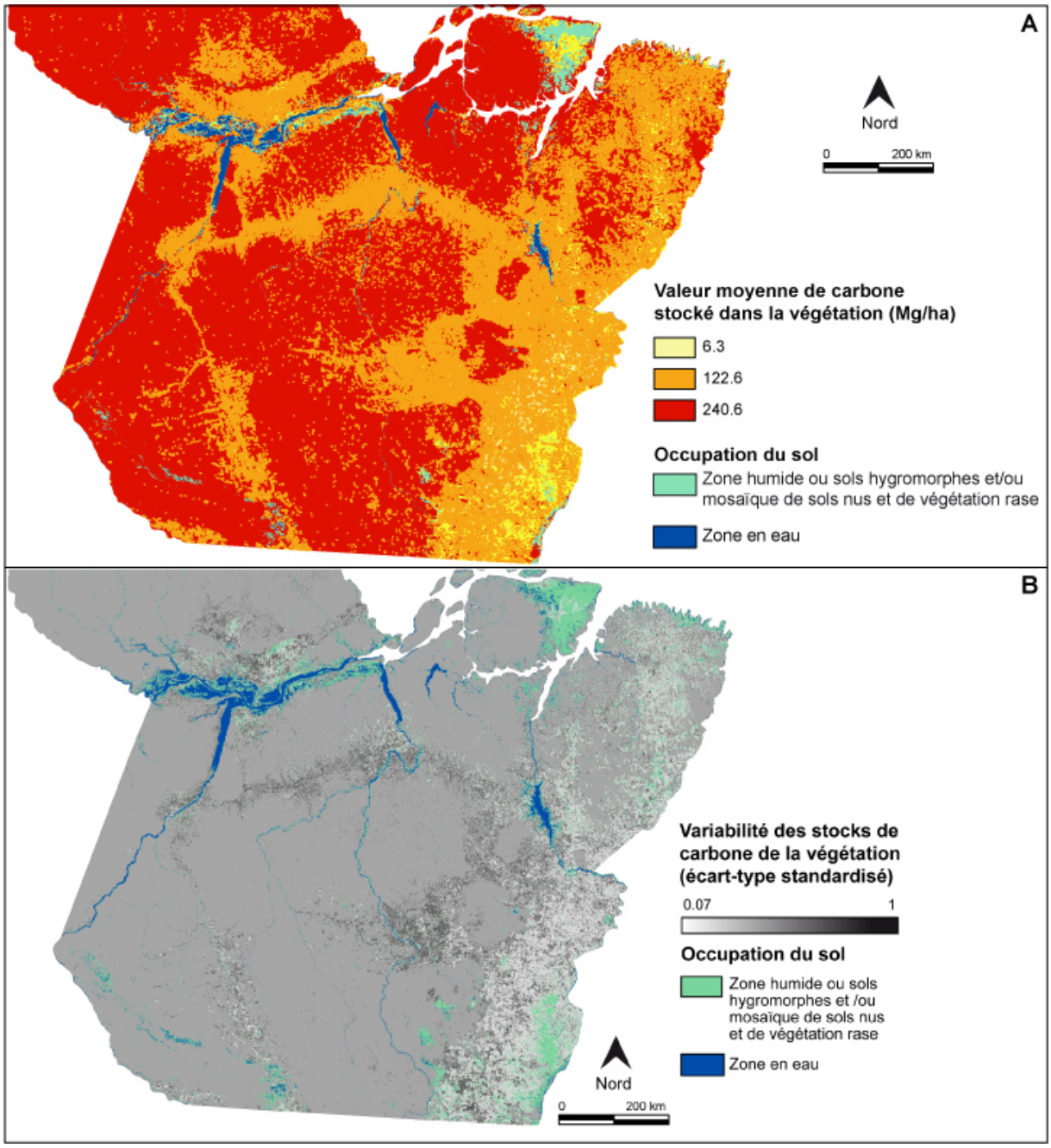


FIGURE 5.15 : *A. Distribution spatiale des stocks de carbone de la végétation dans l'État du Pará en 2007. B. Variabilité associée à la cartographie des stocks de carbone de la végétation.*

telles que les savanes et les zones humides ne sont pas prises en question. De plus, les occupations du sol discriminées sont relativement hétérogènes. De fait, la classification ne prétend pas être précise mais cherche à révéler les tendances générales de l'espace. Nous avons donc décidé de compléter l'information cartographiée par un renseignement sur la variabilité des indicateurs au sein de chaque classe d'occupation du sol, cette variabilité étant une conséquence directe de l'hétérogénéité des classes d'occupation du sol.

La variabilité au sein des types d'occupation du sol dépend de l'indicateur de service écosystémique étudié. À l'exception de l'indice de qualité chimique du sol, la variabilité

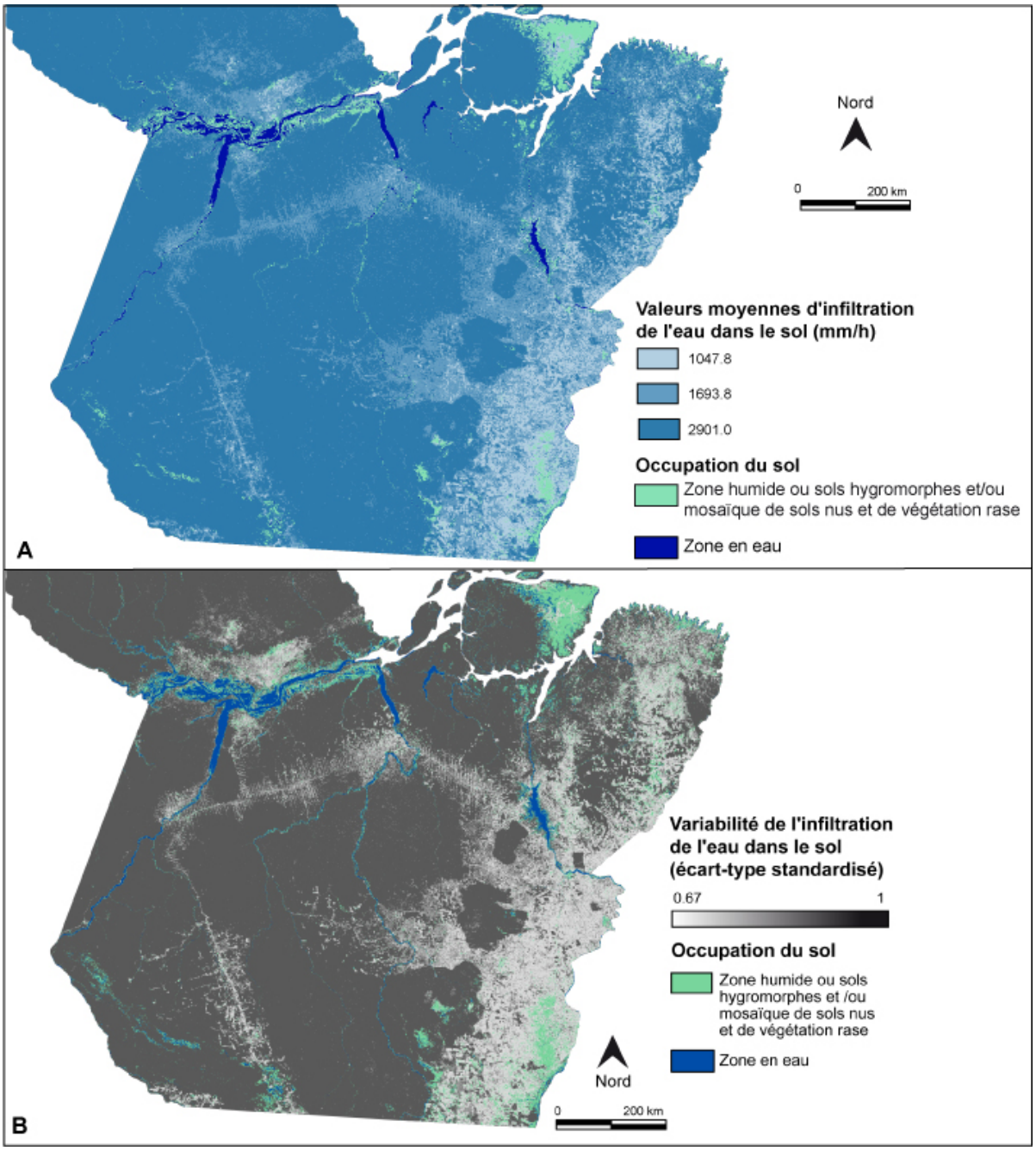


FIGURE 5.16 : *A. Distribution spatiale de l'infiltrabilité des sols de l'État du Pará en 2007. B. Variabilité associée à la cartographie de l'infiltrabilité des sols.*

est relativement faible au sein des espaces à dominante pâturée. Cette classe est en effet relativement homogène du point de vue de la végétation (type et structure spatiale), créant peu de variations en son sein. La variabilité associée à l'indice de qualité chimique du sol y est probablement élevée du fait de l'importance de la temporalité et de l'impact de la mise en valeur de ces espaces. Si le sol est en forêt, de manière générale, chimiquement très pauvre, il s'enrichit lors de la mise en pâturage. Cet enrichissement peut toutefois être différencié selon le type de sol et peut varier en intensité selon le nombre d'années passées depuis le déboisement. La variabilité associée aux stocks de carbone de la végétation est très élevée au sein des espaces de transition. En effet, en forêt, bien

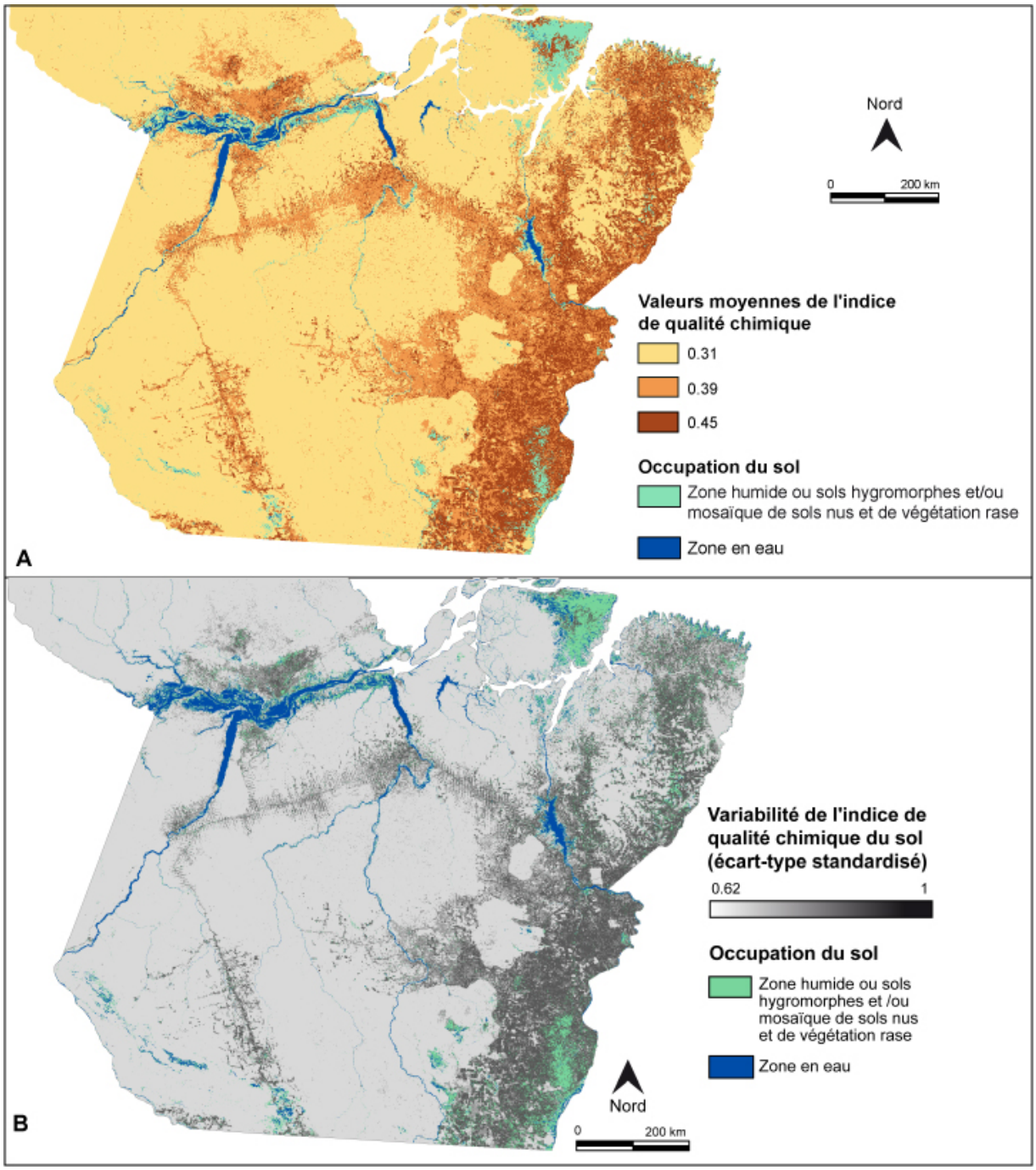


FIGURE 5.17 : *A. Distribution spatiale de la qualité chimique des sols de l'État du Pará en 2007. B. Variabilité associée à la cartographie de la qualité chimique des sols.*

qu'il existe des variations liées au type de forêt et aussi à la topographie, les stocks de carbone sont généralement très élevés. Dans les espaces de transition, il existe beaucoup plus de variations qui sont dues à l'hétérogénéité des types et des strates de végétation. Cette classe correspond en effet aux forêts dégradées, aux forêts secondaires mais aussi aux jachères. Ces types d'occupation du sol se comportent de manières très différentes du point de vue du carbone stocké. La variabilité associée à l'infiltration de l'eau dans le sol est très élevée au sein des espaces forestiers, probablement du fait de la variété des couverts végétaux et de leur système racinaire, donc de leur capacité à limiter l'impact

des précipitations sur le sol.

V. Discussion

A. Distribution des indicateurs de services écosystémiques à l'échelle régionale

À partir du traitement d'images MODIS, nous avons obtenu une cartographie de l'occupation du sol à l'échelle de l'État du Pará permettant ensuite de représenter la distribution spatiale de quatre indicateurs de services écosystémiques à l'échelle régionale. Les forêts sont les milieux dans lesquels les indicateurs de services écosystémiques étudiés sont les plus élevés (fourniture en services forte), l'indice de qualité chimique des sols mis à part. Les stocks de carbone de la végétation, l'infiltration de l'eau dans le sol et l'indice de biodiversité sont très élevés en forêts et pauvres dans les pâturages. L'indice de qualité chimique présente des tendances opposées puisque les sols sont chimiquement pauvres sous couvert forestier et s'enrichissent avec les activités de déboisement (Grimaldi *et al.*, 2014 [284]). Or, l'État du Pará, encore majoritairement forestier (environ 70 à 75 % du territoire en 2007), connaît une dynamique de déforestation allant de l'est vers l'ouest, impactant ainsi la fourniture de services écosystémiques, et ce, malgré la création d'aires protégées.

Les cartographies d'occupation du sol et d'indicateurs de services illustrent trois phénomènes principaux :

- Une opposition entre la partie occidentale, marginalement affectée par la déforestation et caractérisée par une fourniture importante en services écosystémiques, à l'exception de la qualité chimique du sol. À l'inverse, la partie orientale de l'État, largement touchée par le phénomène de déforestation, est associée à une fourniture très faible. Toutefois, cette opposition tend à diminuer avec l'avancée des fronts de déforestation vers les espaces occidentaux.
- Les trois principaux fronts pionniers agricoles ainsi que les grands fronts d'exploitation du bois existant sont également très visibles sur la cartographie, également caractérisés par une faible fourniture en services écosystémiques.
- L'importance des espaces de transition en termes de services rendus.

Ce chapitre repose également la question de l'inégale capacité à fournir des cartographies fiables d'indicateurs de services écosystémiques, quelle que soit l'échelle spatiale d'analyse et de représentation. Les coefficients de détermination (R^2) des modèles réalisés à l'échelle locale ont mis en lumière la difficulté à prédire des valeurs de certains indica-

teurs à l'échelle locale. Les représentations de la distribution statistique des indicateurs mesurés sur le terrain au sein des valeurs prédites à l'échelle régionale ont illustré l'inégale capacité de cette méthode à modéliser les indicateurs de services écosystémiques à plusieurs échelles spatiales. Comme a pu le montrer Dendoncker et ses coauteurs (2008b - [176])Dans le cas de l'indice de biodiversité, le test statistique de Kruskal-Wallis est significatif, montrant qu'il existe des différences significatives de valeurs entre au moins deux des trois groupes d'occupation du sol. Toutefois, l'observation des boîtes à moustaches montre que les tendances de l'indice de biodiversité sont différentes aux deux échelles spatiales puisque celui-ci est, localement, plus élevé en forêt et, régionalement, plus élevé dans les espaces de transition.

B. Des limites à l'exercice

La cartographie de l'occupation du sol du Pará en 2007 obtenue par l'analyse et le traitement d'images MODIS présente des limites, inhérentes à la méthode de classification sélectionnée et qui dépendent de la nature même des données. Parmi ces limites, il est possible de noter la simplification des types d'occupation du sol en des groupes de types d'occupations dominants (par exemple, les espaces à dominante forestière incluent majoritairement de la forêt mais ils sont aussi souvent constitués d'autres types d'occupation du sol), l'absence de prise en compte de certaines occupations du sol comme les zones humides ou encore les savanes et enfin, une confusion de certaines occupations du sol dont le signal peut être très proche. Un plus grand nombre de points de validation, mieux répartis dans l'ensemble de l'État pourrait permettre de limiter ce problème. Cela explique la présence d'espaces de transition au milieu d'une forêt très bien conservée, éloignée de toutes formes d'exploitation des terres. Ces variations sont probablement dues à un changement dans la couverture végétale causé par le relief ou la présence de zones en eau ou à un changement des espèces de végétation présentes. D'autre part, malgré l'état avancé de la déforestation, il est possible que la cartographie obtenue surestime la proportion de forêts. En effet, Ponzoni et ses coauteurs (2002 [532]) ont avancé qu'une résolution spatiale supérieure à 200 mètres causerait une surestimation de la superficie forestière en Amazonie due à la présence d'un grand nombre de pixels mixtes.

Néanmoins, la validation de la cartographie par des connaissances personnelles et la comparaison avec d'autres travaux réalisés à des résolutions spatiales plus fines montrent que les résultats obtenus sont en accord avec les connaissances générales sur l'État du Pará. Elle permet d'illustrer l'expansion géographique et la dynamique des fronts pionniers telles qu'elles sont décrites dans la bibliographie, et vient en accord de la description de cas d'étude présentée dans la bibliographie sur certaines zones comme la Terra do Meio dans Taravella (2011 [625]).

La difficulté à modéliser certains indicateurs est fondée, au moins partiellement, sur le fait que les cartographies sont réalisées uniquement à partir de la donnée d'occupation du sol, entraînant de fait, une simplification et donc une fiabilité inégale selon les indicateurs en fonction de leur dépendance à cette variable. En effet, si les changements d'occupation du sol sont un des facteurs principaux de variations dans la fourniture de certains indicateurs comme les stocks de carbone de la végétation, ce n'est pas le cas de tous. L'indice de qualité chimique du sol ou encore l'infiltration de l'eau dans le sol ne dépendent que relativement peu de ces changements. De plus, nous pouvons avancer que certains indicateurs de services écosystémiques, comme les stocks de carbone du sol, dont la fourniture ne dépend pas ou peu des changements d'occupation du sol, poseraient, avec la méthodologie proposée, de grandes difficultés à être modélisés à large échelle. De la même manière, l'indice de biodiversité n'a pas pu être *up-scalé* de manière satisfaisante, probablement du fait du manque de prise en compte de la fragmentation du paysage dans l'analyse. Or, le rôle de la structure du paysage dans la répartition de la biodiversité a déjà été mis en avant (Tapia-Armijos *et al.*, 2015 [624])

Malgré le problème de disponibilité des données, créant une forte simplification de la cartographie en sortie, nous avons pu prouver la solidité de la méthode et de la fiabilité de ses résultats. Tout d'abord, nous avons mesuré et cartographié la variabilité associée aux cartes d'indicateurs de services basées sur l'occupation du sol. Ensuite, nous avons vérifié la cohérence des cartes présentées à l'échelle régionale avec des cartes réalisées à l'échelle locale basées sur des données plus variées et plus précises et avec des données terrain indépendantes ou avec des cartes résultant d'autres études. Enfin, la méthode adoptée permet de limiter la simplification de l'information présente sur les cartes régionales en complétant celles-ci par des informations locales. Ces dernières viennent en appui à la vision globale donnée par les cartes régionales afin d'analyser précisément la distribution spatiale des indicateurs de services sur des espaces spécifiques. Au regard de ces arguments, la simplification résultant de la méthodologie employée ne semble pas problématique, d'autant que les cartes obtenues ne se veulent pas être plus précises que celles obtenues par des méthodes beaucoup plus poussées telles que l'utilisation de LiDaR pour cartographier la biomasse et le carbone qui y est stocké (Asner *et al.*, 2012 [46]). En effet, nous avons cherché à obtenir un compromis entre la fiabilité de la méthode et sa reproductibilité, son faible coût et sa capacité à prendre en compte de manière synthétique plusieurs indicateurs de services. Nous sommes largement convaincus que la spatialisation quantitative d'indicateurs de services écosystémiques cherche, non pas a être totalement exacte, mais, en donnant un ordre de grandeur des services fournis, à contribuer aux débats sur la gestion environnementale (Wallis *et al.*, 2011 [679]).

C. *Limites et intérêts de l'approche par up-scaling pour spatialiser les services écosystémiques*

Une des forces de cette étude est qu'elle est basée sur une approche multiscalaire. L'intérêt de posséder une information à plusieurs échelles spatiales a souvent été mis en lumière (MEA, 2005 [539] ; van Jaarsveld *et al.*, 2005 [654]). En effet, des phénomènes géographiques qui peuvent apparaître différemment selon qu'ils sont observés à large ou fine échelle spatiale, peuvent permettre de répondre à des objectifs différents, relevant de problématiques territoriales variées (Lacoste, 1976 [360]).

Cette approche multiscalaire, que rend notamment possible la prise en compte de données issues de la télédétection (Dubreuil *et al.*, 2008 [198]), possède trois niveaux d'analyse : les données ponctuelles, échantillonnées sur le terrain (cf. chapitre 2), les cartographies locales d'occupation du sol et d'indicateurs de services écosystémiques (cf. chapitres 2 et 3) et les cartographies régionales d'occupation du sol et d'indicateurs de services. En effet, alors que certaines approches sont basées sur des données de calibration générales issues d'études bibliométriques et non de données terrain, nos analyses se fondent sur des données d'indicateurs de services écosystémiques mesurées sur le terrain. Cela donne aux cartographies résultantes une fiabilité supplémentaire : elles sont basées sur une réalité terrain et sont vérifiées à l'aide de retours sur les données permettant de valider ou réfuter la méthodologie mise en œuvre. Des données terrain plus nombreuses et mieux réparties sur le territoire pourraient permettre d'améliorer sensiblement les résultats et de réaliser un suivi temporel de la fourniture de services écosystémiques, sous réserve de réalisation de missions terrain régulières sur les mêmes espaces. Cela aiderait à obtenir de l'information sur d'autres configurations paysagères et pourrait aider à suivre les dynamiques de dégradation forestière.

Une approche multiscalaire peut réduire les problèmes que la cartographie à large échelle spatiale peut rencontrer, et ce, puisque la méthode d'*up-scaling* représente, malgré les coûts liés aux échantillonnages terrain, une manière peu coûteuse, reproductible et fiable d'obtenir des cartographies. Dans le cas de la cartographie des indicateurs de services écosystémiques, cette approche présente deux intérêts principaux. Tout d'abord, elle offre la possibilité de compléter la vision globale de la distribution spatiale d'indicateurs de services écosystémiques à l'échelle régionale par des cartographies locales qui montrent les variations locales de la fourniture de ces indicateurs (cf. chapitres 3 et 6). Ce faisant, cette approche permet de réduire l'impact du manque de données qui peut être problématique à l'échelle régionale. En effet, l'échelle locale joue un rôle très important ici car elle permet de réaliser un suivi quantitatif des politiques publiques environnementales et agricoles mises en place localement, à l'échelle du *municipio* par exemple. Les échelles locales constituent donc une échelle d'analyse complémentaire des études réalisées à large échelle sur la base de données spatiales imprécises (Dupouey *et al.*, 1999 [204] ; Metzger

et al., 2006 [448]). Il est donc intéressant de posséder des informations spatialisées des indicateurs de services écosystémiques à l'échelle régionale. Celles-ci permettent en effet de couvrir un territoire plus vaste qui peut correspondre à une entité administrative à laquelle les décisions environnementales sont prises. Enfin, elle permet de tester la fiabilité des cartes obtenues à partir d'analyses statistiques. Nous avons donc pu vérifier que, malgré la simplification engendrée par le passage d'une échelle spatiale à une autre, créée en partie par la simplification du jeu de données spatiales (quantité et qualité des données disponibles - Seppelt *et al.*, 2011 [592] ; Wallis *et al.*, 2011 [679]), les cartographies obtenues dans ce chapitre sont fiables.

Les approches d'*up-scaling* semblent permettre de combler le fossé entre les échelles spatiales, ce qui peut s'avérer particulièrement utile dans un objectif politique. Elles offrent également la possibilité d'estimer l'incertitude de ces cartes aux larges échelles. Ces dernières peuvent alors être envisagées pour aider à justifier des actions de conservation de l'environnement, en permettant de cibler les espaces prioritaires.

Toutefois, les processus multiscalaires posent encore problème, notamment du fait du manque de prise en compte de l'incertitude malgré une simplification évidente des données (Nédélec, 2005 [469]).

D. Perspectives

Ainsi, le chapitre 5 a permis d'étudier le territoire de manière complémentaire et de souligner la difficulté, voire l'impossibilité, de généraliser la notion de services écosystémiques à larges échelles via l'utilisation de l'outil cartographique et d'exposer de larges limites concernant la validation des résultats obtenus. Afin de pallier ce problème de généralisation de l'information à de larges échelles spatiales, il est prévu d'appliquer la méthode à une résolution spatiale intermédiaire entre Landsat et MODIS, à partir du traitement d'images Proba-V.

Notre approche peut ainsi être considérée comme la première étape de la caractérisation spatiale d'indicateurs de services écosystémiques à l'échelle régionale. Cette caractérisation régionale peut être améliorée avec le soutien de communautés scientifiques spécifiques pour obtenir des données sur certains indicateurs de services. En effet, il est intéressant d'intégrer d'autres paramètres environnementaux dans l'analyse, tels que des informations sur la trajectoire historique d'occupation du sol, sur la topographie ou encore sur la nature des sols, notamment pour cartographier les indicateurs de services liés aux processus biophysiques du sol. Le sol n'est physiquement et chimiquement pas homogène au sein de l'État du Pará (Hoorn *et al.*, 2010), et connaît également de fortes variations locales (Fritsch *et al.*, 2007 ; [259] ; Sabatier *et al.*, 1997 [573]). De plus, la classification

d'occupation du sol à l'échelle régionale étant relativement peu précise, elle provoque une grande simplification du paysage. Or, les forêts tropicales constituent en effet un ensemble hétérogène qui inclut différents types de forêts, en termes de structure et de composition (Guitet *et al.*, 2014a [293]). Par exemple, une coopération avec des géomorphologues peut faciliter l'obtention de données renseignant la diversité forestière (Guitet *et al.*, 2013 [292] ; Guitet *et al.*, 2014b [291]). En outre, les images MODIS étant disponibles depuis 2001, nous pouvons envisager de reproduire la méthodologie en ajoutant une variable renseignant la trajectoire historique d'occupation du sol.

Cette étude peut être considérée comme une approche exploratoire vers une cartographie systématique d'indicateurs de services écosystémiques aux larges échelles spatiales. De plus, pour qui possède un grand nombre d'informations terrain sur des indicateurs de services écosystémiques, il peut être envisagé d'implémenter cette méthodologie sur des espaces beaucoup plus vastes, jusque l'échelle planétaire elle-même. Il existe actuellement des études ou des réseaux scientifiques qui visent à faire le suivi de certains indicateurs de services, comme la biomasse (par exemple, le réseau TmFO qui réalise un suivi de la dynamique de la biomasse à l'échelle globale à partir de 28 sites expérimentaux ou encore le travail expérimental du UNEP-WCMC), ou le carbone stocké (le réseau TEAM qui calcule les stocks de carbone de la forêt tropicale).

Pour résumer

- Les cartes régionales offrent un ordre de grandeur de quelques services rendus.
- L'*up-scaling* peut être considéré comme une méthode de représentation des services à large échelle garantissant une estimation de l'incertitude.
- Notre capacité à **up-scaler** les indicateurs est variable d'un indicateur à un autre.
- Les cartographies régionales posent question lorsqu'elles sont considérées comme des outils dépassant un cadre pédagogique.

Troisième partie

La spatialisation des services écosystémiques comme outil de compréhension des fronts pionniers amazoniens

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

Introduction

En analysant le domaine de validité de mise en œuvre de certaines méthodologies de spatialisation des services, la deuxième partie de cette thèse a été l'occasion de rappeler que l'exercice de spatialisation n'est pas neutre méthodologiquement. En effet, celui-ci est constitué d'une série de choix et de limites dont dépend la qualité des résultats.

Malgré les incertitudes liées à la cartographie d'indicateurs de services écosystémiques, le développement d'outils et de méthodes de quantification et de cartographie des services écosystémiques est souvent considéré comme un des axes prioritaires d'opérationnalisation de la notion de services écosystémiques (Daily et Matson, 2008 [162] ; European Commission / Directorate General for the Environment, 2013 [221] ; Mcinerny *et al.*, 2014 [441]), compte tenu des qualités de la notion :

- Par l'approche quantitative qu'elle cherche à promouvoir, elle peut être considérée comme un outil pour évaluer les politiques publiques puisqu'elle peut à la fois servir d'état des lieux aux politiques et évaluer l'impact des politiques.
- Par les analyses statistiques annexes à la cartographie, les politiques peuvent identifier les facteurs de contrôle des services et mieux les prendre en compte par la suite.
- Par son volet qualitatif, elle constitue un outil facilitant le débat public. Même basée sur la simple donnée d'occupation du sol, une cartographie de services écosystémique, dès lors qu'elle traite d'un indicateur peu commun tel que ceux relatifs aux processus biophysiques du sol, peut être plus parlante qu'une simple cartographie d'occupation du sol. De ce fait, elle peut permettre (1) d'incorporer l'importance des processus écologiques qui délivrent les services écosystémiques (De Groot *et al.*, 2010 [168]), (2) rassembler autour d'un même problème au sein d'une discussion différents acteurs possédant un lexique de discussion commun.

Au cours de la partie 3, nous appliquons la notion de services écosystémiques pour analyser les relations hommes-milieu dans le cadre d'un front de déforestation. Pour cela, nous mettons en œuvre deux approches. Dans un premier temps, nous nous appuyons sur une démarche plutôt naturaliste afin d'étudier les dynamiques paysagères d'un front

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

de déforestation. Nous cherchons notamment à comprendre comment les facteurs biophysiques sont susceptibles d'expliquer la distribution spatiale de services, seuls ou en bouquets. Dans le cadre de cette approche, la dimension humaine n'est appréhendée qu'à partir des changements d'occupation du sol. Ainsi, le chapitre 6 vise à identifier les facteurs de contrôle de la fourniture de services écosystémiques ainsi qu'à analyser leur dynamique spatio-temporelle, et cela indicateur par indicateur puis en termes d'associations. Ce faisant, il permet de présenter l'apport de l'information spatialisée sur la fourniture de six indicateurs de services pour la compréhension du milieu naturel des trois sites d'étude locaux, Maçaranduba, Palmares II et Pacajá. Dans un second temps, nous mettons en oeuvre une approche plus intégrée, plus sociale afin d'identifier les facteurs socio-économiques qui impactent la fourniture des services écosystémiques et leur distribution spatiale. Ainsi, le chapitre 7 vise à analyser la dimension environnementale des activités anthropiques en s'appuyant sur des méthodes statistiques qui permettent de mettre en relation les associations de services écosystémiques et les hommes habitant le territoire étudié, leur histoire, leurs caractéristiques de vie et leurs activités agricoles.

6

Spatialiser les indicateurs de services écosystémiques : une nouvelle grille de lecture des territoires

Sommaire

I Introduction **233**
II Spatialiser les indicateurs de services écosystémiques, indicateur par indicateur **236**
III Les associations de services écosystémiques dans un contexte de front pionnier **254**
IV Discussion **272**

I. Introduction

En Amazonie, les problèmes environnementaux sont largement dénoncés, en particulier du fait de la déforestation engendrée par les activités agricoles, forestières et minières. La gestion de l'environnement dans ces espaces tient, dans la théorie, une place importante (Bonaudo, 2005 [93]). Cette gestion s'appuie sur des interventions directes, telles que la création d'aires protégées ou le contrôle des fermes forestières et sur des interventions indirectes, par le biais de la régulation (Loi sur l'Amazonie légale par exemple), de

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

l'éducation (Programme d'éducation environnementale du ministère de l'éducation), des incitations économiques (comme le ProAmbiente).

Cartographier des indicateurs de services écosystémiques à l'échelle locale présente de forts enjeux, tant techniques qu'opérationnels (Grêt-Regamey *et al.*, 2014 [288] ; Malinga *et al.*, 2015 [421]). En effet, des cartographies locales permettent de distinguer de manière relativement précise les espaces où la fourniture de services est forte (*hotspots*) de ceux où la fourniture est faible (*coldspots*), en se basant sur des données détaillées. En outre, elles offrent la possibilité d'associer ces différents types d'espaces à des facteurs de contrôle tels que les variations topographiques ou d'occupation du sol. Pourtant, peu d'études s'attachent à spatialiser les services écosystémiques ou leurs indicateurs à cette échelle spatiale.

Si spatialiser les indicateurs de services écosystémiques de manière individuelle peut permettre de mieux comprendre les facteurs influençant les services étudiés et surtout leur répartition spatiale, ces services sont plus ou moins interdépendants (Bennett *et al.*, 2009 [78]). Il est alors nécessaire de comprendre les interrelations entre eux afin de faire de la cartographie des services écosystémiques un outil pour les gestionnaires des territoires (Crouzat *et al.*, 2015 [156]). Cette dernière ne peut se faire sans un questionnement sur la nature des interrelations et de leurs facteurs de contrôle.

La mise en place d'associations spécifiques de services écosystémiques peut résulter de facteurs endogènes et/ou exogènes impactant les services et leurs interactions (Bennett *et al.*, 2009 [78]). En effet, les associations de services trouvent leur origine dans la combinaison de facteurs environnementaux, eux-mêmes influencés par des effets de contexte. Toutefois, peu d'études dans la bibliographie scientifique reviennent sur les facteurs environnementaux influençant la mise en place d'associations de services. Dans de nombreux articles, l'occupation du sol est considérée comme un facteur jouant un rôle prépondérant. Ainsi, Holland et ses coauteurs (2011 [311]) soulignent l'importance donnée aux changements d'occupation du sol dans les études sur les services multiples (Chan *et al.*, 2006 [127] ; Naidoo *et al.*, 2008 [467] ; Anderson *et al.*, 2009 [24] ; Raudsepp-Hearne *et al.*, 2010 [549] ; O'Farrell *et al.*, 2011 [488] ; Haines-Young *et al.*, 2012 [296]), au détriment de l'étude d'autres facteurs qui pourraient être également influençant (Holland *et al.*, 2011 [311]). Cette variable sert alors de fondement à l'identification d'associations de services (Yapp *et al.*, 2010 [698] ; Briner *et al.*, 2013 [101] ; Felipe-Lucia *et al.*, 2014 [241] ; Jia *et al.*, 2014 [330]).

La dimension temporelle est très importante pour l'étude des phénomènes environnementaux (Veyret, 2014 [668]) et particulièrement des services écosystémiques (Lamarque, 2011 [362]). Par conséquent, la caractérisation des fronts pionniers de déforestation amazoniens nécessite la prise en compte du paysage dans sa dimension spatio-temporelle (Oszwald *et al.*, 2012 [495]). La variation temporelle des associations de services est une

des questions clés des études sur les services écosystémiques (Bennett *et al.*, 2009 [78]). En effet, la compréhension de la dynamique temporelle des services écosystémiques permet d'observer la mise en place d'associations de services au cours du temps et de favoriser leur suivi dans le cadre de politiques publiques environnementales. Pourtant, la dimension temporelle n'est que rarement considérée dans les analyses spatialisées de services écosystémiques (Rodriguez *et al.*, 2006 [566] ; Holland *et al.*, 2011 [311] ; Mouchet *et al.*, 2014 [458]).

L'objectif de ce chapitre est de caractériser la fourniture de services écosystémiques en contexte de front pionnier. Les principaux objectifs spécifiques du chapitre sont au nombre de deux : dans un premier temps, il s'agit d'identifier les facteurs de contrôle de six indicateurs de services écosystémiques (l'indice de biodiversité, la richesse spécifique en *Spingidae*, l'indice de qualité chimique des sols, les stocks de carbone des sols et de la végétation et l'infiltration de l'eau dans le sol) afin de spatialiser ces indicateurs, pour trois localités des fronts de déforestation amazoniens. Ces cartographies sont ensuite analysées afin de déterminer les principales entités spatiales structurantes du territoire et de mettre ces dernières en relation avec les facteurs de contrôle des indicateurs étudiés. Dans un second temps, nous nous attachons à la compréhension des associations de services écosystémiques et leur évolution spatio-temporelle sur les fronts pionniers amazoniens.

Ce chapitre se déroule en deux grandes étapes :

- La première partie du chapitre est consacrée à l'étude de la spatialisation de six indicateurs de services écosystémiques, indicateur par indicateur.
- La seconde partie se centre sur la compréhension des associations de ces six indicateurs.

Dans les chapitres 3 et 4, nous nous sommes intéressés à la cartographie des indicateurs de services, sous un aspect méthodologique (quelle méthode statistique choisir pour spatialiser, quelles sont les conséquences ont les choix méthodologiques...). Ici, nous cherchons à dépasser ce cadre méthodologique afin de mieux comprendre la distribution spatiale des services, leurs interrelations et leur évolution temporelle, en nous appuyant, en partie, sur des données spatialisées.

II. Spatialiser les indicateurs de services écosystémiques, indicateur par indicateur

A. Comment cartographier les indicateurs de services

1. Approche générale

Cette première partie du chapitre se déroule en deux grandes étapes (Figure 6.1) :

- Dans un premier temps, en nous basant sur l'application de méthodes statistiques (arbre de régression et régression linéaire), nous cherchons à identifier les facteurs de contrôle de six indicateurs de services.
- Dans un deuxième temps, à partir des cartographies d'indicateur de services écosystémiques obtenues à l'aide de ces méthodes statistiques et de l'identification des facteurs de contrôle, nous avons choisi de décrire la distribution spatiale des six indicateurs de services.

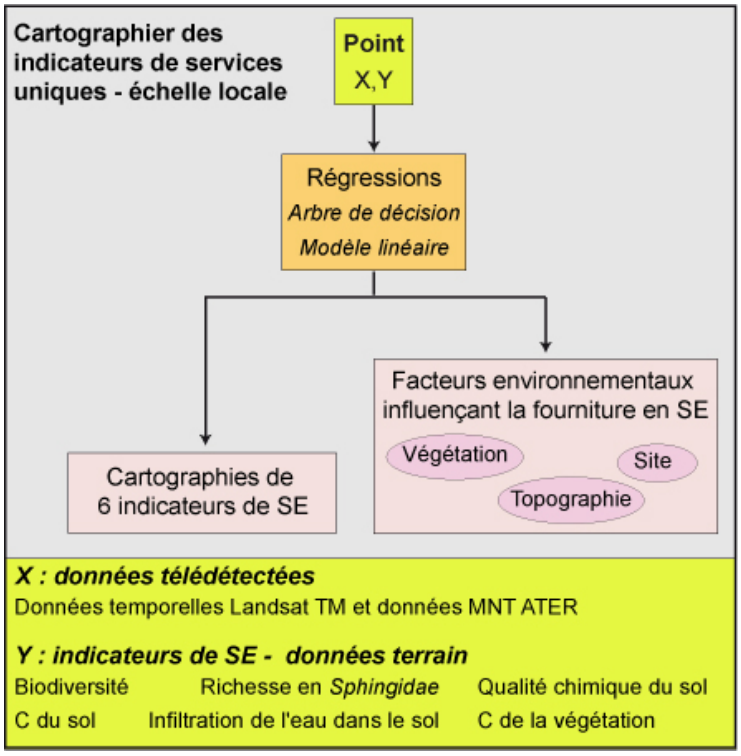


FIGURE 6.1 : *Démarche méthodologique employée pour cartographier les indicateurs de services écosystémiques.*

2. Données utilisées

Les six indicateurs de services écosystémiques mesurés sur le terrain ont été spatialisés (Table 6.1). Afin de modéliser les indicateurs de services, des données de télédétection (issues du traitement d'images Landsat TM et du MNT ASTER) ont été utilisées (cf. chapitre 2). Elles renseignent des informations relatives à la végétation (occupation du sol, densité végétale,...) et à la topographie (altitude, pente...).

Données	Sources	Á expliquer	Explicative
Données télédétectées			
Classification de l'occupation du sol	Landsat TM		✓
Trajectoire historique d'occupation du sol	Landsat TM		✓
NDVI	Landsat TM		✓
NDWI	Landsat TM		✓
Distance à la forêt (m)	Landsat TM		✓
Altitude (m)	MNT ASTER		✓
Pente (%)	MNT ASTER		✓
Topographie	MNT ASTER		✓
Distance au réseau hydrographique	MNT ASTER		✓
Site			✓
Indicateurs de services écosystémiques			
Indice de biodiversité	Relevés terrain	✓	
Richesse spécifique en *Spingidae*	Relevés terrain	✓	
Qualité chimique du sol	Relevés terrain	✓	
Stocks de carbone du sol (Mg/ha)	Relevés terrain	✓	
Infiltrabilité du sol (mm/h)	Relevés terrain	✓	
Stocks de carbone de la végétation (Mg/ha)	Relevés terrain	✓	

TABLE 6.1 : *Description des données explicatives et à expliquer utilisées dans ce chapitre*

3. Méthodologie

Comme présenté dans le chapitre 3, deux méthodes de régression (arbre de décision et régression linéaire multiple) ont été implémentés, mettant en relation les données terrain et l'ensemble des données télédétectées (Figure 6.2).

Ces méthodes de régression ont pour objectif d'expliquer une variable en particulier (huit indicateurs de services écosystémiques) à partir d'autres variables, qualifiées alors d'explicatives (les données relatives à l'occupation du sol, à la topographie et au site). Si la

méthode de régression est jugée pertinente, elle peut être utilisée pour prédire la variable à expliquer à partir de nouvelles observations faites sur les seules variables explicatives. Dans notre cas, deux indicateurs, la richesse en ingénieurs du sol et l'eau biodisponible, ne pouvant pas être modélisés de manière satisfaisante ($R^2 \leq 0,50$ - voir chapitre 3), les valeurs de seulement six indicateurs ont été prédites.

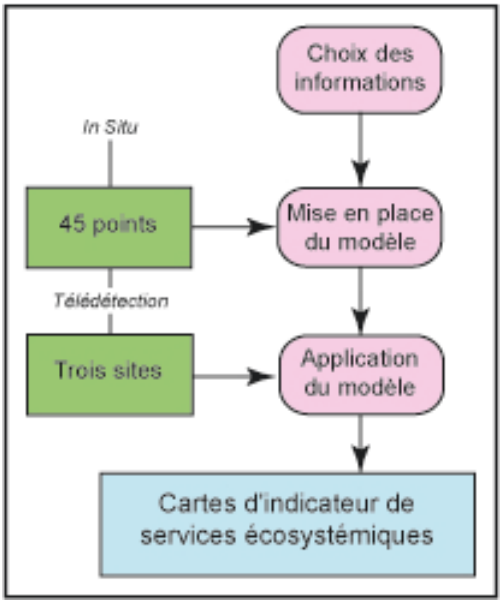


FIGURE 6.2 : *Méthodologie statistique de la cartographie d'indicateur de services écosystémiques.*

Pour chaque indicateur, la méthode la plus performante pour la réalisation des cartographies a été déterminée et conservée sur la base du score de validation croisé le plus faible (voir chapitre 3). Ces valeurs sont projetées sous SIG -ArcGis 10.1 - afin d'obtenir des cartographies de services écosystémiques. L'ensemble des analyses a été effectué à partir des 135 points pour lesquels nous possédons des données terrain (six indicateurs de services écosystémiques) et des données télédétectées (Table 6.1).

B. L'identification des facteurs de contrôle de la distribution spatiale des indicateurs de services

1. Les services liés à la biodiversité

a. L'indice de biodiversité

L'arbre de décision expliquant les variations observées dans l'indice de biodiversité est relativement performant puisque son R^2 s'élève à 0,65 (Figure 6.3 A.). Cet arbre met en avant l'importance des changements d'occupation du sol pour expliquer les variations observées de la biodiversité. Si quel que soit le site, les valeurs les plus fortes se localisent au sein des espaces fermés à forte densité végétale (forêt, forêt brûlée et juquira-capoeira) et les valeurs les plus faibles correspondent, de manière générale, aux espaces pâturés ou cultivés, les différences entre les sites traduisent l'influence de la configuration paysagère. En effet, les valeurs les plus élevées se retrouvent à Maçaranduba. L'arbre met également en évidence le rôle de la topographie et notamment de la présence de bas fonds et, dans une moindre mesure, de la pente, de la densité de végétation et de sa teneur en eau, de l'altitude et de la trajectoire historique de l'occupation du sol.

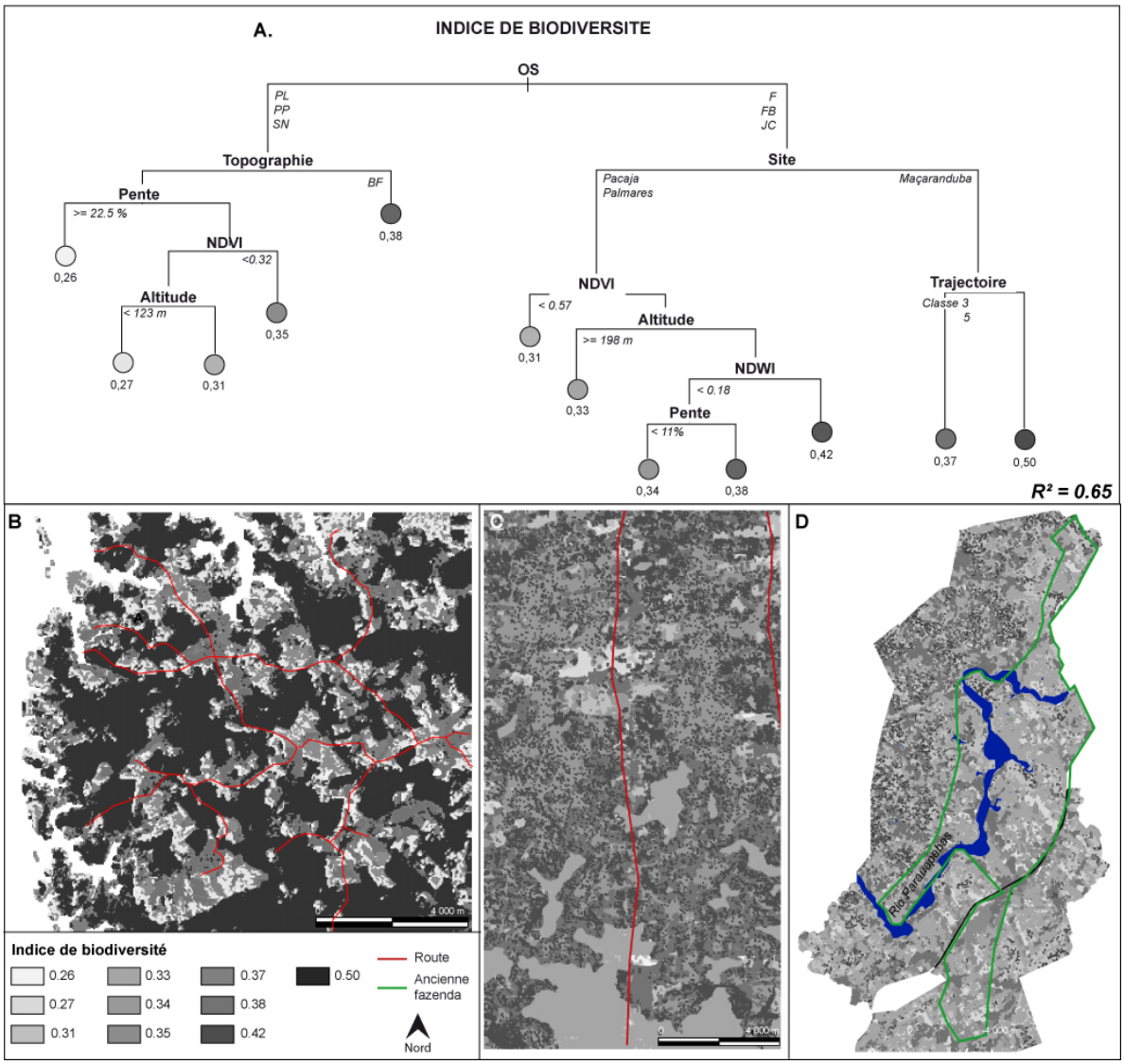


FIGURE 6.3 : *Distribution spatiale de l'indice de biodiversité en 2007 à (A) Maçaranduba, (B) Pacajá et (C) Palmares II.*

D'un point de vue spatial, l'indice se distribue de manière contrastée selon le site

(Figure 6.3). Les valeurs sont en effet globalement plus élevées à Maçaranduba que pour les deux autres sites. Au sein des sites, l'indice se distribue de façon assez hétérogène, surtout à Maçaranduba où les contrastes sont très forts entre les espaces où l'indice prend de fortes valeurs et les espaces où l'indice prend de faibles valeurs. Toutefois, au sein de ces grands espaces, la répartition spatiale de l'indice est plutôt uniforme (Figure 6.3 B.). Cette dernière est, à l'inverse, plutôt fragmentée dans le cas des deux autres sites (Figure 6.3 C. et D.).

Le site de Maçaranduba connaît des contrastes très importants en matière de biodiversité : c'est en effet sur ce site que se trouvent les valeurs de l'indice les plus extrêmes. Sur ce site, les forêts sont peu nombreuses mais très bien conservées et réparties en des taches relativement nombreuses et de taille importante. La configuration du paysage est constituée de longue date et bien entretenue, créant ainsi une réelle dichotomie dans le paysage. Les types d'occupation du sol sont très différenciés les uns des autres. Ces contrastes se retrouvent en matière de biodiversité : la biodiversité se concentre essentiellement dans les espaces forestiers ou dans leurs lisières. À Pacajá, la colonisation y est encore en cours, créant un gradient paysager, sans rupture nette. De fait, la répartition de la biodiversité est plus diffuse sans qu'il n'y ait de réelles oppositions entre les espaces. À Palmares II, les forêts sont très dégradées et résiduelles et les pâturages connaissent ou ont connu un fort enfrichement. Par conséquent, il existe une continuité entre l'ensemble des types d'occupation du sol, provoquant l'absence de contraste spatial et statistique en matière de biodiversité.

b. La richesse spécifique en Spingidae

L'arbre de décision permettant d'expliquer les variations de la richesse spécifique en *Sphingidae* et d'en prédire des valeurs présente un R^2 de 0,57 (Figure 6.4 A.). L'arbre de régression retient principalement la donnée liée au site d'appartenance, la distance à la forêt et l'altitude. D'autres informations telles que l'occupation du sol et les indices de végétation sont également significatives mais beaucoup moins influentes que les précédentes.

La distribution spatiale de l'indicateur de pollinisation est très contrastée selon le site. Les valeurs à Maçaranduba sont en moyenne plus élevées que celles des deux autres sites, essentiellement dans les espaces forestiers ou de friches situés en altitude, c'est-à-dire, à distance des cours d'eau. La distribution spatiale des *Sphingidae* est hétérogène et se regroupe en patchs uniformes de taille importante dans le cas de Maçaranduba (Figure 6.4 B.), elle est hétérogène et globalement très fragmentée à Pacajá (Figure 6.4C.) et elle est plutôt homogène à Palmares II (Figure 6.4 D.). Il existe de fortes différences de valeurs entre les sites de Pacajá et Palmares II et le site de Maçaranduba et au sein des sites. L'indicateur présente des valeurs plus fortes à Maçaranduba que sur les deux autres sites,

particulièrement dans les espaces de forêts. À Pacajá, les espaces méridionaux, d'altitude élevée, possèdent une très faible richesse spécifique en *Sphingidae*. À Palmares II, les valeurs les plus élevées se situent dans la partie sud-est de la zone. La zone septentrionale est caractérisée par une richesse spécifique moyenne répartie de manière homogène. Ces fortes différences proviennent probablement, comme cela a été observé pour l'indice de biodiversité, de la configuration paysagère du site (types d'occupation du sol très distincts à Maçaranduba, gradient paysager à Pacajá avec absence de rupture nette et forêts dégradées et pâturages enfrichés à Palmares II).

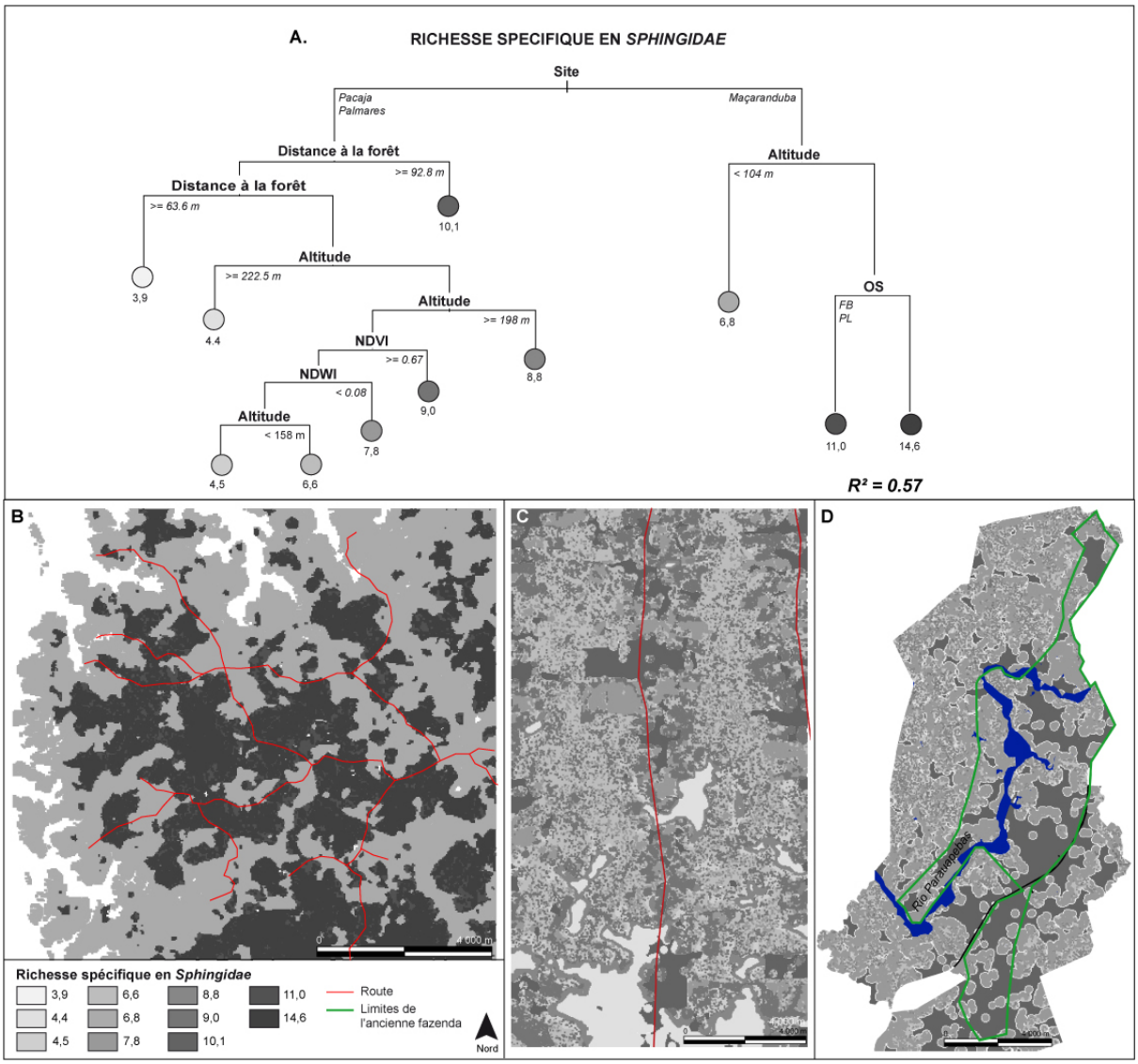


FIGURE 6.4 : *Distribution spatiale des pollinisateurs (Sphingidae) en 2007 sur les trois sites d'étude. A : Maçaranduba ; B : Pacajá et C : Palmares II.*

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

2. Les services liés aux processus biophysiques du sol

a. La qualité chimique du sol

L'arbre de régression retenu est performant puisque son R^2 s'élève à 0,67 (Figure 6.5 A.). Il retient plusieurs variables dont les plus significatives sont la teneur en eau de la végétation, l'occupation du sol et le site. D'autres facteurs tels que l'altitude, la pente, la trajectoire historique d'occupation du sol et la distance à l'eau influencent, mais de manière beaucoup plus faible, l'indice de qualité chimique.

Bien que des structures spatiales assez nettes puissent être dégagées, correspondant à de grands patchs de forêts et d'espaces agricoles, la distribution spatiale de l'indice de qualité chimique est assez fragmentée (Figure 6.5). Cela s'explique par le rôle essentiel du NDWI dans la prévision des valeurs cartographiées.

À Maçaranduba, les fortes variations de l'indice s'expliquent essentiellement par la présence ou l'absence de forêts. En effet, l'indice prend des valeurs élevées au sein des espaces agricoles et, à l'inverse, des valeurs faibles dans les espaces forestiers. L'hétérogénéité au sein des espaces forestiers et non forestiers est due à la topographie. En effet, l'arbre de décision souligne la richesse chimique du sol au niveau des pentes faibles. À Pacajá, le sol est également chimiquement très pauvre en forêt. Les très fortes valeurs prises par l'indice se retrouvent dans les friches et jachères du Nord de la localité, c'est-à-dire à faible altitude, ainsi que dans les sols nus de l'ensemble du site (Figure 6.5 C.). À Palmares II, l'indice chimique prend des valeurs moyennes autour de la rivière centrale, dessinant ainsi un espace très homogène. Ces espaces subissent peu de changements d'occupation du sol puisqu'ils ont été mis en culture ou en pâturage depuis au moins de 15 ans (Figure 6.5 D.). L'indice prend des valeurs plus faibles au nord, dans la partie la plus haute du site.

b. Le carbone stocké dans le sol

L'arbre de régression expliquant les variations observées dans les stocks de carbone du sol est performant puisque le rapport de variance est de 0,52 (Figure 6.6 A.). Cet arbre retient un grand nombre de variables, illustrant ainsi la complexité du phénomène. Les principaux facteurs influençant les stocks de carbone du sol sont le site, la distance aux cours d'eau et la trajectoire historique d'occupation du sol. D'autres données, telles que la topographie, la teneur en eau des plantes ou encore l'occupation du sol jouent également un rôle mais beaucoup moins important.

Les stocks de carbone se répartissent spatialement de manière hétérogène mais très contrastée selon le site étudié. À Maçaranduba et à Pacajá, la distribution suit des struc-

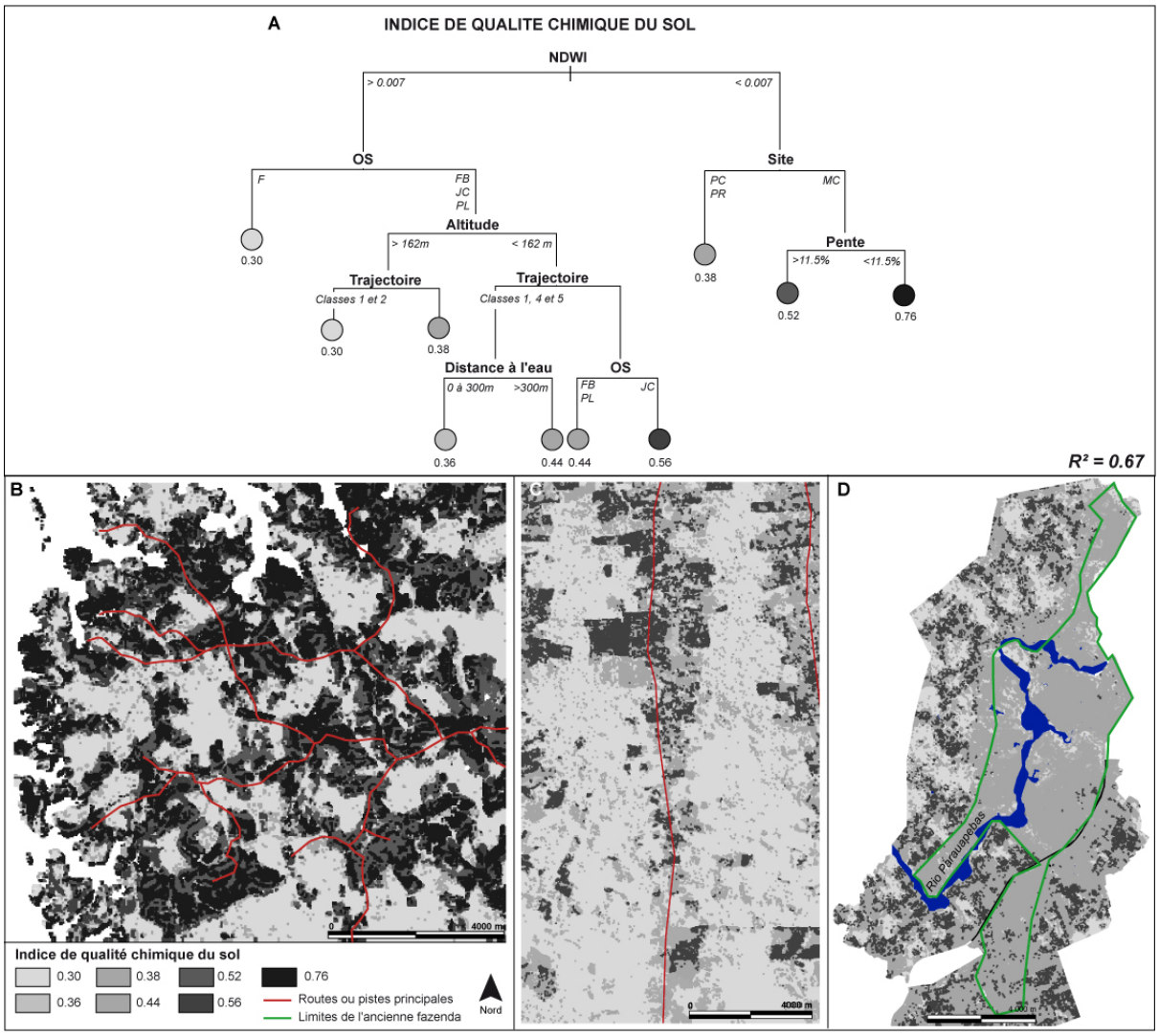


FIGURE 6.5 : *Distribution spatiale de l'indice de qualité chimique des sols des trois localités en 2007. A. Maçaranduba ; B. Pacajá et C. Palmares II.*

tures linéaires (Figure 6.6 B. et C.) alors qu'à Palmares II, la distribution spatiale est très fragmentée, surtout au nord de la zone, sans que de nettes structures spatiales se détachent (6.6 D).

Globalement, les stocks de carbone sont beaucoup plus élevés à Palmares II, parce que les sols sont, sur ce site, dans leur ensemble, plus argileux. Les pixels qui connaissent une stabilité temporelle du point de vue de l'usage des sols (forêts et pâturages de longue date) stockent en moyenne plus de carbone que ceux qui sont en cours d'évolution ou qui ont connu des changements très récents (forêts brûlées et pâturages récents) et qui correspondent aux espaces situés sur des sols argileux. Ces forts stocks de carbone se trouvent davantage dans les espaces forestiers à forte densité végétale ou dans les bas-fonds.

À Pacajá et à Maçaranduba, les stocks sont plus faibles, probablement car ces sols

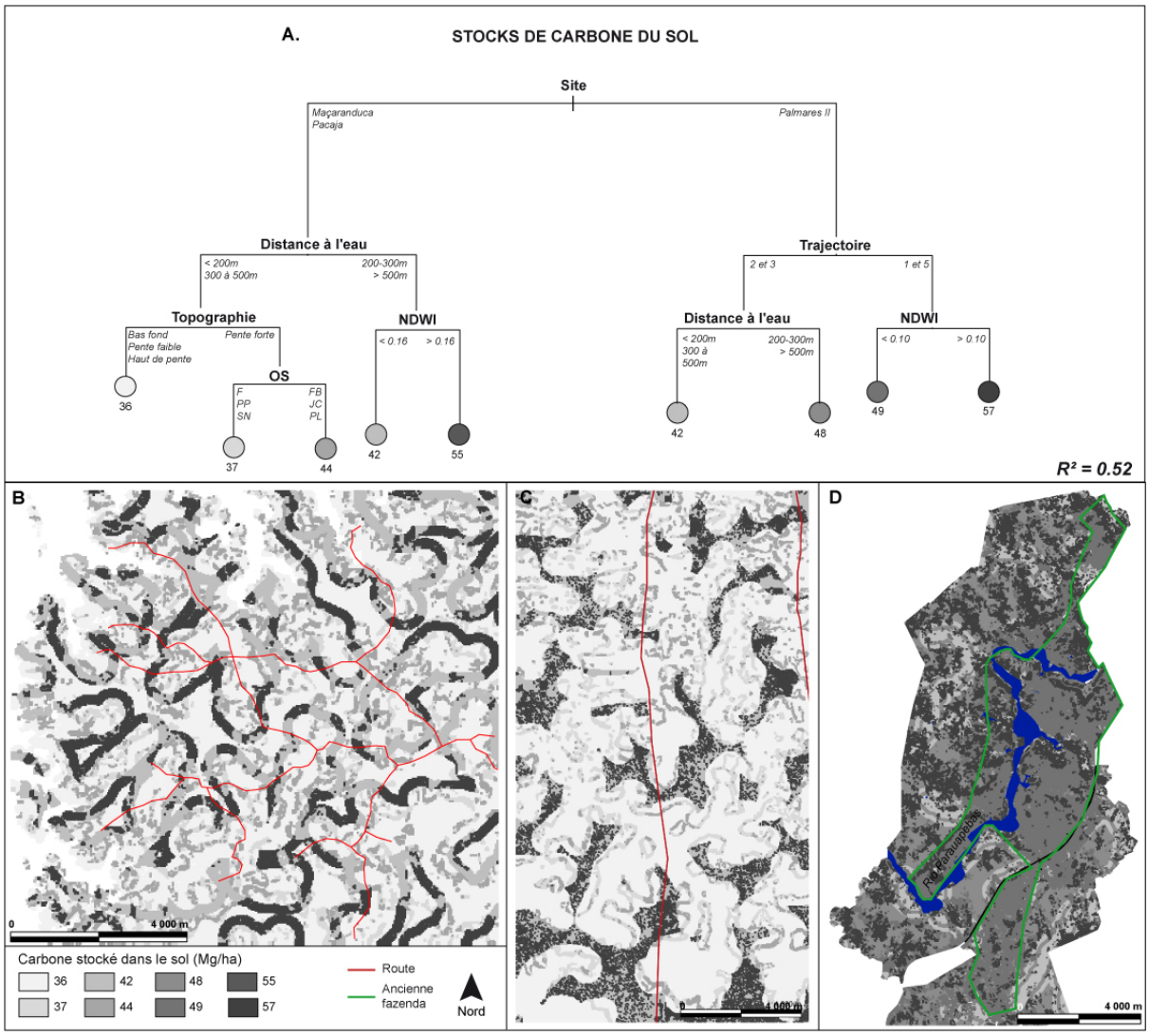


FIGURE 6.6 : *Stocks de carbone du sol en 2007 sur les trois localités. A. Maçaranduba ; B. Pacajá et C. Palmares II.*

sont, pour la grande majorité, formés sur des roches granitiques, donnant ainsi des sols globalement plus sableux, c'est-à-dire moins argileux, stockant ainsi moins de carbone. Toutefois, ces deux sites possèdent un nombre important de sols hydromorphes, donc gorgés d'eau. Ceux-ci se localisent essentiellement dans les dépressions ou sur des terrains très marécageux, c'est-à-dire qu'ils peuvent notamment être trouvés au niveau des talwegs, principaux ou secondaires. Ils sont marqués morphologiquement par la stagnation de l'eau en saison des pluies et sont associés à des conditions réductrices (déficit ou absence d'oxygène). Riches en matières organiques donc chimiquement potentiellement moins pauvres, ces sols connaissent une minéralisation, c'est-à-dire une transformation en CO_2 plus lente et ont alors tendance à stocker du carbone. Or, l'évolution du stock de carbone organique dans les sols résulte de l'équilibre entre les apports de matières organiques végétales au sol et leur minéralisation. Les cartographies produites soulignent le rôle des sols hydromorphes puisque les valeurs les plus élevées, le long des talwegs secondaires.

c. *L'infiltrabilité du sol*

Le modèle créé par régression linéaire présente un rapport de variance du modèle de 0,57. Ce modèle est basé sur la variable "trajectoire historique d'occupation du sol" et, dans une moindre mesure, sur la variable "occupation du sol" (Eq. c).

$$Infiltration = 3896 - 2438 * Traj_2 - 2250 * Traj_3 - 2823 * Traj_4 - 2549 * Traj_5 - 829 * OS_p \quad (6.1)$$

Avec Traj_n : modalité n de la variable trajectoire historique d'occupation du sol et OS_p : Pâturages propres et avec ligneux

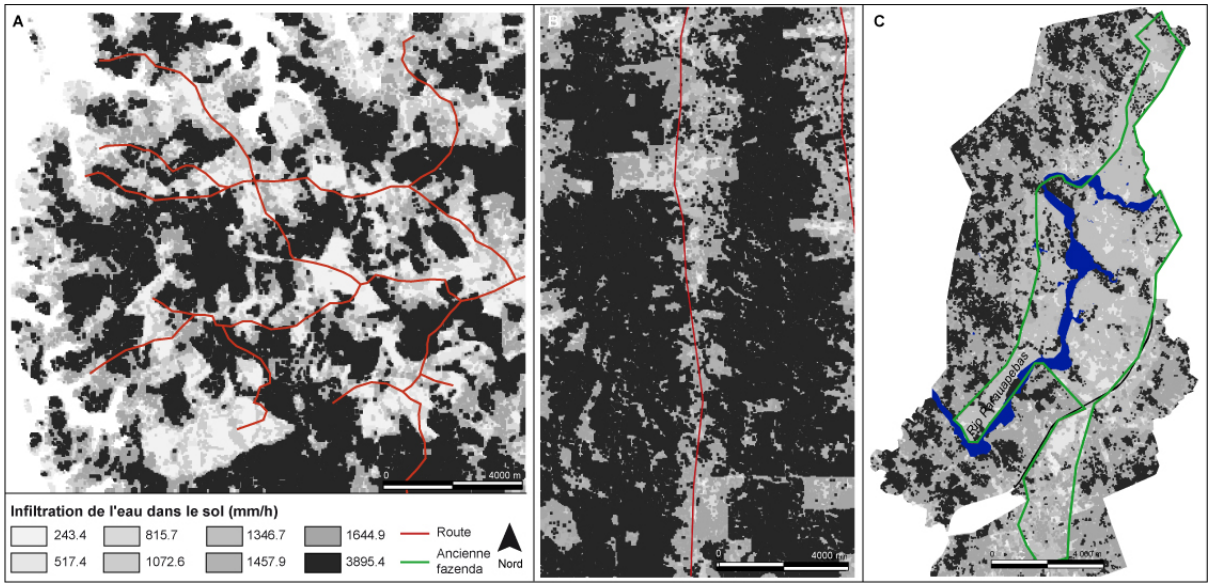


FIGURE 6.7 : *Infiltration de l'eau dans le sol pour des trois localités en 2007 : A. Maçaranduba ; B. Pacajá et C. Palmares II.*

Spatialement, l'infiltration de l'eau dans le sol se traduit en entités homogènes très contrastées, quel que soit le site étudié (Figure 6.7). Chacun des trois sites montre une opposition entre les espaces où l'infiltrabilité des sols est forte et ceux où l'infiltrabilité des sols est faible. Ces derniers correspondent aux abords des cours d'eau à Maçaranduba (Figure 6.7 A.), au front pionnier à Pacajá (Figure 6.7 B.) et à la partie sud de Palmares II (Figure 6.7 C), c'est-à-dire aux espaces déboisés depuis déjà plusieurs années. Quel que soit le site étudié, ces éléments correspondent aux espaces les plus anciennement déboisés.

3. Les stocks de carbone de la végétation

Le modèle retenu est simple puisqu'il ne retient que deux variables "occupation du sol" et "site" en deux modalités : les espaces de Palmares II et les espaces des deux autres sites (Equation 3). Sa qualité d'ajustement mesurée par le rapport de variance est de 0,75. L'occupation du sol est la variable la plus influente.

$$BCS = 162 + 61 * OS_{FB} - 89 * OS_{JC}) - 144 * OS_{PL} - 143 * OS_{PP} - 132 * OS_{SN} - 38 * Site_{PR} \quad (6.2)$$

Avec BCS = stocks de carbone de la végétation
$Site_{PR}$: site de Palamares II
et OS_n : modalité n de la variable occupation du sol

Spatialement, les stocks de carbone se répartissent de manière assez hétérogène mais peu fragmentée au sein de grands patchs présentant les mêmes tendances (Figure 6.8), tout particulièrement pour les sites de Maçaranduba et de Palmares II (Figure 6.8 A. et C.).

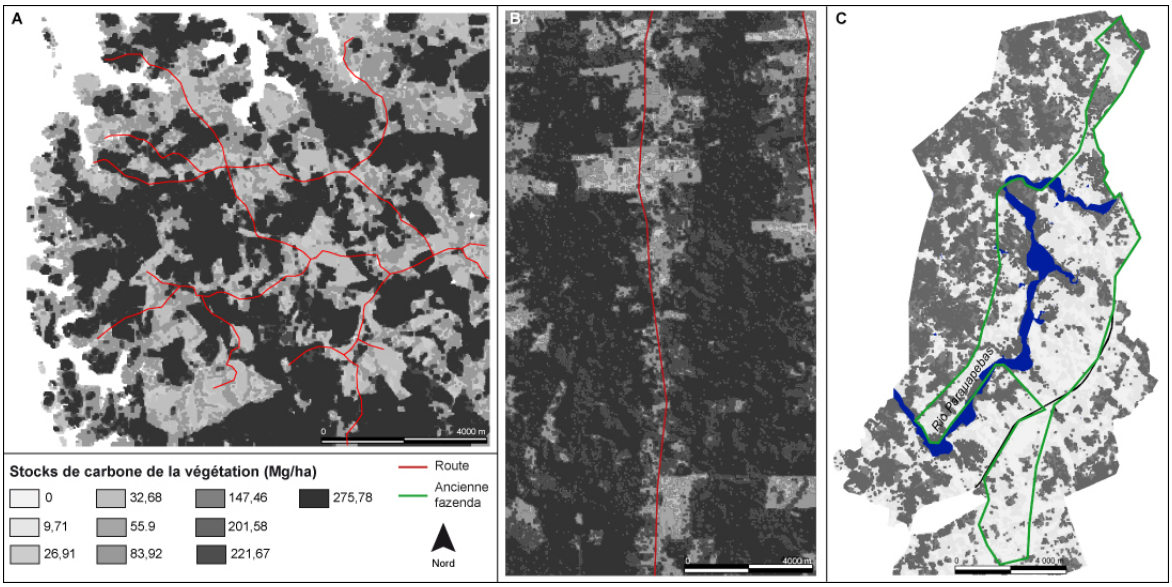


FIGURE 6.8 : *Stocks de carbone de la végétation en 2007 sur les trois localités A. Site de Maçaranduba ; B. Site de Pacajá et C. Site de Palmares II.*

Les stocks de carbone les plus élevés se situent dans les zones les plus boisées (forêts denses et forêts brûlées) sur les sites de Pacajá et de Maçaranduba (Figure 6.8 A. et B.) et dans une moindre mesure de Palmares II (Figure 6.8 C.). En effet, le modèle statistique expose l'importance des modalités relatives aux espaces forestiers (coefficients positifs -

Eq. 3).

Toutefois, des variations peuvent être distinguées au sein de ces espaces forestiers. En effet, les forêts de Palmares II stockent globalement moins de carbone que celles des deux autres sites. Le stockage de carbone d'un type de végétation dépend en effet de son état ; or celui-ci résulte de la pression anthropique subie et donc de facteurs politiques et socio-économiques propres à chacune des localités. Les forêts du site de Palmares II étant très dégradées, leur stock de carbone est donc moindre.

C. La distribution spatiale des indicateurs de services écosystémiques pour chacun des trois sites d'étude

1. Maçaranduba

Les cartographies des six indicateurs de services pour le site de Maçaranduba exposent l'importance des changements d'occupation du sol dans la fourniture de services écosystémiques (Figure 6.9).

En effet, les cartographies de l'indice de biodiversité, de la richesse spécifique en *Spingidae*, de l'infiltration de l'eau dans le sol et des stocks de carbone de la végétation reposent majoritairement sur l'occupation du sol (Figure 6.10).

Pour quatre de ces indicateurs de services (indice de biodiversité, richesse spécifique en *Spingidae*, infiltration de l'eau dans le sol et stocks de carbone de la végétation), les valeurs les plus élevées se situent dans les zones les plus boisées alors que les quantités les plus faibles correspondent aux fermes et aux abords du cours d'eau principal, la *Represa de Tucurui*, historiquement le vecteur le plus important de la colonisation de ce site (Figure 6.10).

La cartographie de l'indice de qualité chimique du sol montre une tendance inverse : la qualité chimique du sol tend à augmenter avec la mise en culture des terres. Le sol, chimiquement pauvre en forêt, s'enrichit lors de la mise en pâturage, du fait de l'apport de nutriments provenant essentiellement des brûlis de la biomasse (végétations primaire et secondaire) et de l'arrêt du processus de recyclage des nutriments par les ingénieurs du sol ou par l'écosystème forestier. De fait, les patchs agricoles de Maçaranduba et les

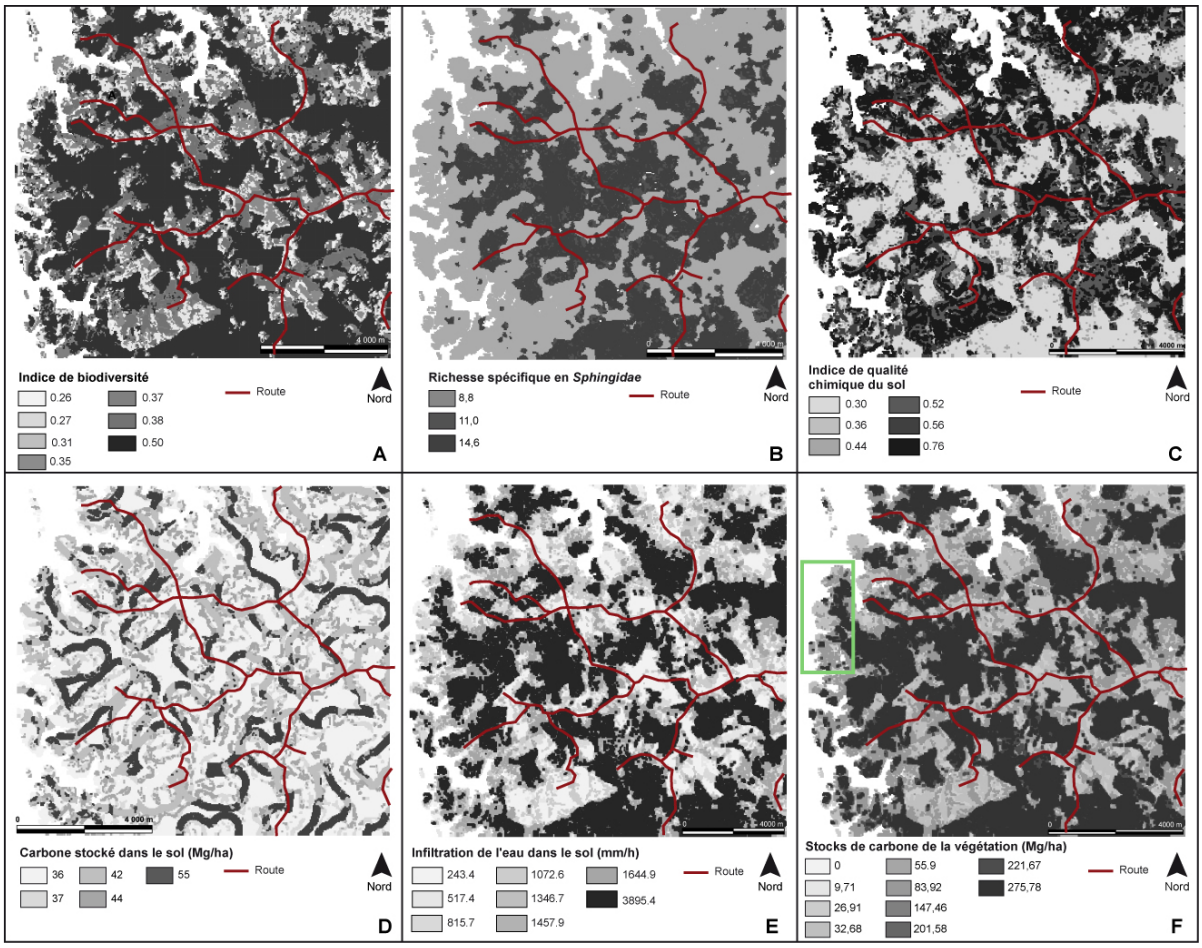


FIGURE 6.9 : *Fourniture de six indicateurs de services écosystémiques à Maçaranduba en 2007. L'encadré vert (F) correspond à l'étendue spatiale du zoom réalisé pour la figure 6.10.*

abords du cours d'eau principal présentent des valeurs d'indice fortes.

La cartographie des stocks de carbone du sol laisse apparaître un phénomène qui n'est présent sur aucune autre cartographie d'indicateurs de services : le réseau hydrographique (Figure 6.10). En effet, les stocks sont plus faibles à proximité des cours d'eau et tendent à augmenter au niveau des talwegs secondaires. Proche des cours d'eau, les sols sont plus facilement saturés en eau et des alluvions peuvent modifier localement le sol. En effet, à Maçaranduba, les inondations favorisent l'appauvrissement en matière organique. Par conséquent, même pour les sols sableux près des cours d'eau, les conditions hydromorphes ont tendance à diminuer la vitesse de minéralisation de la matière organique, influençant, par conséquent, la capacité du sol à stocker du carbone. La matière organique a alors tendance à s'accumuler sur les sols des versants non hydromorphes.

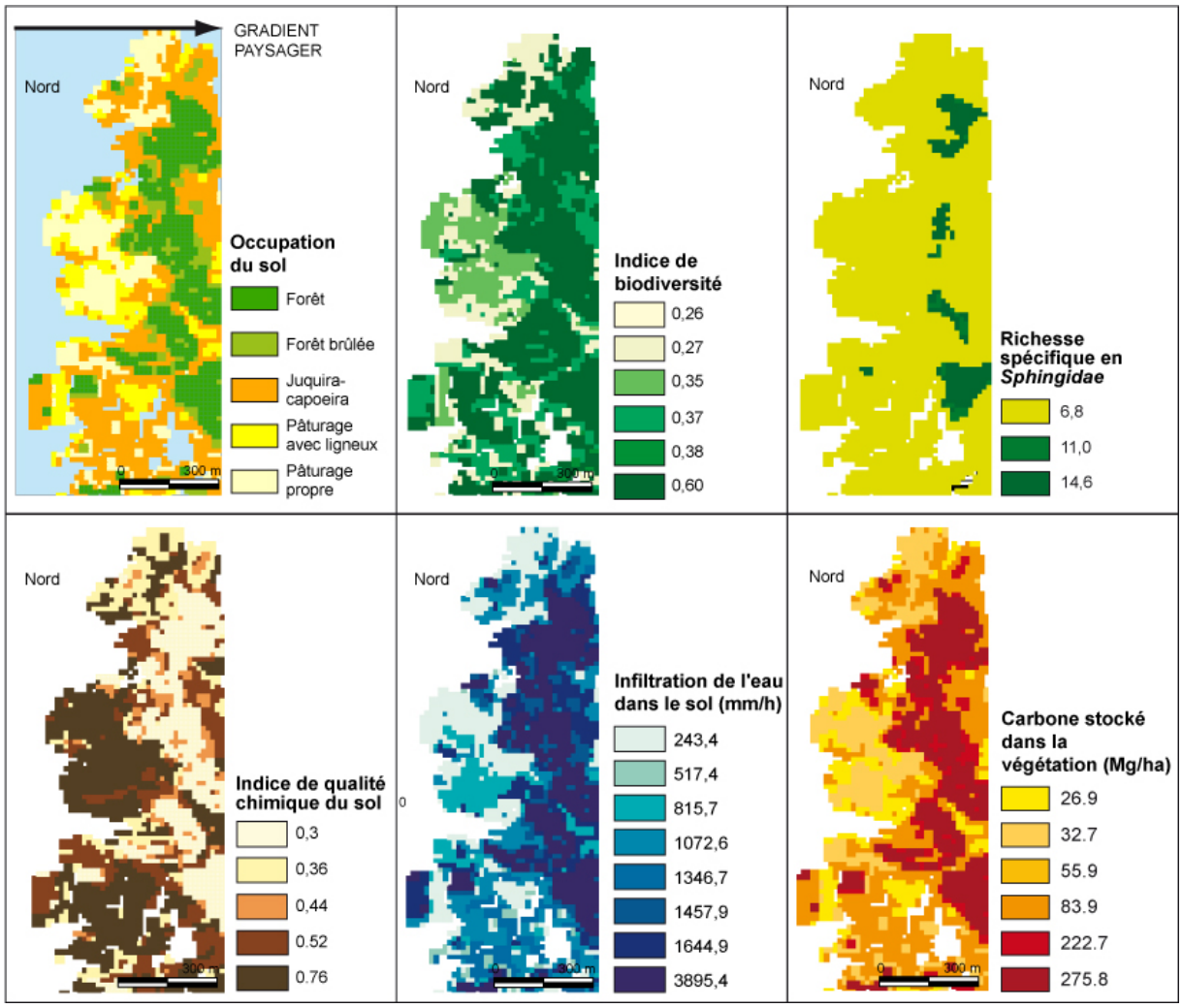


FIGURE 6.10 : *Gradient d'occupation du sol et de fourniture en services écosystémiques depuis le cours d'eau principal (Represa de Tucurui) vers l'intérieur des terres.*

2. Palmares II

A Palmares II, les cartographies font, de manière générale, ressortir une opposition entre le nord de la zone, composée par des mosaïques de forêts, pâturages et sols nus et le sud, où l'occupation du sol est encore plus anthropisée et consiste en une mosaïque de sols, pâturages et juquira- capoeira (Figure 6.12).

L'espace septentrional est situé à plus grande distance du centre urbain de Palmares II et de Parauapebas que le sud de la zone. Cet espace est également plus éloigné de l'axe historique ayant structuré le déboisement : le chemin de fer reliant la mine de Carajas à São Luis dans l'État du Maranhão. Par conséquent, cette zone est caractérisée par des valeurs élevées pour la plupart des indicateurs de services (Figure 6.11).

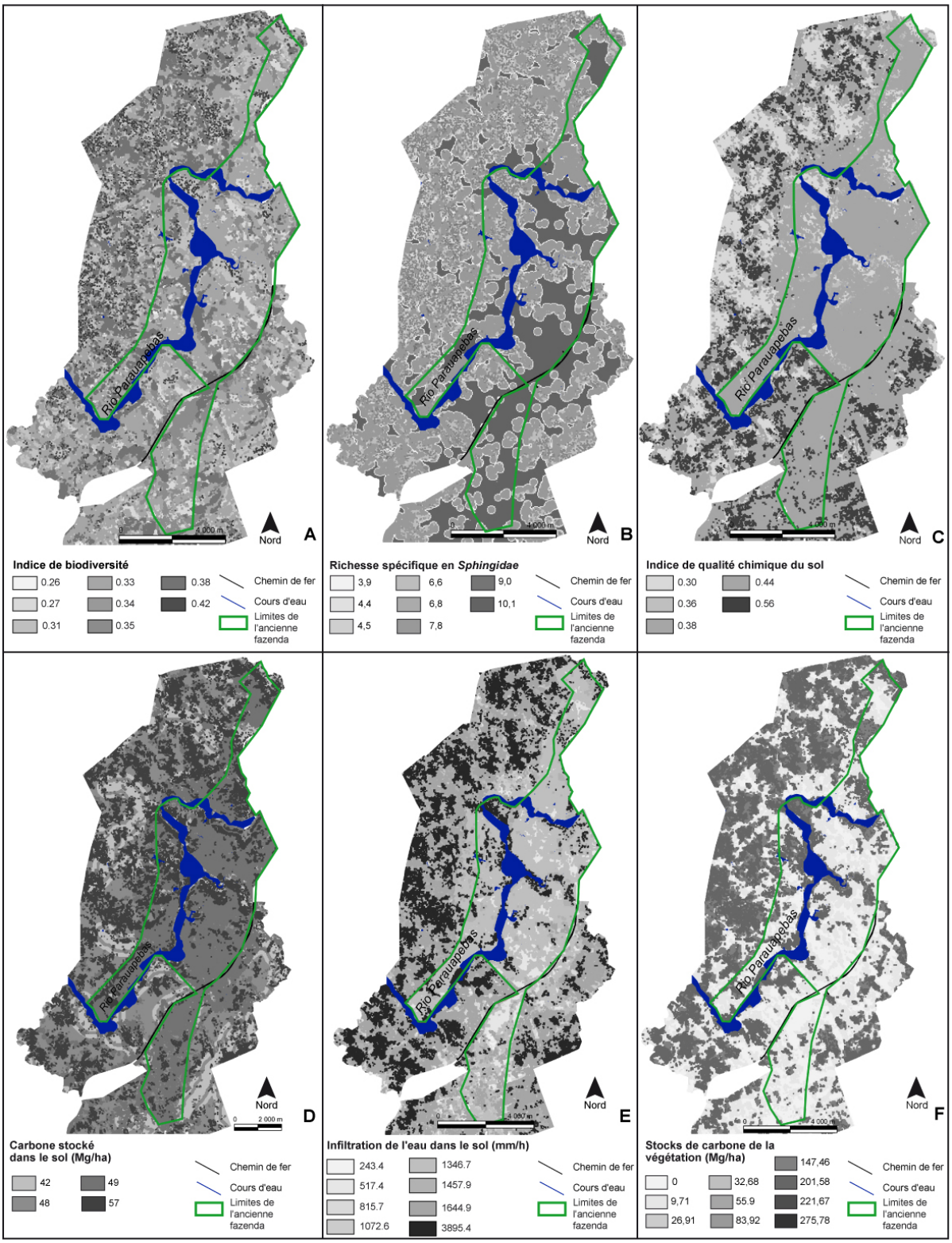


FIGURE 6.11 : *Fourniture de six indicateurs de services écosystémiques à Palmares II en 2007.*

Le sud de la zone, traversé par le chemin de fer et la partie centrale, située au niveau du Rio Parauapebas, sont caractérisés par des valeurs faibles d'indicateurs de services, à l'exception de l'indicateur de qualité chimique du sol et de la richesse spécifique en *Spingidae*.

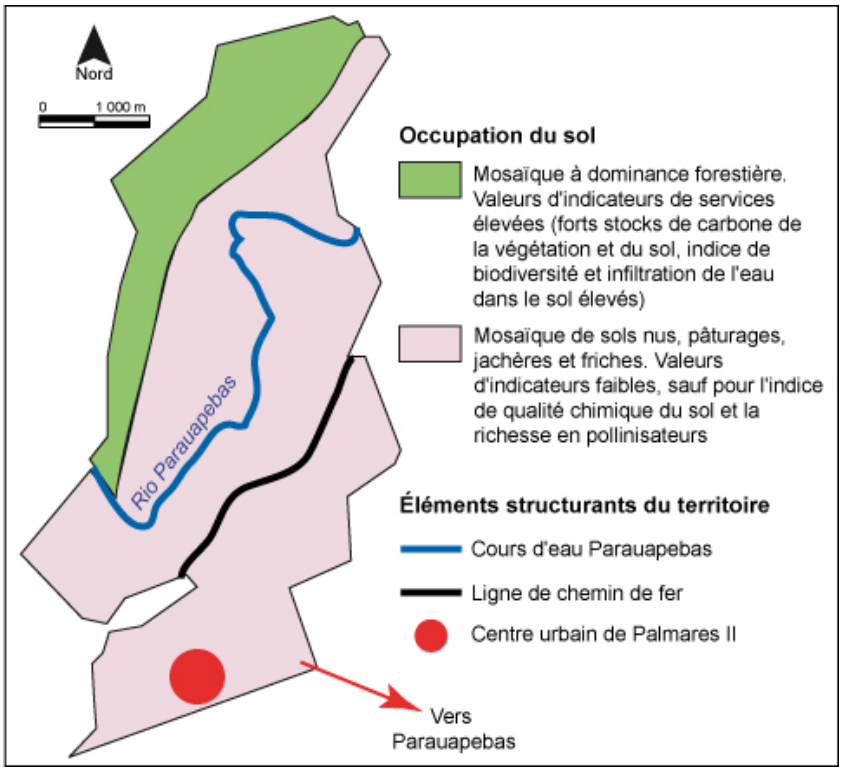


FIGURE 6.12 : *Division de l'espace de Palmares II en deux zones, bien distinctes en termes d'occupation du sol et de services fournis.*

De manière moins dichotomique, les changements d'usages du sol impactent les stocks de carbone du sol puisque les espaces forestiers stockent le plus de carbone. Toutefois, il est difficile de pousser plus loin l'analyse des variations des stocks de carbone du sol au regard de l'occupation du sol. Ces variations dépendent en effet de la nature des sols et de leur texture.

3. Pacajá

La cartographie de trois des six indicateurs de services écosystémiques, l'indice de qualité chimique, l'infiltration de l'eau dans le sol et les stocks de carbone de la végétation, fait ressortir l'importance du front de déforestation au niveau de la zone centrale du site. La cartographie de l'indice de biodiversité laisse également apparaître cette structure mais de manière beaucoup moins nette (Figure 6.13).

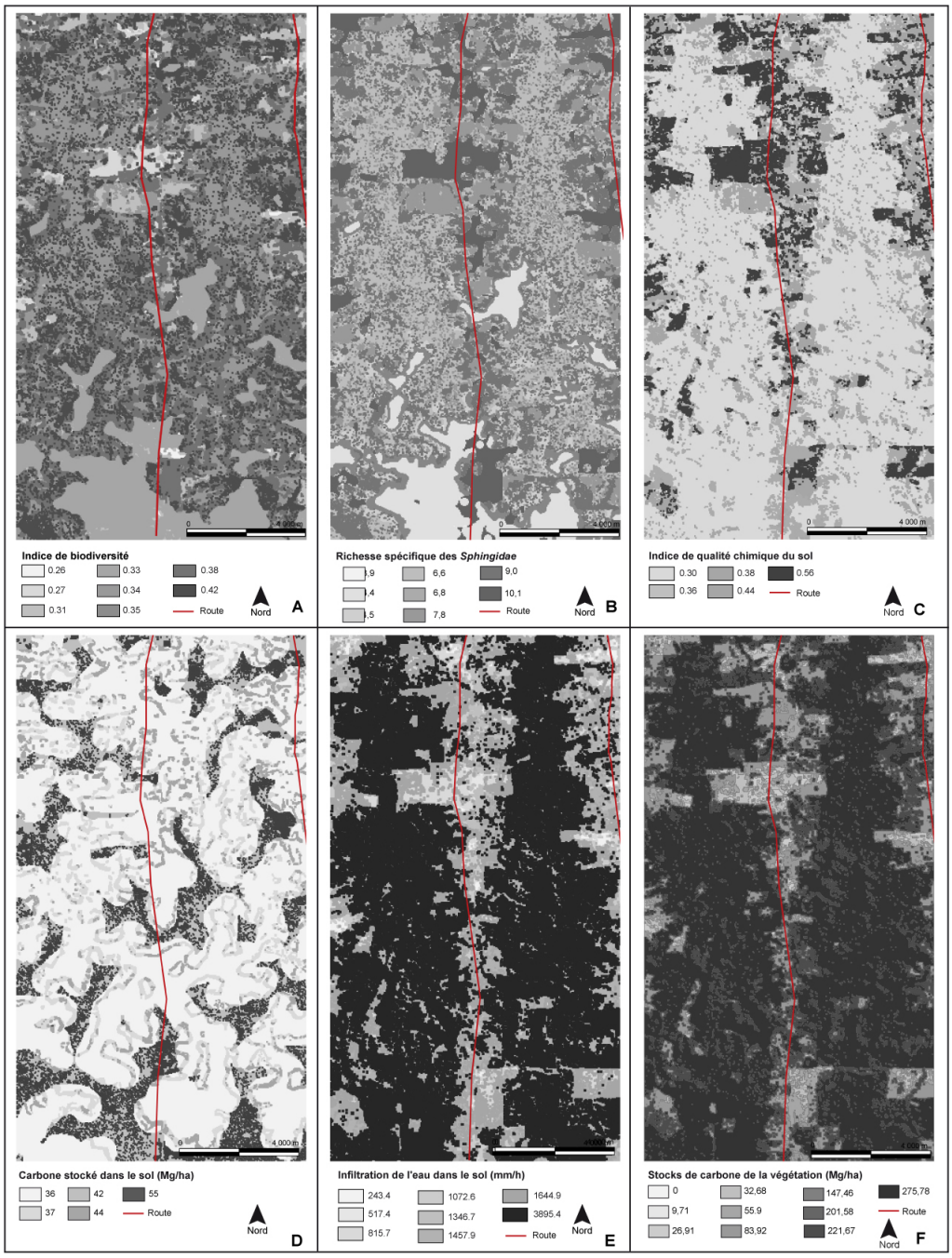


FIGURE 6.13 : *Fourniture de six indicateurs de services écosystémiques à Pacajá en 2007.*

Des exploitations se situent de part et d'autre de la piste centrale qui constitue un axe de déforestation dessinant ainsi un gradient paysager. Ce dernier se retrouve dans les cartographies des trois indicateurs de services cités préalablement (Figure 6.14).

L'influence de l'occupation du sol se traduit par des valeurs faibles en milieux ouverts et élevés dans les espaces forestiers pour les stocks de carbone de la végétation et l'infiltration de l'eau dans le sol et par des tendances inverses pour l'indice de qualité chimique. Les espaces de transition, autour de cet axe central et des grandes fazendas présentent des

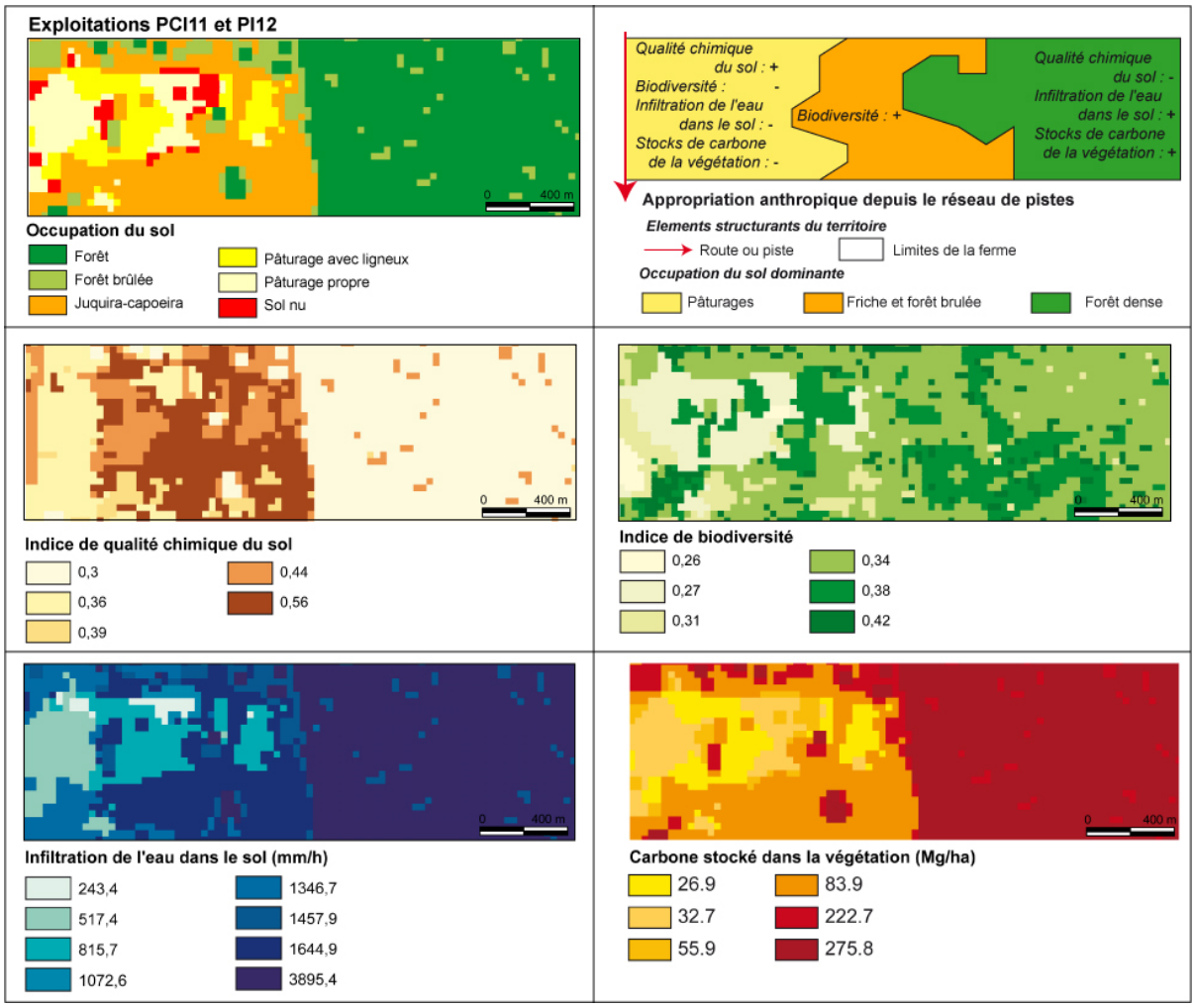


FIGURE 6.14 : *Structure spatiale des indicateurs de services écosystémiques et leur dynamique à l'échelle d'une exploitation agricole (lots 111 et 112). Se distingue un gradient dans la fourniture des services écosystémiques depuis la piste qui constitue l'axe central de déforestation.*

valeurs intermédiaires pour les trois indicateurs et des valeurs fortes pour l'indice de biodiversité.

Les fermes de Pacajá peuvent ainsi se scinder en trois espaces limitrophes ayant des caractéristiques de l'emprise anthropique différentes, ce qui induit un impact non négligeable sur l'occupation du sol et sur la fourniture de certains indicateurs de services (indice de qualité chimique du sol, infiltration de l'eau dans le sol, carbone stocké dans la végétation). En effet, les espaces situés en bordure du réseau de pistes ont été déboisés plus anciennement et correspondent à des espaces cultivés depuis les années 1990. Dans ces zones majoritairement pâturées, la végétation arborée et arbustive est peu présente. Cela amène à la constitution d'une mosaïque d'espaces pâturés avec des patchs de juquira et de capoeira (friches et jachères). Ce sont des espaces de transition marqués par une forte hétérogénéité de la répartition spatiale des valeurs d'indicateurs de services. L'emprise anthropique étant faible sur les zones les plus éloignées de la route, les couverts végétaux sont majoritairement forestiers et homogènes. La fourniture de services y est,

par conséquent, globalement la plus importante.

Le site de Pacajá laisse également apparaître l'importance de la topographie dans la fourniture de services liés à la biodiversité. En effet, l'indice de biodiversité et la richesse spécifique en *Spingidae* sont très influencés par cette variable. Les plantations de cacao du sud de la zone sont caractérisées par des valeurs faibles pour ces indicateurs. Ils correspondent aux espaces de haut de pente, les plus anthropisés. De plus, comme pour le site de Maçaranduba, la cartographie des stocks de carbone du sol laisse apparaître l'influence du réseau hydrographique. Les stocks sont en effet plus faibles à proximité des cours d'eau où les sols sont plus facilement saturés en eau et des alluvions peuvent modifier localement le sol, influençant ainsi sa capacité de stockage du carbone.

III. Les associations de services écosystémiques dans un contexte de front pionnier

A. Méthodologie

1. Approche générale

Nous avons cherché, dans cette partie de chapitre, à caractériser la fourniture en services multiples en contexte de front pionnier. Pour ce faire, nous avons cherché à :

- identifier les associations entre les six indicateurs de services écosystémiques précédemment présentés et leurs facteurs de contrôle, c'est-à-dire les facteurs environnementaux (relatifs à la topographie ou à l'occupation du sol) expliquant la mise en place de ces associations,
- analyser la dynamique spatio-temporelle des associations de services entre 1990 et 2007 au sein des trois sites d'étude.

La méthodologie se déroule en deux temps (Figure 6.15). Tout d'abord, les concomitances, les *trade-offs* et/ou les synergies entre les indicateurs de services ont été identifiés ainsi que les facteurs de contrôle de ces derniers. Dans un second temps, la dynamique temporelle des concomitances entre les six indicateurs de services a été analysée. Ces deux étapes principales présentent un lien direct avec la cartographie. D'une part, l'amélioration des connaissances sur les associations des six indicateurs de services écosystémiques permet de mieux appréhender la cartographie obtenue, servant ainsi d'aide à l'interprétation mais également de validation. Par exemple, la mise en évidence du rôle joué par

l'occupation du sol dans la mise en place d'associations de services peut rendre possible un regard critique sur la cartographie obtenue à partir des données télédétectées. D'autre part, la cartographie permet de disposer d'informations à une autre échelle spatiale et à pallier le problème d'informations lacunaires (manque de profondeur temporelle, nombre d'individus faible).

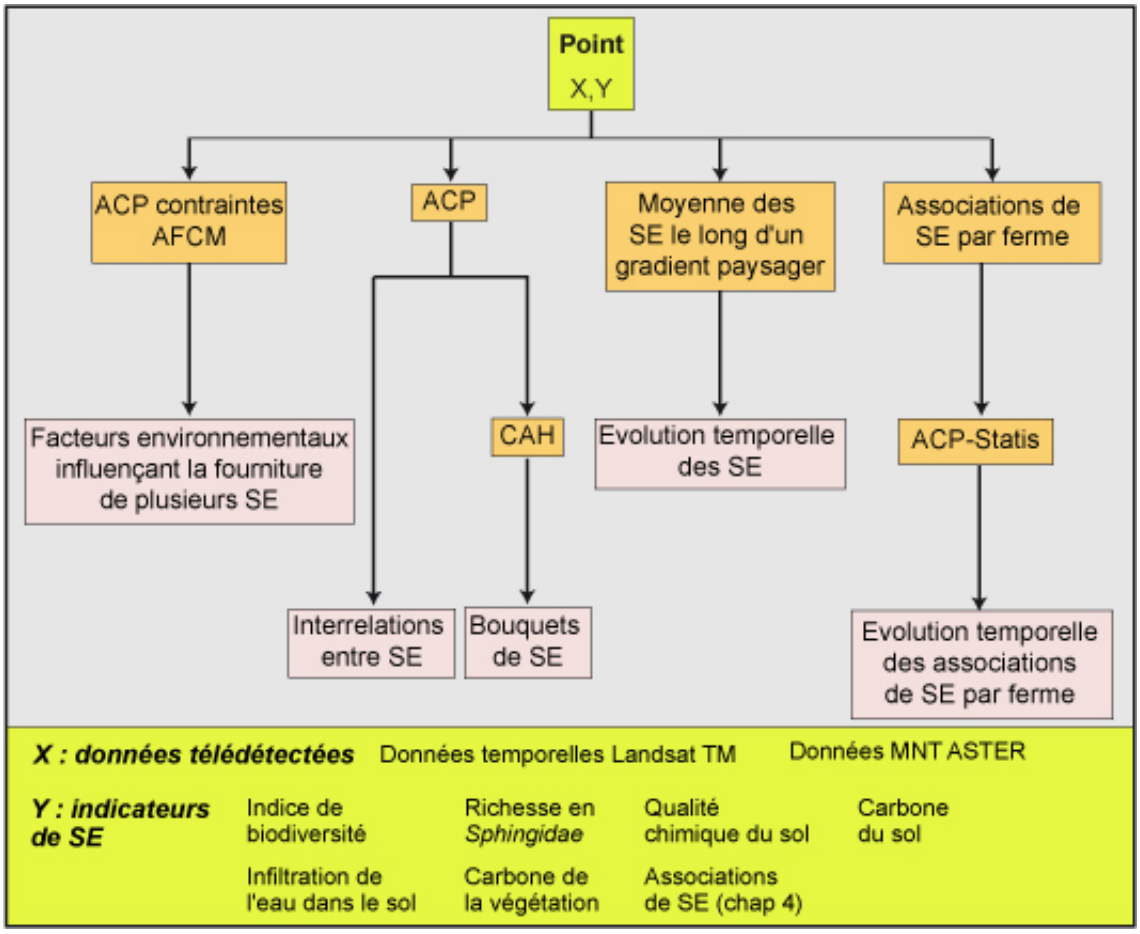


FIGURE 6.15 : *Démarche méthodologique employée pour étudier les associations de services écosystémiques. Acronymes : ACP = Analyse en Composantes Principales, AFCM = Analyse Factorielle des Correspondances Multiples, CAH = Classification Ascendante Hiérarchique et SE = (indicateurs de) Services Écosystémiques.*

2. Les interrelations entre les indicateurs de services écosystémiques

a. *Identifier les facteurs environnementaux influençant les associations entre services écosystémiques*

Pour identifier les associations de services et leurs facteurs de contrôle, trois analyses ont été menées :

- Une ACP sur les indicateurs de services écosystémique suivie d'une CAH (Classification Ascendante Hiérarchique) a rendu possible l'identification des associations de services,
- Une AFCM (Analyse Factorielle des Correspondances Multiples) dont l'objectif est d'identifier des grands facteurs de contrôle de la fourniture de l'ensemble des services étudiés,
- Des ACP contraintes ont permis d'identifier de manière plus précise certains facteurs de contrôle de ces associations.

Pour réaliser le suivi spatio-temporel des associations de services, deux analyses ont été menées :

- La première consiste en la visualisation simultanée de la distribution statistique de chaque indicateur de services par type d'occupation du sol, le long d'un gradient paysager. Elle permet d'étudier la variation de chacun des six indicateurs de services au cours du processus de déforestation, c'est-à-dire lors du passage de la forêt à un milieu plus ou moins ouvert et anthropisé et offre ainsi un aperçu de l'évolution théorique des indicateurs de services lors de ce processus.
- La seconde analyse, basée sur une ACT-Statis, vise à identifier des associations spatio-temporelles des associations de services au niveau des exploitations agricoles.

b. Les données utilisées

Pour identifier les associations entre services écosystémiques et leurs facteurs de contrôle, nous nous sommes appuyés sur des analyses statistiques à l'échelle des 135 points mettant en relation les données terrain renseignant les six indicateurs de services écosystémiques et les données télédétectées ainsi que la donnée relative au type de sol, obtenue par échantillonnage terrain (Table 6.2).

Données	Sources
Classification de l'occupation du sol	Landsat TM - Oszwald *et al.*, 2011 [497]
Trajectoire historique d'occupation du sol	Landsat TM - Oszwald *et al.*, 2011 [497]
NDVI	Landsat TM
NDWI	Landsat TM
Distance à la forêt	Landsat TM
Altitude (m)	MNT ASTER
Pente (%)	MNT ASTER
Topographie	MNT ASTER
Distance au réseau hydrographique	MNT ASTER
Type de sol	Relevés terrain - cf. chapitre 3

TABLE 6.2 : *Données utilisées pour étudier les interrelations entre les indicateurs de services écosystémiques. Pour plus d'informations sur les données de télédétection utilisées, le lecteur se référera au chapitre 2 (Table 6.2) et au chapitre 3, pour les données de type de sol.*

Pour étudier la variation de chacun des six indicateurs de services le long d'un gradient paysager, deux types de données ont été utilisés :

- la classification d'occupation du sol de 2007 (Landsat TM - Table 6.2) ;
- six indicateurs de services (indice de biodiversité, richesse spécifique en *Spingidae*, qualité chimique du sol, stocks de carbone du sol, infiltration de l'eau dans le sol et stocks de carbone de la végétation - cf. chapitre 3).

L'étude de la stabilité temporelle des associations est fondée sur deux types de données :

- les cartographies d'occupation du sol de 1990, 1994, 1997, 2001 et 2007 ;
- la cartographie des associations entre indicateurs de services écosystémiques réalisée précédemment à partir de l'occupation du sol (chapitre 4).

c. *Comment identifier les associations entre services ?*

Afin de comprendre les interrelations entre les 6 indicateurs de services écosystémiques, une ACP a été réalisée sur les 135 points d'échantillonnage (cf. chapitre 4 et annexes A - Matrices 6.3). Cette analyse permet d'identifier les indicateurs qui co-varient sur cet ensemble de points, soit positivement (synergies), soit négativement (*trade-offs*).

$$\begin{array}{l} \\ \text{Points d'échantillonnage} \end{array} \begin{array}{c} I \\ 1 \\ \vdots \\ n = 135 \end{array} \begin{pmatrix} SE_1 & \dots & SE_6 \\ \dots & \dots & \\ \vdots & \vdots & \\ \dots & \dots & \end{pmatrix} \begin{pmatrix} \tilde{X}_1 \\ \dots \\ \vdots \\ \dots \end{pmatrix} \quad (6.3)$$

Avec $\widetilde{X_1}$ la première composante principale.

Suite à l'ACP, une CAH a permis d'identifier les groupes d'individus statistiques appartenant à une même association de services. Cette CAH a été effectuée sur le tableau de données issu de l'ACP, constitué de $n = 135$ individus et de $p = 6$ variables (les composantes principales - Matrice A.6). Les groupes obtenus sont homogènes du point de vue de leur fonctionnement et donc des services qu'ils rendent. Afin d'interpréter ces groupes d'associations au regard des facteurs environnementaux, cette typologie a été mise en relation avec les données environnementales (comme l'occupation du sol) ainsi qu'avec la variable liée au site d'appartenance.

$$\begin{array}{l} I \\ 1 \\ \vdots \\ n = 135 \end{array} \begin{array}{c} \begin{array}{cccc} & \tilde{X}_1 & \ldots & \tilde{X}_6 \end{array} \\ \begin{pmatrix} \ldots & \ldots & \\ \vdots & \vdots & \\ \ldots & \ldots & \end{pmatrix} \end{array} \quad \text{Points d'échantillonnage} \tag{6.4}$$

Avec $\widetilde{X}_p$ les $p = 6$ composantes principales.

d. Comment identifier les facteurs de contrôle des associations de services ?

Pour identifier les facteurs environnementaux influençant les associations de services écosystémiques, trois méthodologies ont été mises en place :

- Une Analyse Factorielle des Correspondances Multiples (AFCM) a permis d'explorer les relations entre la matrice des variables explicatives (facteurs de contrôle environnementaux) et celle des indicateurs de services écosystémiques.
- Des ACP contraintes (intra et inter groupes) ont été réalisées afin de comprendre l'impact de l'occupation du sol, de sa trajectoire historique et du type de sol sur la mise en place d'associations
- Une nouvelle ACP contrainte, à partir de la typologie des sites, a servi à l'identification de l'effet site dans les associations observées.

Dans un premier temps, pour chaque indicateur de services, les modèles statistiques finaux, c'est-à-dire obtenus après sélection de variables, ont été considérés (cf. chapitres 3 et 6). Ces $n = 6$ modèles constituent nos nouveaux individus statistiques. Chacun de ces $n = 6$ individus est caractérisé par la présence (ou l'absence) des $p = 10$ variables X explicatives (altitude, occupation du sol,... - facteurs de contrôle de chacun des six indicateurs). Ces $p = 10$ variables explicatives ont alors été transformées en données binaires qui mesurent la présence ou non de la donnée dans chacun des $n = 6$ modèles finaux. Par exemple, "l'occupation du sol" devient une variable à deux modalités selon

que la variable est présente ou non dans le modèle final. De cette manière, les variables prennent la valeur de "1" lorsqu'elles sont présentes dans les modèles et une valeur de "0" lorsqu'elles en sont absentes (Tableau de données 6.5). Par exemple, la variable « Altitude » est codée en « 1 » pour les indicateurs de « richesse en *Sphingidae* », « indice de biodiversité » et « indice de qualité chimique du sol » et en « 0 » pour les autres indicateurs.

$$\begin{array}{l} \\ Carbone_{vgtation} \\ Infiltrabilit_{sol} \\ Carbone_{sol} \\ Chimie_{sol} \\ Biodiversit \\ Pollinisateurs \end{array} \begin{array}{c} \begin{array}{cccccccccc} Altitude & Deau & Topo & Pente & Trajectoire & OS & Dfort & NDVI & NDWI & Site \end{array} \\ \begin{pmatrix} 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1 & 0 & 0 & 0 & 1 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 1 & 1 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 1 & 1 & 0 & 1 & 1 & 0 & 0 & 1 & 1 \\ 1 & 1 & 0 & 1 & 1 & 1 & 0 & 0 & 1 & 1 \\ 1 & 0 & 1 & 1 & 1 & 1 & 0 & 1 & 1 & 1 \\ 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 \end{pmatrix} \end{array} \quad (6.5)$$

Avec Deau : Distance à l'eau; D forêt : distance à la forêt; OS : Occupation du sol et Topo : topographie.

Comme nous travaillons sur un jeu de données composé de variables qualitatives, il convient de mettre en œuvre une méthode qui n'a pas été employée jusqu'à présent. L'Analyse Factorielle des Correspondances Multiples (AFCM) qui est une généralisation de l'AFC (Analyse Factorielle des Correspondances) à plus de deux variables qualitatives (Husson *et al.*, 2010 [320]). Cette méthode permet :

- d'identifier les ressemblances entre individus du point de vue des variables. Elle permet ainsi une comparaison des individus sur la base de la présence ou de l'absence des variables explicatives X_1,... X_10 dans les arbres de décisions ou modèles linéaires implémentés pour chaque indicateur de services. Deux individus sont proches si leurs facteurs de contrôle sont similaires (mêmes variables explicatives),
- de dresser un bilan des liaisons entre variables et des associations entre modalités.En effet, deux modalités sont proches si elles ont souvent été prises ensemble. Les modalités sont représentées au barycentre des individus qui les ont prises. La distance d'une modalité au centre du nuage est d'autant plus grande que la modalité est rare. D'autre part, elle permet de rechercher des variables synthétiques qui résument l'information contenue dans ces variables.

À partir de ces premiers résultats, en nous appuyant sur les classifications par occupation du sol et par trajectoire historique, la variance totale du tableau de données expliquée par l'effet inter-groupe a été quantifiée (analyse inter-classe ou *between*). Enfin, nous avons cherché à identifier et quantifier la contribution de l'effet de contexte dans la mise en place d'associations de services, notamment afin de mettre en avant l'impact des politiques publiques et des techniques de production sur la mise en place d'associations. Pour ce faire, une troisième ACP contrainte a été réalisée à partir de la typologie des sites (trois modalités selon l'appartenance aux sites de Maçaranduba, Pacajá ou Palmares II).

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

La classification par site a été utilisée pour quantifier la variance totale du tableau de données expliquée par l'effet inter-groupe, c'est-à-dire en focalisant l'analyse sur les variables expliquant la différence entre les sites et la variance totale expliquée par l'effet intragroupe (analyse *within* - Lebreton *et al.*, 1991 [391] ; Borcard *et al.*, 1992 [94] ; Baty *et al.*, 2006 [67]).

3. Comment suivre la dynamique des services écosystémiques et de leurs associations au cours du temps ?

La variation temporelle des associations de services étant une des questions clés des études sur les services écosystémiques (Bennett *et al.*, 2009 [78]), nous avons cherché à analyser la dynamique spatio-temporelle des associations de services entre 1990 et 2007 au sein des trois sites d'étude. Pour ce faire, deux analyses ont été menées. La première analyse a visé à étudier la variation de chacun des six indicateurs de services le long d'un gradient paysager. Elle a ainsi permis d'obtenir un aperçu théorique de l'évolution des indicateurs de services lors du processus de déforestation. La seconde analyse a visé à identifier des associations spatiales stationnelles communes entre les différentes dates et d'en étudier la stabilité temporelle.

a. La variation des indicateurs de services le long d'un transect paysager

La première analyse a consisté en l'étude de l'évolution de la fourniture des six indicateurs de services écosystémiques le long d'un gradient paysager théorique. Celui-ci reproduit à la fois la diversité paysagère du front pionnier et l'évolution potentielle des espaces, depuis la forêt jusqu'à un élément paysager de pâturages et/ou de cultures. Pour ce faire, la typologie d'occupation du sol de 2007 (6 modalités depuis la forêt jusqu'aux sols nus) a été considérée pour les 135 points d'échantillonnage des trois sites (Matrices 6.6). Pour analyser la variation des 6 indicateurs de services lors du processus de déforestation, leur distribution statistique a été représentée pour chacun des types d'occupation du sol.

$$\begin{array}{cc} I & \begin{array}{ccc} SE_1 & \dots & SE_6 \end{array} \quad OS \\ 1 & \\ \text{Fermes} & \begin{pmatrix} X_1 & ... & X_4 \\ \vdots & \vdots & \vdots \\ ... & ... & ... \end{pmatrix} \begin{pmatrix} OS_1 \\ \vdots \\ OS_n. \end{pmatrix} \\ n = 135 & \end{array} \tag{6.6}$$

Avec OS : occupation du sol.

b. L'évolution temporelle des associations de services

Bien que l'analyse précédente ait permis d'obtenir un aperçu de l'évolution des associations entre services au cours du temps dans un contexte de front pionnier, elle n'a rendu possible l'identification de structures spatiales stables communes entre les différentes dates. Pour pallier ce manque, une méthode permettant de rendre compte du lien entre différents tableaux et d'analyser ces derniers conjointement a été mise en place. Parmi les méthodes existantes d'analyses multi-tableaux, l'analyse STATIS (analyse à trois indices - Lavit *et al.*, 1994 [383]) est classiquement utilisée (par exemple, Thioulouse et Chessel, 1987 [627] ; Dolédec, 1988 [185] ; Blanc *et al.*, 1998 [89]). La méthode ACT-STATIS s'appuie sur les corrélations entre tableaux de données et recherche un tableau synthétique appelé compromis à partir d'une combinaison de chaque tableau-date. Concrètement, nous nous sommes basés sur la méthode cartographique présentée dans le chapitre 4 qui permet d'obtenir une information spatialisée sur les associations de services en effectuant un regroupement de certains types d'occupation du sol. L'analyse étant basée sur l'occupation du sol, les classifications d'occupation du sol des années antérieures, basées sur le traitement des images satellites, ont été utilisées afin d'obtenir une donnée temporelle. Nous avons ainsi obtenu ainsi une information sur les associations de services écosystémiques pour les années 1990, 1994, 1997, 2001 et 2007. Ensuite, pour chaque date, un indicateur a été calculé. Celui-ci synthétise la proportion de la superficie des espaces des différentes catégories d'associations de services au sein de 27 fermes appartenant aux trois sites d'étude (Matrices 6.7).

Cinq tableaux de données (un par année considérée) présentant la proportion de chaque type d'associations de services (variables) par ferme (individus statistiques).

$$\begin{array}{c} \\ \text{Fermes} \end{array} \begin{array}{c} \text{1990} \\ \begin{pmatrix} X_1 & \dots & X_4 \\ \dots & \dots & \dots \\ \vdots & \vdots & \vdots \\ \dots & \dots & \dots \end{pmatrix} \end{array} \dots \begin{array}{c} \text{2007} \\ \begin{pmatrix} X_1 & \dots & X_4 \\ \dots & \dots & \dots \\ \vdots & \vdots & \vdots \\ \dots & \dots & \dots \end{pmatrix} \end{array} \tag{6.7}$$

Avec X_1, ... , X_4 : les unités paysagères ou associations entre services.

Enfin, une analyse ACT-STATIS a été mise en place sur les jeux de données décrivant la proportion de chaque catégorie d'associations par ferme et par année (Matrice 6.8).

Tableau de données synthétisant la proportion de chaque type d'associations de services (variables) par ferme et par année (individus statistiques).

$$\begin{array}{c} \\ \text{Années + Fermes} \end{array} \begin{array}{c} \begin{array}{ccc} X_1 & \ldots & X_4 \end{array} \\ \begin{pmatrix} \ldots & \ldots & \ldots \\ \vdots & \vdots & \vdots \\ \ldots & \ldots & \ldots \end{pmatrix} \end{array} \tag{6.8}$$

Avec X_1, ... ; X_4 : les unités paysagères ou associations entre services.

B. La nature des associations de services et leurs facteurs de contrôle

1. Les associations de services écosystémiques

L'ACP réalisée sur les 6 indicateurs de services écosystémiques (variables) et les 135 points d'échantillonnage (individus statistiques) permet de visualiser les relations entre les indicateurs. Le premier plan factoriel représente environ 53 % de l'inertie totale (Figure A.4). Le premier axe (29 % de l'inertie totale) est positivement corrélé aux stocks de carbone de la végétation et à l'indice de biodiversité (synergies). Ce 1^{er} axe expose une co-variation négative (*trade-offs*) entre la qualité chimique du sol et le groupe de variables constitué des stocks de carbone de la végétation et de la biodiversité. Cette co-variation négative est logique dans un contexte de front pionnier où s'opposent les espaces forestiers, riches en carbone et en biodiversité et dont le sol est chimiquement pauvre, et les espaces pâturés où les stocks de carbone et la biodiversité sont faibles et le sol chimiquement riche. À l'inverse, les sols sont plutôt chimiquement riches en milieu pâturé alors que les stocks de carbone y sont très faibles. Le deuxième axe (24 % de l'inertie totale) est essentiellement construit par la variable renseigne la richesse spécifique en *Sphingidae*. Cet axe présente le même *trade-off* entre la qualité chimique du sol et les stocks de carbone de la végétation.

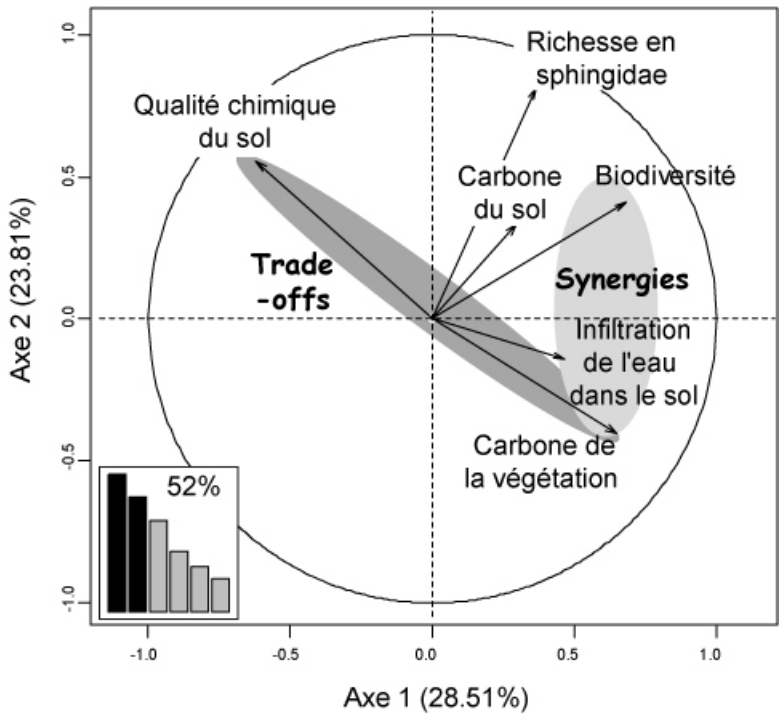


FIGURE 6.16 : *Cercle des correlations issu du 1er plan factoriel de l'ACP réalisé sur les 135 points d'échantillonnage et les 6 indicateurs de services écosystémiques.*

La CAH effectuée sur les composantes principales (n = 135 individus - points d'échantillonnage) permet de regrouper les points d'échantillonage qui se ressemblent du point de vue des services rendus. Les groupes d'associations issus de la CAH présentent visuellement de fortes différences attestées par des tests de Kruskal-Wallis (Figure 6.17).

La classe 1 est principalement caractérisée par de forts stocks de carbone du sol et une infiltrabilité du sol élevée. La biodiversité et la richesse spécifique en *Spingidae* y sont très faibles. Cette classe correspond aux espaces d'altitude à forte densité végétale situés en forêt ou à proximité, essentiellement sur le site de Palmares II. La classe 2 est caractérisée par une qualité chimique du sol très élevée et une richesse spécifique en *Spingidae* très forte. Les stocks de carbone de la végétation, du sol et l'infiltrabilité de l'eau dans le sol y sont faibles. Cette seconde classe correspond aux espaces de faible densité végétale, situés essentiellement dans des pâturages de Maçaranduba, loin des forêts. La classe 3 est caractérisée par une fourniture en services écosystémiques globalement faible, particulièrement concernant le stockage de carbone de la végétation et l'infiltrabilité de l'eau dans le sol. Cette classe correspond aux espaces de transition, friches et jachères (*juquira-capoeira*) et aux pâturages situés relativement loin des forêts. Les classes 4 et 5 présentent les mêmes tendances : forts stocks de carbone de la végétation, particulièrement pour la classe 4, infiltrabilité du sol assez forte, sols chimiquement faibles et une biodiversité plutôt importante, surtout dans la classe 5. La classe 5 est également caractérisée par une richesse spécifique en *Spingidae* assez élevée. La classe 4 correspond essentiellement aux espaces

forestiers de Pacajá et le groupe 5, aux espaces forestiers de Palmares II et de Maçaranduba. À l'inverse des forêts de Pacajá, les forêts de ces deux zones ont été partiellement dégradées provoquant la mise en place d'associations différentes de ceux de forêts encore intactes.

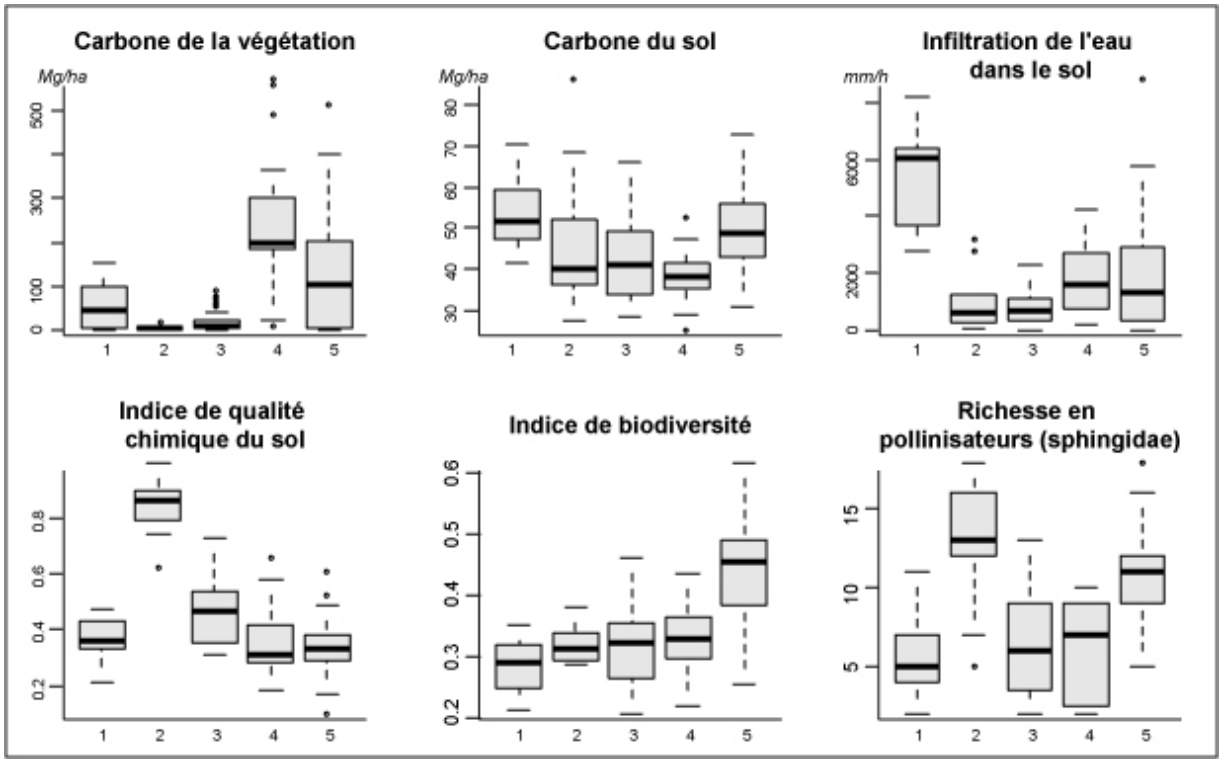


FIGURE 6.17 : *Types d'associations entre les six indicateurs de services écosystémiques - obtenus par ACP et CAH. L'ensemble des tests de Kruskal-Wallis réalisés révèlent que les différences entre les groupes obtenus sont significatives.*

C. *Les facteurs de contrôles de la formation de bouquets de services*

Nous nous intéressons ici à l'étude des nuages des modalités et des individus. L'axe 1 montre une opposition entre les indicateurs de services écosystémiques dont le nombre de facteurs de contrôle environnementaux (variables explicatives X) est élevé (indice de biodiversité, richesse en *Sphingidae*, indice de qualité chimique du sol et stocks de carbone du sol) de ceux dont le nombre de facteurs de contrôle est faible (stocks de carbone de la végétation et infiltration de l'eau dans le sol). Il est possible de déterminer un groupe de modalités correspondant aux propriétés inhérentes du sol et qui participent à l'explication des variations de l'indice de qualité chimique du sol, de la biodiversité et des stocks de carbone du sol et qui, à l'inverse, n'interviennent pas ou très peu dans les processus liés

aux stocks de carbone de la végétation et de l'infiltration de l'eau dans le sol.

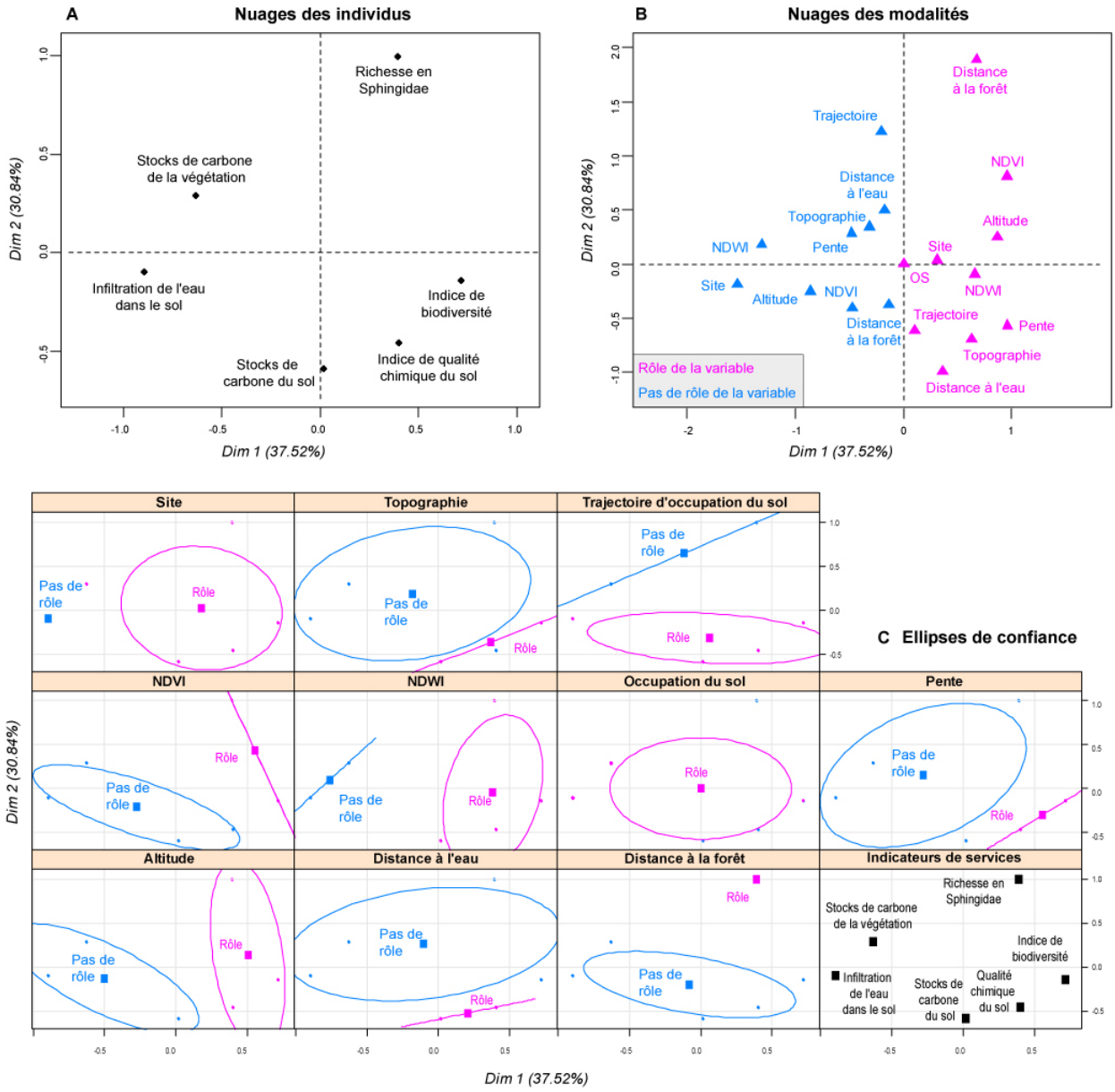


FIGURE 6.18 : *Nuages des individus (A) et des modalités (B) résultant de l'AFMC ainsi que les ellipses de confiance autour des modalités (C).*

Le nuage des modalités illustre l'importance du rôle des propriétés modifiables des écosystèmes (Dominati *et al.*, 2010 [190]) et tout particulièrement de l'occupation du sol ainsi que l'effet site. En effet, les modalités indiquant l'influence des variables liées aux propriétés modifiables des écosystèmes sont, en majorité (occupation du sol, trajectoire historique d'occupation du sol et NDWI), à proximité de l'origine du repère, voire, dans le cas de l'occupation du sol, se confond avec l'origine du repère. Cela signifie que les changements d'occupation du sol impactent la fourniture de l'ensemble des indicateurs étudiés. De la même manière, la modalité indiquant le rôle de la situation géographique des points

d'échantillonnage (site d'appartenance) se situe très proche de l'origine du repère, indiquant sa forte influence dans la fourniture de la quasi-totalité des indicateurs de services étudiés. Le rôle des propriétés inhérentes, bien que limité, reste important, notamment dans le cas de l'altitude. Cette analyse montre ainsi que même si le paysage contribue pour beaucoup à la variabilité spatiale des services écosystémiques, il est réducteur d'imputer cette variabilité à ces seuls facteurs.

Les analyses inter-classes offrent l'opportunité d'approfondir l'analyse précédente en permettant de comprendre l'influence de plusieurs des facteurs environnementaux sur la mise en place de bouquets de services (Figures 6.19 à 6.21). L'analyse inter-groupe des types d'occupation du sol est significative (à 0,001 - test de Monte-Carlo - Figure 6.19). Bien que la variance inter-classe soit assez faible (17 %), il est possible de distinguer un gradient paysager depuis les forêts jusqu'aux espaces agricoles. L'axe 1 présente une opposition entre ces deux systèmes. Les espaces de forêts sont associés à des stocks de carbone élevés ainsi qu'à une infiltrabilité élevée de l'eau dans le sol. Les espaces de transition (friches et jachères) sont davantage associés à des valeurs moyennes pour l'ensemble des services. Les espaces agricoles sont eux caractérisés par des sols chimiquement riches.

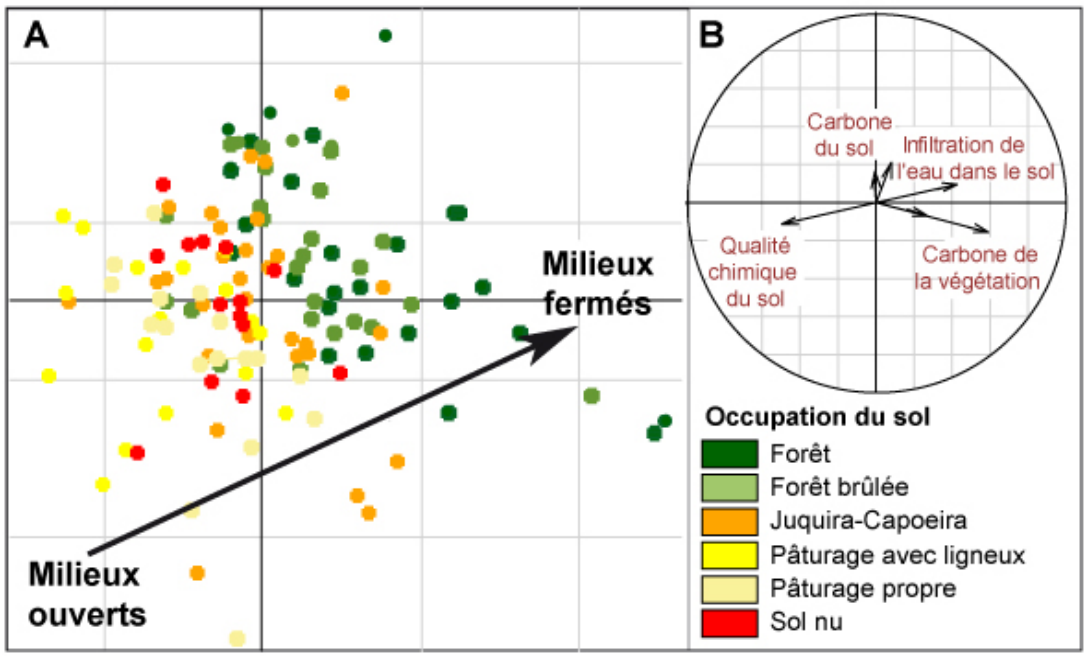


FIGURE 6.19 : *Résultats de l'ACP contrainte réalisée à partir des indicateurs de services écosystémiques et la typologie d'occupation des sols. (a) Cercle des corrélations de l'analyse inter-classes montrant la corrélation de chaque indicateur de services écosystémiques avec les deux premiers axes factoriels principaux. (b) Carte factorielle associée au cercle des corrélations, les points sont regroupés par type d'occupation du sol (R^2= 0,17, p-value < 0,001).*

L'analyse inter-groupe des types d'occupation du sol est significative (à 0,001 - test de Monte-Carlo - Figure 6.20). Dans ce cas, la variance inter-classe est toujours relativement faible (12 %) mais un gradient historique paysager peut se distinguer depuis les espaces

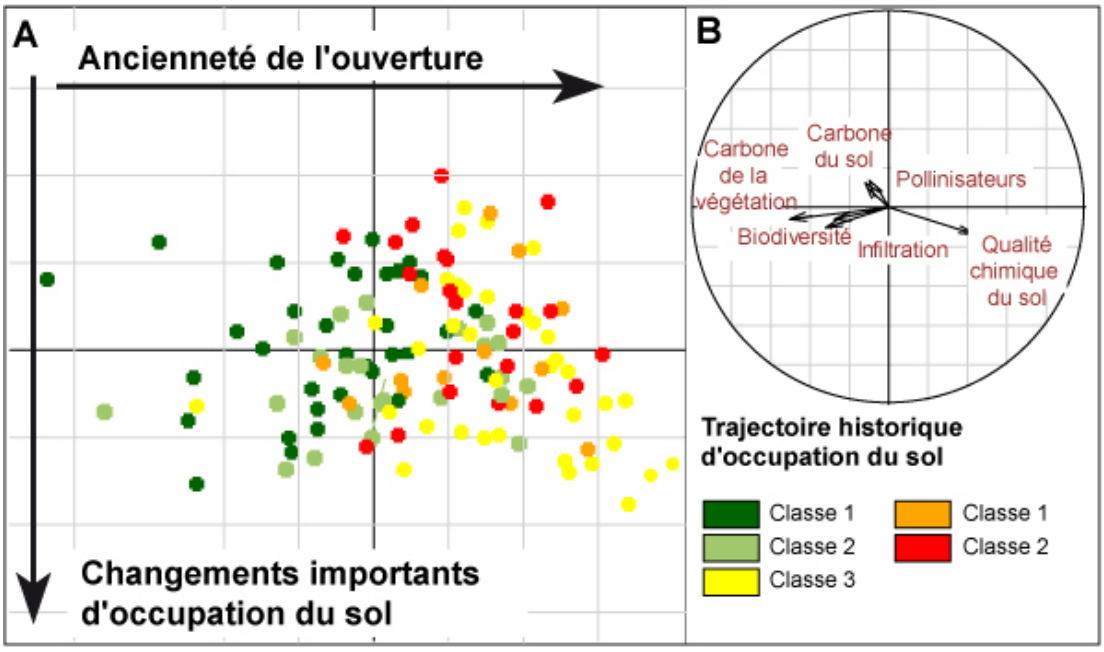


FIGURE 6.20 : *Résultats de l'ACP contrainte réalisée à partir des indicateurs de services écosystémiques et la typologie de l'occupation du sol. (a) Cercle des corrélations de l'analyse inter-classes montrant la corrélation de chaque service écosystémique avec les deux premiers axes factoriels principaux. (b) Carte factorielle associée au cercle des corrélations, les points sont regroupés par type de trajectoire historique d'occupation du sol (R^2= 0,12, p-value < 0,001). Classe 1 : forêt depuis 1990 ; classe 2 : forêt ayant été récemment brûlée ; classe 3 : espaces pâturées depuis 2001-2003 ; classe 4 : espaces pâturés depuis 1994-1997 ; classe 5 : alternance de pâturages et/ou de friches depuis 1990.*

forestiers jusqu'aux espaces qui sont pâturés. L'axe 1 oppose, comme le montre la figure 6.20, les espaces de forêts qui sont associés à des stocks de carbone élevés mais aussi à une forte biodiversité et les espaces agricoles associés à une bonne qualité chimique du sol. Le deuxième axe oppose, mais de manière beaucoup moins nette, les espaces qui sont restés stables au cours des 15 dernières années (classes 1 et 5) plutôt caractérisés par de forts stocks de carbone du sol et une richesse spécifique en *Sphingidae*, et les espaces qui ont connu des changements d'occupation du sol récents (classes 2, 3 et 4) caractérisés par une bonne qualité chimique du sol.

Le test de Monte-Carlo indique que l'analyse inter-groupe de la typologie des sites est significative à 0,001 avec une variance expliquée totale de 10 % (Figure 6.21). Les trois sites présentent des profils différents. Le site de Maçaranduba est caractérisé par un indice de biodiversité et une richesse spécifique en *Spingidae* élevés et par des sols chimiquement riches. Ce site a en effet connu une mise en pâturage qui a permis d'accroître la qualité chimique des sols. Cette zone présente à la fois des espaces de forêts conservées et de pâturages qui ont pu favoriser la présence d'une forte biodiversité, en particulier en pollinisateurs. Le site de Pacajá est essentiellement caractérisé par des stocks de carbone très élévés qui sont associés à la présence de patchs importants de forêt conservée. Le site

de Palmares II est caractérisé par de forts stocks de carbone du sol et une faible fourniture dans les autres services. La faiblesse de cette fourniture peut être la conséquence d'un état de dégradation général du site et notamment du couvert forestier du site, très lacunaire et dégradé.

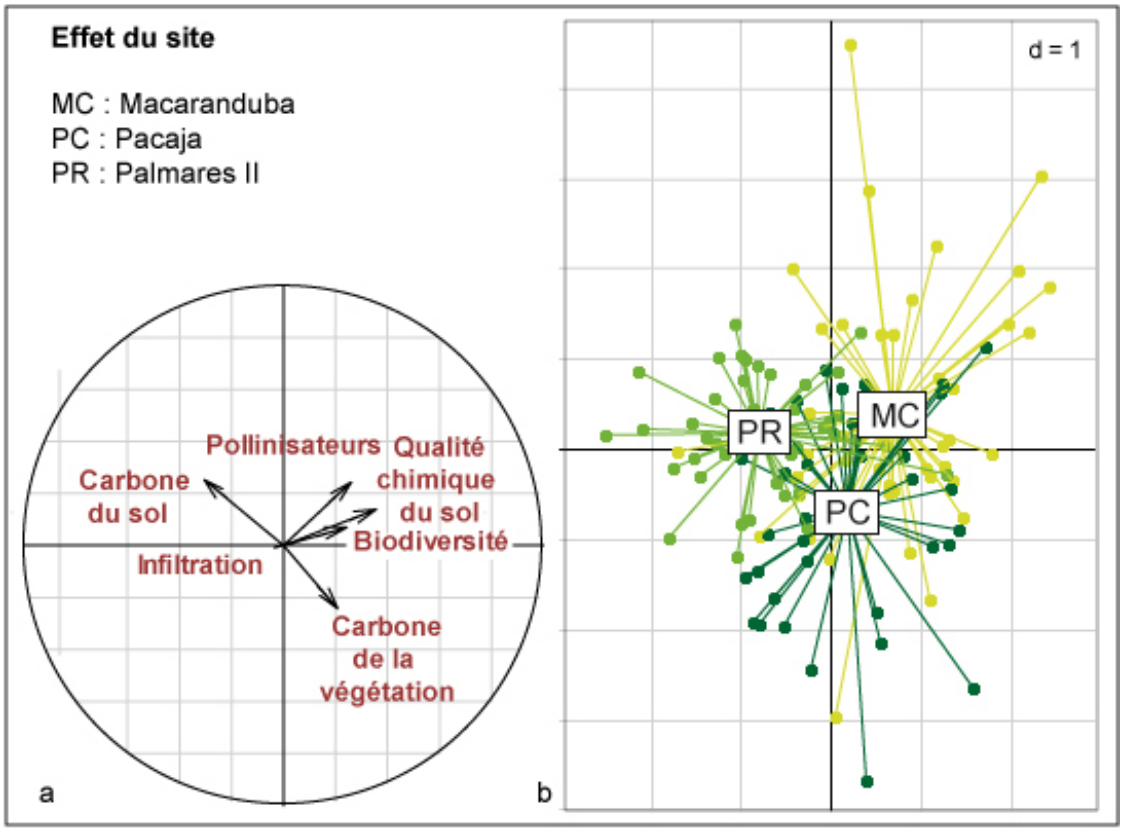


FIGURE 6.21 : *Résultats de l'ACP contrainte réalisée à partir des indicateurs de services écosystémiques et la typologie des sites. (a) Cercle des corrélations de l'analyse inter-classes montrant la corrélation de chaque service écosystémique avec les deux premiers axes factoriels. (b) Carte factorielle associée au cercle des corrélations, les points sont regroupés par site (R^2= 0,10, p-value < 0,001).*

D. Évolution temporelle des associations entre services écosystémiques, apport des informations spatialisées

1. Évolution des indicateurs de services

Cette analyse nous a permis d'analyser les variations de chacun des six indicateurs de services écosystémiques au sein des différentes classes d'occupation du sol. Il a alors été

possible de comprendre et de déterminer les trajectoires possibles d'un pixel au cours du processus d'anthropisation (Figure 6.22). Il aurait été intéressant de posséder des données relatives à une reprise forestière pour comprendre l'impact de la déforestation en termes de résilience.

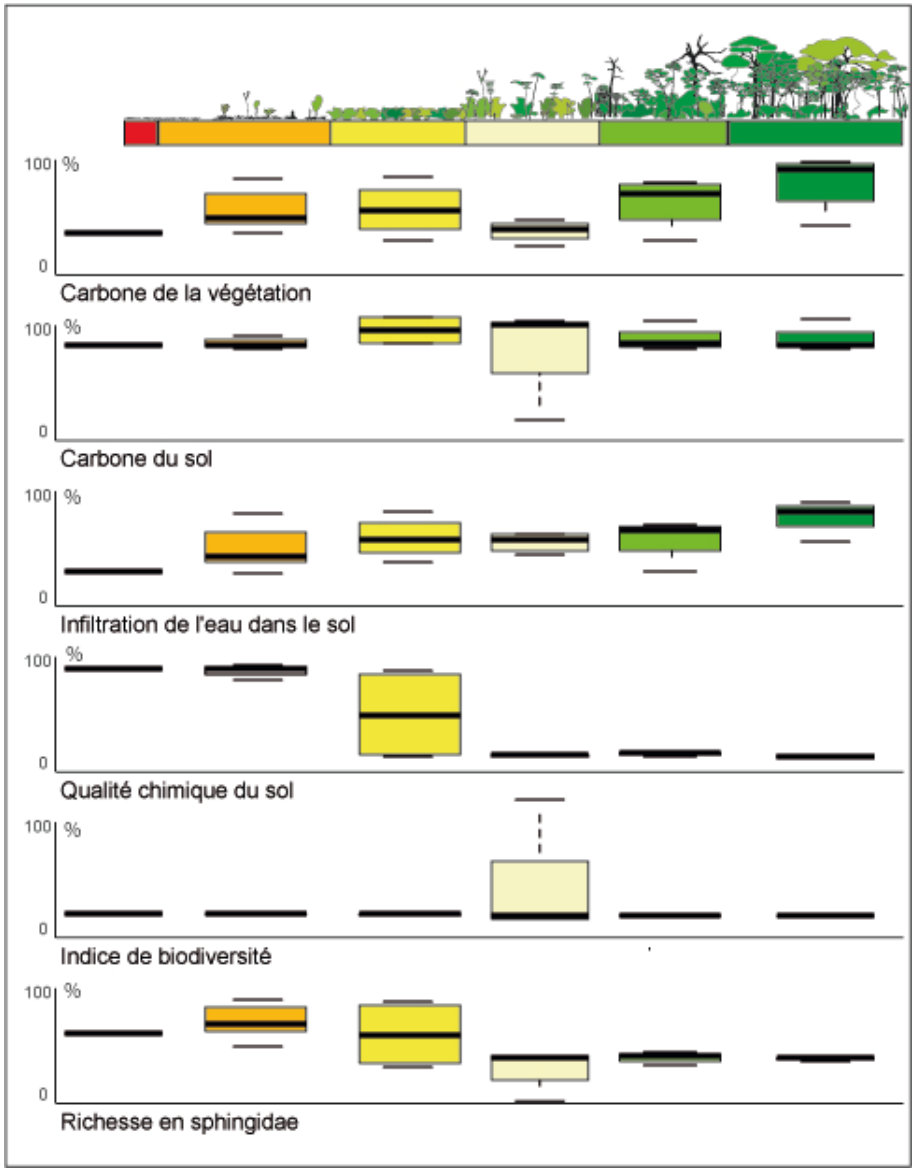


FIGURE 6.22 : *Variations des six indicateurs de services écosystémiques au sein d'un gradient paysager théorique.*

Globalement, certains indicateurs de services écosystémiques, comme les stocks de carbone du sol ou l'indice de biodiversité, ne présentent pas de différences importantes en fonction du système paysager de l'exploitation. D'autres, au contraire, exposent un gradient depuis les pâturages vers les forêts. Le passage de la forêt à des espaces pâturés se traduit par une diminution progressive des stocks de carbone de la végétation et de l'infiltration de l'eau dans le sol. Il provoque également l'augmentation de la richesse spécifique en *Spingidae* et un enrichissement de la qualité chimique des sols.

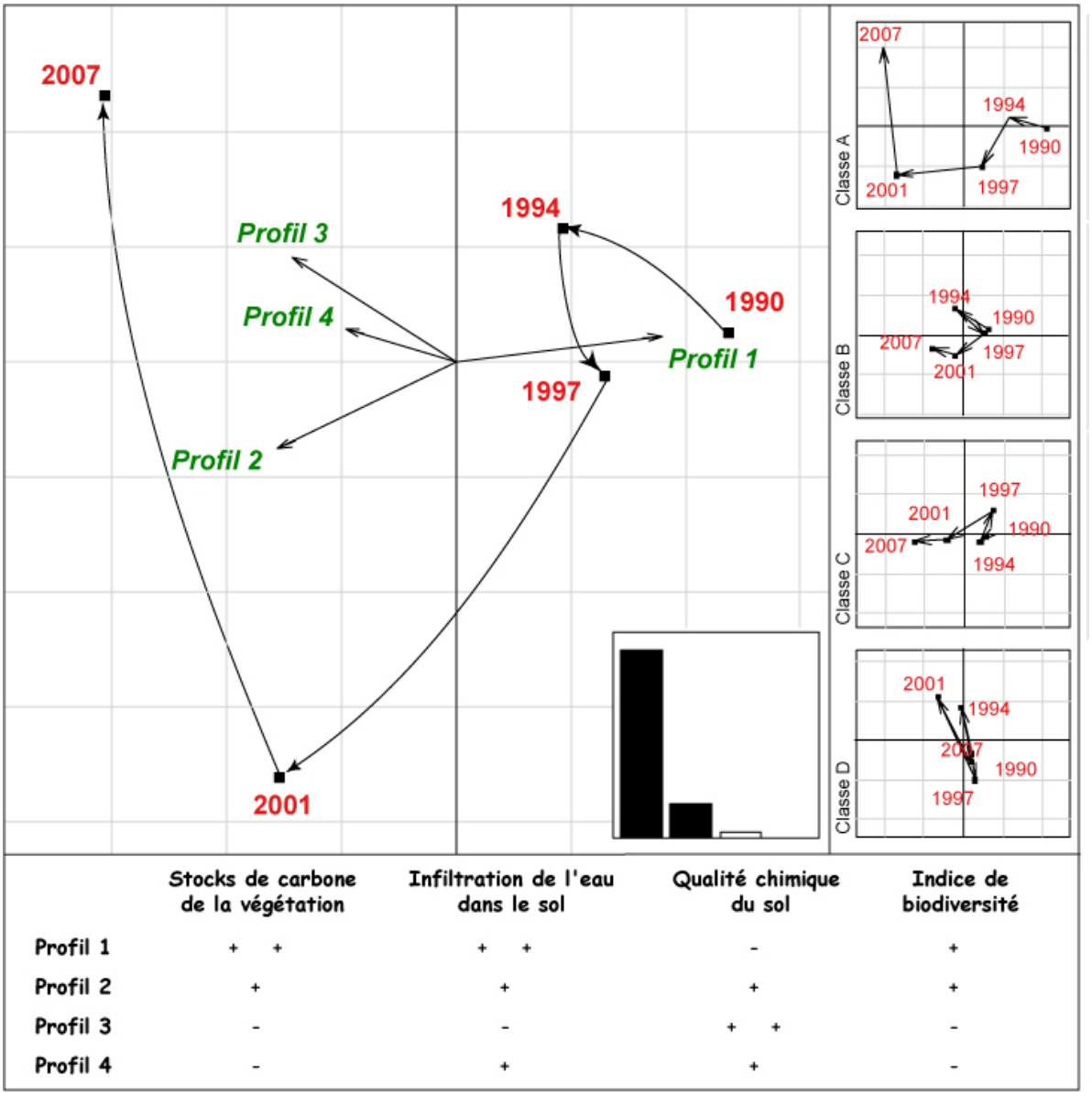
2. Suivi des associations entre indicateurs

La première composante principale représente 83 % de l'inertie totale de l'ACT-STATIS tandis que la deuxième composante principale synthétise 15 % de l'inertie (Figure 6.23). Chacun des points dates sur les deux premiers axes principaux correspond au point d'inertie d'une ACP par rapport aux autres. Ces points dates représentent la dynamique moyenne des 27 fermes étudiées au Brésil entre 1990 et 2007 par rapport aux variables d'entrées (les espaces de profils d'associations de services). Les points dates coïncident au centre d'inertie des nuages de points des 27 fermes du tableau de données à une date *t*. Les longueurs des vecteurs entre les dates successives représentent l'intensité des changements dans la mise en place des associations de services tandis que sa direction renseigne la nature de ces changements. Le premier axe factoriel du compromis est défini par une opposition entre le profil 1 (correspondant aux forêts) et les trois autres profils d'associations entre services. Le deuxième axe factoriel est relativement peu significatif et n'expose pas d'opposition très nette. Il présente une opposition, peu marquée, entre les espaces du 1er profil (forêts) et ceux du second profil (espaces de transition), c'est-à-dire des espaces en cours de déboisement, ou qui connaissent une dégradation forestière ou un abandon des parcelles agricoles qui se traduit par l'apparition de friches et/ou de jachères. Ces dynamiques d'enfrichement sont extrêmement importantes sur ces espaces puisque seules certaines des fermes connaissent des dynamiques importantes de déforestation, notamment sur le site de Pacajá. Il expose également une opposition entre les profils 2 et 3, c'est-à-dire entre les espaces de transition rendant un grand nombre de services et les espaces pâturés rendant un très faible nombre de services.

Le compromis de l'ACT-STATIS permet de suivre les vecteurs moyens de changement d'occupation des sols sur les 27 fermes de la base de données aux 5 dates étudiées. En 1990, les 27 fermes sont donc dominées en moyenne par des profils d'associations entre services écosystémiques de type 1 traduisant la dominance d'éléments paysagers forestiers. Entre 1990 et 1997, une dynamique de brûlis se met en place dans la plupart des fermes analysées. Celle-ci reste cependant assez limitée, entraînant alors l'apparition de profils d'associations de services de type 2. L'apparition de quelques associations de types 3 et/ou 4 en 1994 indiquant une mise en culture d'une minorité de fermes. La période allant de 1997 à 2001 favorise une conversion intense des fermes plutôt forestières vers des espaces en cours de déboisement qui sont caractérisés par des associations de type 2. Enfin, entre 2001 et 2007, les fermes deviennent des espaces agricoles (pâturages ou culture), caractérisés par des profils d'associations de services de type 3 et 4.

À partir de cette analyse, une CAH a été mise en place afin de constituer des groupes de fermes qui ont évolué de la même façon par rapport au compromis. Quatre classes ont pu être identifiées au sein des 27 fermes aux 5 dates étudiées. L'analyse des coordonnées factorielles de l'ordination des fermes de l'ACT-STATIS sur les deux premiers axes

factoriels principaux a permis de caractériser les quatre classes de fermes :



	Stocks de carbone de la végétation	Infiltration de l'eau dans le sol	Qualité chimique du sol	Indice de biodiversité
Profil 1	+ +	+ +	-	+
Profil 2	+	+	+	+
Profil 3	-	-	+ +	-
Profil 4	-	+	+	-

FIGURE 6.23 : *Typologie des fermes effectuée à partir de l'analyse des compositions paysagères entre 1990 et 2007 sur l'ensemble les 27 fermes à partir du compromis temporel (méthode ACT-STATIS). Le début des flèches correspond à la première année et la fin à la dernière. L'encart représente l'histogramme des valeurs propres. À droite, les quatre classes de trajectoire des compositions paysagères caractérisées par une CAH (méthode de Ward).*

- Classe A : Ce groupe de fermes connaît une dynamique très similaire à la dynamique générale. En 1990, la ferme est caractérisée essentiellement par des associations de type 1. Entre 1994 et 1997, un début de mise en culture a lieu. En 2001, les fermes sont caractérisées par des profils de *trade-offs* et de synergies de type 2 qui indiquent l'ouverture de la ferme (forêts dégradées, forêts brûlées et/ou dynamiques d'enfrichement). En 2007, les fermes sont caractérisées par des profils d'associations

de type 3 qui correspondent à des espaces mis en culture. Les fermes qui constituent cette classe sont toutes localisées dans le site de Macaranduba.

- Classe B : Cette classe connaît une dynamique assez proche de la classe 1 mais avec des changements de profils beaucoup moins intenses et moins marqués. Jusqu'en 2001, les dynamiques sont très proches, avec une mise en culture plus nette entre 1990 et 1997 ce traduisant par des profils de *trade-offs* et synergies de type 3. Après cette date, les espaces sont essentiellement caractérisés par des profils de type 2, ce qui indique l'ouverture de la couverture forestière mais sans qu'il n'y ait réellement de mise en culture. Cette dynamique est typique des fermes du site de Pacajá et de certaines fermes de Maçaranduba.
- Classe C : Cette classe est caractérisée par des changements peu intenses. Entre 1990 et 1994, les fermes connaissent un léger changement de profil d'associations avec le passage, assez peu marqué, d'un profil de type 1 à celui de type 2, indiquant une ouverture de l'exploitation. Entre 1994 et 1997, les fermes déjà en cours de défrichement sont mises en culture (profil de type 3 et 4) alors qu'une grande majorité présente toujours un profil de type 1. Après cette date, les espaces sont essentiellement caractérisés par des profils de type 2, ce qui indique, comme pour la classe B, l'ouverture de la couverture forestière mais sans que celle-ci soit l'occasion d'une réelle mise en culture et/ou d'un enfrichement des pâturages. Cette dynamique spatio-temporelle est typique de certaines fermes de Pacajá et de Palmarès II.
- Classe D : Cette classe regroupe des fermes qui étaient déjà caractérisées en 1990 par des associations de services de type 2, déjà exploités. De 1990 à 1994, les fermes présentent des associations majoritairement de type 3 et 4, relevant d'une mise en culture. Entre 1994 et 1997, ces exploitations connaissent un enfrichement qui se traduit par la mise en place d'associations de type 3. Entre 1997 et 2001, des changements intenses créent la mise en place de profils de types 3 et 4 sur ces exploitations. Enfin, ces exploitations connaissent de nouveau des dynamiques d'enfrichement qui se traduisent par la mise en place de profils de type 2. Les fermes qui constituent cette classe sont toutes localisées sur le site de Palmares II.

IV. Discussion

A. Les facteurs de contrôle de la distribution spatiale des services écosystémiques

À partir d'un large échantillon de données *in situ* et de données télédétectées, nous avons ici identifié les facteurs de contrôle de la fourniture de six indicateurs de services

écosystémiques et de la mise en place d'associations entre ces indicateurs, pour trois localités des fronts de déforestation amazoniens.

1. Le rôle des changements d'occupation du sol

Les analyses proposées ont permis de mieux comprendre les mécanismes de fourniture de plusieurs services écosystémiques et l'évolution de leurs associations. Par exemple, les analyses des cartographies d'indicateurs réalisées ont illustré l'importance des changements d'occupation du sol dans la fourniture de services écosystémiques : à Maçaranduba, la fourniture est structurée par la distance au cours d'eau principal, à Palmares II, par le chemin de fer et la distance aux centres urbains, et à Pacajá par la route centrale. Ces trois éléments constituent les composantes principales, historiques et actuelles de la déforestation.

La fourniture de la plupart des 6 indicateurs de services (indice de biodiversité, richesse en pollinisateurs, indice de qualité chimique du sol, infiltration de l'eau dans le sol et stocks de carbone de la végétation) sont sensibles aux propriétés modifiables des milieux, c'est-à-dire, aux changements d'occupation du sol (Figure 6.24). Les espaces de forêt dense se distinguent fortement des espaces anthropisés ou en cours d'anthropisation. En effet, il a été prouvé que les forêts peuvent stocker du carbone jusqu'à 100 fois plus que les terres cultivées et qu'elles contiennent ainsi environ 80 % du carbone présent au-dessus de la surface du sol (FAO, 1997 [225]). De plus, les espaces forestiers ont un rôle important dans le processus d'infiltration de l'eau dans le sol puisqu'ils permettent d'accroître la capacité d'infiltration dans le sol tout en réduisant le phénomène d'évaporation. De plus, le feuillage, en protégeant le sol de l'impact de la pluie, évite la formation d'une croûte superficielle peu poreuse qui nuit à l'infiltration (phénomène de battance). Les services de la biodiversité (indice de biodiversité et richesse en pollinisateurs) sont également très influencés par les changements d'occupation du sol (Solar *et al.*, 2016 [605]) puisque l'indice de biodiversité est le plus élevé pour les milieux fermés à forte densité végétale et richesse en pollinisateurs augmente avec l'inverse de la distance à la forêt. Á l'inverse de ces cinq indicateurs, l'indice de qualité chimique du sol augmente avec les dynamiques de déforestation. En effet, les sols les plus pauvres chimiquement se localisent de manière générale dans les espaces à forte densité de végétation. La qualité chimique du sol, très pauvre en forêt, augmente lors de sa mise en culture par la pratique du feu (agriculture sur brûlis - Grimaldi et *al.*, 2014 [284]).

Au sein des espaces anthropisés, les sites agricoles pâturés pour lesquels la fourniture en services est globalement plus faible, se distinguent des espaces de transition, forêts

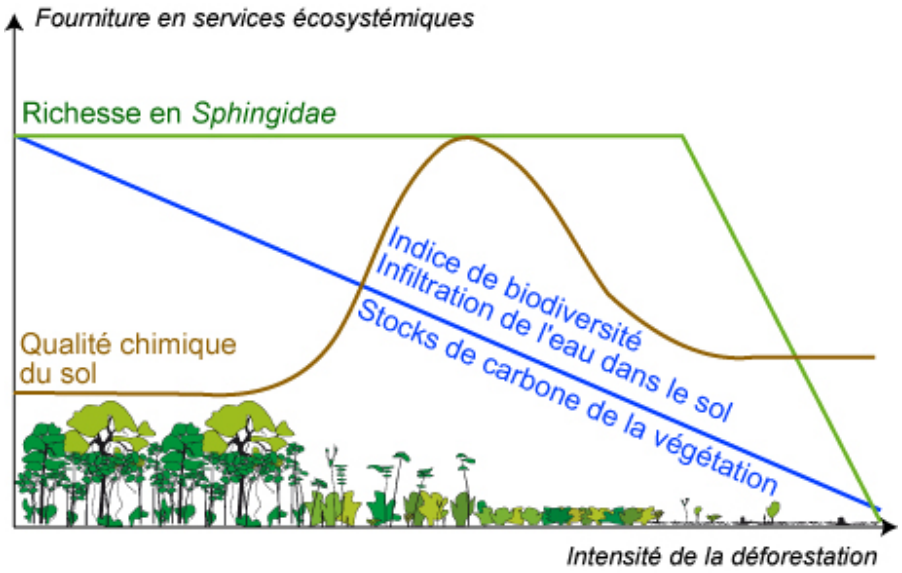


FIGURE 6.24 : *Évolution théorique de la fourniture des 5 indicateurs de services écosystémiques (indice de biodiversité, richesse en pollinisateurs, qualité chimique du sol, infiltration de l'eau dans le sol et stocks de carbone de la végétation suivant un gradient d'intensivité des pratiques agricoles.*

brûlées et juquira-capoeira (friches et jachères). Ceux-ci sont caractérisés par une fourniture intermédiaire en services liés à l'indice de biodiversité, à l'infiltration de l'eau dans le sol et aux stocks de carbone de la végétation. Du point de vue des stocks de carbone de la végétation, les forêts brûlées stockent moins de carbone que les forêts denses puisque les arbres libèrent le carbone stocké sous l'action des brûlis successifs (Dixon et *al.*, 1994 [184]). L'infiltration de l'eau dans le sol y est également plus faible qu'en forêt (Zimmerman *et al.*, 2006 [703]) mais plus élevée que pour les espaces récemment cultivés. En effet, déboisés depuis moins longtemps, ces espaces n'ont pas encore subis toutes les transformations liées à l'exploitation anthropique. Par exemple, le tassement de l'horizon 10-30 cm du sol diminuant l'infiltrabilité n'est pas instantanée et ne se produit qu'après trois années de culture.

La déforestation au profit des terres agricoles conduit en effet à la dégradation de ces terres en limitant le processus d'infiltration de l'eau dans le sol et favorisant par conséquent l'érosion. Elle correspond au passage d'un milieu couvert dont le sol comporte une densité de racines extrêmement élevée à un milieu réduit en matière de biomasse et de couverture du sol. Elle entraîne ainsi une grande exposition aux effets du climat et provoque une diminution de la quantité de matière organique induisant une augmentation des phénomènes de ruissellement et d'érosion. Il devient alors compact, ce qui se traduit par une réduction de son infiltrabilité provoquant ainsi le ruissellement de l'eau à sa surface, l'érosion et le lessivage des nutriments qui lui sont associés (Markewitz *et al.*, 2004 [428] ; Zimmermann *et al.*, 2006 [703]). L'agriculture sur brûlis de la forêt permet d'améliorer la qualité chimique du sol qui est très pauvre en forêt du fait d'une activité efficace de recyclage des nutriments (Stark et Jordan, 1978 [610]).

Si l'occupation du sol influence considérablement la distribution spatiale de la fourniture en services écosystémiques et la mise en place d'associations, il n'en constitue pas le seul facteur. Les différents résultats statistiques ont en effet illustré l'importance des facteurs inhérents et des effets de contexte. De plus, il serait intéressant d'affiner l'analyse en étudiant les relations entre les associations de services et les facteurs socio-économiques des exploitants agricoles des sites d'études, ces facteurs étant fortement liés à l'occupation du sol (Bennett *et al.*, 2009 [78]). Cette dernière sera abordée dans le chapitre 7.

2. Le rôle des facteurs inhérents

Nous avons ainsi montré l'importance des propriétés inhérentes des milieux dans la distribution spatiale des services écosystémiques et dans la mise en place d'associations. Par exemple, l'indice de biodiversité est fortement influencé par la topographie puisqu'au sein des espaces agricoles, les plus fortes valeurs de l'indice sont prises dans les bas-fonds. En effet, ces espaces peuvent correspondre aux zones humides et abords de cours d'eau, particulièrement riches en biodiversité. De la même manière, les éléments de la topographie telle que la distance au réseau hydrographique influence fortement la capacité des sols à stocker du carbone. Pourtant ces propriétés inhérentes sont souvent ignorées dans la mise en place de cartographies de services écosystémiques (Troy et Wilson, 2006 [637] ; Fang *et al.*, 2014 [224]).

Malgré sa variété, le jeu de données n'explique qu'une faible part de la variabilité de la matrice des indicateurs de services écosystémiques. Cette variance non expliquée peut être due à l'incertitude liée aux mesures terrain mais surtout aux limites des deux types de facteurs considérés. Il serait alors intéressant de compléter le jeu de données par des informations liées à la nature du sol (Grimaldi *et al.*, 2014 [284]) comme le degré d'hydromorphie, des informations liées à la végétation comme la diversité ou les traits fonctionnels (Diaz *et al.*, 2007 [183] ; Quetier *et al.*, 2007 [545] ; Lavorel et Grigulis, 2011 [385] ; Larmarque, 2012 [361]), le type d'espèces ou encore des informations liées à l'historicité de la mise en valeur des terres comme les pratiques agricoles, la durée de mise en culture des champs, etc. Le bassin amazonien est en effet connu pour sa diversité environnementale, notamment du point de vue du climat et du substrat géologique très variable (Hoorn et al., 2010). Par exemple, les sols sont très diversifiés, même aux échelles locales (Sabatier *et al.*, 1997 [573] ; Fritsch *et al.*, 2007 [259]). L'information sur la part de variance non expliquée est essentielle pour porter un regard critique sur les cartographies de services multiples et une idée de l'incertitude qui leur est associée.

3. L'effet site : reflet de l'influence des politiques publiques

À l'instar des analyses menées dans le chapitre 3, les cartographies ont illustré la présence d'un effet du site pour l'ensemble des indicateurs de services écosystémiques à l'exception de l'infiltration de l'eau dans le sol. Cet effet site se traduit de manière différenciée selon l'indicateur étudié : l'indice de biodiversité, la richesse en pollinisateurs et l'indice de qualité chimique du sol sont globalement plus élevés à Maçaranduba alors que les stocks de carbone du sol et de la végétation sont de manière générale plus forts dans les deux autres sites, soit respectivement à Palmares II et à Pacajá. Cet effet site est lié à plusieurs aspects : la non uniformité du milieu physique, une profondeur historique de la déforestation différente pour les sites et/ou leurs contextes socio-politiques variés. En effet, l'ensemble de ces facteurs ont modelé le milieu de chacun des sites, influençant ainsi fortement la capacité des écosystèmes à fournir des services. À Maçaranduba, par exemple, la déforestation et l'implantation d'activité agricole sont anciennes provoquant une distinction nette entre les espaces agricoles et les espaces forestiers, facilitant ainsi la présence d'une biodiversité et d'une richesse en pollinisateurs élevée. La présence de pâturages anciens explique également les fortes valeurs prises par l'indice de qualité chimique du sol. À Pacajá, les dynamiques de déforestation, entamées récemment, n'ont provoqué la destruction que d'une partie de la zone. La végétation arborée restante, encore nombreuse, représente ainsi d'importants stocks de carbone. Palmares II constitue un réservoir de stocks de carbone dans le sol, de par la nature des sols qui y sont présents.

Cet effet site souligne l'importance des analyses à l'échelle locale qui permettent de prendre en compte plus facilement les spécificités propres à chaque terrain d'étude. De ce fait, il pose problème alors même que la volonté de réaliser des cartographies d'indicateurs de services écosystémiques aux larges échelles spatiales dans un objectif opérationnel est de plus en plus courante. Ces dernières répondent alors davantage à des objectifs de communication sur l'importance des services écosystémiques pour nos sociétés (Van der Biest *et al.*, 2014 [650]). D'ailleurs, les prises de décision de gestion des terres s'accompagnent souvent d'études réalisées à échelle fine dans le contexte local (Van der Biest *et al.*, 2014 [650]), replaçant ainsi la question des analyses multiscalaires aux centres des intérêts (cf. chapitre 5).

B. Dynamique temporelle des associations de services

Malgré de forts enjeux, les approches sur les services multiples, à visée scientifique ou plus opérationnelles se font très souvent sans considération de la dimension temporelle

(Holland *et al.*, 2011 [311] ; Mouchet *et al.*, 2014 [458]). La connaissance de cette dynamique temporelle constitue un élément clé de compréhension des dynamiques des fronts pionniers dont la dimension spatiale ne peut se détacher de la dimension temporelle (Oszwald *et al.*, 2012 [495]). En effet, ces derniers sont caractérisés par des dynamiques récentes et intenses qui se traduisent par des mutations spatio-temporelles particulièrement saisissantes (Duvernoy, 1994 [207]), notamment par le passage brutal de paysages forestiers à des paysages ouverts, dont les terres sont utilisées pour l'élevage ou la culture.

Dans cette partie, nous avons proposé deux méthodologies permettant de réaliser le suivi temporel des services écosystémiques, tout d'abord en prenant en considération l'évolution de chacun des six indicateurs de services étudiés le long d'un transect paysager théorique et enfin, en établissant une trajectoire historique des associations entre ces indicateurs. Ce suivi temporel des services écosystémiques permet de voir l'évolution d'un ou de plusieurs services ainsi que de leurs interrelations face aux dynamiques de changement des territoires, particulièrement intenses en contexte de déforestation. Pour certains indicateurs, la fourniture en services écosystémiques diminue avec le degré d'anthropisation. Cela se vérifie pour les stocks de carbone de la végétation et l'infiltration de l'eau dans le sol. Pour d'autres, comme la qualité chimique du sol, la tendance est inversée. Enfin, pour certains indicateurs, comme les stocks de carbone du sol, les variations observées ne répondent pas aux changements d'occupation du sol.

Ce suivi temporel a été possible par la mise en place de cartographies qui ont permis non plus d'obtenir un simple état des lieux spatialisé des services multiples à un instant t, mais et qui ont été considérées comme un tremplin pour appréhender l'évolution temporelle de ces services multiples et notamment de leurs associations. Cela permet d'apporter une meilleure caractérisation des exploitations agricoles en matières d'impacts que celles-ci ont sur leur environnement. Il serait intéressant de mettre en relation ces informations spatio-temporelles avec des données relatives à la sphère sociale (pratiques agricoles,...).

C. L'apport de la cartographie pour la compréhension des relations hommes-milieu en contexte de front pionnier

Les qualités de la cartographie de services écosystémiques ou de leurs indicateurs sont souvent mises en avant, notamment dans leurs intérêts pour l'application de la notion en politique (Daily et Matson, 2008 [162] ; European Commission / Directorate General for the Environment, 2013 [221] ; Mcinerny *et al.*, 2014 [441]) et/ou auprès des scientifiques :

- Elle permet le dialogue entre différents acteurs et / ou différentes disciplines,

- Elle vise à permettre l'identification des facteurs de contrôle des services et mieux les prendre en compte par la suite,
- Elle peut être considérée comme un outil pour évaluer les politiques publiques puisqu'elle peut à la fois servir d'état des lieux aux politiques et évaluer l'impact des politiques (Burkhard *et al.,* 2010 [110] ; Burkhard *et al.*, 2012 [111] ; Nemec *et al.*, 2013 [474]).

Néanmoins, les analyses présentées ici viennent nuancer l'enthousiasme porté envers la cartographie des services écosystémiques, du moins pour un usage scientifique. Tout d'abord, si les cartographies des indicateurs de services écosystémiques permettent de distinguer les espaces où la fourniture de services écosystémiques est optimale de ceux où elle est dégradée ou en cours de dégradation, elles restent souvent largement similaires à la cartographie de l'occupation du sol. C'est notamment le cas des cartographies de l'indice des stocks de carbone de la végétation, de l'infiltration de l'eau dans le sol ou encore de l'indice de qualité chimique du sol. Ensuite, les cartographies présentées ne permettent pas d'améliorer nos connaissances sur les processus biophysiques à l'origine des services, et ce pour deux raisons. D'une part, les variations statistiques observées dans les données et les variations spatiales présentées par la cartographie finale sont le reflet de phénomènes ou de facteurs déjà largement connus par les spécialistes des disciplines concernées par la thématique de la cartographie (par exemple, la pédologie pour les stocks de carbone du sol et l'indice de qualité chimique). D'autre part, certaines des variations présentées par les cartes et dont les facteurs peuvent être identifiés par un retour aux modèles statistiques sont difficiles voire impossibles à comprendre. Par exemple, l'arbre de décision construit pour expliquer et prédire des valeurs de richesse en pollinisateurs illustre l'importance d'un grand nombre de facteurs (site, distance à la forêt, altitude, NDVI, NDWI et occupation du sol). Si le rôle de certains de ces facteurs, comme le site ou la distance à la forêt, est aisé à interpréter, d'autres comme l'altitude, sont beaucoup plus délicats. Notre capacité à réaliser une cartographie n'implique ainsi pas une meilleure compréhension du milieu et des relations hommes-milieu. *In fine*, l'utilisation de la notion de services écosystémiques et son application cartographique ne permet pas de mieux comprendre les relations hommes-milieu puisqu'elle ne semble rien apporter de plus que l'utilisation de la notion de fonctions écologiques ou de processus biophyiques.

Toutefois, nous ne nions pas la présence d'intérêts de l'utilisation de la notion de services écosystémiques par les scientifiques. En effet, ce chapitre a également mis en avant des atouts réels à l'usage de cette notion et de son application cartographique. Ainsi, deux atouts potentiels ont, à notre avis, été mis en avant : la notion de services et sa cartographie semblent posséder un potentiel pour (1) la mise en discussion de différentes disciplines et (2) la discussion d'un même objet à partir d'un lexique commun.
(1) Objet pluridisciplinaire, la notion de services écosystémiques regroupe un large spectre de discipline (pédologie, écologie des population, géographie,...) dont la discussion semble essentielle pour la récolte des données, leur mise en relation statistique, l'élaboration de

la carte et leur interprétation, toutes ces étapes nécessitant des compétences propres. (2) Certes, la cartographie d'indicateurs de services est souvent fondée principalement sur l'occupation du sol, et de fait, est très similaire à une cartographie de cette dernière, mais une cartographie de services écosystémiques, dès lors qu'elle traite d'un indicateur peu commun tel que ceux relatifs aux processus biophysiques du sol, peut être plus parlante qu'une simple cartographie d'occupation du sol. De ce fait, elle peut permettre d'incorporer l'importance des processus écologiques qui délivrent les services écosystémiques (De Groot *et al.*, 2010 [168]), rassembler autour d'un même problème au sein d'une discussion, différents acteurs possédant un lexique de discussion commun.

Le recours à la télédétection ou aux SIG permet de produire des indicateurs renseignant les services écosystémiques en tout point d'un territoire, permettant de progresser vers l'opérationnabilité de la notion de services écosystémiques. En effet, l'intérêt de la cartographie des services écosystémiques repose en partie sur l'applicabilité de la notion pour les décideurs, mais aussi pour les populations locales (Oszwald *et al.*, 2011 [496]). Cette applicabilité se veut être systématique et reproductible. De fait, bien que l'on ne puisse nier l'existence de marges d'erreur, la cartographie représente un outil essentiel pour les acteurs du territoire qui peuvent s'approprier le phénomène et aménager les territoires efficacement en s'adaptant aux spécificités locales, aux politiques publiques mises en place et aux réalités du terrain étudié.

D. Perspectives

Afin d'améliorer cette description du territoire, il serait intéressant de prolonger le travail en suivant plusieurs pistes d'analyses. Tout d'abord, comme mentionné précédemment (chapitre 3), il serait intéressant d'élargir la réflexion et la méthodologie à d'autres services écosystémiques ou d'autres indicateurs, notamment les services culturels. Ensuite, il serait pertinent de penser et de représenter la distribution spatiale des services écosystémiques comme des flux. En effet, la question des flux de services écosystémiques n'est que peu abordée dans les littératures scientifiques et institutionnelles travaillant sur la cartographie (Dufour *et al.*, 2014 [201]). Pourtant, représenter des flux de services et non plus un état statique permet de mieux prendre en compte les transferts entre régions, entre acteurs et entre niveaux scalaires. De plus, intégrer les acteurs locaux au sein du processus de cartographie, notamment par le biais d'une pratique de cartographie participative, rend possible, d'une part, la compréhension de l'adéquation entre la fourniture de services et sa représentation mentale et d'autre part, l'appréhension de la demande en services. Ce dernier point est important car les services écosystémiques impliquent à la fois une fourniture par l'écosystème et un besoin, exprimé ou non, par un ou plusieurs bénéficiaires. L'analyse de la fourniture des services telle que présentée dans cette thèse devrait être accompagnée d'une analyse sur les bénéficiaires potentiels ou effectifs (demande). Toutefois, les difficultés de telles approches ont été soulevées, notamment la paralysie des participants

face à la complexité de la notion de services écosystémiques (Olszanska *et al.*, 2015 [490]). Enfin, il sera intéressant de mieux intégrer la dimension temporelle en réalisant un suivi terrain des indicateurs choisis et d'intégrer leur évolution au sein d'analyses statistiques. En effet, les cartographies d'état de services présentent de forts intérêts puisqu'elles fournissent un état des lieux de chaque indicateur. Cela en fait un outil indispensable pour développer une approche critique des nouveaux outils de gestion des territoires comme les Paiements pour des Services Ecosystémiques ou Environnementaux (PSE). Toutefois, ces stocks sont susceptibles de connaître d'importantes variations dans l'espace et dans le temps, en fonction des usages, permettant ainsi de préciser l'importance du déstockage ou du stockage, d'où l'intérêt d'étudier les dynamiques temporelles de ces indicateurs par un suivi terrain régulier. Or, pour stopper la dégradation forestière et la déforestation, les lois environnementales brésiliennes imposent de grandes restrictions sur les changements d'occupations du sol pour les propriétaires, surtout pour ceux dont la terre comprend des rypisylves (forêts en bord de cours d'eau – Nunes *et al.*, 2015 [483]). Au delà des mesures prises par l'État, la meilleure compréhension de l'impact de l'occupation du sol sur la fourniture de services écosystémiques vient renforcer l'idée de la nécessité de la conservation des forêts privées (Ferreira *et al.*, 2012 [244]). Elle renvoie alors au problème lié aux incertitudes sur le statut foncier qui rendent difficile les évaluations sur les changements d'occupation du sol (Brito et Barreto, 2011 [103]).

L'étude de la variation temporelle des associations entre services écosystémiques étant une des questions clé des études sur les services multiples (Bennett *et al.*, 2009 [78]), nous avons cherché à mettre en évidence la variation temporelle de nos indicateurs de services écosystémiques et de leurs associations. Cette question semble éminemment prégnante sur les fronts pionniers amazoniens. Il serait ainsi intéressant de pouvoir réaliser un suivi dans le temps de nos indicateurs de services écosystémiques à partir de données mesurées sur le terrain à intervalles réguliers. Cela permettrait d'obtenir une information précise sur l'impact de l'avancée des fronts pionniers et sur la résistance et la résilience des différents services considérés.

Pour résumer

- Nous avons mis en évidence les facteurs de contrôle environnementaux des 6 indicateurs de services et de leurs associations.
- Les changements d'occupation du sol jouent un rôle majeur dans la fourniture de services écosystémiques.
- Un fort effet site reflète l'importance des différences entre localités et pose question dans une optique de reproductibilité de la méthode.
- Notre capacité à cartographier et interpréter la cartographie d'indicateurs de services dépend de nos connaissances sur les processus biophysiques mis en jeu dans la fourniture des services. Cela remet en cause l'ambition de la cartographie des services écosystémiques à améliorer nos connaissances des relations hommes-milieux.

7

Les relations entre les agriculteurs, leur production et la fourniture de services écosystémiques

Sommaire

I Introduction **282**

II Approche méthodologique **284**

III Description des relations entre fourniture de services écosystémiques et caractéristiques socio-économiques **292**

IV Effet des caractéristiques socio-économiques sur la fourniture de services multiples **297**

V Rôle des facteurs socio-économiques sur la structuration spatiale des services **300**

VI Discussion **305**

I L'apport de la spatialisation des services écosystémiques pour la compréhension des pionniers amazoniens **312**

II Analyse critique de l'outil cartographique appliqué aux services écosystémiques **320**

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

I. Introduction

A. Relations entre activités agricoles et dégradation de l'environnement en Amazonie

L'analyse de l'influence des sociétés sur leur milieu est un des objets d'étude de nombreuses disciplines et au sein de celles-ci, de différentes écoles de pensée. Par exemple, en géographie, on oppose fréquemment la *cultural* ou l'*human ecology* et la *political ecology*. Les chercheurs de la *cultural ecology* ou de l'Écologie Humaine avancent que l'homme, à l'échelle individuelle ou du foyer familial, impacte fortement le milieu dans lequel il évolue (Zimmerer, 2004 [702]), notamment en forêt tropicale (Perz, 2002 [516] ; Walker, 2003 [677] ; Coomes, 2004 [143] ; Vance *et al.*, 2004 [661]). À l'inverse, pour les chercheurs du courant de la *Political ecology*, la dégradation du milieu est davantage une conséquence des politiques publiques et de dynamiques relativement globales et les caractéristiques personnelles pèsent peu face à ces facteurs globaux (Benjaminsen et Svarstad, 2009 [77]).

Dans les forêts tropicales de manière générale, la déforestation est provoquée par l'exploitation de bois et la colonisation à des fins agricoles (FAO, 2012 [253]), faisant des agriculteurs et des éleveurs un des agents les plus importants de la déforestation (Pasquis, 1999 [507] ; Arnauld de Sartre, 2006 [32] ; Fearnside, 2007 [239]) ; Davidson *et al.*, 2012 [166], Théry, 2012 [631]). Les activités agricoles provoquent une modification plus ou moins forte du milieu naturel, notamment de sa biodiversité (CBD, 1992 [57]) et des services écosystémiques (Ellis and Pontius, 2007 [217] ; FAO, 2007 [226]). En Amazonie brésilienne, la problématique de l'impact des agriculteurs familiaux sur leur milieu est alors essentielle. En effet, ces derniers occupent un territoire dont ils doivent préserver le milieu naturel pour pouvoir poursuivre leurs activités, ce qui implique d'inventer des formes de gouvernance et d'action assurant la fourniture en services écosystémiques (Soares Filho *et al.*, 2006 [604] ; Davidson *et al.*, 2012 [166]). Paradoxalement, ils doivent simultanément exploiter ce même territoire pour que celui-ci remplisse un certain nombre de fonctions sociales et économiques, c'est-à-dire les accueillir comme lieu de vie et lieu de travail et fournir un maximum de bénéfices (Rodrigues *et al.*, 2009 [565]). Or, pour mettre en valeur et utiliser ce territoire, les producteurs familiaux participent activement au déboisement qui leur permet de posséder une terre où vivre et travailler, provoquant ainsi sa dégradation (Grimaldi *et al.*, 2014 [284]). Sur les fronts pionniers amazoniens, des études ont montré par exemple le rôle des caractéristiques des exploitations et des exploitants agricoles dans le processus et l'intensité de la déforestation (Laurance *et al.*, 2002 [374] ; Marchand, 2010 [423] ; Coudel *et al.*, 2012 [149] ; Oszwald, 2013 [494]). Par

exemple, la taille des parcelles est corrélée négativement avec l'intensité de la déforestation en Amazonie brésilienne, du fait du manque de capital permettant l'utilisation d'implants (Marchand, 2010 [423]). La question se pose alors de savoir si le lien direct entre les pratiques des populations et l'impact sur le milieu est significativement important face à d'autres facteurs plus globaux tels que le contexte politique ou l'historicité de la colonisation. Si tel est le cas, comment l'identifier ?

FIGURE 7.1 : *Lieu de vie des exploitants agricoles à Parauapebas. Photos : Solen Le Clec'h, juillet 2014.*

Pour étudier les fronts pionniers amazoniens, donc l'impact des agriculteurs sur le milieu, trois éléments semblent essentiels (Arnauld de Sartre, 2006 [32] ; Caldas *et al.*, 2007 [114]) : la fonction économique des exploitations (valeurs absolues et relatives des types de production...), les indicateurs de qualité de vie (niveau d'équipement des ménages...) et les caractéritisques personnelles des exploitants (démographie, trajectoire de vie, éducation,...).

B. Objectifs

L'analyse de l'influence des pratiques agricoles sur le milieu naturel fait l'objet d'un grand nombre d'études se fondant sur des approches très variées : naturalistes (Grecchi *et al.*, 2014 [282]), économiques (Louhichi, 2001 [406]) ou sociologiques (Coomes, 2004 [143] ; Macgregor *et al.*, 2016 [414]). La notion d'anthroposystème tente de prendre en compte les interrelations entre les hommes et leur milieu. Ces relations sont complexes car la fourniture en services écosystémiques et leurs associations évoluent sous l'influence de facteurs de contrôle variés. À l'interface entre les sociétés et le milieu que celles-ci se sont appropriées, les services écosystémiques apparaissent comme une grille de lecture assez complète et intégrée permettant de prendre en compte à la fois les dimensions naturelle

et anthropique. Peu de recherches quantitativistes sont menées pour évaluer l'impact des pratiques agricoles et/ou des caractéristiques personnelles sur la fourniture en services, et sont souvent cantonnées à l'étude des services culturels (Jones *et al.*, 2016 [335]). Bien souvent, l'impact des facteurs anthropiques est évalué pour ce type de services ou à partir des changements d'occupation du sol ou des différents types de cultures et ne considère que les activités humaines, sans prendre en compte les trajectoires de vie (Ghaley *et al.*, 2014 [271] ; Solar *et al.*, 2016 [605]).

Il existe deux manières de considérer la question : soit en étudiant l'influence de la fourniture de services écosystémiques sur les activités humaines, soit en étudiant la relation inverse, c'est-à-dire l'influence des hommes sur la fourniture de services. C'est cette seconde approche que nous avons décidé de traiter dans ce chapitre. Ainsi, nous appliquons cette notion de services écosystémiques dans l'objectif d'identifier le lien entre l'état du milieu naturel et la mise en valeur du territoire par les sociétés : comment les différents modes de pratiques agricoles et profils sociographiques influencent la fourniture de services écosystémiques ? Ce chapitre vient en appui aux chapitres précédents puisqu'il vise à approfondir la compréhension des facteurs de contrôle des services écosystémiques en analysant l'influence de facteurs socio-économiques (production agricole, caractéristiques sociologiques et de qualité de vie) sur la fourniture de services écosystémiques. Au-delà de cet aspect thématique, ce chapitre relève d'un enjeu méthodologique qui consiste à mettre en relation des données issues de sphères différentes (d'un côté, des données plutôt des sciences dites naturelles et de l'autre, des données des sciences dites humaines et sociales).

II. Approche méthodologique

A. Approche méthodologique générale

Pour mieux comprendre les relations existantes entre d'une part les caractéristiques de production agricole, les indicateurs sociologiques et de qualité de vie des exploitants et, d'autre part, la fourniture en les services écosystémiques, nous avons procédé en deux temps (Figure 7.2) :

- Une première analyse à chercher à explorer les relations entre la fourniture en services écosystémiques et les caractéristiques socio-économiques des agriculteurs,
- Ensuite, des analyses visant à identifier les facteurs de contrôle anthropiques qui influencent la mise en place d'associations de services et la richesse en services écosystémiques ont été menées.

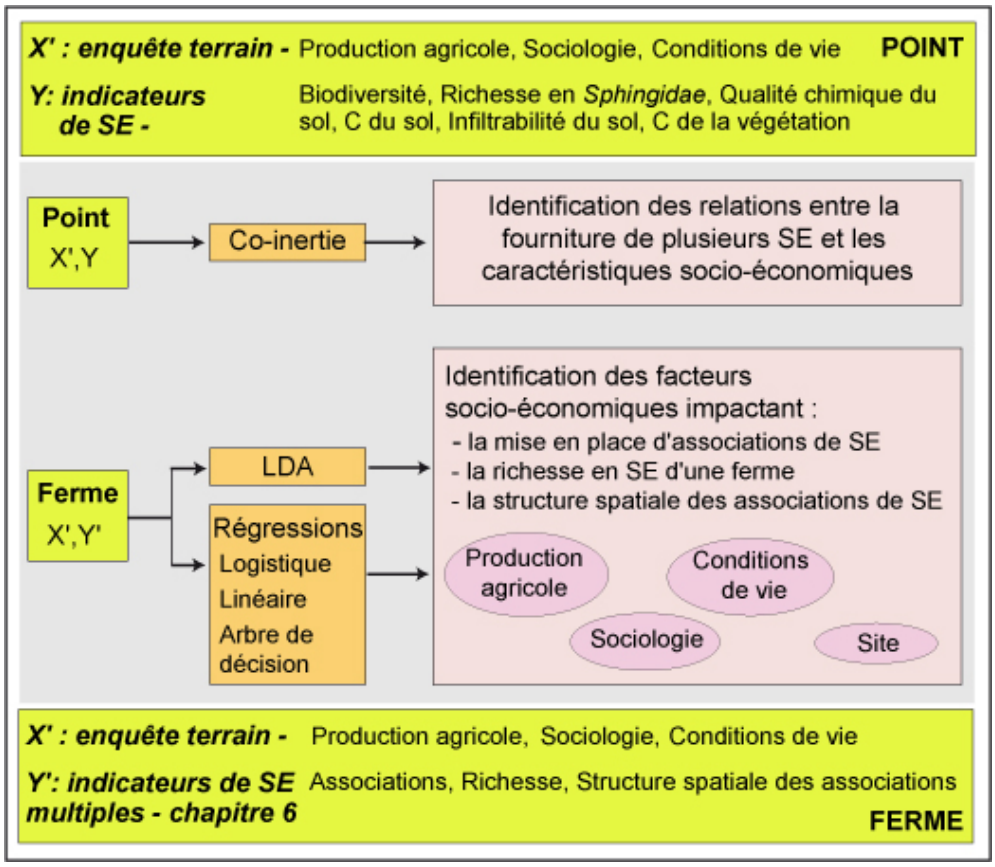


FIGURE 7.2 : *Approche méthodologique générale. Acronymes : C = Carbone, LDA = Linear Discriminant Analysis et SE = (indicateurs de) Services Écosystémiques.*

Ce chapitre comporte une forte dimension méthodologique, conséquence de la difficulté à mettre en relation des données appartenant à des sphères différentes. L'analyse descriptive a été réalisée uniquement à l'échelle des 135 points d'échantillonnage. Elle vise à appréhender les relations entre les caractéristiques socio-économiques des agriculteurs et la fourniture en services écosystémiques. Les analyses explicatives ont été réalisées à l'échelle de ces 135 points puis à l'échelle des 110 exploitations des trois sites d'étude, afin de répondre à des objectifs différents. Les trois analyses explicatives ont systématiquement misen relation des indices de services multiples (issus du chapitre 4) et les données de socio-économie afin de comprendre l'influence des caractéristiques socio-économiques sur (1) la mise en place d'associations de services, (2) la structuration spatiale de ces associations et enfin (3) la richesse en services écosystémiques.

B. Les données utilisées

Nous disposons de 3 tableaux de données :

- Indicateurs de service : 6 indicateurs (stocks de carbone de la végétation, stocks de carbone du sol, infiltration de l'eau dans le sol, indice de qualité chimique du sol, indice de biodiversité et richesse en *Sphingidae* - pour plus de détails, voir chapitre 2) renseignés pour chaque point d'échantillonnage sur la base de campagnes terrain.
- Indicateurs de services multiples. Ces indicateurs sont renseignés à l'échelle du point d'échantillonnage, ainsi qu'à l'échelle du pixel image satellite (via les modèles mis en place dans les chapitres précédents). Trois indicateurs ont été calculés dans le chapitre 4. Deux sont ici conservés et sont rapelés dans un soucis de rendre ce chapitre appréhendable par lui-même :
  - Un "indicateur" fondé sur la détermination de 4 profils paysagers globalement homogènes du point de vue de la fourniture en services. Pour chaque pixel, on dispose ainsi d'un groupe d'appartenance (Figures 7.4. B. et 7.3)
  - Un indicateur fondé sur le calcul d'un score qui prend en compte les 6 indicateurs de services renseignés. (Figure 7.4. A).
- Indicateurs socio-économiques. Ils sont de 3 types : caractérisation des exploitations agricoles ; caractérisation sociographique ; caractérisation de la qualité de vie. Ces informations résultent d'enquêtes (questionnaires) menées auprès de 110 agriculteurs : elles sont donc renseignées à l'échelle des fermes.

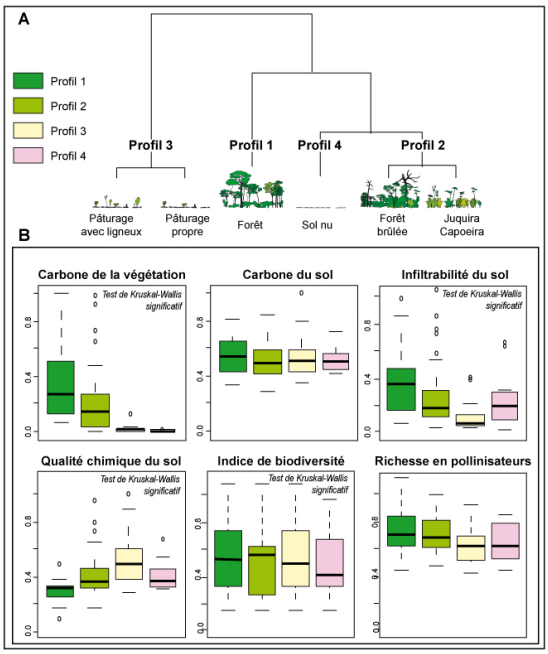


FIGURE 7.3 : *Définition de quatre groupes d'occupation du sol qui se ressemblent du point de vue de la fourniture en services.*

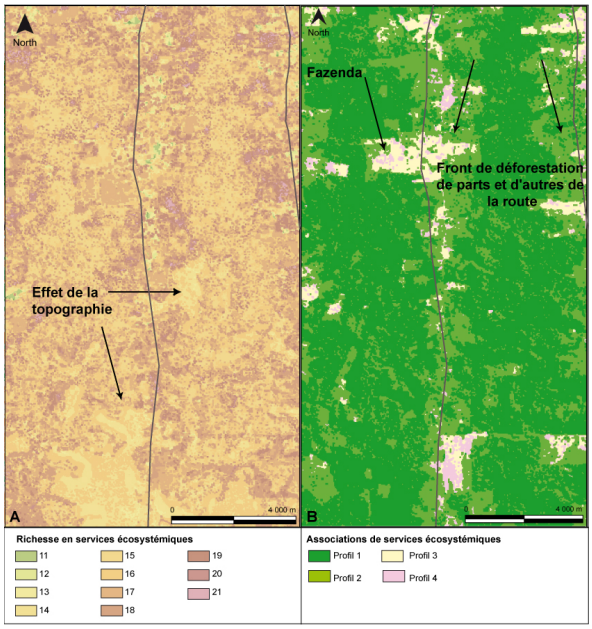


FIGURE 7.4 : *Richesse en services écosystémiques (A) et associations de ces derniers (B) pour le site de Pacajá.*

1. Les indicateurs de services multiples

Les deux indicateurs étudiés ont été sélectionnés pour leur complémentarité, l'un quantitatif, renseignant la richesse et l'autre, qualitatif, renseignant les associations de services. De plus, ils sont tous les deux relativement simples à interpréter. Enfin, concernant l'indicateur d'associations, la fourniture en services étant fortement impactée par les changements d'occupation du sol (cf. chapitre 6), il nous a paru pertinent d'analyser les relations entre les sociétés et leur milieu par le biais du paysage. En effet, celui-ci est le produit d'une pratique économique et culturelle (Bertrand et Beroutchavili, 1978 [83]) dont l'organisation spatiale est fortement liée à l'utilisation du milieu par l'homme et traduit spatialement les relations entre les sociétés et leur environnement (Burel et Baudry, 1999).

L'objectif de ce chapitre est d'étudier l'impact des caractéristiques socio-économiques sur la fourniture en services. Afin de posséder un regard plus général sur la fourniture en services, nous avons décidé de travailler sur les services multiples (associations et richesse). Néanmoins, avant de travailler directement sur les indicateurs de services multiples qui sont issus d'analyses statistiques, nous avons jugé essentiel de commencer par décrire les relations existantes entre les tableaux de données échantillonnées, les données des caractéristiques des agriculteurs et les six indicateurs de services écosystémiques, au niveau des 135 points d'échantillonnage. Cette description a constitué notre première analyse. Effectuée pour les 135 points d'échantillonnage, cette analyse a permis de prendre en compte la variabilité de la fourniture en services au sein de chaque exploitation. Les valeurs de services multiples résultant des valeurs individuelles de services, réaliser le même type d'analyse aurait conduit à des redondances. La seconde série d'analyses a directement répondu à l'objectif du chapitre puisqu'elle a visé à voir si les observations socio-économiques peuvent expliquer (au sens statistique) la fourniture globale (mesurée via les indicateurs de services multiples) en services. Pour décrire les liens entre le tableau de données socio-économiques et celui des fournitures de services, des méthodes exploratoires ont été privilégiées alors que des méthodes à vocations prédictives (type régression) ont été choisies pour analyser les liens entre tableaux de données socio-économiques et le tableau de services multiples (associations et richesse). Les données utilisées dans ce chapitre ont été résumées dans le tableau 7.2.

2. Les données socio-économiques

Des questionnaires ont été appliqués auprès de 110 agriculteurs, les chefs de famille, et des variables en ont été extraites (travail réalisé par Xavier Arnauld de Sartre dans le cadre du programme ANR AMAZ en 2007 et 2008 - Arnauld de Sartre et Sébille, 2008

[37] ; Arnauld de Sartre *et al.*, 2011 [36]) : des informations relatives à la production agricole, à la sociologie de l'exploitant et à sa qualité de vie. Ces données visent à renseigner les caractéristiques de l'exploitation agricole et celles relatives à la famille et à l'agriculteur qui l'exploite (Table 7.1). La description des différentes modalités des variables sociographiques se trouve dans l'annexe C.

- Caractérisation des exploitations agricoles, relative au fonctionnement économique (grandes productions, capital investi, etc..),
- Caractérisation sociographique de la famille, le plus souvent reprise par la littérature sur l'agriculture familiale de front pionnier (structure et composition de la famille en particulier : pour une synthèse, voir Caldas *et al.*, 2007 [114]) ou, plus novatrices, (histoire professionnelle et migratoire de la personne enquêtée, réseaux sociaux personnels...),
- Caractérisation de la qualité de vie des exploitants.

Nom	Description et unité
Données de production	
N sal prop	Nombre de jours de travail d'un salarié agricole dans l'exploitation
PBABERT	Produit brut par hectare cultivé - en dollars
PBAN	Part du produit brut de cultures annuelles sur le produit brut total
PBOC	Part du produit brut autre élevage sur le produit brut total
PBPER	Part du produit brut de cultures pérennes sur le produit brut total
Pbt	Produit brut agricole total - en dollars
PBUTE	Produit brut par travailleur familial - en dollars
PBV	Part du produit brut bovin viande sur le produit brut total
RNA	Part des revenus non agricoles par rapport aux revenus agricoles
TXM	Taux de déboisement
TXP	Taux d'implantation de pâturages
UGG	Unité de grand bétail - nombre de têtes de bétail de 250 kg par hectare
UTE	Unité de travail familial - exprimé en équivalent temps plein
Données de sociographie	
Âge	Âge (nombre d'années)
Migratoire	Typologie d'itinéraires migratoires (4 modalités)
Professionnel	Typologie d'itinéraires professionnels (5 modalités)
Scolarité	Niveau d'étude atteint
Structure démograhique	Typologie de structure démographique
Données de qualité de vie	
Conditions de vie	Indice quantitatif renseignant l'équipement de la famille
Migratoire	Nombre de migrations divisé par l'âge
Scolarité	Niveau scolaire atteint par le chef de famill
Sociabilité	Mesure de l'isolement absolu (peu de monde à proximité) et relatif (peu de familles à proximité)

TABLE 7.1 : *Codes et description des variables des tableaux de production agricole, de sociographie et de qualité de vie.*

3. Croiser des données correspondant à deux unités statistiques différentes (fermes et points)

a. Des informations renseignant des individus différents

Pour analyser les différentes données, il convient de choisir de les étudier sur les mêmes individus statistiques. Nous souhaitons croiser le tableau d'indicateurs simples de service puis ceux renseignant les indicateurs de services multiples avec celui des données socio-économiques. Une première difficulté est que les unités statistiques (individus) ne sont pas les mêmes pour le tableau des indicateurs de services (les unités sont les points d'échantillonnage) et ceux des données socio-économiques (les unités sont les exploitations agricoles). Pour pouvoir effectuer les analyses conjointes, il convient dans un premier temps de se ramener aux mêmes individus statistiques (Table 7.2). Deux possibilités existent :

- chercher à obtenir des valeurs pour les données socio-économiques sur les points d'échantillonnage. Il est naturel de considérer qu'une ferme est une entité homogène du point de vue de chaque variable socio-économique : pour chacune des variables socio-économiques, la même valeur est ainsi attribuée à chacun des points d'échantillonnage répartis au sein d'une même ferme. Ces points d'échantillonnage sont alors caractérisés par une mesure d'indicateurs de services, une classe d'associations de services (chapitres 4 et 6) et des informations de socio-économie.
- obtenir une valeur de services multiples pour chacune des fermes en créant un indice synthétique (en moyennant par exemple) à partir des cartographies précédemment réalisées (chapitre 4). Cette démarche étant moins naturelle, nous la détaillons ci-dessous.

b. Obtenir une valeur de services multiples par ferme

Les indicateurs de services multiples (richesse et associations) ont été mis en place au niveau des points d'échantillonnage à partir des données mesurées sur le terrain (richesse via le calcul d'un score) et des données d'occupation du sol (associations de services écosystémiques). Ces indicateurs ont ensuite été étendus pour chaque pixel des images satellites des trois sites (cf. chapitre 4). De fait, pour posséder des informations sur la fourniture en services écosystémiques, il a été nécessaire d'agglomérer la donnée. Or, à une seule situation (une exploitation), correspondent de nombreuses réalités (statistiques et spatiales) qu'il faut synthétiser par la mise en place d'indicateurs spatiaux. Deux grandes familles d'indices ont alors été crées (Table D.1 de l'annexe D) :

- Des indices paysagers calculés à partir de la cartographie d'associations de services (chapitre 4 - méthode du groupement par unités paysagères). Ces indices ont été ensuite synthétisés en un seul à l'aide d'une ACP. Cet indice synthétique a été utilisé pour la seconde analyse explicative.
- Un indice calculé à partir de la cartographie de richesse en services (chapitre 4 - méthode du *scoring*). Cette valeur de score synthétique a été utilisée pour la troisième analyse explicative.

Indices paysagers renseignant la structuration spatiale des associations de services

Pour ce faire, une des démarches possibles est de faire appel aux indicateurs d'écologie du paysage et d'analyse spatiale. En effet, ces deux approches scientifiques reposent notamment sur la mise en place d'indicateurs quantitatifs permettant d'évaluer les changements du paysage et les relations entre les sphères de l'anthroposystème (Burel et Baudry, 1999 [108] ; McGarigal *et al.*, 2002 [439] ; Geneletti, 2005 [440]). Ces dernières reposent souvent sur la donnée d'occupation du sol mais il est également possible d'intégrer d'autres informations, comme par exemple ici, les valeurs de services écosystémiques. Les indices issus des méthodes de l'écologie du paysage, appelés indices paysagers, ont pour but de dresser un état des lieux détaillé de la répartition et de la variabilité spatiale d'un phénomène. Ils sont souvent la base des évaluations paysagères (Jessel, 2006 [329] ; Fry *et al.*, 2009 [262]) et sont fréquemment utilisés dans de nombreux travaux (Bastian *et al.*, 2002 [66]), en géographie (Oszwald *et al.*, 2012 [495]), en écologie (Burel et Baudry, 1999 [108]) ou encore en économie (Roe *et al.*, 2004 [567]). Elles restent pourtant, à notre connaissance, peu employées dans les analyses spatiales relatives aux services écosystémiques.

Le calcul d'indices paysagers a ainsi permis de synthétiser la distribution spatiale de la richesse en services écosystémiques et de leurs associations au sein de chacune des 110 exploitations pour lesquelles les données socio-économiques sont renseignées. L'ensemble des indices sélectionnés appartiennent à deux groupes. Le premier groupe comprend les indices de diversité qui permettent de quantifier la richesse paysagère d'une exploitation, ou la dominance d'un type paysager particulier au sein d'une exploitation. Le second groupe comprend les indices de forme qui rendent possible la quantification de la complexité des types paysagers constituant une exploitation et de leurs lisières. Le dernier groupe renseigne la composition paysagère des exploitations. Cinq indices paysagers ont ainsi été calculés à partir de l'extension V-Late de ArcGis 10.1. Pour plus de détails sur ces indices, le lecteur se réfèrera à l'annexe D.

- Des indices de richesse parmi lesquels :
  - L'indice de diversité de Shannon noté SD. Sans unité, cet indice mesure la diversité des patchs d'associations entre services au sein d'une exploitation. Il dépend à la fois du nombre de classes et de leur abondance relative. Cet indice augmente

en relation avec le nombre de classes et l'équité de leur répartition spatiale. Une valeur de 0 correspond à un patch unique. Il permet de rendre compte de l'hétérogénéité du paysage en s'appuyant sur la composition en espèces d'un écosystème, en prenant en compte le nombre de classes et leurs abondances relatives. Toutefois, cet indice ne donne pas d'information sur la ou les classes dominantes.
  - L'indice de régularité de Shannon (noté SE) qui permet de mesurer la régularité de la distribution et de l'abondance des patchs. Également sans unité, il augmente lorsque la distribution spatiale devient de plus en plus équilibrée. Un indice de 0 correspond ainsi à une mauvaise distribution spatiale.
  - L'indice de dominance, noté D. Il correspond au rapport entre l'aire de la plus grande tâche de la classe d'association de services et l'aire totale de la classe. Il donne ainsi une indication sur la prépondérance d'un type, c'est-à-dire montre si une des classes d'associations de services est plus présente qu'une autre.

- Des indices de composition et de configuration parmi lesquels :
  - l'indice de densité de lisière (ED) qui est révélateur de la fragmentation des patchs d'associations de services au sein de l'exploitation. Plus les patchs sont petits et fractionnés, plus l'objet lisière est important.
  - Un indice renseignant la superficie de chaque classe (CA_{Profil_1},..., CA_{Profil_4}) exprimé en pourcentage de la superficie totale. Cet indice renseigne la surface relative par chaque type d'associations de services.

Indice renseignant la richesse en services moyenne par exploitation

Une valeur synthétique (ou score moyen) a été calculée, à l'échelle de l'exploitation à partir de l'ensemble des pixels qui composent une ferme (cf. analyse menée au cours du chapitre 4 pour obtenir une cartographie). Cette valeur correspond à la moyenne du score de chaque pixel d'une exploitation.

À partir des indicateurs paysagers renseignant la structure spatiale des associations entre indicateurs et de la richesse en services écosystémiques et des données de production agricole, de sociologie et de qualité de vie des exploitants, plusieurs méthodes statistiques explicatives ont été appliquées à l'échelle des exploitations.

Variables	Type de variable	Sources
Niveau du point d'échantillonnage		
Indicateur des services écosystémiques	Quantitatives	Relevés terrain - 2007
Associations de services écosystémiques	Qualitative	Issu d'analyses du chapitre 4
Production agricole	Quantitatives	Enquêtes terrain - 2006-2008
Caractéristiques sociologiques	Qualitatives	Enquêtes terrain - 2006-2008
Qualité de vie	Quantitatives	Enquêtes terrain - 2006-2008
Niveau de la ferme		
Caractérisation des fermes en matières d'associations	Qualitative	Issu d'analyses du chapitre 4
Richesse moyenne en services écosystémiques	Quantitative	Issu d'analyses du chapitre 4
Production agricole	Quantitatives	Enquêtes terrain - 2006-2008
Caractéristiques sociologiques	Qualitatives	Enquêtes terrain - 2006-2008
Qualité de vie	Quantitatives	Enquêtes terrain - 2006-2008

TABLE 7.2 : *Les types de données utilisées et leur échelle spatiale de référence.*

III. Description des relations entre fourniture de services écosystémiques et caractéristiques socio-économiques

A. Méthodologie

Dans un premier temps, nous avons décidé de nous appuyer sur des méthodes exploratoires (descriptives) pour l'analyse conjointe du tableau des fournitures en service et du tableau des données socio-économiques, en prenant comme individu statistique le point d'échantillonnage. Trois catégories de variables socio-économiques ont été distinguées (données de production, de sociographie, de qualité de vie). Il a été choisi de mener 3 analyses séparées, chacune mettant en jeu le tableau des données de service avec l'un des tableaux de données socio-économiques. En effet, il ne s'agit pas d'analyser les liens entre les variables socio-économiques elles-mêmes mais de mettre en évidence les relations entre ces variables et les indicateurs de services.

Plusieurs méthodes exploratoires existent pour l'analyse simultanée de plusieurs tableaux portant sur les mêmes individus. Parmi ces méthodes, les plus classiques généralisent les principes de l'ACP à l'étude de plusieurs tableaux : on peut citer l'ACT STATIS (Lavit *et al.*, 1994 [383]), l'Analyse Factorielle Multiple (Escofier et Pages, 1994 [219] ; Becue-Bertaut et Pages, 2008 [73]), l'Analyse Canonique de la Corrélation (Ter Braak,

1986 [113], Chessel *et al.*, 1987 ;[135]) et l'Analyse de la Co-inertie Multiple (Dolédec et Chessel, 1994 [186]). C'est cette dernière qui a été ici mise en œuvre car elle offre une meilleure visualisation des variations de la capacité typologique des groupes (Figure 7.2).

L'analyse de co-inertie est adaptée au traitement de problématiques concernant la structure de l'écosystème et, de fait, elle est couramment employée dans les études relevant de l'écologie du paysage (Dolélec et Chessel, 1994 [186]). Dans notre cas d'étude, cette analyse a pour objectif de comparer la structure de deux tableaux de données (celui des 6 indicateurs de services écosystémiques et successivement ceux de caractéristiques socio-économiques) et de rechercher les axes maximisant la co-variance entre ces deux tableaux de données dont les lignes correspondent aux mêmes individus statistiques (Dray *et al.*, 2003 [193] ; Constantin de Magny *et al.*, 2006 [142]), les $n = 135$ points d'échantillonnage. L'analyse de co-inertie est donc une méthode symétrique puisqu'elle implique une relation d'égalité entre les jeux de données (Gittins, 1985 [275]), contrairement à de nombreuses analyses (tels que les *indirect gradient analysis* ou encore les *multivariate direct gradient analysis*) qui mettent en relation des tableaux de données de manière asymétrique où l'un des jeux de données est considéré comme prédictif. Parmi les éléments utiles résultants de la co-inertie et des autres type d'analyse simultanée de plusieurs tableaux portant sur les mêmes individus, nous serons par ailleurs en capacité d'examiner si les typologies d'individus diffèrent d'un tableau à l'autre, et donc savoir si des individus proches du point de vue de données socio-économiques sont aussi proches du point de vue de la fourniture en services écosystémiques. Pour ce faire, les individus et les variables d'origine sont projetés sur les axes de la co-inertie permettant ainsi de comparer les projections simultanées des deux jeux de données dans un même espace commun (Dolédec et Chessel, 1994 [186]). Par ailleurs, nous disposerons de mesures de lien entre les tableaux, mesures associées à des valeurs permettant de juger de leur significativité.

B. Des relations existant essentiellement entre les indicateurs de services et la production agricole

Les analyses de co-inertie entre la matrice des six indicateurs de services écosystémiques et chacune des trois matrices de caractérisation socio-économique permettent d'estimer le lien entre elles. Comme les coefficients RV [1] (test de Monte Carlo) sont signi-

1. L'adéquation de structure entre les deux jeux de données est vérifiée par le test de permutation de Monte-Carlo (Dolodec *et al.*, 1996 [187]). Elle est estimée à partir du coefficient RV qui donne une mesure globale de corrélation entre les tableaux. Ce test est fondé sur la comparaison entre la valeur de la co-inertie totale (coefficient RV entre les deux tables) et la distribution empirique de ce coefficient obtenu lors de corrélations aléatoires (Mathieu, 2007 [436]). Le RV varie entre 0 et 1. Plus la valeur est proche de 1, plus l'adéquation des structures des jeux de données est grande.

ficatifs pour les trois tests, nous pouvons affirmer qu'il existe un lien entre ces différentes matrices, liens que nous visualisons à partir de la projection des deux plans factoriels résultants de chaque analyse de co-inertie (Figure 7.5, 7.6 et 7.7). Ces coefficients RV sont, toutefois, faibles, respectivement 0,12 ; 0,09 et 0,09 pour les matrices de production agricole, de sociographie et de qualité de vie, reflétant la faiblesse des relations entre les jeux de données.

Pour chacune des trois analyses de co-inertie, la co-structure des données est ici expliquée à partir de l'analyse des deux premiers axes factoriels, l'analyse des axes supérieurs ne permettant pas d'affiner l'analyse. La co-structure entre les indicateurs de services et les données de production est formée par les co-variations positives entre la part du produit brut bovin viande dans les revenus et l'indice de qualité chimique du sol, ainsi qu'entre les revenus non agricoles, la part du produit brut de cultures pérennes sur le produit brut total et les stocks de carbone de la végétation et enfin entre la part du produit brut de cultures annuelles sur le produit brut total et les stocks de carbone du sol (Figure 7.5 B. et C.). Ainsi, un sol chimiquement riche et des stocks de carbone de la végétation faibles se retrouvent pour les espaces où les revenus totaux et ceux relatifs à la production bovine sont élevés. La production bovine nécessite en effet le déboisement de larges espaces qui ont été transformés en pâturages extensifs. À l'inverse, ces deux indicateurs de services écosystémiques montrent les tendances opposées lorsque les revenus non agricoles augmentent. Les stocks de carbone sont également corrélés positivement avec des revenus élevés liés aux cultures pérennes, c'est-à-dire qu'ils augmentent parallèlement à ce type de revenus. Des exploitations reposant principalement sur des activités non agricoles ou des cultures pérennes présentent un couvert forestier assez important. Cela peut s'expliquer, dans le premier cas, par le fait que les déboisements sont probablement limités et, dans le second cas, par la présence d'arbres ou arbustes utilisés dans la culture. Ces dernières sont ainsi considérées comme plus respectueuses de l'environnement que beaucoup d'autres types d'activités agricoles (Penot et Ruf, 2004 [515]).

Le nuage des individus montre qu'il existe un fort effet du site (Figure 7.5 A.). Chaque site se distingue très nettement par la position de ses individus. Cet effet site illustre les effets de contexte et de médiation locale. Le site de Maçaranduba est plutôt caractérisé par un fort indice de qualité chimique du sol ainsi que par des revenus totaux et liés à l'élevage bovin élevés. Le site de Pacajá est caractérisé par de forts stocks de carbone de la végétation et des revenus non agricoles et liés aux cultures pérennes élevés. Le site de Palmares II présente de manière générale des stocks de carbone du sol élevés et de forts revenus par hectare déboisé.

Les analyses de co-inerties menées sur les jeux de données sociographiques et des indicateurs de qualité de vie montrent que les relations entre ces jeux de données et celui des

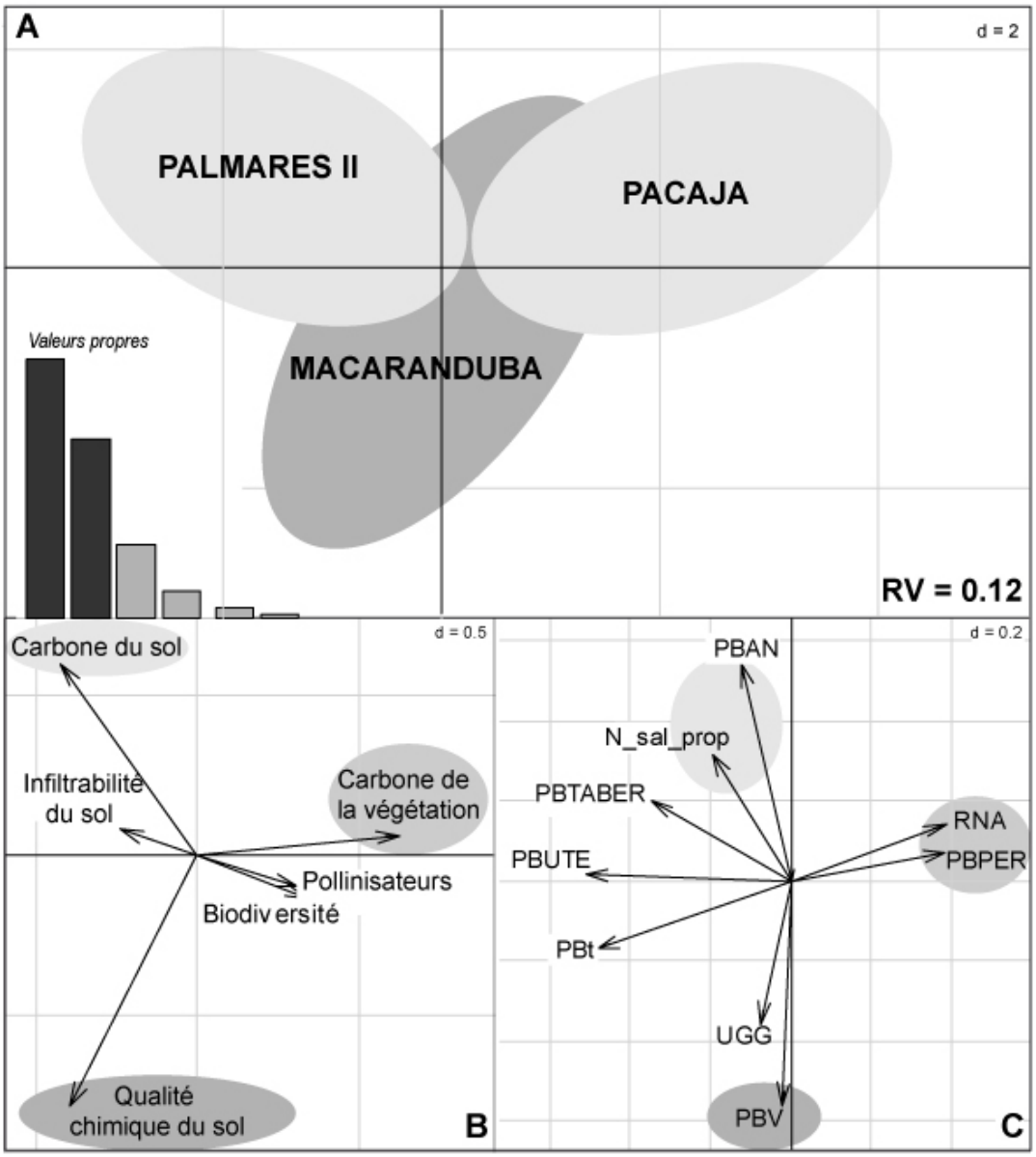


FIGURE 7.5 : *Analyse de co-inertie menée sur les données de production agricole et les indicateurs de services écosystémiques. A. Nuage des individus simplifié. Les individus ont été regroupés par site représenté par des ellipsoïdes. B. Cercle des corrélations issu de cette analyse sur les variables environnementales. C. Cercle des corrélations issu de cette analyse sur les variables de production agricole. Seules les variables les mieux projetées ont été représentées. Acronymes : PBAN = part du produit brut lié aux cultures annuelles, N sal prop : nombre de jours de travail d'un salarié agricole dans l'exploitation, PBTABER : produit brut par hectare cultivé, PBt : produit brut total, UGG : unité de grand bétail, PBV : part du produit brut lié à la production de viande bovine, PBPER : part du produit brut lié aux cultures pérennes et RNA : revenus non agricoles.*

indicateurs de services sont très tenues. Toutefois, il est possible d'interpréter certaines des corrélations observées. En effet, la co-structure entre les indicateurs de services et les données sociographiques est formée par les co-variations positives et négatives entre plusieurs variables (Figure 7.6 A. et B.). La modalité 4 de la variable renseignant les migrations est positivement corrélée avec l'infiltrabilité du sol. Cette dernière est donc

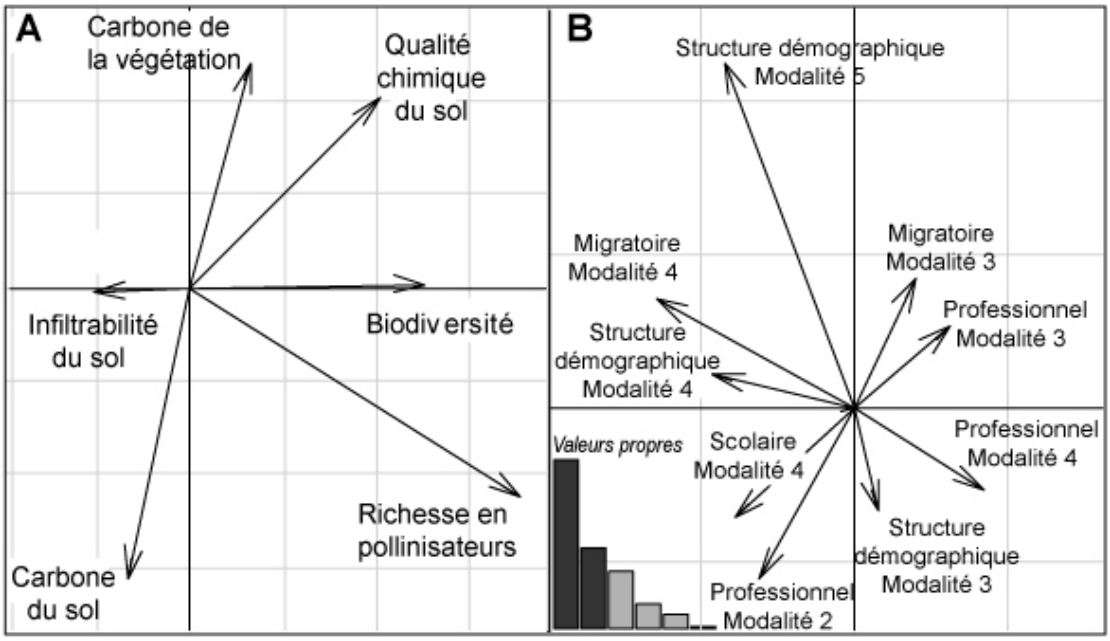


FIGURE 7.6 : *Analyse de co-inertie menée sur les données de sociologie et les indicateurs de services écosystémiques. A. Cercle des corrélations issu de cette analyse sur les variables environnementales. B. Cercle des corrélations issu de cette analyse sur les variables de sociographie. Seules les variables les mieux projetées ont été représentées.*

élevée au sein des exploitations tenues par un agriculteur présent de manière périodique. Celui-ci ne déboise donc pas autant qu'un agriculteur présent en permanence sur le lot et vivant uniquement des revenus de l'exploitation. La cinquième modalité de la typologie démographique (correspondant aux jeunes qui n'ont pas encore fondés de famille) est corrélée positivement avec les stocks de carbone de la végétation et est corrélée négativement avec la richesse en pollinisateurs. Ces jeunes viennent d'arriver sur l'exploitation et ne possèdent encore que peu de main d'œuvre du fait de l'absence de main d'œuvre familiale et ne peuvent par conséquent pas déboiser intensément. Leur exploitation présente donc un paysage forestier peu fragmenté, expliquant ainsi la faible présence de pollinisateurs et la présence de stocks élevés de carbone dans la végétation. La cinquième modalité de la typologie des professions, c'est-à-dire les femmes au foyer, est positivement corrélée avec les stocks de carbone du sol et est corrélée négativement avec l'indice de qualité chimique du sol. Elles ne possèdent probablement pas pour la plupart d'activité agricole et ont ainsi tendance à moins transformer le sol qui reste chimiquement pauvre tout en étant relativement riche du point de vue du carbone stocké. En réalité, l'ensemble des modalités retenues dans l'analyse sont des marqueurs d'un effet-site.

La co-structure entre les indicateurs de services et les données de qualité de vie est formée par les co-variations négatives entre certaines modalités de l'indice de scolarité, de l'indice de migration et l'indice de qualité chimique des sols ainsi qu'entre l'indice de sociabilité et conditions de vie et les stocks de carbone de la végétation (Figure 7.7 A. et B.).

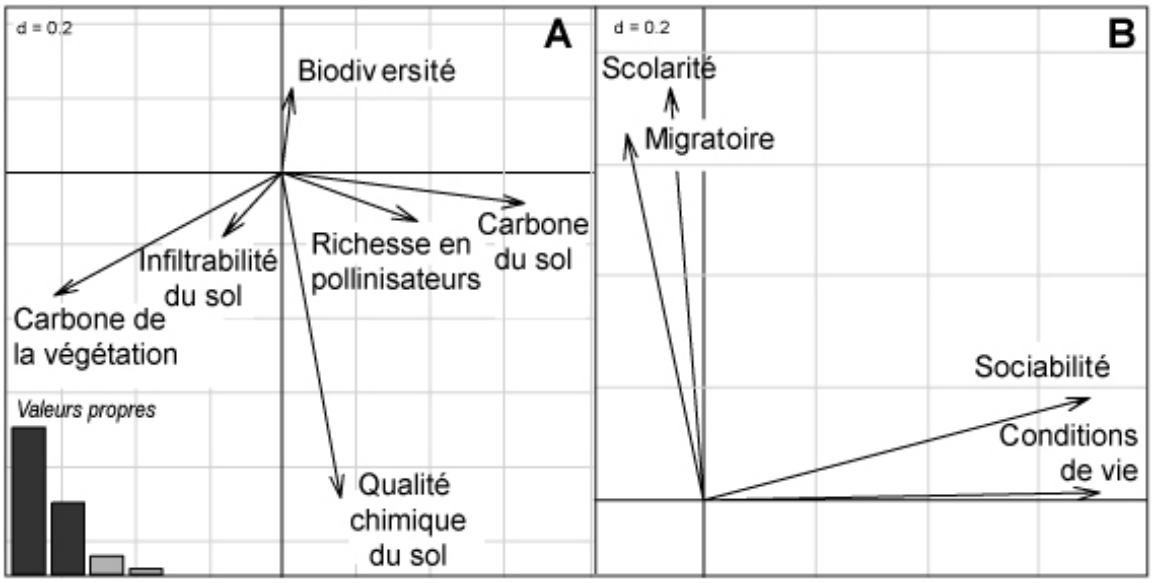


FIGURE 7.7 : *Analyse de co-inertie menée sur les données de qualités de vie et sur les indicateurs de services écosystémiques. A. Cercle des corrélations issue de cette analyse sur les variables environnementales. B. Cercle des corrélations issue de cette analyse sur les variables de qualité de vie.*

IV. Effet des caractéristiques socio-économiques sur la fourniture de services multiples

A. Méthodologie

Par la suite, nous avons fondé nos analyses en partant de l'hypothèse de l'influence des caractéristiques socio-économiques sur les associations de services et sur la richesse en services. Nous avons alors cherché à expliquer, toujours à l'aide de ces données socio-économiques, l'appartenance de chaque pixel à l'un des 4 profils d'associations de services définis au chapitre 4. Nous avons alors repris une des méthodes présentées dans le chapitre 2, l'arbre de décision (Breiman *et al.*, 1984 [99]), qui permet de traiter le cas d'une variable à expliquer Y qualitative. Comme nous avons précédemment souligné le fait que différentes méthodologies statistiques aboutissent à des résultats différenciés en termes de fiabilité et de variables retenues, nous avons également décidé de mettre en œuvre deux autres méthodes. Comme il s'agit ici de prédire les valeurs prises par une variable qualitative, les autres méthodes statistiques implémentées n'ont jusqu'à présent pas été présentées dans cette thèse. La régression logistique multinomiale (Venables et Ripley, 2002 [665]), qui convient dans ce cas, reprend cependant les grands principes de la régression linéaire. Du reste, cette méthode fait partie des *Generalized Linear Models* (GLM) qui généralisent la régression linéaire, en particulier aux variables à expliquer qualitatives. Sans rentrer dans les détails, disons que pour se ramener à une variable numérique, nous

modélisons par une fonction linéaire la probabilité d'appartenance à chaque classe (une fonction de cette probabilité pour être plus précis). Une autre façon de faire, toujours dans le but de prédire les valeurs d'une variable qualitative, est donnée par la *Linear Discriminant Analysis* (LDA - Ripley, 1996 [559] ; Venables et Ripley, 2002 [665]). Si l'on cherche encore à modéliser la probabilité d'appartenance à chacun des groupes, le principe diffère de la méthode précédente dans le sens où cette fois, la modélisation s'appuie sur des principes Bayesien. En particulier, elle repose sur l'hypothèse que la distribution conditionnelle des variables explicatives X_j (conditionnées par l'appartenance à chacun des groupes) suit une loi normale, les paramètres de cette loi étant estimés par maximum de vraisemblance. LDA et régression logistique sont fréquemment appliquées à l'étude de problématiques environnementales (Acevedo *et al.*, 2009 [10] ; Lauzeral, 2012 [378] pour la lda et Kampmann *et al.*, 2008 [339] ; Cardozo *et al.*, 2015 [118] ; Guareschi *et al.*, 2015 [289] pour la régression logistique). Comme le choix du modèle statistique peut influencer les résultats finaux (cf. chapitre 3), nous avons décidé de mettre en place ces deux méthodologies statistiques dans le but de les comparer.

B. Une fourniture en services négativement corrélée aux revenus agricoles

De manière générale, l'effet des caractéristiques socio-économiques sur la mise en place d'associations de services écosystémiques est assez faible (Table 7.4). La comparaison des méthodes, effectuée par validation croisée (méthode du *leave-one-out* – cf. chapitre 2), permet d'identifier systématiquement la méthode la plus pertinente dans chaque cas d'étude.

	GLM	*LDA*	*Arbre de décision*
Production agricole	83**	100*	**62***
Caractéristiques sociographiques	85*	100	**90 ***
Qualité de vie	86	100	**74***

TABLE 7.3 : *Méthodes permettant de d'expliquer au mieux la mise en associations des indicateurs de services. Pour chaque méthode, pourcentage de mauvais classement (prévision d'une classe différente de la classe initiale) standardisée par la valeur maximale de la série. * : taux de mauvais classement inférieur à 50 % et ** : taux compris entre 40 % et 30 %.*

Les caractéristiques socio-économiques influençant le plus la mise en place d'associations de services sont liées à la production agricole. Du point de vue de cette dernière, la répartition des individus au sein des groupes d'associations de services s'explique par des facteurs variés, liés aux revenus, à l'identité des travailleurs et au site. Toutefois, les taux d'erreur (ou taux de mauvais classement, basé sur l'absence de coïncidence entre la

prévision et la valeur d'origine) étant élevés, ces résultats sont à prendre avec précaution. Du point de vue des caractéristiques sociologiques et de qualité de vie, les modèles statistiques mis en œuvre ne permettent pas d'expliquer convenablement l'appartenance des individus aux groupes d'associations entre indicateurs de services.

Jeu de données	*Variables retenues*	*Méthode statistique*
Production agricole	Produit brut total, Produit brut par hectare mis en culture, Unité de grand bétail, Unité de travail familial	Arbre de décision
Sociologie	Site, Scolaire, Typologie de structure démographique et âge	GLM
Qualité de vie	Sociabilité, Migratoire, Scolarité et Conditions de vie et Site	Arbre de décision

TABLE 7.4 : *Variables impactant la mise en associations des indicateurs de services écosystémiques pour chacun des trois jeux de données.*

Les résultats des analyses menées sur les données de sociologie et de qualité de vie sont plus difficiles à réaliser. Ils illustrent globalement la présence d'un effet de contexte fort, par la présence de la variable liée au site d'appartenance mais à travers les autres variables retenues qui prennent des valeurs différenciées selon les sites. Ainsi, ils mettent en avant l'importance de la fourniture de services (associations de type 1 et 2, c'est-à-dire associées à des espaces forestiers) à Pacajá. Les résultats des analyses menées sur les données de production agricole étant meilleurs, nous avons approfondi l'analyse pour mieux comprendre le rôle joué par les données de production dans la mise en place d'associations de services. Pour ce faire, l'arbre de décision obtenu a été représenté (Figure 7.8).

De manière générale, l'arbre de décision montre que plus les revenus sont élevés, plus la fourniture en services est limitée (faible fourniture pour la plupart des services). Les revenus les plus faibles se retrouvent pour les espaces où la fourniture en services est la plus élevée, c'est-à-dire au niveau des espaces forestiers ou de transition (forêt brûlée ou juquira-capoeira). Les individus du profil 3 (pâturages dont la fourniture de services est de manière générale très faible) et 4 (sols nus) présentent des revenus totaux forts. Leur exploitation est très déboisée et la fourniture en services y est faible. Il s'agit essentiellement des points échantillonnés à Maçaranduba et Palmares II. De fait, bien que l'arbre de décision ne retienne pas la variable liée au site, l'effet site reste présent.

Pour résumer, cette partie a permis d'évaluer l'impact du type de mise en production des exploitations et des caractéristiques sociographiques et de qualité de vie des exploitants sur la fourniture en services écosystémiques et sur la mise en place d'associations de services écosystémiques. Les résultats ont permis de mettre en avant trois points principaux. (1) Tout d'abord, il existe une relation entre les caractéristiques socio-économiques des exploitants et la fourniture en services écosystémiques ainsi qu'avec la mise en place d'associations de services (*trade-offs*, synergies et concomitance) mais cette relation reste

peu marquée. (2) Ensuite, la cohérence des résultats permet de souligner la qualité des jeux de données ainsi que la pertinence des méthodes employées. (3) Toutefois, l'effet global est faible sans doute à cause des caractéristiques très différenciées de ces zones (Grimaldi *et al.*, 2014 [284]). Du moins, peut-on en faire l'hypothèse à laquelle nous allons essayer de répondre par un nouveau modèle explicatif. Les informations socio-économiques caractérisant les exploitations, il semble ainsi nécessaire de compléter les analyses présentées par une étude réalisée à l'échelle de ces exploitations.

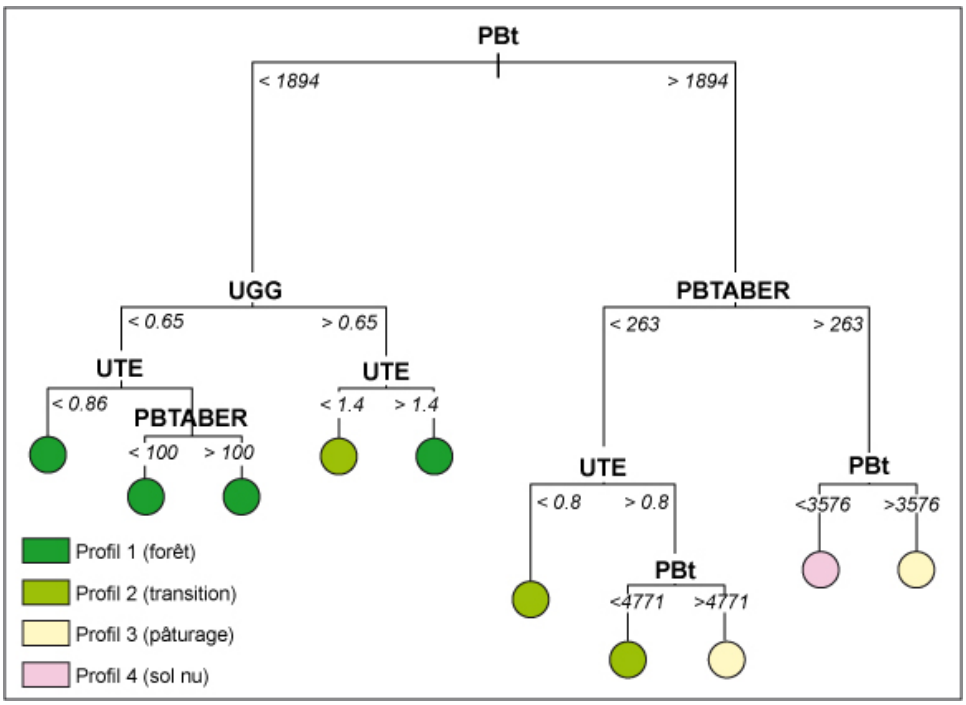


FIGURE 7.8 : *Arbre de décision permettant d'expliquer la mise en place d'associations d'indicateurs de services écosystémiques à partir des données de production agricole.*

V. Rôle des facteurs socio-économiques sur la structuration spatiale des services

A. Méthodologie

1. Le cas des associations de services

Les activités de production et les modes de vie peuvent influencer la structuration spatiale des paysages. Le paysage influençant grandement la fourniture en services écosystémiques et la mise en place d'associations entre ces derniers, ces facteurs anthropiques

sont également susceptibles d'impacter la structure spatiale des groupes d'associations entre services. De fait, cette partie vise à identifier l'effet des modes de production et les caractéristiques personnelles des agriculteurs sur la structure spatiale du paysage et donc des associations entre indicateurs de services écosystémiques au sein d'une ferme. Pour ce faire, les informations spatialisées créées dans le chapitre 4 caractérisant chaque pixel par son appartenance à une unité paysagère, homogène du point de vue des services écosystémiques rendus, ont été utilisées. Ces unités paysagères peuvent également être considérées comme des profils d'associations d'indicateurs de services. À partir de ces informations, des indices paysagers synthétiques ont été calculés par exploitation agricole. Ces derniers ont ensuite été mis en relation avec les informations socio-économiques obtenues par enquêtes issues des campagnes de terrain.

Dans un premier temps, les cinq indices paysagers présentés préalablement (pourcentage de chaque unité paysagère) ont été synthétisés en un indicateur unique. Cela permet de posséder une seule variable à expliquer, variable quantitative synthétisant la plus grande partie des informations renseignées par ces cinq indices. Cette variable synthétique a été construite à l'aide d'une ACP sur ces indices. Les valeurs prises par cet indice correspondent ainsi aux coordonnées des individus sur le premier axe factoriel.

Afin de comprendre l'influence des caractéristiques socio-économiques sur la structuration spatiale des associations de services (indice synthétique), les tableaux de données socio-économiques ont été croisés avec cet indice. Pour ce faire, des méthodes de régression ont été mises en œuvre. Contrairement à l'analyse de co-inertie, et comme pour les trois analyses statistiques précédentes, les indicateurs de services ont ici le statut de variables à expliquer (Y) alors que les données socio-économiques joueront le rôle de variables explicatives (X). En effet, les méthodes de régression supposent ainsi l'existence d'une fonction f qui lie la variable à expliquer Y aux variables explicatives $X_1, \ldots, X_p$. Nous émettons l'hypothèse que la fonction f est linéaire. Le modèle (A.8) s'écrit alors

$$Y = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \ldots + \beta_p X_p + \varepsilon$$

où ε est une variable aléatoire. Pour plus de détail, le lecteur se reportera au chapitre 2 ainsi qu'à l'annexe A.

Trois régressions linéaires multiples ont ainsi permis d'expliquer les variations de cet indice synthétique par les caractéristiques de production agricole, de sociographie puis de qualité de vie. Ces régressions linéaires, de par des procédures de choix de variables et de validation croisée, permettent d'identifier les variables de chacun des trois jeux de données socio-économiques influençant le plus la structure spatiale du paysage (et des associations de services écosystémiques) au sein des exploitations.

2. Le cas de la richesse en services

Au-delà de l'impact des caractéristiques socio-économiques sur la nature des associations entre services écosystémiques, il est possible d'étudier l'effet de ces mêmes caractéristiques sur la richesse en services. Pour ce faire, nous avons utilisé le score moyen de richesse en services par ferme, présenté préalablement dans ce chapitre à partir de l'information spatialisée créée dans le chapitre 4. Nous avons ensuite cherché à expliquer ce score moyen à partir des informations socio-économiques obtenues par enquêtes terrain à l'aide de trois régressions linéaires multiples.

B. Importance de l'effet site et des revenus sur la structuration spatiale d'associations de services

1. Le cas des associations de services

L'ACP réalisée sur les cinq indicateurs de la structure et la composition spatiales des associations de services au sein des exploitations illustre les relations qui existent entre ces variables. (Figure I). Le premier plan factoriel explique environ 64 % de l'inertie totale. Le premier axe factoriel, utilisé comme indice synthétique de la composition spatiale des exploitations dans les analyses à venir, explique environ 33 % de l'inertie. Il est principalement construit par l'opposition entre les fermes encore forestières présentant des associations de type 1 (fourniture forte de presque tous les services) et les fermes présentant déjà un paysage ouvert, à différents stades d'ouverture (profil 2 à 4). En d'autres termes, l'indice présente des valeurs élevées pour les exploitations qui présentent une fourniture faible à très faible en services écosystémiques, plutôt situées à Palmares II, et des valeurs négatives pour les exploitations dont la fourniture de tous les services, à l'exception de la qualité chimique du sol, est forte, essentiellement situées à Pacajá. Le nuage des individus montre que la composition spatiale du paysage (et donc des associations d'indicateurs de services écosystémiques) est variable selon le site étudié. Les exploitations de Pacajá, qui connaissent des dynamiques de déforestation plus récentes, sont plus forestières et fournissent un plus grand nombre de services écosystémiques.

Trois régressions linéaires ont été réalisées afin d'expliquer les variations de cet indice synthétique créé à partir des coordonnées des individus sur le premier axe factoriel de l'ACP (Table 7.5). Les faibles valeurs du coefficient de détermination (R^2) illustrent la capacité très partielle des informations socio-économiques à expliquer les variations de

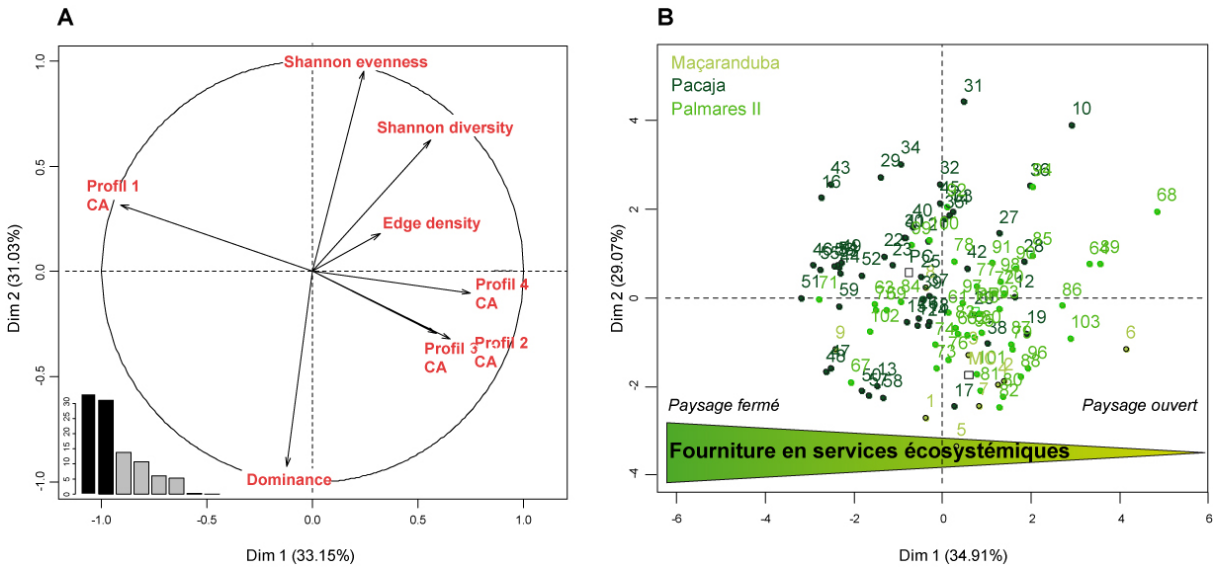


FIGURE 7.9 : *Résultats de l'ACP réalisée sur les cinq indicateurs de la composition et de la structure spatiale des associations de services écosystémiques au sein d'une exploitation. A. Cercle des corrélations des deux premiers axes factoriels. B. Nuage des individus associé. Chaque individu est coloré en fonction de son site d'appartenance.*

l'indice synthétique d'associations de services écosystémiques.

Jeu de données explicatif	Variables explicatives retenues	R^2
Production agricole	Produit brut total et Site	0,20 ***
Sociologie	Site	0,10 ***
Qualité de vie	Site	0,17 ***

TABLE 7.5 : *Résultats des modèles de régressions linéaires multiples visant à expliquer l'indice de composition spatiale des associations de services par les caractéristiques socio-économiques. *** : significativité du test de R^2 (p-value $>$ 0,05).*

La mise en place d'associations de services s'explique davantage par les données de production agricole que par celles de sociologie et de qualité de vie. Le modèle de régression linéaire permet de mettre en avant le rôle du produit brut sur la fourniture en services écosystémiques. Une augmentation de ce produit brut provoque une diminution des surfaces forestières (associations de type 1) rendant beaucoup de services écosystémiques et une augmentation des autres surfaces (associations de type 2, 3 ou 4) fournissant moins à beaucoup moins de services. Les régressions linéaires faites à partir des variables de sociographie et de qualité de vie illustrent l'importance de l'effet-site, l'indice prenant des valeurs plus faibles à Palmares II. Au-delà de cet effet de contexte, les régressions ne permettent pas de mettre en évidence des facteurs anthropiques influençant la fourniture de services à l'échelle d'une exploitation agricole.

2. Le cas de la richesse en services

La mise en place d'associations à l'échelle d'une exploitation agricole ne pouvant être expliquée par des variables socio-économiques, nous nous sommes intéressés à l'impact de ces dernières sur la richesse en services écosystémiques. Pour ce faire, trois modèles de régression ont été réalisés (Table 7.6). Ces modèles permettent d'identifier les facteurs anthropiques de contrôle de la fourniture de services écosystémiques.

Jeu de données explicatif	Variables explicatives retenues	R^2
Production agricole	Revenus non agricoles, Part des revenus liés aux cultures pérennes, Unité de grand bétail, Site.	0,69 ***
Sociologie	Scolarisation, Typologie de structure démographique, Profil professionnel, Site.	0,70 ***
Qualité de vie	Conditions de vie, Scolarisation, Sociabilité, Site.	0,68 ***

TABLE 7.6 : *Résultats des modèles de régressions linéaires multiples visant à expliquer la richesse moyenne en services par les caractéristiques socio-économiques. *** : significativité du test de R^2 (p-value $>$ 0,05).*

Ces analyses permettent d'identifier les variables socio-économiques agissant sur la richesse en services écosystémiques. Du point de vue de la production agricole, la richesse tend à augmenter parallèlement aux revenus liés aux cultures pérennes et aux revenus non agricoles et diminue avec l'augmentation du nombre de têtes de bétail. Cela vient conforter les résultats des analyses descriptives.

Bien que le modèle visant à expliquer la richesse en services écosystémiques par les données de sociographie soit le plus performant, il est le plus compliqué à interpréter en termes de caractéristiques individuelles. En réalité, il vient renforcer l'effet de contexte déjà observé. Le modèle met en effet en évidence le rôle du site pour expliquer les variations du score de services. Celui-ci est corrélé négativement aux sites de Pacajá et surtout de Palmares II, faisant écho aux résultats des chapitres 4 et 6. Toutefois, la richesse en services écosystémiques est positivement corrélée avec la modalité 2 et 4 de la variable scolarité (individus ayant étudiés entre 1 et 8 ans), les modalités 2 et 4 de la typologie de structure démographique (familles nombreuses en début de transition démographique) et les modalités 2 et 5 des profils professionnels. L'ensemble de ces modalités correspondent à des individus appartenant à Pacajá et à Palmares II permettant de nuancer cet effet site général.

Du point de vue des données de qualité de vie, les analyses montrent la corrélation positive entre la fourniture en services écosystémiques et le niveau de scolarisation atteint

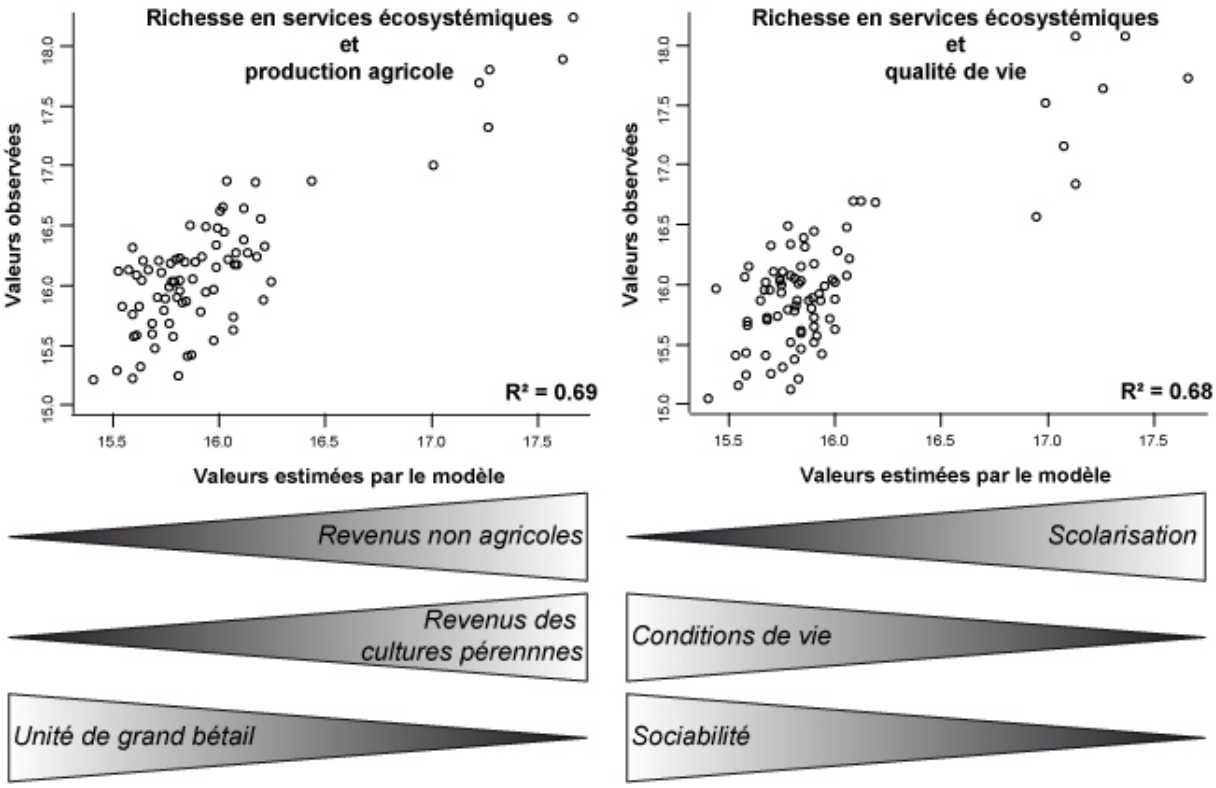


FIGURE 7.10 : *Résultats statistiques des modèles de régression linéaires visant à expliquer la richesse en services écosystémiques par des variables socio-économiques.*

par les populations. Elles mettent également en avant la corrélation négative entre l'indice de sociabilité, l'indice de qualité de vie et le niveau de services rendus. En d'autres termes, plus l'agriculteur possède un équipement matériel moderne (énergie électrique...), plus il dégrade son environnement. Il est important de noter que l'indice de qualité de vie ne prend pas en compte les aspects culturels liés au bien-être. En outre, ces deux variables prennent leurs valeurs les plus élevées pour le site de Palmares II, venant renforcer l'effet de contexte présenté préalablement.

VI. Discussion

À partir du cas d'étude des fronts pionniers amazoniens, ce chapitre visait à amener à une meilleure compréhension des liens entre pratiques anthropiques et état du milieu naturel. En effet, il avait pour ambition principale d'approfondir la compréhension des facteurs de contrôle des six indicateurs de services écosystémiques en analysant l'influence de facteurs socio-économiques (production agricole, caractéristiques sociologiques et de qualité de vie) sur la mise en place d'associations entre six indicateurs de services écosystémiques et sur la richesse de ces derniers. Pour ce faire, nous nous sommes basés sur l'information spatialisée issue des chapitres précédents (chapitres 3, 4 et 6). L'étude des relations entre fourniture de services écosystémiques et caractéristiques anthropiques a

permis de mettre en avant trois points principaux :

1. Il existe des relations entre les caractéristiques socio-économiques des exploitants et la fourniture en services écosystémiques ainsi qu'avec la mise en place d'associations de services (*trade-offs*, synergies et concomitances) ;
2. La fourniture en services écosystémiques est davantage influencée par les caractéristiques de production agricole que par les caractéristiques sociologiques ou de qualité de vie ;
3. Quel que soit le jeu de données étudié, ces relations restent peu marquées.

Au-delà de ces trois points, ce chapitre a permis d'apporter des connaissances à propos de l'impact de la déforestation sur la fourniture de services écosystémiques et leur mise en association puisque ces dernières sont influencées par :

- des phénomènes plus globaux, probablement liés à l'ancienneté du front de déforestation et aux politiques publiques s'appliquant sur chaque site,
- les revenus non agricoles,
- les conditions de vie.

A. Influence des phénomènes globaux : accord avec la théorie de la Political ecology

Tout un courant de la géographie, la *cultural ecology* considère que l'échelle individuelle est importante pour qualifier les rapports au milieu, en particulier en Amazonie (Perz *et al.*, 2006 [517] ; Caldas *et al.*, 2007 [114]). Toutefois, l'influence des caractéristiques individuelles sur le milieu naturel est assez peu évidente sur nos données. Ces dernières illustrent la difficulté à approcher quantitativement l'impact des dynamiques individuelles sur les écosystèmes. En effet, bien qu'existantes, les relations entre la caractérisation économique de la production agricole, les caractéristiques des populations et la fourniture en services écosystémiques et mise en place d'associations restent très tenues.

L'ensemble des analyses, exploratoires comme explicatives, exposent un effet-site très important (voir par exemple la figure 7.5 - graphe des individus). Cet effet site, loin d'être anecdotique, peut exprimer l'importance de l'ancienneté du front sur les services écosystémiques. Sur les fronts pionniers, par principe, la richesse est fondée sur la dégradation du milieu naturel. Les différences des impacts sur celui-ci, dues aux diversités des caractéristiques socio-économiques, sont donc faibles. Parmi les facteurs influençant la fourniture en services, l'ancienneté du front et donc l'état de la dégradation et la taille des parcelles sont les plus impactants. Or, ces aspects sont directement corrélés avec le site. L'influence des caractéristiques des agriculteurs sur le milieu est peu déterminante en comparaison à leur répartition entre les trois sites d'étude. Or, celle-ci est dépendante de dynamiques

globales que sous-tendent généralement des politiques publiques. Ainsi que peuvent le préconiser les théories de la *Political ecology*, la recherche d'un impact alternatif sur la fourniture en services écosystémiques et la mise en place d'associations doit donc passer par un changement de contexte politique global. En effet, pour les chercheurs du courant de la *Political ecology*, la dégradation du milieu est davantage une conséquence des politiques publiques et de dynamiques globales et les caractéristiques personnelles pèsent peu face à ces facteurs globaux (Benjaminsen et Svarstad, 2009 [77]).

B. Influence des caractéristiques socio-économiques

Au-delà de l'effet du site, nos résultats montrent que la fourniture en services écosystémiques et la mise en place d'associations d'indicateurs de services, peu influencées par les caractéristiques de qualité de vie et de sociologie, sont impactées par les caractéristiques de production agricole. En effet, une production agricole importante implique une diminution de la fourniture en services. Ce chapitre a ainsi permis de souligner l'importance économique du déboisement et de la dégradation des services écosystémiques pour les agriculteurs familiaux puisque les revenus de ces derniers sont inversement corrélés à la fourniture en services écosystémiques. Les pratiques durables ne sont donc pas rentables car l'arrêt du déboisement est synonyme d'une diminution des revenus. Ce point rejoint l'idée formulée par Denis Salles en 2006 qui pointait du doigt les limites du développement durable parce qu'il se fonde sur la mauvaise conscience et la pédagogie, c'est-à-dire sur la responsabilisation individuelle. Par conséquent, selon les théories liées au développement durable, afin de changer les pratiques qui sont responsables du non développement durable, il est essentiel de favoriser la prise de conscience des impacts négatifs de leurs pratiques sur l'environnement (Salles, 2006 [576]). Or, il est insuffisant de penser global pour agir local, puisque malgré la reconnaissance des enjeux environnementaux liés au déboisement de la forêt amazonienne, ce dernier se poursuit. En effet, nous avons montré, à l'instar d'Arnauld de Sartre, 2013 [33], que la perte de services écosystémiques est accompagnée d'une hausse de la qualité de vie et de l'efficacité économique de la production. De fait, la pérennité de la dégradation environnementale liée au déboisement s'explique, dans le contexte actuel, par sa rentabilité.

C. Apports de la méthodologie employée

D'un point de vue méthodologique, ce chapitre a mis en évidence deux points :

- l'intérêt de posséder de l'information spatialisée pour mettre en relation des données

issues de deux sphères différentes,
- l'apport des méthodes statistiques pour effectuer cette mise en relation.

La réalisation de cartographie d'indicateurs de services écosystémiques, indicateurs par indicateurs ou de services multiples (chapitres 3, 4 et6) a permis la création d'une information généralisée à l'ensemble des trois sites d'étude. De fait, elles offrent des informations au niveau des exploitations agricoles qu'il est alors possible de mettre en relation avec celles liées aux caractéristiques personnelles des agriculteurs et à leurs pratiques agricoles. Afin de mettre en relation des informations appartenant à des sphères différentes (naturaliste et sociale), nous avons appliqué de nouvelles méthodologies statistiques (analyses de co-inertie, LDA, régression logistique). Malgré la faiblesse des liens statistiques observés dans ce chapitre, les résultats obtenus sont cohérents avec la littérature scientifique (Arnauld de Sartre, 2013 [33]). La faiblesse des relations statistiques est la conséquence de la difficulté de mettre en lien des réalités appartenant à des sphères différentes (sociale d'un côté et tenant plus des sciences naturelles de l'autre). Néanmoins, notre capacité à mettre en évidence les relations observées démontre la pertinence des méthodes employées et la richesse des jeux de données utilisés.

D. Perspectives

Les données utilisées n'ayant pas été échantillonnées dans l'objectif de réaliser une telle étude, il serait intéressant de procéder à de nouvelles enquêtes terrain permettant de mieux remplir cet objectif. De plus, bien que les résultats relatifs à l'effet de contexte accentuent les problèmes soulevés concernant la reproductibilité et la généralisation de l'information spatialisée à de plus larges échelles, il serait intéressant d'interroger la pertinence des méthodes mises en place et de ce fait de porter un regard critique sur l'exercice proposé. Pour ce faire, il pourrait être envisagé d'appliquer la méthodologie à d'autres contextes et notamment dans le cadre d'études comparatives sur les modes d'exploitations ou dans le cadre de projets de restauration écologiques dans les pays du Nord.

Pour résumer

- Nous avons mis en évidence les facteurs de contrôle anthropiques des associations de services écosystémiques.
- Les caractéristiques anthropiques sont peu impactantes en contexte de déforestation. L'intensité de la dégradation dépend davantage de phénonèmes globaux.
- L'impact sur le milieu est lié au fait même de déboiser et les caractéristiques de vie des exploitants ainsi que la manière dont ils vivent ou exploitent leur terre ne sont que peu influençants.

Discussion générale de la thèse

Cette thèse avait pour objectif d'analyser l'apport d'un nouvel outil de la gestion environnementale, la cartographie de services écosystémiques, à partir du cas d'étude des fronts pionniers amazoniens. Ce faisant, elle a permis d'**analyser de manière critique la dimension méthodologique** de la notion de services écosystémiques pour **identifier les opportunités et les limites des cartographies** (chapitres 3, 4 et 5), et donc plus largement de la notion elle-même. Au delà des enjeux méthodologiques, elle a tenté de favoriser la **compréhension des liens entre pratiques anthropiques et l'état du milieu naturel**, notamment en cherchant à déterminer les facteurs de contrôle des services écosystémiques (chapitres 6 et 7). En tentant d'apporter un regard rigoureux sur la mise en œuvre cartographique des services écosystémiques et une analyse des relations hommes-milieu en contexte de front pionnier, cette thèse s'inscrit dans un cadre plus large : celui de la *political ecology* (Arnauld de Sartre *et al.*, 2014 [4] ; Kull *et al.*, 2015 [357]), de la géographie physique critique (Lave *et al.*, 2013 [379] ; Dufour, 2015 [200]) et / ou de la géographie environnementale (Chartier et Rodary, 2016 [8]). En effet, ces trois approches caractérisent les causes de la dégradation environnementale en identifiant les sources de la déforestation tout en permettant une réflexivité sur l'influence des pratiques scientifiques (quel est l'effet des cartes produites). Ce faisant, elles mettent en avant la difficulté à obtenir des cartes performantes et à les interpréter. Tous ces points viennent renforcer la question de l'utilisation de ces cartes et de l'efficacité réelle de leurs usages.

Cette thèse a été l'occasion de mettre en avant deux points principaux qu'il s'agit de discuter :

- l'apport de la spatialisation des services écosystémiques pour la compréhension des pionniers amazoniens,
- l'analyse critique de l'outil cartographique appliqué aux services écosystémiques.

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

I. L'apport de la spatialisation des services écosystémiques pour la compréhension des pionniers amazoniens

En quantifiant et spatialisant des indicateurs de services écosystémiques, cette thèse a cherché à caractériser la situation environnementale des fronts pionniers amazoniens et, ce faisant, à constater l'évolution de la fourniture en services écosystémiques sur ces espaces. Pour ce faire, elle a été l'occasion d'explorer les liens entretenus entre fourniture de services écosystémiques, paysage et caractéristiques socio-économiques des exploitants agricoles mettant en valeur les espaces étudiés, liens sous-tendus par un effet de contexte fort.

A. La fourniture de services en contexte de front pionnier

Les analyses statistiques menées et les cartographies réalisées alimentent nos connaissances sur la fourniture de services écosystémiques en contexte de fronts pionniers amazoniens. En effet, elles ont permis (1) de distinguer les espaces en termes d'intensité de fourniture de services écosystémiques (2) d'identifier certains facteurs de contrôle des services, d'origine anthropique ou liés aux propriétés inhérentes du milieu. Dans un contexte scientifique d'explosion des études quantitatives de cartographies de services écosystémiques (Bukhard *et al.*, 2012 [111] ; Newton *et al.*, 2012 [477] ; Li et Fang, 2014 [398]), cette thèse a proposé d'aller au-delà de la représentation graphique en cherchant à utiliser la spatialisation pour améliorer la compréhension des facteurs relatifs aux différents éléments de l'anthroposystème influençant la fourniture de services écosystémiques. Or, la cartographie est souvent encore considérée dans la bibliographie comme une représentation intéressante de l'information mais son intérêt pour la compréhension des processus biophysiques et/ou anthropiques sous-jacents est sous utilisé (Egoh *et al.*, 2008 [212] ; Fisher *et al.*, 2011 [247] ; Castro *et al.*, 2014 [123]). Pourtant, les services écosystémiques sont produits par des processus socio-écologiques qu'il est essentiel de comprendre (Barbier *et al.*, 2008 [62] ; Tilman *et al.*, 2012 [632]). En effet, notre capacité à gérer les pratiques humaines souffre d'un manque de savoirs sur les processus et conditions écologiques impliqués dans la fourniture des services écosystémiques et sur leurs réponses aux changements globaux ou d'occupation du sol (Foley *et al.*, 2005 [250] ; Carpenter *et al.*, 2009 [120] ; Turner, 2010 [640]). Par exemple, les facteurs de contrôle socio-économiques et écologiques impliqués dans la fourniture de services écosystémiques et les relations entre ces derniers sont encore

peu connus, de manière générale et dans des contextes spécifiques (Steffan-Dewenter *et al.*, 2007 [612] ; Naidoo *et al.*, 2008 [467] ; Nelson *et al.*, 2009 [473] ; Breure *et al.*, 2012 [100]). Une meilleure compréhension semble nécessaire, notamment, pour anticiper les trade-offs indésirables (Bennett *et al.* 2009 [78]). Les principaux facteurs de contrôle identifiés au cours de cette thèse sont au moins au nombre de quatre : les changements d'occupation du sol, les politiques publiques mises en œuvre et/ou l'historicité de la déforestation, les facteurs inhérents au milieu et des facteurs socio-économiques.

1. Les effets de la déforestation sur la fourniture de services écosystémiques

Spatialement, la fourniture en services écosystémiques se traduit de manière très caractéristique selon les sites. En effet, à Maçaranduba, la fourniture est structurée par la distance au cours d'eau principal, à Palmares II, par le chemin de fer et la distance aux centres urbains, et à Pacajá par la route centrale. Ces trois éléments constituent les composantes principales, historiques et actuelles de la déforestation. En effet, quel que soit le site étudié, les analyses menées ont montré que, dans le contexte des fronts de déforestation amazoniens où il existe un gradient paysager très marqué depuis les forêts jusqu'aux espaces cultivés, les caractéristiques du territoire liées à l'occupation du sol jouent un rôle non négligeable dans la fourniture en services écosystémiques et la mise en place d'associations (Figure 8.1 - chapitres 3, 4, 6).

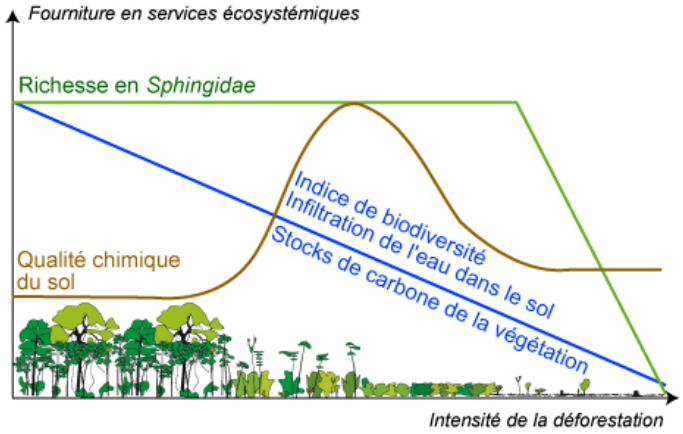


FIGURE 8.1 : *Relation entre intensité de la déforestation et fourniture de services écosystémiques.*

Les activités de déforestation et les pratiques agricoles impactent la fourniture en services (Figure 8.1 - Gardner *et al.*, 2010 [268] ; Gibson *et al.*, 2011 [273] ; Grimaldi *et al.*, 2014 [284]). De manière générale, la fourniture de cinq des six indicateurs de services étudiés tend en effet à diminuer avec la mise en culture de la forêt et l'augmentation de

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

l'intensivité des activités agricoles. Les forêts primaires sont ainsi associées à une forte fourniture en services : les stocks de carbone de la végétation (FAO, 1997 [225]) et les vitesses d'infiltration de l'eau dans le sol les plus élevés se trouvent en effet en forêt. De la même manière, l'indice de biodiversité est le plus élevé pour les milieux fermés à forte densité végétale et la richesse en pollinisateurs augmente lorsque la distance à la forêt diminue (Solar *et al.*, 2016 [605]). Les espaces de transition, forêts brûlées et juquira-capoeira (friches et jachères) sont majoritairement caractérisés par une fourniture intermédiaire en services écosystémiques, à l'exception de la richesse en *Sphingidae* qui y est très forte. Les stocks de carbone de la végétation restent relativement conséquents, du fait de la présence d'une biomasse végétale encore importante. Cependant, ils sont moins élevés qu'en forêt puisque les arbres ont libéré une partie du carbone qu'ils stockent sous l'action des brûlis successifs (Dixon et *al.*, 1994 [184]). L'infiltration de l'eau dans le sol y est également plus faible qu'en forêt (Zimmerman *et al.*, 2006 [703]) mais plus élevée que pour les espaces récemment cultivés. En effet, déboisés depuis moins longtemps, ces espaces n'ont pas encore subis toutes les transformations liées à l'exploitation anthropique, notamment le tassement de l'horizon 10-30 cm du sol. L'indice de biodiversité reste globalement fort, bien que moins élevé qu'en milieu forestier. Cela s'explique partiellement par la fragmentation du paysage et la destruction de certains habitats. Les pâturages sont caractérisés par une fourniture très faible pour la plupart des services (indice de biodiversité, richesse en pollinisateurs, infiltration de l'eau dans le sol et stocks de carbone de la végétation). En effet, la diminution significative de la biomasse végétale provoque une forte diminution de la capacité des espaces à stocker le carbone dans la végétation. En outre, la déforestation au profit des terres agricoles conduit à la dégradation de ces terres en limitant le processus d'infiltration de l'eau dans le sol et favorisant par conséquent l'érosion. Elle correspond au passage d'un milieu couvert dont le sol comporte une densité de racines extrêmement élevée à un milieu réduit en matière de biomasse et de couverture du sol. Elle entraîne ainsi une grande exposition aux effets du climat et provoque une diminution de la quantité de matière organique induisant une augmentation des phénomènes de ruissellement et d'érosion. Il devient alors compact, ce qui se traduit par une réduction de son infiltrabilité provoquant le ruissellement de l'eau à sa surface, l'érosion et le lessivage des nutriments qui lui sont associés (Markewitz *et al.*, 2004 [428] ; Zimmermann *et al.*, 2006 [703]). De plus, la disparition des habitats d'un grand nombre d'espèces provoque la diminution de l'indice de biodiversité et de la richesse en pollinisateurs. Toutefois, la fourniture de certains services peut y être forte, notamment pour les services liés à la qualité chimique du sol (chapitre 6 ; Stark et Jordan, 1978 [610] ; Grimaldi *et al.*, 2014 [284]). En effet, l'agriculture sur brûlis permet d'améliorer la qualité chimique du sol qui est très pauvre en forêt du fait d'une activité efficace de recyclage des nutriments (Stark et Jordan, 1978 [610]).

Au regard de ces résultats, il semble possible que les activités de déforestation actuelles s'opérant au sein du bassin amazonien fassent basculer les systèmes, déjà en état de transition, vers un système perturbé au sein duquel le fonctionnement des écosystèmes est

profondément affecté, notamment les cycles biogéochimiques et ceux de l'eau (Davidson *et al.*, 2012 [166]). Face à la dégradation des milieux et notamment à la diminution de la productivité des pâturages, les exploitants abandonnent leurs terres et continuent leur migration vers le front de déforestation (Arnauld de Sartre, 2006 [32] ; Rodrigues *et al.*, 2009 [565]). Cette migration, provoquant la progression de la déforestation, se traduit par une perte en biodiversité, la dégradation des sols (Barros *et al.*, 2004 [64] ; Mathieu *et al.*, 2009 [437]) qui s'accompagnent de changements dans les cycles de l'eau, de production primaire et des nutriments (Davidson *et al.*, 2004 [165] ; Markewitz *et al.*, 2004 [428] ; Neill *et al.*, 2006 [471] ; Zimmermann *et al.*, 2006 [703] ; Chaves *et al.*, 2008 [129]).

2. Au delà de l'impact des changements d'occupation du sol, le rôle des facteurs inhérents

Si les changements d'occupation du sol influencent considérablement la distribution spatiale de la fourniture en services écosystémiques et leur mise en associations, ils n'en constituent pas le seul facteur. À l'instar de Grimaldi et de ses co-auteurs, nous avons pu montrer que ces changements ne permettent pas d'expliquer intégralement les variations dans la fourniture de services écosystémiques (Grimaldi et al., 2014 [284]), voire n'expliquent pas de manière satisfaisante certains indicateurs tels que les stocks de carbone du sol ou l'eau biodisponible pour les plantes dont les variations dépendent beaucoup de la texture du sol (Grimaldi *et al.*, 2014 [284]). Utiliser l'occupation du sol comme seule donnée pour réaliser des cartographies peut provoquer de grandes simplifications (Eigenbrod *et al.*, 2010 [215]). En outre, son rôle n'est pas évident pour tous les contextes géographiques, politiques et sociaux (Van der Biest *et al.*, 2015 [651]).

Les indicateurs de services écosystémiques ne dépendent pas seulement des conditions d'usage ou d'occupation des sols mais aussi de facteurs liés aux propriétés inhérentes des écosystèmes, à plusieurs niveaux d'organisation (Dominati *et al.*, 2010 [190]). En effet, certains facteurs inhérents, qui ne sont pas ou peu liés à la déforestation, du moins à court terme, ainsi que des effets de contexte peuvent fortement influencer la fourniture en services et dans la mise en place d'associations (chapitres 3, 4 et 6). Par exemple, l'indice de biodiversité est fortement influencé par la topographie puisqu'au sein des espaces agricoles, les plus fortes valeurs de l'indice sont prises dans les bas-fonds. En effet, ces espaces peuvent correspondre aux zones humides et abords de cours d'eau, particulièrement riches en biodiversité. De la même manière, les éléments de la topographie comme la distance au réseau hydrographique influencent fortement la capacité des sols à stocker du carbone. Pourtant ces propriétés inhérentes sont souvent ignorées dans la mise en place de cartographies de services écosystémiques (Troy et Wilson, 2006 [637] ; Fang *et al.*, 2014 [224]).

Le rôle de facteurs inhérents dans la fourniture de services écosystémiques influence d'ailleurs négativement notre capacité à cartographier cette dernière, notamment à de larges échelles spatiales (chapitre 5), parce que ces facteurs sont liés à des processus complexes (Dominati *et al.*, 2010 [190] - Figure 8.2). De fait, malgré sa variété, le jeu de données n'explique qu'une faible part de la variabilité de la matrice des indicateurs de services écosystémiques. Cette variance non expliquée peut être due à l'incertitude liée aux mesures terrain mais surtout aux limites des deux types de facteurs considérés. Le bassin amazonien est en effet connu pour sa diversité environnementale, notamment du point de vue du climat et du substrat géologique très variable (Hoorn et al., 2010). Par exemple, les sols sont très diversifiés, même aux échelles locales (Sabatier *et al.*, 1997 [573] ; Fritsch *et al.*, 2007 [259]). Il serait alors intéressant de compléter le jeu de données par des informations liées à la nature du sol (Grimaldi *et al.*, 2014 [284]) comme le degré d'hydromorphie, des informations liées à la végétation comme la diversité ou les traits fonctionnels (Diaz *et al.*, 2007 [183] ; Quetier *et al.*, 2007 [545] ; Lavorel et Grigulis, 2011 [385] ; Larmarque, 2012 [361]), le type d'espèces ou encore des informations liées à l'historicité de la mise en valeur des terres comme les pratiques agricoles, la durée de mise en culture des champs...

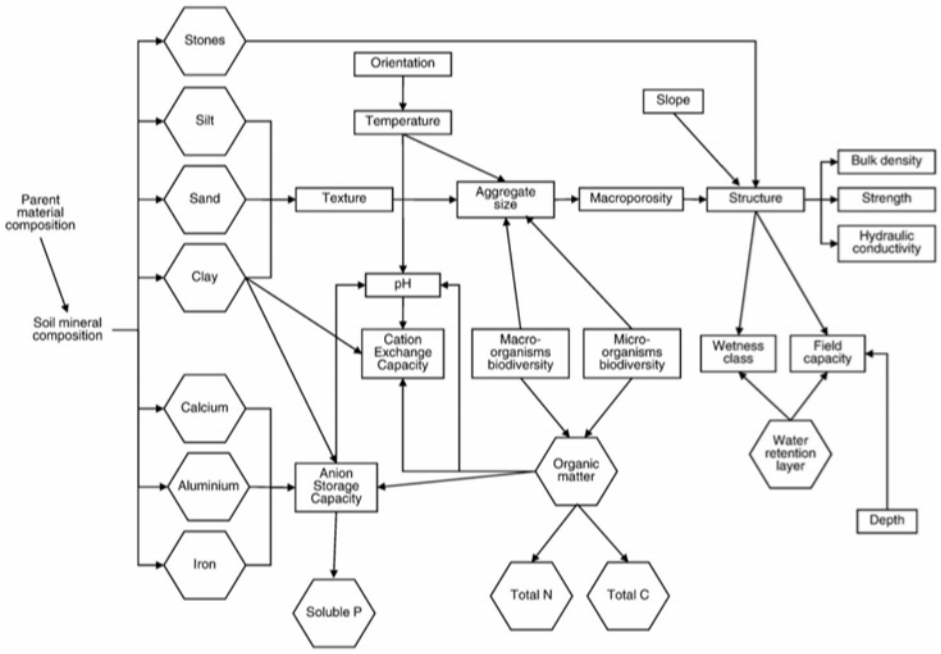


FIGURE 8.2 : *Relations simplifiées entre certains composants du sol (hexagones) et les propriétés des sols (rectangles). Source : Dominati et al., 2010 [190].*

3. Le rôle des facteurs socio-économiques et politiques

Il a été démontré que les changements d'occupation du sol jouent un rôle important dans la fourniture de services écosystémiques et dans la mise en place d'associations. Or, ceux-ci sont fortement liés à des facteurs socio-économiques (Bennett *et al.*, 2009 [78]). Nous avons alors dépassé le cadre courant proposé dans les études sur les services

écosystémiques en cherchant à mettre en relation les caractéristiques socio-économiques ou de conditions de vie et la fourniture en services écosystémiques (Ghaley *et al.*, 2014 [271] ; Solar *et al.*, 2016 [605]).

Les relations entre les hommes et leur milieu sont complexes notamment du fait du lien intrinsèque entre la dynamique des milieux et des dynamiques socio-économiques (Oszwald *et al.*, 2012 [495]). Au-delà des facteurs de contrôle de l'environnement, l'étude des services écosystémiques a alors été réalisée en tentant de prendre en compte ce nouveau degré de complexité. Pour étudier les relations entre les caractéristiques socio-économiques des sociétés et l'état de la dynamique du milieu naturel, deux alternatives ont été identifiées :

- La première, favorisée dans cette thèse (chapitre 7), revient à analyser le lien entre les caractéristiques socio-économiques des hommes habitant le territoire et pouvant diriger les dynamiques inhérentes aux services.
- La seconde, qui n'a pas pu être envisagée avec le jeu de données utilisé, notamment du fait du manque de profondeur temporelle des activités de déforestation, se fonde sur l'identification de points d'inflexion dans la fourniture de services écosystémiques (Scheffer *et al.*, 2009 [582]). Certaines études suggèrent en effet l'existence de seuils écologiques au delà desquels le système devient instable et bascule vers un nouveau système (Scheffer *et al.*, 2001 [583] ; Groffman *et al.*, 2006 [285]). Ce basculement est susceptible de rendre des services différents et/ou dégradés (Chazdon, 2003 [130] ; Grau *et al.*, 2003 [281] ; Lewis, 2009 [396]), notamment dans un contexte de dégradation forestière (van Wilgen *et al.*, 2001 [660] ; Chazdon, 2003 [130] ; Grau *et al.*, 2003 [281] ; Lewis, 2009 [396]).

Nos analyses ont permis d'avancer que les caractéristiques socio-économiques des exploitants peuvent influencer la fourniture en services écosystémiques et la mise en place d'associations de ces services mais cette influence reste peu marquée (chapitre 7). Plus que des caractéristiques personnelles liées à la qualité ou à la trajectoire de vie, la fourniture en services écosystémiques est influencée par les caractéristiques de production agricole. Toutefois, nos données illustrent la difficulté à approcher quantitativement l'impact des dynamiques individuelles sur les écosystèmes car les relations entre nos différents jeux de données restent très ténues. L'influence des caractéristiques des agriculteurs sur le milieu est en effet peu déterminante et les analyses font davantage ressortir un effet de contexte, essentiellement dépendante d'effets plus globaux tels que l'historicité de la déforestation ou les dynamiques liées aux politiques publiques.

Différentes analyses statistiques ont conduit à souligner la présence d'un effet site pour la plupart des indicateurs étudiés (indice de biodiversité, richesse en *Sphingidae*, indice de qualité chimique du sol, stocks de carbone du sol et de la végétation - chapitres 3, 6 et 7). Cet effet de contexte se traduit par des fournitures en services différenciées et la mise en place d'associations spécifiques par site d'étude. Il se traduit de manière

différencié selon l'indicateur étudié : l'indice de biodiversité, la richesse en pollinisateurs et l'indice de qualité chimique du sol sont globalement plus élevés à Maçaranduba alors que les stocks de carbone du sol et de la végétation sont de manière générale plus forts dans les deux autres sites, soit respectivement à Palmares II et à Pacajá. Cet effet de contexte est lié à plusieurs facteurs tels que l'hétérogénéité du milieu biophysique, la profondeur historique de la déforestation différente pour les sites et/ou leurs contextes socio-politiques. En effet, l'ensemble de ces facteurs ont modelé le milieu de chacun des sites, influençant ainsi fortement la capacité des écosystèmes à fournir des services. À Maçaranduba et à Pacajá, les facteurs liés aux activités de déforestation se révèlent très influents alors qu'à Palmares II des facteurs peu liés à la déforestation, du moins sur le court terme, jouent un rôle essentiel. En effet, à Maçaranduba, l'effet couplé d'une déforestation à vocation agricole ancienne associé à la volonté de préserver les patchs de forêts restants dans une perspective agro-extractiviste a provoqué une distinction nette entre les espaces agricoles et les espaces forestiers. Cette distinction a ainsi facilité la présence d'une biodiversité et d'une richesse en pollinisateurs élevée dans les forêts et un fort indice de qualité chimique du sol au niveau des pâturages. Cette rupture, très nette pour Maçaranduba, l'est beaucoup moins pour les deux autres sites. À Pacajá, les dynamiques de déforestation n'ont débuté que très récemment. Elles n'ont ainsi provoqué le changement que d'une partie de la zone. La végétation arborée restante, encore dense et très présente sur le site, permet le stockage d'importantes quantités de carbone. Plus que des facteurs directement liés au contexte socio-politique ou aux activités de déforestation à des fins agricoles, les spécificités liées au milieu biophysique telles que la nature du sol permettent d'expliquer la capacité des sols de Palmares II à stocker du carbone.

Nous avons montré qu'il est possible de retrouver une grande tendance commune d'un site d'étude à un autre du point de vue de la fourniture en services écosystémiques mais qu'il existe d'autres facteurs dont le role est important, tels que ceux liés aux propriétés inhérentes des écosystèmes ou à la socio-économie, ainsi que l'effet site. Le fait de retrouver une tendance générale, quel que soit le site étudié signifie que la fournitude de services écosystémiques est globalement très impactée par des effets globaux, relevant des activités de déforestation. Néanmois, l'impact d'autres facteurs met en lumière le rôle d'effets plus locaux, spécifiques à chaque site étudié, notamment liés à des politiques publiques différenciées (accompagnement à la déforestation per exemple), à des temporalités des activités de déforestation différentes et à des différences dans le milieu biophysique. La présence de ces effets de contexte vient renforcer la nécessité de prendre en compte les rugosités du territoire (c'est-à-dire les variations locales - Chartier et Rodary, 2016 [8]) puisque la capacité des écosystèmes à fournir des services écosystémiques est très variable localement. Deux leçons peuvent alors être tirées :

- La fourniture en services est, dans ces régions du monde, impactées par des tendances générales, pouvant être retrouvées d'un site d'étude à un autre et étant la conséquence de dynamiques globales (activités de déforestation).

- L'effet site souligne l'importance des analyses à l'échelle locale qui permettent de prendre en compte plus facilement les spécificités propres à chaque terrain d'étude. De ce fait, il pose problème alors même que la volonté de réaliser des cartographies d'indicateurs de services écosystémiques aux larges échelles spatiales dans un objectif opérationnel est de plus en plus forte. Ces dernières répondent alors davantage à des objectifs de communication sur l'importance des services écosystémiques pour nos sociétés (Van der Biest *et al.*, 2014 [650]). D'ailleurs, les prises de décision de gestion des terres s'accompagnent souvent d'études réalisées à échelle fine dans le contexte local (Van der Biest *et al.*, 2014 [650]), replaçant ainsi la question des analyses multiscalaires aux centres des intérêts (cf. chapitre 5).

B. Perspectives pour améliorer la caractérisation des fronts pionniers

Cette thèse s'est appuyée sur le cas d'étude des fronts de déforestation. Or, avec la diminution de la déforestation amazonienne, il est prôné de s'intéresser à la dégradation forestière (Fearnside *et al.*, 1996 [235] ; Asner *et al.*, 2005 [45] - Figure 8.3). Pourtant, la conservation de la forêt amazonienne nécessite la mis en place d'actions qui luttent à la fois contre le déboisement et contre les activités qui participent à la dégradation de la forêt, telle que l'exploitation prédatrice de bois (Ferreira *et al.*, 2015 [243]). De nombreuses études scientifiques ont en effet souligné l'importance du phénomène de dégradation forestière en Amazonie brésilienne (Asner *et al.*, 2005 [45] ; Aragao et Shimabukuro, 2010 [28] ; Souza-Junior *et al.*, 2013 [607]) et son impact sur la fourniture en services écosystémiques (Moura *et al.*, 2013 [459] ; Berenguer *et al.*, 2014 [80]).

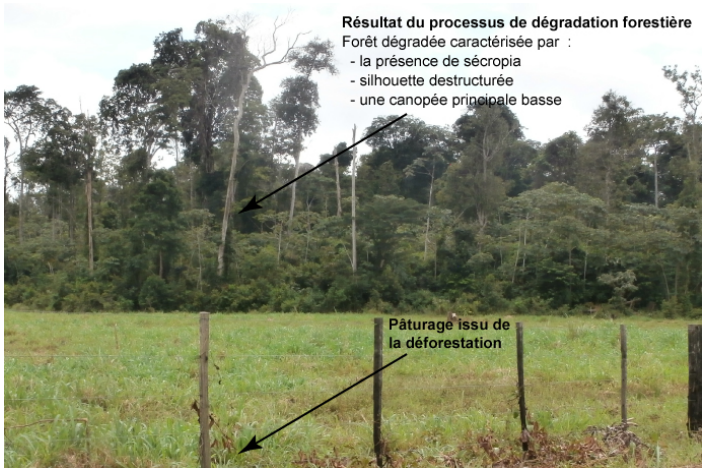


FIGURE 8.3 : *Forêt très dégradée, résultant du processus de dégradation forestière (arrière plan) et pâturage propre résultant du processus de déforestation (premier plan). Crédit photo : Solen Le Clec'h, mai 2015.*

Cette dernière devient progressivement une préoccupation mondiale, généralisée et son étude fait partie de la Convention-Cadre des Nations-Unies sur les Changements Climatiques (CCNUCC). Sans définition claire (Sasaki et Putz 2009 [581] ; Putz et Redford 2010 [541]), la dégradation forestière est un phénomène assez mal connu car elle met en jeu des processus écologiques, économiques, sociaux et politiques très complexes (Gunderson, 2000 [294]). Afin de participer à la caractérisation des forêts dégradées, il serait intéressant d'y posséder des mesures terrain renseignant les indicateurs de services écosystémiques. Cela nous permettrait d'estimer l'impact environnemental et d'améliorer les cartographies réalisées dans cette thèse, notamment au niveau des espaces de transition.

Une autre perspective pour cette thèse, afin de répondre à la fonction cognitive de la cartographie, est de proposer des méthodologies visant à coupler la fourniture et la demande en services écosystémiques. Les cartographies de la demande en services écosystémiques restent limitées en nombre, bien que leur réalisation soit de plus en plus encouragée (cf. workshops proposés aux conférences de l'ESP). En effet, les services écosystémiques impliquant à la fois une fourniture par l'écosystème et un besoin, exprimé ou non, par un ou plusieurs bénéficiaires (Burkhard *et al.*, 2012 [111] ; Maris, 2012 [425]), il semble essentiel de prendre en compte cet aspect, surtout dans le cadre des services culturels dont la dimension sociale est extrêmement importante. Pour ce faire, une solution consiste à intégrer les acteurs locaux au sein du processus de cartographie, notamment par le biais d'une pratique de cartographie participative. Toutefois, les difficultés de telles approches ont été soulevées, notamment la timidité voire la paralysie des participants face à la complexité de la notion de services écosystémiques (Olszanska *et al.*, 2015 [490]).

II. Analyse critique de l'outil cartographique appliqué aux services écosystémiques

Il existe plusieurs manières de cartographier des indicateurs de services écosystémiques (attribution d'une valeur de services écosystémiques par type d'occupation du sol, application de modèles écologiques, application de modèles économiques, application de méthodes statistiques et la mise en œuvre de méthodes participatives). Dans le cadre de cette thèse, nous nous sommes appuyés sur une de ces approches, l'application de méthodes statistiques, pour réaliser des cartographies de services écosystémiques, indicateur par indicateur et de services multiples. Ce faisant, nous avons mis en évidence plusieurs points qu'il s'agit de discuter :

- les apports méthodologiques des approches proposées : application de méthodes statistiques, nécessité d'adapter la méthode aux objectifs, importance du choix des données de modélisation, approches multiscalaire et estimation de l'incertitude,

- les limites méthodologiques et notamment l'inégale capacité à modéliser les indicateurs de services écosystémiques et la difficulté à mettre en œuvre des analyses multiscalaires,
- les apports à l'analyse critique de la notion de services écosystémiques.

A. Les apports méthodologiques

Cette thèse a été l'occasion de tester de nouvelles approches méthodologiques pour cartographier des indicateurs de services écosystémiques et/ou pour participer à l'amélioration de nos connaissances sur les impacts de la déforestation sur l'anthroposystème. Ce faisant, nous avons mis en place plusieurs cartographies d'indicateurs de services écosystémiques, systématiquement validées et ce, à deux échelles spatiales. Nous avons également appliqué des méthodes statistiques afin de posséder des informations sur la distribution spatiale d'indicateurs de services multiples à l'échelle locale.

1. L'apport de l'application de méthodes statistiques

Les analyses proposées dans cette thèse sont fondées sur la mise en place de méthodes statistiques qui mettent en relation données terrain (indicateurs de services écosystémiques) et données explicatives, essentiellement issues de la télédétection. Contrairement à d'autres méthodes communément utilisées pour spatialiser des indicateurs de services, telles que les relations écologiques (USLE, équations allométriques, par exemple - Nelson *et al.*, 2009 [473] ; Bai *et al.*, 2011 [56]) ou les transferts de valeurs (Eigenbrod *et al.*, 2010 [215] ; Roces-Diaz *et al.*, 2014 [563]), les méthodes statistiques nécessitent l'appui sur des données *in situ*. Encore peu appliquées dans le domaine de la cartographie des services écosystémiques (ou de leurs indicateurs), elles permettent :

- d'associer la cartographie d'indicateurs de services écosystémiques à l'identification des facteurs de contrôle et/ou des interrelations entre services,
- de réaliser des prévisions de nouvelles valeurs d'indicateurs de services écosystémiques à partir de données télédétectées,
- et d'estimer le degré d'information expliquée par les variables et de porteer ainsi un regard critique sur la cartographie produite.

L'application de méthodologies statistiques met également en avant la nécessité d'adapter la méthodologie à chaque indicateur de service. En effet, pour la plupart des indicateurs, l'arbre de régression a été considéré comme la méthode la plus adaptée pour prévoire des valeurs d'indicateurs de services, à l'exception des stocks de carbone de la végétation et de l'infiltration de l'eau dans le sol dont la prévision est meilleure à partir du modèle

linéaire. Pour certains indicateurs, les coefficients de détermination issus de l'application des deux méthodes sont très différents, comme pour la richesse spécifique en *Sphingidae*. Pour d'autres, au contraire, les deux méthodes mises en œuvre donnent des résultats beaucoup plus similaires. C'est notamment le cas des stocks de carbone de la végétation. La capacité prédictive de chaque méthode employée est donc variable d'un indicateur à un autre et il n'est pas possible de déterminer une méthode universellement meilleure.

2. Adapter la méthode aux objectifs visés

Nous avons systématiquement appliqué plusieurs méthodes statistiques pour spatialiser des indicateurs de services écosystémiques (arbre de régression et régression linéaire) et des indicateurs de services multiples (ACP, *scoring* et analyse de distance) à l'échelle locale (chapitres 3 et 4). Ces analyses développées au cours des chapitres 3 et 4 ont souligné l'importance d'adapter chaque méthode à l'objectif final de l'analyse. Pour cartographier individuellement des indicateurs de services, la mise en œuvre et la comparaison de deux méthodes de régression (arbre de régression et modèle linéaire) ont montré que ces deux méthodes ne possèdent pas les mêmes capacités prédictives et que celles-ci dépendent de l'indicateur étudié (chapitre 3). Toutefois, au-delà des vertus prédictives des méthodes implémentées, nous avons pu identifier un intérêt pédagogique, plus ou moins fort selon la méthode. En effet, l'arbre de décision, de part sa facilité de lecture et d'interprétation, semble posséder un fort potentiel pédagogique qu'il est moins évident de retrouver pour le modèle linéaire.

Pour obtenir des cartographies de services multiples, l'application de trois méthodes a abouti à des résultats différents, bien que globalement cohérents entre eux (chapitre 4). Les différences observées entre ces résultats nous renseignent sur deux points :

- L'implémentation de trois différentes méthodes statistiques (ACP, *scoring* et mesure de distances) a mené à la représentation de trois réalités différentes (respectivement *trade-offs* et synergies, richesse en services et associations de services),
- Du fait des limites et des avantages propres à chaque méthode employée, il est nécessaire d'adapter la méthodologie à l'objectif final de la cartographie et au public visé. En effet, il est important de distinguer les méthodes techniquement compliquées à mettre en place, à interpréter mais qui permettent une compréhension des interrelations (ACP) des méthodes techniquement moins compliquées à mettre en place, faciles à interpréter mais qui ne permettent pas la compréhension des interrelations (*scoring* et unités paysagère).

Les différentes méthodes employées aboutissent à des résultats différenciés présentant chacune des avantages et des limites. Or, l'étude de la littérature scientifique montre que les approches utilisées pour représenter les indicateurs de services écosystémiques sont

variées (Burkhard *et al.*, 2012 [111] ; Haines-Young *et al.*, 2012 [296] ; Qiu et Turner, 2013 [542] ; Turner *et al.*, 2014 [639]). Or la recherche de l'impact du choix de la méthode n'est pas voire jamais explicitement l'objet d'étude.

Ces trois méthodes présentent chacune des avantages et des limites, soulignant qu'il n'existe pas une façon unique de cartographier les services écosystémiques et leurs interrelations. Par les limites qu'elles présentent, ces différentes méthodologies soulèvent des questions techniques sur l'incertitude, la sensibilité aux indicateurs utilisés et la difficulté à prendre en compte les interrelations. Les problèmes méthodologiques sont inhérents aux pratiques cartographiques (Schulp *et al.*, 2014 [586]) mais ne peuvent être ignorés, tout particulièrement dans un contexte d'opérationnalisation des cartographies de services écosystémiques.

3. Le choix des données de modélisation

Malgré la mise en place de cartographies d'indicateurs de services fondées sur une donnée unique (Troy et Wilson, 2006 [637] ; Swetnam *et al.*, 2011 [617] ; Fang *et al.*, 2014 [224]), nous avons mis en évidence l'importance des modèles multivariés, comprenant à la fois des données liées à la végétation et des données liées à l'hydrographie et à la topographie. En effet, le chapitre 3 a été l'occasion de démontrer et/ou de rappeler l'importance de posséder :

- des informations variées (relatives à l'occupation du sol, à la topographie, à l'hydrographie…). Néanmoins, l'ajout de données permet d'améliorer significativement la capacité prédictive des modèles statistiques sans que cela se fasse de manière homogène d'un indicateur à l'autre (amélioration constante pour les stocks de carbone de la végétation ou brutale lors de l'ajout d'un type de données particulier pour les stocks de carbone du sol),
- des informations détaillées (classification d'occupation du sol précise…).

Par conséquent, il est important, d'une part de posséder un jeu de données riche et d'adapter la méthodologie à chaque indicateur de services écosystémiques et, d'autre part, de ne pas négliger les études aux échelles fines puisque l'acquisition de données variées et précises est plus facile à ce niveau scalaire (Domaç, 2004 [189] ; Foody, 2015 [254]).

4. L'apport des approches multiscalaires

L'étude a été l'occasion de mettre en œuvre une approche multiscalaire à trois niveaux d'analyse : les données ponctuelles, échantillonnées sur le terrain (chapitre 6), les cartographies locales d'indicateurs de services écosystémiques (chapitres 3 et 4) et les cartographies

régionales d'indicateurs de services (chapitre 5). L'intérêt de posséder une information à plusieurs échelles spatiales pour l'étude des services écosystémiques a souvent été mis en lumière (MEA, 2005 [539] ; van Jaarsveld *et al.*, 2005 [654]). Cette approche multiscalaire présente 3 intérêts majeurs :

- Nos analyses se fondent sur des données d'indicateurs de services écosystémiques mesurées sur le terrain.
- Compléter la vision globale de la distribution spatiale d'indicateurs de services écosystémiques à l'échelle régionale par des cartographies locales qui montrent les variations locales de la fourniture de ces indicateurs.
- Tester la fiabilité des cartes obtenues grâce à un retour vers des données terrain et/ou des cartographies réalisées à l'échelle locale et qui ont été validées. Cela permet de couvrir un vaste territoire correspondant éventuellement à une entité administrative à laquelle les décisions environnementales sont prises, tout en estimant la simplification créée par l'imprécision et le manque de données, problématiques à cette échelle (Seppelt *et al.*, 2011 [592] ; Wallis *et al.*, 2011 [679]).

5. Estimer l'incertitude

Alors que la cartographie des services écosystémiques se développe dans la littérature scientifique et dans les activités de gestion ou les arènes politiques, peu de cartographies sont accompagnées d'une estimation de la fiabilité et/ou de l'incertitude (Pagella et Sinclair, 2014 [500] ; Schulp *et al.*, 2014 [585] ; Zhao et Sander, 2016 [701]). Or, posséder une information quantifiée et spatialisée de l'incertitude est intéressant pour nuancer l'information présente sur la cartographie de l'indicateur de services écosystémiques. Cela permet de mieux considérer les limites des cartographies ainsi que de limiter les conséquences non désirées des décisions politiques prises à partir des cartes fournies.

Dans cette thèse, nous avons montré qu'il est possible de quantifier et de spatialiser un indicateur associé à l'incertitude liée à l'application d'une méthode statistique. En effet, nous avons, dans la mesure du possible, associé une estimation de la confiance dans la cartographie réalisée, que ce soit pour les cartes mono–services via le calcul d'un R^2 (chapitre 3), d'intervalles de confiance (chapitre 3) et écart-type autour des valeurs prédites (chapitre 5) ou pour les cartes de services multiples à partir de la part de l'inertie totale associée à la carte (chapitre 4). Cette estimation de la confiance en la cartographie réalisée est de deux natures différentes :

- Estimation générale qui se traduit par une estimation statistique de l'erreur / de la confiance en la carte associée (R^2, part de l'inertie - chapitres 3 et 4) et renseigne sur notre capacité à cartographier le ou les indicateur(s) considéré(s),

- Estimation en tout point du territoire étudié et qui peut faire l'objet d'une cartographie propre (intervalles de confiance autour de la prévision ou calcul de la variabilité des indicateurs au sein des classes prédites - chapitres 3 et 5). Cette dernière n'est pas possible avec toutes les méthodes mises en œuvre.

6. Étudier les relations entre fourniture de services et caractéristiques socio-économiques

Nous avons proposé une méthodologie statistique afin de comprendre l'impact des caractéristiques socio-économiques des exploitants et de leurs pratiques agricoles (chapitre 7). La compréhension de cet impact nécessite la mise en relation de données appartenant à des sphères différentes (relevant davantage soit des sciences du milieu naturel soit des sciences sociales). De ce fait, elle n'est pas nécessairement évidente à réaliser. Par conséquent, dans la littérature scientifique, les relations entre les caractéristiques des agriculteurs et de leur production et de l'état du milieu naturel est fréquemment réalisée à partir de la donnée seule d'occupation du sol). Pour dépasser ce cadre commun d'analyse et afin d'approfondir nos connaissances, nous avons appliqué de nouvelles méthodologies statistiques (analyses de co-inertie, LDA, régression logistique) à partir de jeux de données socio-économiques très détaillés. D'un point de vue méthodologique, cette étude a mis en évidence deux points : l'intérêt de posséder de l'information spatialisée au niveau des exploitations agricoles pour mettre en relation des données issues de deux sphères différentes et l'apport des méthodes statistiques et d'un jeu de données riche pour effectuer cette mise en relation.

B. Les limites méthodologiques

Cette thèse a été l'occasion de mettre en évidence quatre limites principales à la cartographie des services écosystémiques. (1) Tout d'abord, notre capacité à modéliser les services écosystémiques à partir de données télédétectées à haute et moyenne résolutions spatiales, dépend de l'indicateur étudié. La difficulté à modéliser certains indicateurs est fondée, au moins partiellement, sur l'inadéquation des données utilisées. En effet, le manque ou l'imprécision des données d'entrée, notamment aux échelles larges, entraînent une simplification qui peut s'avérer être un écueil pour la réalisation de cartographies fiables (chapitres 3 et 5). Ainsi, certains, par exemple l'eau biodisponible, ne sont pas modélisables avec les données de la télédétection du fait du rôle des propriétés inhérentes du sol sur la fourniture de services et la difficulté à caractériser ces dernières par télédétection. De la même manière, l'indice de biodiversité n'a pas pu être cartographié à l'échelle

régionale de manière satisfaisante, probablement du fait du manque de prise en compte de la fragmentation du paysage dans l'analyse, pourtant facteur essentiel de la répartition de la biodiversité (Tapia-Armijos *et al.*, 2015 [624]). Au regard de ces limites, il semble essentiel de tester d'autres types de démarches, statistiques, mais aussi relevant d'approches différentes (modèles écologiques, ...) et ainsi de se diriger vers des cartes issues de méthodologies hybrides fondées sur l'application de plusieurs approches. (2) Deuxièmement, la pluralité des enjeux liés à la cartographie entraîne la nécessité d'adapter les approches choisies, en termes de méthodologie et d'échelles spatiales par exemple (Grêt-Regamey *et al.*, 2015 [283]). Comment mettre en place des approches robustes, multiscalaires et répondant à des objectifs variés alors même que se posent les questions d'incertitude, de disponibilité et de choix des données ainsi que de reproductibilité des méthodes ? (3) Troisièmement, en plus des limites méthodologiques propres à l'exercice cartographique, nous avons souligné la présence d'interrogations conceptuelles sur l'objet cartographié (le service) et des interrogations méthodologiques sur la manière de le quantifier et le cartographier (choix de l'indicateur). *In fine*, cette thèse a été l'occasion de rappeler que l'exercice de spatialisation n'est pas neutre méthodologiquement puisqu'il est constitué d'une série de choix (données d'entrée, méthodologie, résolution spatiale...). Ceux-ci influencent les résultats qui en dépendent, en termes de variables retenues, de structure spatiale représentée et d'incertitude. Or, ces choix ne sont que rarement pris en considération et questionnés alors même que la plupart des études ont pour ambition de servir d'aide à la décision.

Pour problématiser cet ensemble, le géographe doit mettre en avant de nombreuses questions : que cartographie-t-on, un ou plusieurs services ou des indicateurs ? Quelle représentation de services multiples est à privilégier (synergies et *trade-offs*, associations, *hotspots*...) ? À quelles échelles spatiales travailler ? Comment faire face aux effets de contexte ? Quelles données utiliser ? Comment prendre en compte l'incertitude liée à l'élaboration de la cartographie ? Qui est le public visé par la production de carte ? ... S'engage alors une analyse critique qui permet de considérer sous un jour différent l'applicabilité de la notion de services écosystémiques et qui s'inscrit complètement dans une démarche heuristique.

C. Les apports à l'analyse de la notion de services écosystémiques

S'il existe encore peu d'approches critiques quantitatives de la cartographie des services écosystémiques, celles-ci commencent à se développer (sessions spéciales de l'ESP de 2015, Grêt-Regamey *et al.*, 2014 [288] ; Jacobs *et al.*, 2015). Cette cartographie soulève en effet des questions méthodologiques sur la manière dont elle est conçue et des questions

performatives autour des usages potentiels et réels qu'elle possède.

1. The "*hatchett and the seed*" : une approche critique de la notion

Notion clé de la gestion environnementale, les services écosystémiques apparaissent comme neutres et pris pour acquis (Kull *et al.*, 2015 [357]). Néanmoins, derrière cette façade, il existe des choix implicites à leur conceptualisation et à leur application. En ce sens, cette notion peut être considérée comme politique et son utilité dépend du contexte dans laquelle elle est utilisée et ce pour quoi elle est utilisée (Arnauld de Sartre *et al.*, 2014 [4] ; Kull *et al.*, 2015 [357]). Or, cette dimension politique n'est pas sans conséquence. En effet, la représentation spatiale des services (et leur mesure – Oszwald *et al.*, 2014 [498]), ouvre et ferme potentiellement certaines perspectives d'action. Par exemple, la cartographie des services écosystémiques semble pouvoir fournir des arguments appuyant des décisions politiques et sociales. Toutefois, les choix inhérents à la réalisation de la cartographie sont autant de boîtes noires pour les politiques (Rangan et Kull, 2009 [548]). De fait, il est essentiel de mieux connaître les choix politiques et les conséquences inhérentes à l'utilisation des services écosystémiques et ainsi de s'interroger sur la manière dont la notion modifie notre compréhension et la description de la réalité.

Les difficultés à cartographier les services écosystémiques reflètent des flous dans la notion. De fait, posséder un regard critique sur l'outil est déjà apporter une contribution à l'analyse critique de la notion (*the hatchett* - Robbins, 2004 [561]). Ce regard critique est toutefois accompagné d'un regard constructif (*the seed)* qui relève les intérêts et les points forts de l'outil et de la notion étudiés. La cartographie des services écosystémiques, vue dans le prisme de la *political ecology*, de la géographie physique critique ou de la géographie environnementale et telle que conçue dans le cadre de cette thèse, permet d'identifier les causes de la dégradation environnementale en identifiant les sources de la déforestation(mise en culture de nouvelles terres pour l'agriculture ou l'élevage - Farella, 2005 [229] avec d'éventuelles spéculation de la terre, exploitation forestière pour les marchés nationaux et internationaux - Lentini *et al.*, 2005 [394] et production d'énergie - activités minières et construction de barrages - Fearnside, 2006 [236]) et une reflexivité sur l'influence concrète des pratiques scientifiques (quel est l'effet des cartes produites). Ce faisant, ils mettent en avant la potentielle difficulté à obtenir et interpréter les cartes ainsi que leur potentiel manque de performance. Tous ces points viennent renforcer la question de l'utilisation de ces cartes (comment sont-elles utilisées) et de l'efficacité réelle de leurs usages.

2. Un exercice non neutre

L'analyse critique de l'exercice cartographique est un des piliers du courant de pensée lié à la cartographie critique. Loin de la vision d'une cartographie neutre et objective, les géographes critiques affirment que les cartes sont des représentations subjectives de l'espace (Crampton et Krygier, 2006 [153] ; Joliveau *et al.*, 2013 [332]), influencées par les compétences, le savoir et la commande des disciplines académiques associées (Harley, 1989 [302]) et qui construisent le savoir en influençant la pensée des acteurs qui les utilisent (Wood, 1992 [690]).

Les cartes possèdent une double dimension : méthodologique (savoir technique lié aux compétences logiciels et à la représentation) et conceptuelle (lien avec les concepts de géographie – Joliveau, 2004 [332] ; Crampton et Krygier, 2006 [153]). La prise en compte de cette double dimension est essentielle. De fait, les cartographes critiques mettent en évidence l'importance non plus du seul produit final cartographique mais aussi du processus de production (qui cartographie, pour qui et pourquoi,...). S'inscrivant dans ce cadre, cette thèse a apporté des éléments de discussion aux approches critiques, du point de vue de la conceptualisation des services écosystémiques et des approches méthodologiques de cartographie. Elle a en effet pu montrer à quel point une cartographie dépend des choix méthodologiques qui participent à son élaboration et qui aboutissent à des résultats très différents, en termes de valeurs prédites, de structures spatiales et d'incertitude (chapitres 3 et 4). Ces choix peuvent également être d'ordre conceptuel puisqu'à la vue de la diversité des définitions de services écosystémiques, il est important de spécifier l'objet représenté lors de la cartographie finale (chapitre 2). Il est donc nécessaire d'être vigilant sur la dépendance entre la méthodologie employée et le résultat final obtenu. En outre, se pose le problème de l'utilisation de méthodes et de concepts développés dans un contexte et transposé dans un autre (Regnauld et Pian, 2007 [552]). En quelle mesure une méthodologie développée dans un contexte particulier peut-elle être reproduite dans un autre contexte politique, géographique ou social ? L'effet de site vient d'ailleurs accentuer les doutes quant à la reproductibilité et la généralisation de l'information spatialisée à de plus larges échelles (chapitres 3 et 6). L'ensemble de ces choix méthodologiques impacte la qualité et la fiabilité de la carte finale, ce qui implique un regard critique sur la réalité qu'elle décrit.

Si la non-neutralité des choix méthodologiques et la question de l'incertitude associée à la cartographie semblent évidentes pour les scientifiques, ils le sont bien moins pour d'autres acteurs associés à leur mise en application. Or, les cartographies de services écosystémiques se font principalement à destination du grand public ou de gestionnaires et de décideurs politiques (Meral, 2012 [460] ; IPBES, 2015 [6]). Identifier les sources d'incertitude et estimer cette dernière sont des éléments essentiels dans un contexte de mise en politique des services écosystémiques, par le biais de leur représentation cartographique.

En effet, les politiques publiques et les prises de décisions politiques étant des processus basés sur des valeurs, il est essentiel d'être explicite sur les choix impliqués dans l'utilisation ou l'emploi de tels ou tels indicateurs, méthodes (Stevens *et al.*, 2015 [412]).

3. Les usages potentiels de la cartographie des services écosystémiques

Au regard de ces problèmes méthodologiques, il semble nécessaire de se poser la question de l'objectif de la cartographie des services écosystémiques. En effet, il existe plusieurs usages à la notion de services écosystémiques (Arnauld de Sartre *et al.*, 2014 [39]), et à leurs cartographies (Dufour *et al.*, 2014 [201]). Comme constaté de manière générale pour la notion de services écosystémiques elle-même, la cartographie de ces derniers offre de nombreuses possibilités, mais également de nombreuses limites, et il existe ainsi des registres dans lesquels la notion de services écosystémiques et leur cartographie sont plus pertinents que d'autres (Arnauld de Sartre *et al.*, 2014 [38] ; Dufour *et al.*, soumis [203]). Il semble alors essentiel de considérer les avantages et limites de la cartographie des services au regard des usages potentiels [2] que cette cartographie peut remplir et d'analyser ainsi le domaine de validité de mise en œuvre des méthodologies de spatialisation des services.

L'usage de sensibilisation et de communication est à l'origine même du développement de la notion de services écosystémiques. La puissance de l'exercice de spatialisation fait de la cartographie un outil pour communiquer et alerter sur la dépendance des sociétés aux milieux naturels et montrer leurs valeurs, valeurs qui constituent des ordres de grandeur (Wallis *et al.*, 2011 [679] ; chapitre 5). La cartographie permet ainsi d'exposer l'état du milieu naturel sur un territoire (chapitres 5 et 6). Néanmoins, la difficulté à modéliser certains indicateurs et/ou à interpréter les cartographies obtenues souligne les limites de l'approche par services écosystémiques dans son ambition à permettre une meilleure compréhension des relations entre les hommes et leur milieu (chapitres 3 et 6).

En tant qu'outil à vocation heuristique, la cartographie de services écosystémiques offre trois opportunités majeures. Tout d'abord, elle permet d'intégrer différents champs disciplinaires au sein d'une analyse commune (par exemple, la géographie, l'écologie et la pédologie). Toutefois, l'utilisation de la notion de services écosystémiques ne semble pas permettre d'améliorer notre capacité à comprendre le milieu puisque notre capacité à réaliser et à interpréter une cartographie dépend de notre compréhension des phénomènes représentés (chapitres 3 et 6). Ensuite, elle permet de dépasser certaines limites intrinsèques aux cadres communs d'évaluation. D'une part, elle devrait permettre de représenter certaines valeurs parfois difficiles ou impossibles à évaluer d'un point de vue

2. Quatre principaux usages ont ainsi été identifiés : pédagogique, heuristique, opérationnel et politique.

économique tels que les services culturels (Sherrouse *et al.*, 2011 [597]). D'autre part, réaliser une cartographie d'indicateurs de services devrait permettre d'aller plus loin que de réaliser une simple cartographie d'occupation du sol, et ce même si celle-ci sert de base à la caractérisation spatiale des services. En effet, il est possible qu'une cartographie de services écosystémiques ou d'indicateurs de services, pour le cas des services dont les enjeux sont les moins évocateurs, tels que le stockage du carbone dans le sol, permet de mettre en avant des enjeux souvent inconnus de la plupart des acteurs. *In fine*, les problèmes méthodologiques rencontrés dans le processus de cartographie permettent d'analyser de manière critique l'exercice cartographique et notamment de pointer du doigt des incohérences ou des failles qui reflètent bien souvent des problèmes plus généraux (passage par le biais d'indicateurs - chapitres 2 à 4, difficultés à implémenter la notion à des échelles larges - chapitre 5, à modéliser certains indicateurs ou à interpréter la carte finale - chapitres 3 et 6). Ce faisant, ils ont permis de reposer la question de la réelle plus-value de cette notion dans le champ conceptuel général de la géographie environnementale.

Les usages politique et opérationnel sont, tout comme l'usage pédagogique, fréquemment mis en avant (Carpenter *et al.*, 2009 [120] ; Maes *et al.*, 2012 [417] ; Meral *et al.*, 2012 [460]). Par leur dimension spatiale et quantitative, les cartographies constituent en effet un outil pour évaluer les politiques et leurs impacts (chapitres 4, 5 et 6). Par leur dimension spatiale et qualitative et parce qu'elles permettent de dépasser le cadre offert par une simple cartographie d'occupation du sol et en rendent possible la mise en place d'un lexique de discussion commun pour des acteurs venant d'horizons très différents (De Groot *et al.*, 2010 [168]), elles permettent de générer et/ou alimenter le débat public (par exemple, *European Union Biodiversity Strategy to 2020* ; CDB, 2011). Toutefois, la complexité de la mesure et de la représentation limite fortement la partie opérationnelle. En effet, l'incertitude liée à chaque cartographie, dépendante du niveau scalaire analysé et de l'indicateur de services étudié, rend difficile la mise en œuvre des approches quantitativistes de la notion (Oszwald *et al.*, 2011 [496]), son application aux échelles globales peu fiables et sa méthodologie à l'échelle locale peu reproductible d'un indicateur à un autre et d'un territoire à un autre (chapitres 3, 4 et 5). De fait, il existe un fossé entre la capacité scientifique à fournir des cartographies de services écosystémiques et la demande politique qui consiste en des cartes simples, à faible résolution spatiale et dont la réalisation est rapide (Burkhard et Jacobs, 2015 [109]).

L'usage d'*empowerment* des différents acteurs impliqués dans la gouvernance des milieux naturels est actuellement très négligé (Dufour et *al.*, 2014 [201]). La cartographie est en effet devenue un passage obligatoire autour duquel les acteurs d'un territoire doivent passer, notamment parce que les cartes sont vues comme une représentation fiable de la réalité, facilitant les dialogues, le rôle et la définition de certains acteurs (Smith et Brennan, 2012 [603]). Or, Rajão (2013 [546]) a montré qu'il est nécessaire d'intégrer ces derniers dans les prises de décisions environnementales en Amazonie Brésilienne. Comme la cartographie est progressivement passée d'une discipline scientifique et technique exer-

cée par des experts à une discipline plus ouverte permettant de faire participer des non experts (Joliveau, 2013 [332]), l'*empowerment* des acteurs peut se faire notamment dans le cadre d'une cartographie dite participative où le processus de collaboration de production de la carte pourrait prendre plus d'importance que sur la carte elle-même (Noucher, 2013 [482]). Néanmoins, celle-ci reste difficile à implémenter et l'expert à l'origine de la cartographie reste très influent (Scott et Jackson, 2015 [589]).

D. Perspectives

Une première perspective pour cette thèse est de prolonger la démarche à d'autres indicateurs de services. Le MEA dénombre un grand nombre de services écosystémiques, classés en quatre catégories (de production, de régulation, culturels et de soutien - MEA, 2005 [539]). Or, bien que cette étude repose sur l'analyse d'un grand nombre d'indicateurs de services, tous mesurés sur le terrain, l'ensemble de ces indicateurs relèvent des services de soutien ou de régulation. De fait, comme cela a été souligné au cours de cette thèse, il serait intéressant de prolonger les réflexions à d'autres indicateurs de services écosystémiques, renseignant des services culturels ou de production qui relèvent davantage d'aspects sociétaux que les services de soutien et de régulation. Pour ce faire, les méthodologies développées seraient confrontées à l'épreuve d'indicateurs de fonctionnement très différents, interrogeant ainsi notre capacité à modéliser des services culturels par exemple.

Il serait également intéressant d'intégrer d'autres types de données, quelle que soit l'échelle spatiale, pour la réalisation de cartes mono et multi services. En effet, la caractérisation spatiale d'indicateurs de services écosystémiques proposée dans cette thèse peut être améliorée avec le soutien de communautés scientifiques spécifiques afin de faciliter l'obtention de données sur certains indicateurs de services. Il serait intéressant d'intégrer d'autres paramètres environnementaux, comme ceux liés au climat ou à la nature du sol (Grimaldi *et al.*, 2014 [284]) comme le degré d'hydromorphie, des informations liées à la végétation comme la diversité ou les traits fonctionnels (Diaz *et al.*, 2007 [183] ; Quetier *et al.*, 2007 [545] ; Lavorel et Grigulis, 2011 [385] ; Larmarque, 2012 [361]), la biomasse via des données LiDaR (Réjou-Méchain *et al.*, 2015 [553]), le type d'espèces ou encore des informations liées à l'historicité de la mise en valeur des terres comme les pratiques agricoles, la durée de mise en culture des champs... En effet, le bassin amazonien est connu pour sa diversité environnementale, notamment du point de vue du climat et du substrat géologique très variable (Hoorn et al., 2010). Par exemple, les sols sont très diversifiés, même aux échelles locales (Sabatier *et al.*, 1997 [573] ; Fritsch *et al.*, 2007 [259] ; Quesada *et al.*, 2012 [544]). C'est aussi le cas de la végétation puisque les forêts tropicales constituent un ensemble hétérogène qui inclut différents types de forêts, en termes de structure et de composition (Guitet *et al.*, 2014a [293]). Enfin, d'autres informations comme celles

obtenues auprès des acteurs du territoire permettent d'apporter un autre point de vue à l'analyse.

Une autre perspective méthodologique consiste à approfondir l'approche multiscalaire proposée. Les différents niveaux d'organisation administratifs et territoriaux correspondent à différents mécanismes d'action et à différents rapports de force. Par conséquent, les dialogues et donc l'application des politiques entre les niveaux d'organisation sont souvent confrontés à de grandes difficultés (Castro, 2013 [121]). De fait, l'analyse multiscalaire doit permettre de replacer chaque enjeu dans un cadre spatial approprié. L'analyse multiscalaire présentée dans cette thèse expose de forts intérêts. Toutefois, certains aspects, tels que la caractérisation des espaces de transition, restent à améliorer. Une des pistes d'amélioration prioritaire est l'application de la méthode proposée à une résolution spatiale intermédiaire entre Landsat et MODIS, à partir du traitement d'images Proba-V (résolution spatiale de 100 m x 100 m). La prise en compte d'une telle résolution spatiale devrait permettre d'améliorer de manière significative notre capacité à caractériser les espaces de transition, notamment, tout en limitant la lourdeur des traitements liée au poids des images (due à la taille des espaces étudiés).

L'intérêt de prendre en compte la dynamique des processus environnementaux en les replaçant dans le temps ayant déjà été souligné (Joliveau, 2004 [332] ; Oszwald *et al.*, 2012 [495]) et notamment des services écosystémiques (Bennett *et al.*, 2009 [78]), il est intéressant de s'intéresser à la dynamique temporelle des services écosystémiques à court et à long terme, et ce pour deux raisons :

- Certains services écosystémiques tels que les services liés au cycle de l'eau reposent sur une dynamique spatio-temporelle très importante (notamment par les relations directes entretenues entre l'amont vers l'aval d'un cours d'eau).

- Les stocks de services étant susceptibles de connaître d'importantes variations dans l'espace et dans le temps, en fonction des usages, spatialiser non plus un stock de services, mais son évolution théorique ou réelle dans le temps peut aider à cibler les différentes politiques, à en effectuer un suivi ou à évaluer l'impact d'aménagements ou de changement de politiques publiques. Or, pour limiter la dégradation forestière et la déforestation, les lois environnementales brésiliennes imposent de grandes restrictions sur les changements d'occupations du sol pour les propriétaires, surtout pour ceux dont la terre comprend des rypisylves (forêts en bord de cours d'eau – Nunes *et al.*, 2015 [483]). Au-delà des mesures prises par l'État, l'impact de l'occupation du sol sur la fourniture de services écosystémiques, accentue l'idée de la conservation des forêts privées (Ferreira *et al.*, 2012 [244]) et sur les incertitudes sur le statut foncier qui rendent difficile les évaluations sur les changements d'occupation du sol (Brito et Barreto, 2011 [103]).

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

Le choix d'une évaluation biophysique, favorisé dans cette thèse, n'est pas le seul possible (Figure 8.4). En effet, les cartographies de fourniture de services écosystémiques peuvent aussi être réalisées de manière qualitative ou via l'utilisation de valeurs économiques ou sociales, par exemple. Il est alors intéressant, pour un même site d'étude et pour des mêmes indicateurs des services écosystémiques, d'élargir l'analyse à partir d'autres évaluations, fondées sur des méthodes économiques (Naidoo et Ricketts, 2006 [468] ; Busch *et al.*, 2012 [112]), écologiques (Nelson *et al.*, 2009 [473] ; Bai *et al.*, 2012 [55]) ou participatives (De Vreese et al., 2016 [676]) favorisées par l'émergence de nouvelles technologies de cartographies (Joliveau *et al.*, 2013 [333]) tels que le webmapping (dont le processus semble avoir commencé avec l'outil de visualisation en ligne "ESP Visualization Tool" - Drakou *et al.*, 2015 [192]) ou des applications smartphone (par exemple l'application MapNat développé J. Priess, D. Barton et B. Burkhard). Réaliser de nouvelles cartographies pour les mêmes indicateurs à partir de méthodologies et/ou de technologies différentes permet d'approfondir l'exploration sur l'impact des choix méthodologiques en mettant en avant les similitudes et les différences obtenues. Cela offre également la possibilité de mettre en avant, pour chaque méthode employée, des points forts et des limites et participe ainsi à l'analyse critique des services écosystémiques et de leur application via l'outil cartographique.

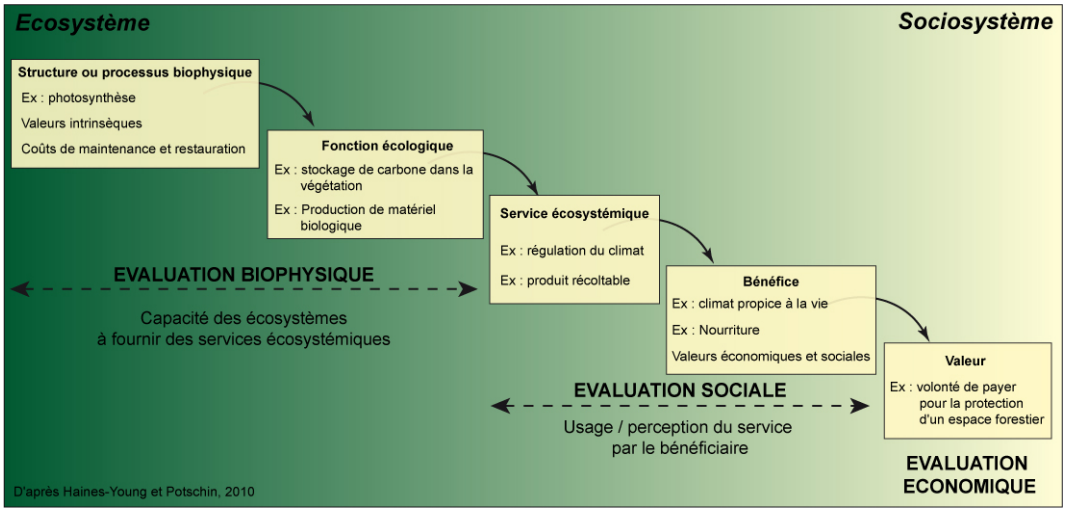


FIGURE 8.4 : *Les grands types d'évaluation des services écosystémiques.*

Enfin, une des perspectives principales pour le travail proposé consiste en la confrontation des usages potentiels de la cartographie à la réalité. En effet, les usages de la cartographie d'indicateurs de services identifiés restent potentiels. Il existe à présent tout un travail à réaliser sur les usages réels des services et de leur cartographie : ces usages potentiels sont-ils exhaustifs, effectifs et performatifs ? La notion de services écosystémiques étant polysémique, il semble en effet essentiel que ces usages soient très explicites dans la manière dont elle va être utilisée.

Annexes

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

A

Méthodes statistiques

I. L'Analyse en Composantes Principales

Dans cette partie, nous présentons quelques éléments sur l'étude de base en analyse des données : l'analyse en composantes principales. Il ne s'agit pas ici d'approfondir les aspects théoriques ou techniques mais simplement de donner quelques bases permettant de faciliter les interprétations qui sont faites dans ce travail de thèse. Nous illustrerons le propos en nous appuyant sur des données utilisées dans le corps du manuscrit. Le lecteur souhaitant plus de détails sur cette méthode pourra se référer aux ouvrages suivants :

- Escoffier et Pagès, 1998 [220],
- Pagès et Escoffier, 1997 [502],
- Husson *et al.*, 2009 [319].
- Saporta, 2006 [579]

L'analyse en composantes principales (ACP) est la méthode exploratoire multidimensionnelle de base. Beaucoup d'autres méthodes d'analyse des données (AFC, AFCM, des analyses multi-tableaux comme l'ACT-statis, l'AFM, l'analyse de co-inertie) s'appuyent sur les mêmes principes et peuvent être bien souvent vues comme des ACP particulières.

C'est une méthode exploratoire dans le sens où les données sont analysées en tant que telles et non en référence à une population plus large dont elles seraient issues : l'ACP, du moins dans son approche première, n'a ainsi pas d'objectifs inférentiels et ne fait donc

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

pas intervenir d'outils probabilistes.

Elle est multidimentionnelle dans la mesure où son intérêt s'exprime lorsque plusieurs variables ont été collectées. Si, sur un nombre n d'individus, seules deux variables ont été observées, des outils graphiques simples tels les boîtes à moustaches ou les nuages de points, suffisent à visualiser simplement la majeure partie de l'information portée par les données. En revanche, dès que les nombre de variables dépassent 3, représenter simultanément les données de manière simple est impossible. Un grand intérêt de l'ACP est précisemment de fournir des représentations commodes des données, représentations qui seront facilement interprétables par l'utilisateur. Nous chercherons avant tout ici à donner quelques éléments qui favoriseront la compréhension des sorties graphiques usuelles proposées par la majorité des logiciels dédiés : dans notre travail, nous avons utilisé les packages FactoMineR (Lê *et al.*, 2008 [359]) et Ade4 (Chessel et al., 2004 [134] ; Dray et Dufour, 2007 [194]) du logiciel R.

A. Données et notations

Les données se présentent dans un tableau ou matrice à n lignes et p colonnes que l'on notera X. Chacune des n lignes représente un individu et chacune des p colonnes une variable. À l'intersection de la $i^{\text{ème}}$ ligne et de la $j^{\text{ème}}$ colonne, on trouve x_{ij} valeur de l'individu i pour la variable j (cf. matrice A.1). Nous considérons dans un premier temps que les variables sont toutes quantitatives. Nous verrons par la suite comment des variables qualitatives peuvent être projetées en supplémentaire.

$$\begin{array}{c} \\ i \end{array} \begin{array}{c} \begin{array}{c} j \end{array} \\ \begin{pmatrix} \vdots \\ \vdots \\ \dots \quad x_{i,j} \end{pmatrix} \end{array} \tag{A.1}$$

La matrice X est ainsi constituée de valeurs numériques. Avec ces notations, la moyenne de la $j^{\text{ème}}$ variable est

$$\bar{x}_j = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n} x_{ij}$$

et son écart-type :

$$s_j = \sqrt{\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}(x_{ij} - \bar{x}_j)^2}.$$

Comme exemple servant d'illustration, nous considérons le tableau renseignant les $n = 135$ points d'échantillonnage sur la fourniture de $p = 6$ services écosystémiques. Voici les cinq premières lignes du tableau des données :

ID	C Végé	C Sol	Infiltration	Chimie	Biodiversité	Pollinisateur
MCI01	98.63	57.27	7200.00	0.21	0.3193100	7
MCI02	3.07	38.36	98.04	0.90	0.2849146	7
MCI03	3.62	31.94	244.59	0.66	0.2228003	7
MCI04	6.61	28.41	733.76	0.51	0.3343489	7
MCI05	195.25	41.37	662.07	0.66	0.3411664	7
MC201	290.49	64.34	5760.00	0.10	0.6177126	18

Chaque individu est un des 135 points d'échantillonnage. Il est caractérisé par 6 valeurs qui correspondent aux observations des variables quantitatives, c'est-à-dire aux valeurs d'indicateurs de services écosystémiques mesurées sur le terrain. Il y a 6 variables (stocks de carbone de la végétation, du sol, infiltration de l'eau dans le sol, indice de qualité chimique du sol, indice de biodiversité et richesse en pollenisateurs). Chacune d'elle est caractérisée par les mesures qui ont été faites sur les 135 individus, c'est-à-dire pour les points d'échantillonnage.

B. Objectifs

La matrice X peut être analysée à travers ses 135 lignes (les individus) ou à travers ses 6 colonnes (les variables) ce qui induit plusieurs types de questions. L'idée générale est de résumer l'information portée par X en gardant à l'esprit cette dualité. L'ACP conduit à dresser une typologie des individus, c'est-à-dire à déterminer des groupes d'individus proches du point de vue de certaines variables et/ou éloignés du point de vue d'autres et identifier les groupes de variables qui participent à la formation de ces groupes. Comme nous l'avons dit plus haut, un grand intérêt de l'ACP est de proposer des représentations graphiques simples qui permettent de faciliter la lecture des éléments conduisant à cette typologie. Dans la section suivante, nous donnons quelques éléments de géométrie qui facilitent l'interprétation des sorties graphiques.

C. Nuage des individus - Nuage des variables - Inertie

Dans cette section, nous choisissons de considérer les individus comme des points et les variables comme des vecteurs. Ce n'est pas le point de vue présenté dans la plupart des ouvrages mais il a l'avantage de coller aux représentations fournies par les logiciels : le nuage des points et le cercle des correlations.

1. Nuage des individus

Géométriquement, chaque individu peut être vu, à travers les valeurs qu'il prend sur l'ensemble des p variables, comme un point dans un espace de dimension égale au nombre de variables. L'ensemble des individus compose alors un nuage de points dans cet espace à p dimensions. Dans cette représentation, la proximité (ou l'éloignement) entre les points est le concept clé : deux points proches correspondent à des individus prenant des valeurs proches sur l'ensemble des variables, alors que deux points éloignés dans cette représentation, sont associés à des individus prenant des valeurs très différentes sur certaines variables. Ce nuage n'a pas de représentation visuelle simple (dès que plus de 3 variables sont en présence, le nuage vit dans un espace de dimension supérieure à 3), l'ACP aboutit à une suite de représentations bidimentionnelles résultant de projections du nuage initial sur des plans bien choisis.

Le concept clé étant la distance entre les individus, il convient d'introduire une mesure de distance entre les points de ce nuage de $\mathbb{R}^p$. Pour ce faire, l'idée est simple puisqu'elle généralise à $\mathbb{R}^p$ la notion de distance utilisée dans les espaces usuels. Dans $\mathbb{R}^3$, une mesure du carré de la distance entre deux points $M(x_1, x_2, x_3)$ et $M'(x'_1, x'_2, x'_3)$ est la somme des carrés des différences de leurs coordonnées :

$$d^2(M, M') = (x'_1 - x_1)^2 + (x'_2 - x_2)^2 + (x'_3 - x_3)^2.$$

Dans notre cas, on mesurera le carré de la distance entre deux points (i.e. entre deux lignes du tableau X) en calculant

$$d^2(i, k) = \sum_{j=1}^{p} (x_{ij} - x_{kj})^2. \tag{A.2}$$

2. Centrage - Réduction

Avec le nuage dont on vient de parler, on peut aussi représenter le point dont les coordonnées sont les moyennes pour chacune des variables. Ce point, appelé point moyen du nuage et généralement noté G (par analogie au centre de gravité en mécanique), a pour coordonnées :

$$G = (\bar{x}_1, \cdots, \bar{x}_j, \cdots, \bar{x}_p).$$

On choisit en général de placer le centre du repère associé à la représentation des individus au point G. C'est l'opération de centrage des données. Cela revient à considérer les valeurs $x_{ij} - \bar{x}_j$ au lieu de x_{ij}. Notons que cette opération ne change en rien la représentation du nuage puisque le nuage des individus est inchangé.

Imaginons maintenant des données où les deux premières variables seraient des mesures de longueurs comparables mais que la première soit exprimée en centimètres et que la seconde soit exprimée en mètres. Tout naturellement, les premières coordonnées des individus seront plus grandes que les secondes donnant un trop grande importance à la première variable. Réduire les données, c'est-à-dire diviser les observations par les écart-types de chaque variable permet de se prémunir de ce genre d'inconvénients. Réduire les données revient donc à s'affranchir des problèmes d'unités. L'opération de réduction, qui revient à considérer

$$\frac{x_{ij} - \bar{x}_j}{s_j}$$

au lieu de $x_{ij} - \bar{x}_j$, modifie la forme du nuage en harmonisant sa variabilité dans toutes les directions des vecteurs de base. Une ACP faite sur les données centrées réduites est dite normée. Sauf mention du contraire, les ACP que nous ferons seront toutes normées et nous considérerons que la matrice X des données a pour terme générique

$$\frac{x_{ij} - \bar{x}_j}{s_j}.$$

Le tableau A.1 présente les valeurs centrées réduites des 5 premières lignes pour les 6 variables étudiées. Il est maintenant plus facile de comparer les valeurs que prend un individu pour l'ensemble des variables. Par exemple, l'individu MC101 présente une valeur très forte (éloignée de 0) pour l'infiltration de l'eau dans le sol et une valeur proche de zzéro pour les stocks de la végétation. Cela signifie la valeur d'infiltration de l'eau prise par cet individu est très éloignée de la valeur moyenne alors que la valeur qu'il prend pour les stocks de carbone de la végétation est proche de la valeur moyenne. De la même manière, l'individu MC102 prend des valeurs supérieures à la moyenne pour k'indice de qualiét chimique du sol.

ID	C Végé	C Sol	Infiltration	Chimie	Biodiversité	Pollinisateur
MCI01	-0.16	1.18	2.95	-1.29	-0.34	-0.28
MCI02	-0.52	-0.56	-0.89	2.97	-0.80	-0.28
MCI03	-0.51	-1.14	-0.81	1.49	-1.53	-0.28
MCI04	-0.50	-1.47	-0.55	0.56	-0.22	-0.28
MCI05	0.20	-0.28	-0.59	1.49	1.49	-0.28
MC201	0.55	1.82	2.17	-1.97	3.10	2.33

TABLE A.1 : *Tableau des données centrées-réduites*

3. Nuage des variables

Nous avons dit qu'une variable était définie par une colonne dans la matrice X. On assimilera une variable à un vecteur défini par l'ensemble des observations faites pour cette variable sur les individus. Ainsi, la $j^{\text{ème}}$ variable est définie par le vecteur formé de la $j^{\text{ème}}$ colonne de X c'est-à-dire par le n-uplet : $(x_{1j}, \cdots, x_{nj})$. Un jeu de données comporte ainsi p variables assimilables à des vecteurs ayant n coordonnées. Le nuage des variables peut donc être considéré comme un ensemble de p vecteurs représentés dans un espace de dimension n.

Une conséquence importante de l'opération de centrage-réduction des variables est que les vecteurs colonnes de la matrice X transformée ont tous des normes identiques (on dit alors des vecteurs qu'ils sont normés). On peut se ramener à une situation où les normes valent toutes 1 auquel cas, il s'en suit que les extrémités de ces vecteurs sont tous à une distance 1 de l'origine. Dans $\mathbb{R}^3$, la conséquence graphique serait que les extrémités de ces vecteurs seraient toutes situées sur la sphère de $\mathbb{R}^3$ centrée sur l'origine et de rayon 1 (on parle de sphère unité). Dans $\mathbb{R}^n$, on peut envisager une situation comparable : les vecteurs ont leur extrémité sur la sphère unité mais dans un espace de dimension n (on parle alors d'hyper-sphère). On retrouve là l'idée que l'on accorde à toutes les variables la même importance.

Nous avons dit que l'un des objectifs de l'ACP était de recencer les liaisons entre les variables. L'ACP se borne à mesurer l'éventuelle relation linéaire entre les variables via leur coefficient de corrélation. Si l'on considère les observations de deux variables X et Y : $(x_1, \cdots, x_n)$ et $(y_1, \cdots, y_n)$, le coefficient de corrélation linéaire est défini par le rapport entre leur covariance empirique et le produit de leurs écart-types :

$$r_{X,Y} = \frac{\text{cov}(X,Y)}{s_X s_Y} = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}\left(\frac{x_i - \bar{x}}{s_X}\right)\left(\frac{y_i - \bar{y}}{s_Y}\right). \tag{A.3}$$

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

Si nous considérons deux variables j et j' associées aux données que nous étudions, leur coefficient de corrélation linéaire s'écrit donc

$$r_{j,j'} = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}\left(\frac{x_{ij}-\bar{x}_j}{s_j}\right)\left(\frac{x_{ij'}-\bar{x}_{j'}}{s_{j'}}\right). \tag{A.4}$$

L'une des clés de l'interprétation des sorties graphiques de l'ACP est l'interprétation géométrique de cette correlation en terme de produit scalaire. Rappelons brièvement que dans $\mathbb{R}^3$, le produit scalaire de deux vecteurs $\vec{u} = (u_1, u_2, u_3)$ et $\vec{v} = (v_1, v_2, v_3)$ est

$$\langle \vec{u}, \vec{v} \rangle = \cos(\vec{u}, \vec{v}) = \sum_{i=1}^{3} u_i v_i.$$

Ainsi, dans le cas de nos données, le coefficient de corrélation linéaire (A.4) n'est autre (au terme $1/n$ près) que le produit scalaire des vecteurs colonnes considérés. Comme ceux-ci sont de norme 1, il s'ensuit que ce coefficient de corrélation est directement associé à l'angle (du moins à son cosinus) que forment les vecteurs représentant les variables dans l'espace $\mathbb{R}^n$ qui leur est associé. Si l'on imagine pouvoir se représenter ces p vecteurs sur l'hypersphère unité de $\mathbb{R}^n$, déterminer les groupes de variables corrélées serait particulièrement simple au moyen d'une analyse rapide des angles formés par les vecteurs associés. Bien évidemment, une telle représentation est impossible. Mais là encore, l'ACP aboutit à une suite de représentations bidimentionnelles simples résultant des projections de ces vecteurs initiaux sur des plans bien choisis (ce sont les cercles de corrélations).

Notons d'un point de vue pratique et statistique, qu'un coefficient de corrélation est toujours compris entre -1 et 1. Il s'interprète de la façon suivant :

- Deux variables sont corrélées positivement si, lorsque l'une a tendance à prendre des valeurs supérieures à sa moyenne sur certains individus, l'autre a tendance à prendre également des valeurs supérieures à sa moyenne sur ces mêmes individus. Géométriquement, lorsque les coordonnées de l'une seront grandes, les coordonnées de l'autre le seront aussi.
- Si deux variables sont corrélées négativement, l'une prend des valeurs supérieures à la moyenne sur certains individus et l'autre a tendance à prendre, au contraire, des valeurs inférieures à sa moyenne sur les mêmes individus. Cela donne lieu à des coordonnées plutôt opposées et un angle presque plat.
- Lorsque les vecteurs sont presque orthogonaux, la connaissance des coordonnées d'un vecteur ne donne pas d'information particulière sur les coordonnées de l'autre.

4. L'inertie : une mesure de l'information à expliquer

Par définition, l'inertie I des données est

$$I = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^{n} \sum_{j=1}^{p} \left(\frac{x_{ij} - \bar{x}_j}{s_j} \right)^2 \tag{A.5}$$

C'est donc, au coefficient $1/n$ près, la somme des carrés de toutes les cellules de la matrice X des données centrées réduites. En cela, il est bien clair que c'est une mesure de l'information portée par les données. En privilégiant le point de vue des individus, on peut voir cette quantité comme la somme des carrés des distances entre chaque point i et le centre de gravité du nuage. Ainsi, déterminer les directions de l'espace qui contribuent le plus à la valeur de l'inertie renseignera sur les directions de l'espace (portées par les variables) pour lesquelles des points sont particulièrement éloignés des autres.

En intervertissant les signes $\sum$ dans l'équation (A.5), on peut remarquer que l'inertie correspond aussi (toujours au coefficient $1/n$ près) à la somme des carrés des normes des colonnes de X. Au delà du fait que l'on comprend ainsi que l'inertie peut aussi être interprétée du point de vue des variables, on en déduit également que, pour une ACP normée, l'inertie est toujours égale au nombre p de variables.

L'ACP consiste en fait en une décomposition de cette inertie dans des directions privilégiées des espaces propres aux représentations des individus et des variables.

5. Représentations simplifiées des nuages

L'ACP aboutit à une suite de représentations bidimentionnelles résultant de projections du nuage initial sur des plans bien choisis. Réduire la dimension pour obtenir une représentation plus simple du nuage N_p tout en conservant le plus possible de variabilité est le principe appliqué en ACP. L'idée est ainsi de reconstruire de manière itérative une base orthogonale $(\vec{u}_1, \vec{u}_2, \vec{u}_3, \cdots, \vec{u}_p)$ telle que

- $\vec{u}_1$ donne la direction de $\mathbb{R}^p$ qui maximise l'inertie projetée, c'est-à-dire qui récolte la plus grande part possible de la variabilité inter-individus.
- $\vec{u}_2$ donne la direction du reste de l'espace qui maximise l'inertie projetée.
- ...
- ...

Il faut remarquer que ce qui vient d'être décrit comporte p itérations (6 dans notre cas d'étude). À l'issue de cette opération, on dispose donc de $p = 6$ vecteurs orthogonaux deux à deux qui permettent donc de reconstituer l'espace $\mathbb{R}^p$ où évoluent les individus. On reconstitue ainsi la totalité de l'inertie en récupérant la part qui a été projetée dans chacune des directions. Le premier plan factoriel est ainsi le plan dans lequel la projection

du nuage des individus est le plus fidèle au nuage initial. Les cercles des corrélations résultent des projections des variables sur des plans engendrés par les vecteurs $vecu_j$. Ces cercles des corrélations permettent d'observer quelles variables contribuent le plus à la constitution de ces axes et mesurer visuellement les corrélations entre variables via l'observation des écarts angulaires (cet aspect sra présenté dans la section suivant, à partir du cas des indicateurs de services écosystémiques).

D. Application à l'exemple

1. Données et objectif

Prenons comme cas d'étude le tableau de données à n=135 lignes et p=6 colonnes renseignant les points d'échantillonnage pour les six indicateurs de services écosystémiques (variables quantitatives) présenté préalablement. Pour plus de détails sur les indicateurs, se reporter au chapitre 2. Nous réalisons une ACP afin d'identifier les interrelations entre les 6 indicateurs de services écosystémiques. Cette analyse permet d'identifier les indicateurs qui co-varient, sur cet ensemble de points, positivement (synergies) ou négativement (*trade-offs*). Toutefois, l'ACP nous permet également d'identifier les points d'échantillonnage qui ont une fourniture de services écosystémiques similaire ou alors très dissemblable.

2. Description de l'analyse et interprétation

L'ensemble des variables considérées (6 indicateurs de services écosystémiques) ont été utilisées lors de la réalisation de l'ACP. L'inertie des axes indique l'existence des corrélations entre les variables et suggère le nombre de composantes à interpréter puisqu'elle exprime le pourcentage de variabilité du jeu de données expliqué par chacun des axes. Dans notre exemple, le premier plan factoriel (c'est-à-dire les deux premiers axes) représente environ 53 % de l'inertie totale (Figure A.4). Une manière simple de considérer la question consiste à dire que le nuage projeté est "fidèle" à 53 % au nuage initial. Il serait intéressant d'interpréter les axes suivants. Toutefois, leur interprétation s'étant révélée difficile (variables mal projetées), nous allons nous limiter au premier plan factoriel.

L'analyse du cercle des corrrélations permet de montrer que les vecteurs correspondant aux "indice de qualité chimique du sol", "stocks de carbone de la végétation", "indice de biodiversité" et "richesse en *Sphingidae* sont bien projetées et permet d'interpréter leur relations. Les vecteurs "infiltration de l'eau dans le sol" et "stocks de carbone du sol" sont mal projetés. Afin de posséder davantage d'information, notamment concernant ces deux

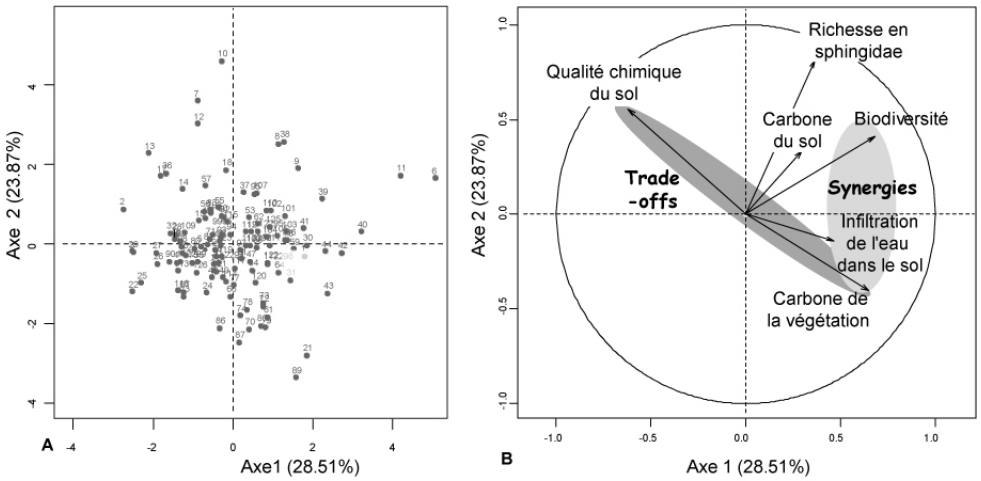


FIGURE A.1 : *A. Nuage des individus ; B. Cercles des corrélations : projection des variables*

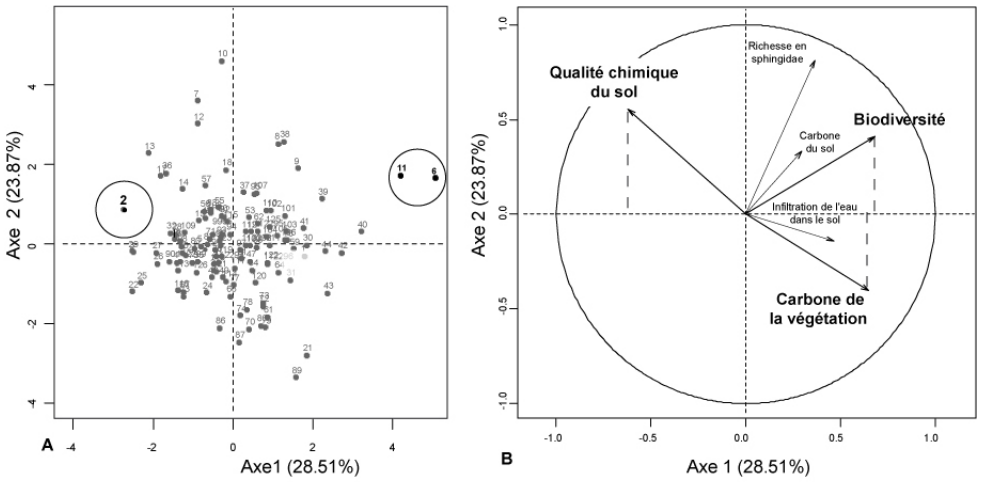


FIGURE A.2 : *A. Nuage des individus ; B. Cercles des corrélations : projection des variables. Les variables les moins bien projetées sur le premier axe factoriel sont présentées en petits caractères*

variables, il serait intéressant de prolonger l'analyse au second plan factoriel. Le premier axe (environ 29 % de l'inertie totale) est positivement corrélé aux stocks de carbone de la végétation et à l'indice de biodiversité (synergies). Ce 1^{er} axe expose une opposition ou co-variation négative (c'est-à-dire un *trade-off*) entre la qualité chimique du sol et le groupe de variables composé des stocks de carbone de la végétation et de la biodiversité. Il est possible d'effectuer un aller-retour entre l'interprétation du cercle des corrélations et le nuage des individus (Figure A.2). Par exemple, un individu caractérisé par une qualité chimique du sol faible est associé à une forte biodiversité et une grande capacité de stockage du cabrone dans la végétation et ses coordonnées, sur l'axe1, sont élevées.

Prenons l'exemple des individus "2", "10", "89" et "6", tous les trois se démarquant bien du nuage de points. L'individu "2" se situe très nettement sur laa gauche du nuage. Cela signifie qu'il est caractérisé par une valeur élevée de l'indice de qualité chimique du

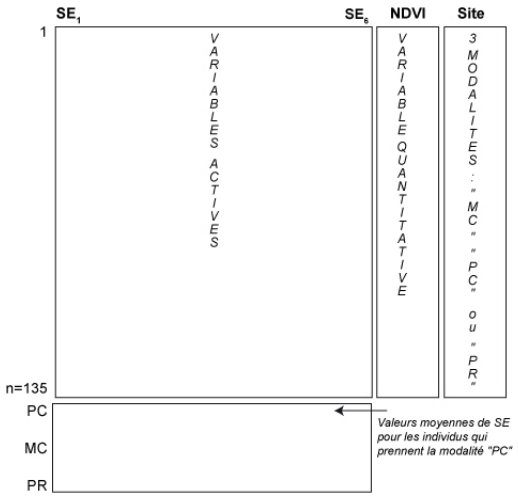


FIGURE A.3 : *Intégration de variables supplémentaires dans l'analyse*

sol et par une valeur faible de carbone stocké dans la végétation. L'individu "89", situé en bas à droite du nuage se comporte de manière opposée : il est caractérisé par de forts stocks de carbone et un sol chimiquement pauvre. Enfin, l'individu "6" est caractérisé par une richesse élevée en pollinisateurs.

Dans ce premier exemple, seuls les 6 variables renseignant les services écosystémiques ont été utilisées lors de la réalisation de l'ACP. Toutefois, afin d'aider l'interprétation, il est possible d'intégrer à l'analyse des variables supplémentaires. Celles-ci ne participent pas à la construction des axes factoriels. Nous prenons le cas de deux variables que nous allons projeter en supplémentaire : le site (variable qualitative) et le NDVI (variable quantitative). La variable quantitative est projetée sur le plan factoriel alors que la variable qualitative est traitée comme autant d'individus qu'elle possède de modalités. Chaque individu (modalité) est caractérisé par la valeur moyenne de chaque indicateur de services (Figure A.3).

La variable supplémentaire "NDVI" est mal projetée. Elle ne permet donc pas d'aider à l'interprétation. La variable occupation du sol, via la projection des barycentres des modalités sur le nuage des individus, permet d'aider l'interprétation. La représentation du nuage des individus met en avant la présence d'un effet du site (Figure A.4 A.). Chaque site se distingue très nettement par la position de ses individus. Cet effet site illustre les effets de contexte et de médiation locale. Le site de Maçaranduba est plutôt caractérisé par un fort indice de qualité chimique du sol, de faibles stocks de carbone de la végétation, une faible infiltration de l'eau dans le sol et une biodiveristé assez forte (Figure A.4 AB). Le site de Pacajá est caractérisé par de forts stocks de carbone de la végétation, une forte infiltration de l'eau dans le sol et des sols chimiquement pauvres. Palmares II par des stocks de carbone du sol élevés.

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

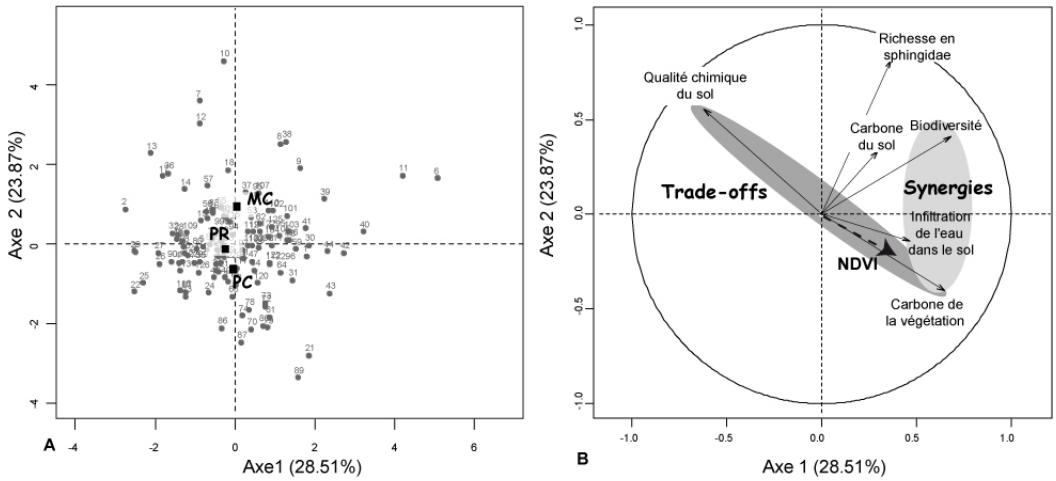


FIGURE A.4 : *A. Nuage des individus. Le barycentre de chaque modalité de la variable "site" est projeté ; B. Cercles des corrélations : projection des variables actives et supplémentaire*

Par ailleurs, il est possible, comme cela est fait dans le chapitre 4, d'effectuer une ACP en intégrant des individus supplémentaires. Ces derniers sont alors projetés sur les plans factoriels mais ne participent pas à la construction des axes. Dans le cas du chapitre 4, nous avons effectué une ACP sur les $n = 135$ points d'échantillonnage puis avons projeté en individus supplémentaires les pixels des cartographies mono-services. Les coordonnées de ces individus supplémentaires ont ensuite été utilisées pour réaliser une cartographier de services multiples.

II. La Classification Ascendante Hiérarchique - CAH

Pour plus de détails sur la Classification Ascendante Hiérarchique, se reporter aux ouvrages suivants :

- Husson *et al.*, 2009 [319],
- Gordon, 1999 [279],
- Everitt *et al.*, 2011 [223]).

Les méthodes de **classifications** visent à regrouper en classes les individus qui se ressemblent du point de vue des variables étudiées. Parmi les algorithmes de classification, les plus courants procèdent de façon ascendante et sont regroupés sous le terme "classification ascendante hiérarchique" (CAH - Husson *et al.*, 2009 [319]). La CAH permet de regrouper les individus en classes aussi homogènes que possible (Cornillon *et al.*, 2010 [146]).

Nous allons ici effectuer une CAH sur le tableau de données A.6présentée préalablement dans cette annexe (section I), c'est-à-dire à $n = 135$ individus (lignes du tableau - points d'échantillonnage) et $p = 6$ variables (colonnes du tableau - indicateurs de services écosystémiques). Comme cela a été réalisé dans le chapitre 6, nous cherchons ici à regrouper les points d'échantillonnage qui se ressemblent du point de vue de la fourniture en services écosystémiques, afin de déterminer des associations entre indicateurs. Pour ce faire, nous appuyons sur le package FactoMineR du logiciel R (Lê *et al.*, 2008 [359]).

$$\begin{array}{c} \\ \text{Points d'échantillonnage} \end{array} \begin{array}{c} \begin{array}{cccc} I & & SE_1 & \ldots \quad SE_6 \end{array} \\ \begin{array}{l} 1 \\ \vdots \\ n = 135 \end{array} \begin{pmatrix} \ldots & \ldots \\ \vdots & \vdots \\ \ldots & \ldots \end{pmatrix} \end{array} \tag{A.6}$$

Avec $\widetilde{X}_p$ les p = 6 composantes principales.

A. Principe général

La CAH repose sur une suite de partitions emboîtées de la plus fine (il y a autant de classes que d'individu) à la plus grossière (une classe unique regroupant tous les individus). Elle se traduit par une hiérarchisation des individus sous la forme d'un dendogramme (arbre) qui met en évidence les parentés. Il est nécessaire de définir la distance utilisée (euclidienne, de Manhattan,...) ainsi que l'indice d'agrégation (manière d'agréger les classes). La distance mesure la ressemblance entre individus. La plus utilisée est la distance euclidienne. C'est celle-ci qui est employée tout au long de cette thèse. L'indice d'agrégation le plus fréquemment choisi repose sur la méthode de Ward. Celle-ci est une méthode ascendante qui consiste, à chaque itération, à regrouper deux éléments, qu'il s'agisse d'individus isolés ou de classes déjà formées, de façon à minimiser l'augmentation de l'inertie intra-classe. Autrement dit, on regroupe les classes pour lesquelles la perte d'inertie inter-classe est maximale. Dans notre exemple, nouss avons choisi l'indice d'agrégation de Ward et la distance euclidienne. Les données provenant de l'ACP, elles sont déjà centrées-réduites.

Une fois le choix des distances et de la méthode de regroupement effectué, la distance entre toutes les paires d'individus est calculée, chaque individu étant alors considéré comme un *cluster*, c'est-à-dire comme une classe. Les classes les plus proches sont regroupées et une nouvelle matrice des distances est calculée. À partir de cette nouvelle matrice des distances, les classes les plus proches sont regroupées et une nouvelle matrice des distances est calculée, et ce, jusqu'à l'obtention d'une classe unique regroupant tous les individus. La qualité d'une partition s'évalue par deux critères : la proximité des in-

dividu au sein d'une classe (inertie intra-classe) et l'éloignement des individus de classes différentes (inertie inter-classe).

Pour résumer, la méthode suit la démarche itérative suivante :

- Au pas k de l'algorithme ascendant, pour I individus répartis en $Q(I^{\smile}k+1)$ classes, l'agrégation consiste à obtenir $Q-1$ classes ;
- Au pas 0, l'inertie intra-classe est nulle $(Q=I)$;
- Au fur et à mesure, le nombre de classes Q diminue et l'inertie intra-classes augmente ;
- À l'issue de l'analyse, l'inertie intra-classe est égale à l'inertie totale.

B. Analyse du dendogramme

À l'issue de l'analyse, nous obtenons un arbre hiérarchique (dendogramme - Figure A.5). Celui-ci montre à la fois les liaisons entre les classes (situation des individus dans l'arbre) et leur niveau de proximité (hauteur des branches). En effet, la ressemblance entre deux individus se traduit par de petites branches de l'arbre. L'analyse du dendogramme permet de déterminer le nombre de classes : le découpage de l'arbre se fait au niveau d'un saut important (branches très grandes, c'est-à-dire perte importante d'inertie intra-classe). Pour conforter cette décision, il est possible de s'appuyer sur le calcul de l'indice de Huntsberger qui permet de connaître le nombre de classes idéales pour une distribution donnée.La forme du dendogramme obtenu pour notre exemple (Figure A.5) suggère une partition des points d'échantillonnage en 5 classes.

Nous retrouvons par exemple certains les individus (points d'échantillonnage) de Maçaranduba dans la première classe (ceux ayant les coordonnées les plus faibles sur le premier axe de l'ACP). L'interprétation des classes obtenues a fait l'objet d'un paragraphe dans le chapitre6.

Quand le nombre d'individus est très important, la CAH ne peut être effectuée et la méthodologie se déroule alors en deux étapes : une partition **k-means** qui permet de fixer un nombre de classes *a priori* puis une CAH. Dans un premier temps, un partitionnement est effectué avec un nombre de classes très élevé (500). Ces classes, très nombreuses et donc très homogènes, contiennent des individus qu'il n'y a pas lieu de séparer (Husson *et al.*, 2009 [319]). À l'issue de cette partition, une CAH est réalisée sur les groupes d'individus constitués préalablement.

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

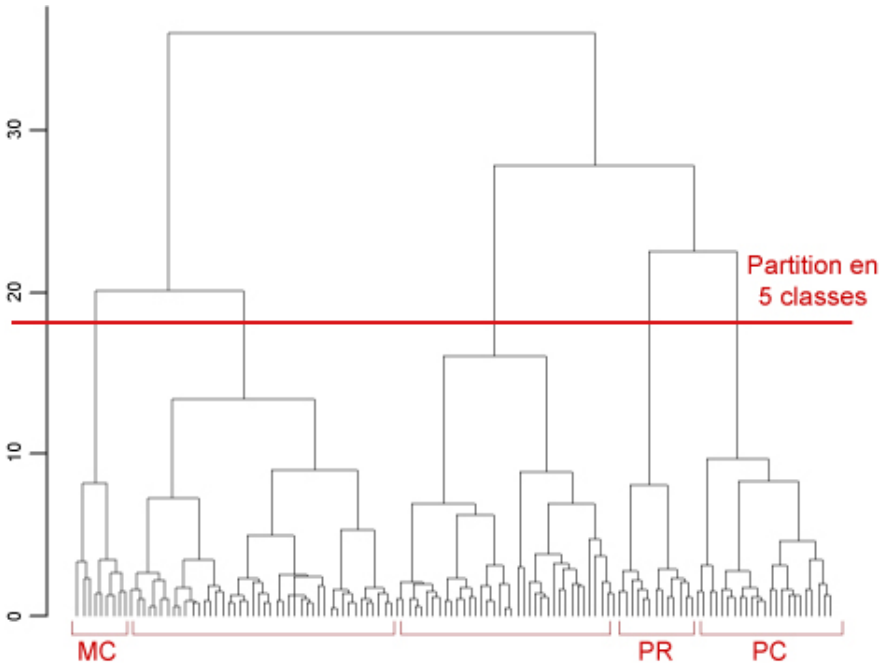


FIGURE A.5 : *Arbre hiérarchique regroupant les 135 points échantillonnage selon les services écosystémiques rendus. Les initiales correspondent à celles des sites d'étude (MC : Maçaranduba, PC : Pacajá et PR : Palmares II)*

III. La régression linéaire multiple

La régression linéaire répond à un point de vue différent de celui des deux méthodes présentées préalablement (ACP puis CAH). En effet, à l'inverse de ces deux méthodes qui sont considérées comme **exploratoires**, la régression linéaire vise à **expliquer** une variable y par une ou des variable(s) à explicatives x. Pour plus de détails sur la régression liénaire, se reporter aux ouvrages suivants :

- Cornillon et Matzner, 2011 [145],
- Pagès et Escoffier, 1997 [502].

Prenons un jeu de données un peu différent de ceux présentés jusqu'à présent (Matrice A.7). Le tableau de données considéré dans cette section possède $n = 135$ lignes (points d'échantillonnage ou individus statistiques) et $p = 4$ variables qui renseignent d'une part un indicateur de services, les stocks de carbone de la végétation, noté Y, et qui constitue notre variable à expliquer et, d'autre part, 3 variables environnemtales obtenues par télédétection (NDVI, altitude et pente), notées x_1, x_2 et x_3. et A.7).

Régression de y_1,.., y_p sur X

Y=Carbone de la végétation	x_1=Altitude	x_2=Pente	x_3=NDVI
98.63	119	22	0.701
3.07	109	11	0.426
3.62	111	11	0.373
6.61	100	6	0.692
195.25	97	7	0.624
290.49	124	5	0.636

$$\begin{array}{r} I \\ 1 \\ \vdots \\ n = 135 \end{array} \begin{array}{c} \begin{array}{ccc} X_1 & \dots & X_p \end{array} \\ \begin{pmatrix} . & \dots & . \\ \vdots & \vdots & \vdots \\ . & \dots & . \end{pmatrix} \end{array} \begin{array}{c} Y \\ \begin{pmatrix} . \\ \vdots \\ . \end{pmatrix} \end{array} \quad \text{Points d'échantillonnage} \tag{A.7}$$

Avec X, la matrice des variables explicatives (données géographiques) et Y, la variable à expliquer (stocks de carbone de la végétation).

Les 3 variables environnementales constituent les variables à expliquer. Nous nous limitons dans cet exemple au cas de variables explicatives quantitatives. Il est toutefois possible, et cela est d'ailleurs mené au cours de la thèse, d'intérgrer des variables qualitatives. Notre objectif est alors d'expliquer les variations de Y à partir des X.Voici les cinq premières lignes du tableau de données décrivant les points d'échantillonnage :

A. Modèle

Comme dit précédemment, en régression linéaire, les variables ne jouent pas le même rôle : y est dite à expliquer et les x sont dites explicatives. Les méthodes de régression supposent ainsi l'existence d'une fonction f qui lie la variable à expliquer Y aux variables explicatives $X_1, \dots, X_p$ via un modèle de la forme

$$Y = f(X_1, \dots, X_p) + \varepsilon \tag{A.8}$$

où ε est une variable aléatoire. La variable Y est ainsi supposée résulter de l'application d'une fonction aux variables explicatives, à un bruit aléatoire près et les données collectées sont vues comme des réplications indépendantes de ce modèle général :

$$Y_i = f(X_{1,i}, \dots, X_{p,i}) + \varepsilon_i, \qquad i = 1, \dots, n$$

Dans ce modèle de régression (A.8), la fonction f est inconnue, et les données sont utilisées pour en obtenir un estimateur. Un estimateur $\hat{f}$ de f est une variable aléatoire, fonction des données, $X_{j,i}$ et l'on souhaite que les estimations produites $\hat{Y}_i$ soient proches des

observations Y_i de Y :

$$\hat{f}(X_{1,i}, \ldots, X_{p,i}) \approx Y_i.$$

Construire $\hat{f}$ suppose de faire des hypothèses supplémentaires sur f. En particulier, il convient de faire des hypothèses sur l'appartenance de f à une famille de fonctions prédéfinie. L'hypothèse structurelle la plus classique est celle f est supposée linéaire. Le modèle (A.8) s'écrit alors

$$Y = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \ldots + \beta_p X_p + \varepsilon$$

et le modèle est qualifié de linéaire. Estimer la fonction revient alors à estimer ses paramètres β_j : le modèle linéaire est ainsi un modèle paramétrique particulier, un modèle paramétrique désignant plus généralement un modèle où la fonction f est caractérisée par un nombre fini de paramètres. On peut dans certains cas souhaiter faire des hypothèses plus larges sur la famille d'appartenance de f, hypothèses que relèvent souvent de simples conditions de régularité (continuité, dérivabilité,...). Dans ce cas, la fonction f n'étant pas indexable par un nombre fini de paramètres, on parle de modèle non-paramétrique.

B. Estimateur des moindres carrés

L'estimateur des moindres carrés est le plus communément utilisé pour estimer les paramètres dans le modèle linéaire. Les paramètres estimés $\hat{\beta}_j$ sont alors définis comme ceux caractérisant la fonction $\hat{f}$ ajustant au mieux (au sens quadratique) les observations Y_i de Y :

$$\left(\hat{\beta}_0, \ldots, \hat{\beta}_p\right) = \arg \min_{(\beta_0,\ldots,\beta_p)\in\mathbb{R}^p} \sum_{i=1}^{n} \left(Y_i - (\beta_0 + \beta_1 X_{1,i} + \ldots + \beta_p X_{p,i})\right)^2.$$

dans lequel $\widehat{\beta_0}$ est l'estimation du paramètre β_0

Le critère des moindres carrés minimise la somme des carrés des résidus. En d'autres termes, pour estimer les paramètres, on minimise la somme des carrés des écarts entre la variables à expliquer et la droite de régression.

C. Application à l'exemple

Dans un premier temps, nous effectuons un modèle à partir de l'ensemble des 3 variables explicatives :

$$Carbone_i = \beta_0 + \beta_{1NDVI_i} + \beta_{2Altitude_i} + \beta_{3Pente_i} + \varepsilon_i \tag{A.9}$$

Le logiciel R renvoie une matrice qui comporte, entre autre, pour chaque paramètre, son estimation (Estimate), la valeur observée de la statistique de test d'hypothèse $H_0 : \beta_i = 0$ contre $H_1 : \beta_i \neq 0$ (t value) et la probabilité critique ($Pr(> |t|)$). La probabilité critique donne pour la statistique de test sous H_0, la probabilité de dépasser la valeur estimée. Cette dernière nous permet d'identifier les variables qui participent à l'ajustement du modèle.

```
              Estimate   t value   Pr(>|t|)
(Intercept) -93.680937    -2.547    0.0122  *
NDVI        322.659051     5.604  1.54e-07  ***
Pente        -0.526031     -0.727   0.4686
Altitude     -0.001277     -0.007   0.9943
---
Signif. codes:  0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1

Adjusted R-squared:  0.2205
p-value: 9.615e-07
```

Nous pouvons observer que certaines variables n'influencent pas de manière significative les stocks de carbone de la végétation. C'est, *a priori*, le cas de la pente et de l'altitude. Se pose alors naturellement la question de sélectionner les variables. Une procédure de choix de variables est ainsi mise en oeuvre afin de ne conserver que les variables participant à l'ajustement du modèle (Figure A.6). Cette procédure a été effectuée à l'aide du *package* leaps du logiciel R (Lumley et Miller, 2009 [1]).

Ce graphique retourne le meilleur modèle à partir de nos trois variables explicatives. Le critère est optimum pour la ligne verticale située à l'extrémité droite du graphique. Pour le critère *Cp* nous retenons donc un modèle à une variable explicative : le NDVI. Nous créons alors le modèle final avec la variable sélectionnée :

$$Carbone_i = \beta_0 + \beta_{1NDVI_{i1}} + \varepsilon_i \tag{A.10}$$

Les paramètres estimés de ce modèle sont :

```
            Estimate Std.  t value  Pr(>|t|)
(Intercept)  -103.75        -3.361  0.00106  **
NDVI          326.69         5.921   3.5e-08  ***
---
Signif. codes:  0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1

Adjusted R-squared:  0.2301
p-value: 3.504e-08
```

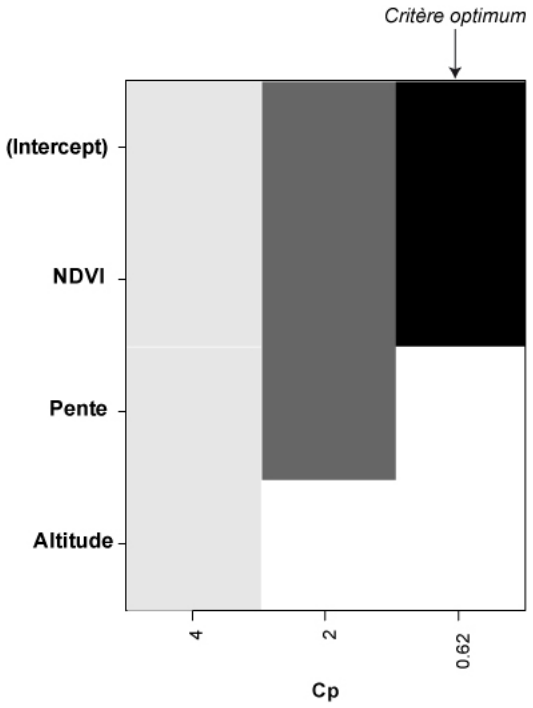


FIGURE A.6 : *Choix des variables avec le critère Cp de Mallows (Mallow, 1973 [422])*

Le coefficient de détermination (R^2 ou *Adjusted R-squared*) est un indicateur qui permet de juger la qualité d'une régression linéaire. Il varie entre 0 et 1. Quand le R^2 tend vers 1, l'ajustement du modèle est jugé performant. Si l'ajustement du modèle est jugé performant, il est possible d'utiliser le modèle construit pour prévoir des valeurs pour de nouvelles observations. Toutefois, pour ce faire, il est nécessaire de posséder la ou les même(s) variables explicative(s) retenue(s) dans le modèle final, ici le NDVI. Bien que le modèle présenté ici ne soit pas performant ($R_2 = 0.23$), nous avons effectué une prévision pour un pixel forestier appartenant à Pacajá, les stocks de carbone prévus sont de 131,6 Mg/ha et l'intervalle de confiance à 95 % pour la prévision est [62,8 ; 260,4].

```
> predict(reg.final,xnew2[1,], interval="pred")
    fit    lwr      upr
161.6  62.8  260.4
```

Dans notre exemple, nous n'avons traité que le cas de variables explicatives quantitatives. Il est toutefois possible construire des modèles de régression à partir de variables qualitatives. Celles-ci sont alors recodées via un codage disjonctif complet où chaque modalité est considérée comme une variable bianaire (Cornillon et Matzner, 2011 [145]).

B

Cartographie du stockage de carbone dans la végétation

I. Méthodologie

A. Méthodologie générale

Nous cherchons à cartographier, non plus les stocks, mais le stockage du carbone de la végétation. Le stock décrit un état, résultant de la photosynthèse alors que le stockage fait référence à un processus dynamique réalisant le service écosystémique lui-même.

Pour le site de Maçaranduba, en suivant la méthodologie décrite dans le chapitre 3, deux méthodes de régression, modèle linéaire et arbre de décision, ont été appliquées et comparées par validation croisée à partir des 45 points d'échantillonnage et des données de télédétection. La régression linéaire, dont la capacité prédictive s'est avérée plus forte, a été utilisée pour construire une cartographie des stocks de carbone sur le site en 2007.

Par une procédure de sélection de variables, les régressions linéaires implémentées ont permis d'identifier les facteurs environnementaux qui expliquent localement les variations observées de cet indicateur de services écosystémiques. Ces facteurs nous permettent de cartographier les stocks de carbone aux différentes dates : 2007 mais aussi aux dates

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

antérieures (1990, 1994, 1997 et 2002) à partir d'images satellites.

Deux méthodologies ont été mises en place afin d'explorer les différentes façons de cartographier le stockage de carbone de la végétation (Fig B.1). La première méthodologie cherche à quantifier et représenter spatialement le carbone pouvant potentiellement être stocké sur la zone et la seconde cherche à quantifier l'ampleur du déstockage / stockage entre 1990 et 2007.

B. Première méthodologie : le scenario d'une politique de conservation

La première méthodologie vient en réponse au problème souligné par le Centre d'Analyse Stratégique dans son évaluation économique de la biodiversité qui met en évidence l'absence de prise en compte du potentiel des écosystèmes dans les évaluations économiques (Chevassus-au-Louis, 2009). En effet, quel que soit le type d'évaluation, la quantification des services écosystémiques est toujours fonction de l'état de l'écosystème à un moment précis. Pour réaliser la cartographie du stockage potentiel à Macaranduba, la capacité maximale de stockage de chaque pixel a été attribuée en fonction de ces caractéristiques géographiques influençant ce stockage (variables sélectionnées à l'issu du choix de modèle, *i.e.* occupation du sol et dans une moindre mesure topographie). Les quantités de carbone stocké dans la végétation dépendent de l'occupation du sol et dans une moindre mesure de la topographie du site. Potentiellement, les stocks de carbone les plus élevés se trouvent donc dans des forêts situées sur des pentes légères. Enfin, nous avons évalué l'écart entre la situation en 2007, obtenue par modélisation statistique, et la situation potentielle :

$$C = \Delta(C_{potentiel}, C_{2007}) \tag{B.1}$$

C. Deuxième méthode : le suivi de politiques publiques

La seconde méthodologie est basée sur une analyse diachronique qui vise à quantifier et spatialiser l'ampleur du déstockage entre 1990 et 2007. Cette analyse est basée sur l'occupation du sol et la topographie qui sont, à Macaranduba, des éléments essentiels dans le stockage de carbone dans la végétation. Pour chaque combinaison topographie - occupation du sol, la moyenne de carbone stocké au niveau des 45 points d'échantillonnage a été calculée. Cette valeur moyenne a ensuite été attribuée à chaque pixel des images

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

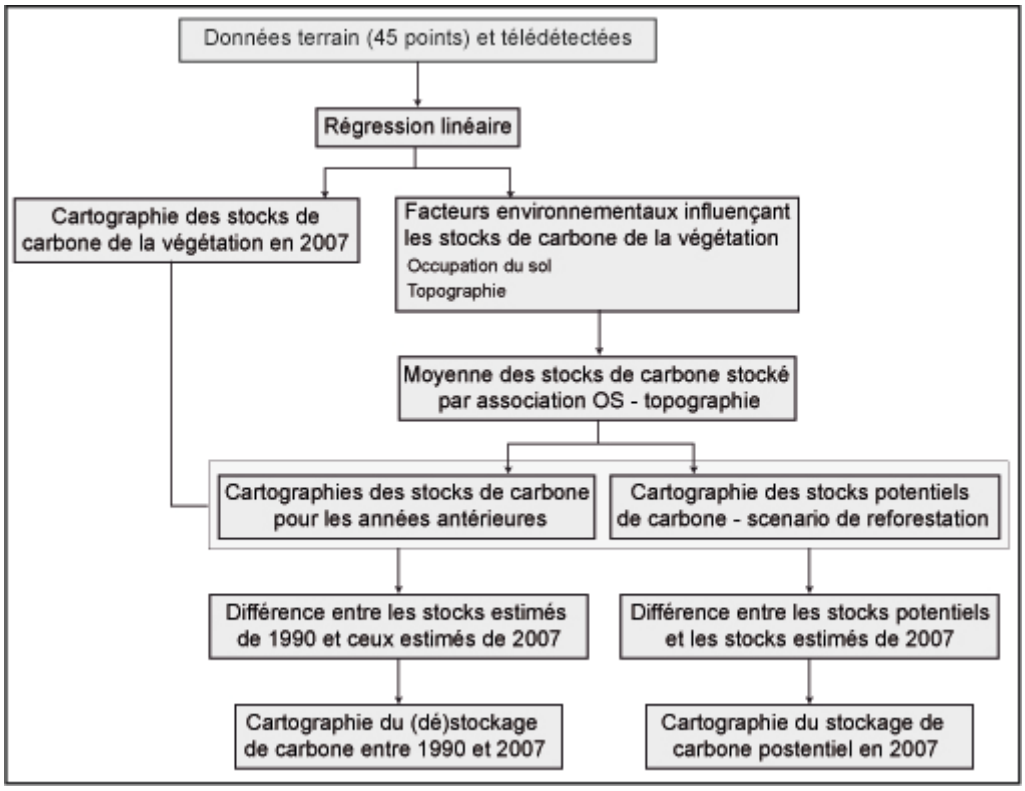


FIGURE B.1 : *Méthodologie statistique de la cartographie du stockage du carbone de la végétation*

satellite Landsat (1990, 1994, 1997, 2001). Le (dé)stockage de carbone entre deux dates a ensuite été calculée suivant cette formule :

$$C = \Delta(C_{date1}, C_{date2}) \tag{B.2}$$

La valeur de (dé)stockage, connue pour chaque pixel, a été spatialisée.

II. Résultats

L'objectif de la première méthodologie (scénario d'une politique de conservation) était d'analyser et de représenter spatialement le carbone de la végétation pouvant potentiellement être stocké à Maçaranduba, à partir de la situation décrite en 2007. La cartographie obtenue montre la capacité de stockage de carbone de la surface associée à chaque pixel en 2007 (Figure B.2 A.). Les espaces possédant une capacité de stockage (de 200 à 300 Mg/ha) correspondent aux zones agricoles où très peu de carbone est stocké en 2007. Les espaces forestiers, stockant déjà beaucoup de carbone en 2007, présentent une capacité de stockage supplémentaire nulle.

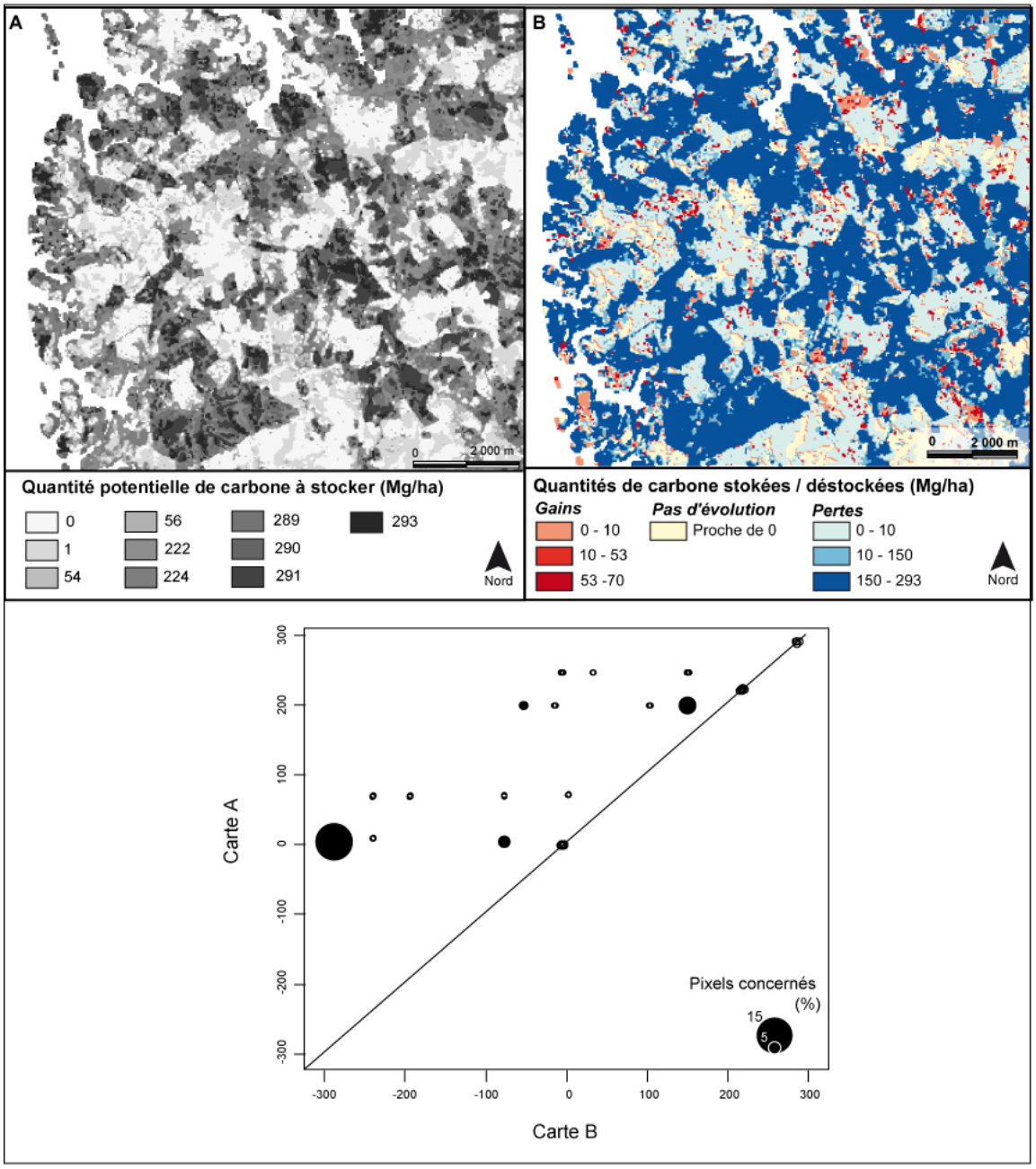


FIGURE B.2 : *Capacité de stockage de carbone associée à chaque pixel à Macaranduba, 2007*

La deuxième cartographie mise en place (scénario du suivi de politiques publiques), suivant une méthodologie dont l'objectif était l'analyse de l'impact des politiques sur les stocks de carbone de Maçaranduba entre 1990 et 2007 (Figure B.2 B.). Cette cartographie expose la diminution drastique que le site de Maçaranduba a connu en 17 ans en matière de stocks de carbone de la végétation. La majeure raison de cette diminution est la destruction des forêts. Les pertes en carbone stocké dans la végétation ont principalement eu lieu à partir de quelques zones déjà pauvres en carbone, situées à proximité des cours d'eau. Trois espaces sont discriminés sur ces cartes :

– les espaces qui ont connu un gain de carbone de la végétation ;

- les espaces pour lesquels la situation n'a pas évoluée ;
- les espaces qui ont vu leurs stocks de carbone diminuer de manière plus ou moins forte.

Très peu d'espaces ont connu des gains alors que la plupart ont connu des pertes. Les espaces ayant gagné du carbone ont connu une diminution voire un arrêt des activités agricoles et une donc recolonisation, au moins partielle, de la forêt. Les espaces stables sont, pour la plupart, des espaces qui étaient déjà pâturés en 1990 et qui n'ont connu aucun changement d'occupation du sol. Les espaces de pertes en carbone correspondent aux espaces forestiers en 1990 et qui ont depuis été convertis à l'agriculture. Ainsi, cette cartographie permet d'estimer l'impact en matière de carbone stocké ou déstocké des politiques publiques agricoles et / ou environnementales présentes sur la zone entre 1990 et 2007.

À partir de l'information présente sur cette dernière cartographie, l'évolution des stocks de carbone le long d'un transect à Maçaranduba a été représentée (Figure B.3).

En 1990, ce transect connaît au Nord-Ouest une première ouverture qui se traduit spatialement par une diminution ponctuelle des stocks de carbone de la végétation. Cette ouverture ponctuelle s'élargie entre 1990 et 1994 provoquant un effondrement des stocks de carbone de la végétation. En 1997, presque la moitié du carbone de la végétation a été déstocké. Entre 1997 et 2002, l'exploitation connaît une seconde ouverture, à l'extrémité opposée. Les stocks de carbone deviennent résiduels puis presque nuls en 2007.

Si les stocks de carbone de la végétation représentent un cas d'étude particulièrement simple et évident car leurs variations dépendent en grande partie des changements d'occupation du sol, il est intéressant d'élargir l'analyse à des services pour lesquels les changements d'occupation des sols sont moins impactants. De plus, l'application de cette méthodologie entraine nécessairement une incertitude supplémentaire à celle déjà quantifiée pour les cartographies de 2007. Se pose alors la question d'identifier et d'estimer cette erreur.

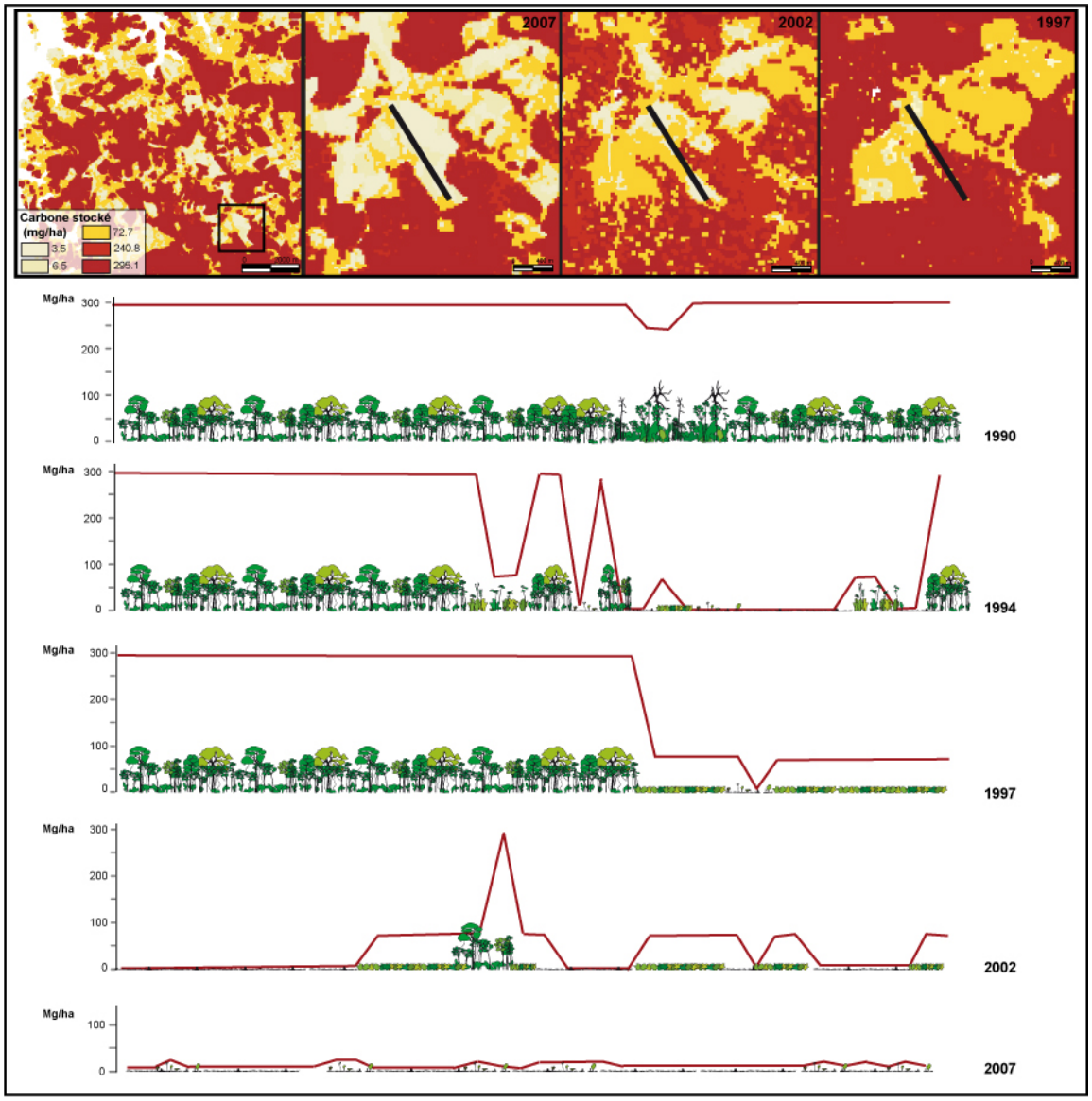


FIGURE B.3 : *Évolution des stocks de carbone de la végétation entre 1990 et 2007 sur un transect paysager à Maçaranduba*

C

Description des variables sociographiques

Nous décrivons ici plus en détail les données de sociographie et de qualité de vie obtenues par enquêtes terrain (travail réalisé par Xavier Arnauld de Sartre dans le cadre du programme ANR AMAZ en 2007 et 2008 - Arnauld de Sartre et Sébille, 2008 [37] ; Arnauld de Sartre *et al.*, 2011 [36]).

Nom	Variables employée dans le calcul, description et unité	
Données de sociographie		
Migratoire	Typologie d'itinéraires migratoires (4 modalités)	Nombre moyen de migrations par an, nombre moyen de migrations pour la terre par individu, pourcentage de temps passé en ville, pourcentage de temps passé dans la zone d'enquête
Professionnel	Typologie d'itinéraires professionnels (5 modalités)	Nombre moyen de professions exercées par an, pourcentage de temps passé dans l'agriculture, pourcentage de temps passé comme propriétaire
Scolarité	Niveau d'étude atteint	Analphabète, primaire, secondaire et lycée / université)
Structure démograhique	Typologie de structure démographique	Âge, âge à la naissance du premier enfant, nombre d'enfants à 30 ans, nombre d'enfants par individu, nombre d'unions
Données de qualité de vie		
Conditions de vie	Indice quantitatif renseignant l'équipement de la famille	Qualité du logement, hygiène et cuisine, énergie électrique, biens de consommation, réfrigérateur, déplacement, médias

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

Migratoire	Nombre de migrations divisé par l'âge	Un nombre de migrations élevé étant souvent mal vécu par les personnes
Scolarisaté	Niveau scolaire atteint par le chef de famille	
Sociabilité	Mesure de l'isolement absolu (peu de monde à proximité) et relatif (peu de familles à proximité)	Regroupement de l'habitat, l'accessibilité et l'appartenance à un /plusieurs réseaux sociaux, politiques, religieux ou travail collectif.

TABLE C.1 : *Description des modalités des variables du tableau de sociographie et de qualité de vie*

Modal	Description
	Typologie d'itinéaires migratoires ("Migratoire")
1	Toujours ruraux et depuis vingt ans au moins en Amazonie orientale, ils sont installés de longue date dans les localités enquêtées
2	Assez fortement urbains et hors région dans les années 1980, ils arrivent dans les années 1990 et s'installent dans le monde rural
3	Urbains, arrivés récemment dans les localités
4	Arrivés dans la décennie 90, ils alternent entre le monde rural et urbain
	Typologie d'itinéraires professionnels ("Professionnel")
1	Agriculteurs à forte tradition agricole, sans expérience de salariat, et très longtemps propriétaires.
2	Forte mobilité professionnelle dans le secteur agricole et non agricole
3	Forte identité agricole, mais pas comme propriétaire.
4	Pas d'identité agricole, mais garimpo ou autre ; une seule mobilité professionnelle (pour devenir agriculteur)
5	Ne sait pas ou sans données : les femmes
	Niveau d'étude atteint ("Scolarité")
1	Analphabète. N'a jamais étudié, ni même une fois l'âge adulte atteint
2	Primaire. A effectué entre 1 et 4 ans d'études
3	Secondaire. A effectué entre 4 et 8 ans d'études
4	Lycée / université. A effectué plus de 8 ans d'étude
	Typologie de structure démographique ("Structure démographique)
1	Personnes ayant terminé leur vie féconde. Famille de trois à quatre enfants que le couple a eu à un âge déjà avancé.
2	Famille traditionnelle, ayant eu beaucoup d'enfants (entre 6 et 10) assez tôt dans le cycle fécond.
3	Personnes en seconde partie de vie féconde, ayant entre trois et quatre enfants. Parité selon les pays.
4	Familles nombreuses (de 4 à 6 enfants), mais ayant commencé leur vie féconde relativement tardivement.
5	Jeunes non encore n'ayant pas encore commencé à fonder une famille, ou au début.

TABLE C.2 : *Description des variables du tableau de sociographie*

D

Description des indices d'écologie du paysage

Nous présentons ici les indices paysagers calculés à partir des méthodes d'écologie du paysage et d'analyse spatiale et employés dans le chapitre 7.

Indice utilisé	Description	Unité et intervalle
Richesse en services écosystémiques		
Richesse moyenne	Elle résulte du calcul du score moyen de services écosystémiques par ferme (cf. chapitre 4 - partie "scoring").	$9 \leq Score \leq 23$
Associations de services écosystémiques		
Indices de richesse		
Indice de diversité de Shannon $SD = \sum_{i=1}^{n}(Pi - ln(Pi))$ Avec Pi : part des espèces *i* composant la population totale.	L'indice de diversité de Shannon mesure la diversité des patchs d'associations entre services au sein d'une exploitation. Il dépend à la fois du nombre de classes et de leur abondance relative. Cet indice augmente en relation avec le nombre de classes et l'équité de leur répartition spatiale. Une valeur de 0 correspond à un patch unique. Il permet de rendre compte de l'hétérogénéité du paysage en s'appuyant sur la composition en espèces d'un écosystème, en prenant en compte le nombre de classes et leurs abondances relatives.	Sans unité $SD \geq 0$

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

	Toutefois, cet indice ne donne pas d'information sur la ou les classes dominantes.	
Indice de régularité	L'indice de régularité de Shannon permet de mesurer la régularité de la distribution et de l'abondance des patchs. Un indice de 0 correspond à une mauvaise distribution spatiale. Plus la valeur de l'indice est élevée plus la distribution spatiale est équilibrée.	Sans unité $0 \leq SE \leq 1$
Indice de dominance	Rapport entre l'aire de la plus grande tâche de la classe d'occupation du sol et l'aire totale de la classe. Cet indice donne une indication sur la prépondérance d'un type, c'est-à-dire montre si une des classes d'associaions de services est plus présente	Sans unité $D \geq 0$
Indice de composition		
Indice de densité de lisière $ED = 10000\frac{E}{A}$ E = longueur (m) totale de l'ensemble des lisières A = surface (m^2) totale du paysage	Cet indice est révélateur de la fragmentation des patchs d'associations de services au sein de l'exploitation. Plus les patchs sont petits et fractionnés, plus l'objet lisière est important.	$m.ha^{-1}$ $ED \geq 0$
Indices de richesse		
Indice de diversité de Shannon $SD = \sum_{i=1}^{n}(Pi - ln(Pi))$ Avec Pi : part de des espèces *i* composant la population totale.	L'indice de diversité de Shannon mesure la diversité des patchs d'associations entre services au sein d'une exploitation. Il dépend à la fois du nombre de classes et de leur abondance relative. Cet indice augmente en relation avec le nombre de classes et l'équité de leur répartition spatiale. Une valeur de 0 correspond à un patch unique. Il permet de rendre compte de l'hétérogénéité du paysage en s'appuyant sur la composition en espèces d'un écosystème, en prenant en compte le nombre de classes et de leurs abondances relatives. Toutefois, cet indice ne donne pas d'information sur la ou les classes dominantes.	Sans unité $SD \geq 0$
Indices de composition		
Superficie de chaque classe $CA = \sum_{j=1}^{n}(a)a_{ij}(\frac{1}{10000})$	Cet indice renseigne le pourcentage de la superficie totale de l'exploitation occupée par chaque unité de paysage (profil d'associations). Plus la valeur prise par cet indice est élevée, plus le profil d'associations de services écosystémiques étudié couvre une surface de l'exploitation importante.	Exprimé en pourcentage de la superficie totale $0 \leq CA \leq 1$

TABLE D.1 : *Indices paysagers de richesse et de forme utilisées dans les analyses du chapitre 6*

Bibliographie

[1] Package 'leaps' : Regression subset selection.

[2] *Landscape Ecology*. Wiley, 1986.

[3] Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2014.

[4] *Political ecology des services écosytémiques*. Peter Lang, 2014.

[5] Banco da Amazonia - Agricultura Familiar, 2015.

[6] Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES), 2015.

[7] Mapping of ecosystem services : Missing links between purposes and procedures. *Ecosystem Services*, 13(Best Practices for Mapping Ecosystem Services) :162 – 172, 2015.

[8] *Manifeste pour une géographie environnementale. Géographie, écologie et politique*. Les Presses de Sciences Po, 2016.

[9] *Valeurs de la biodiversité et systemes écosystémiques. Perspectives interdisciplinaires*. Quae, 2016.

[10] M. A. Acevedo, C. J. Corrada-Bravo, H. Corrada-Bravo, L. J. Villanueva-Rivera, and T. M. Aide. Automated classification of bird and amphibian calls using machine learning : A comparison of methods. *Ecological Informatics*, 4(4) :206 – 214, 2009.

[11] E. Adam, O. Mutanga, and D. Rugege. Multispectral and hyperspectral remote sensing for identification and mapping of wetland vegetation : a review. *Wetlands Ecology and Management*, 18(3) :281–296, 2010.

[12] J. Addicott, J. Aho, M. Antolin, D. Padilla, J. Richardson, and D. Soluk. Ecological neighborhood : scaling environmental patterns. *Oikos*, 49 :340–346, 1987.

[13] AESN. Eau Seine Normandie. Rapport annuel, 2009.

[14] AFNOR. ISO/14001 :2015, 2015.

[15] A. Agrawal. *Environmentality. Technologies of government and the making of subjects*. Duke university press, London, 2005.

[16] H. Akaika. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. In *Second international symposium on information theory*, pages 267–281. Academia Kiado, Budapest, 1973.

[17] C. Albaladejo, I. Duvernoy, C. Dominguez, and I. Veiga. La construction du territoire sur les fronts pionniers. In *Les fronts pionniers de l'Amazonie Brésilienne : la formation de nouveaux territoires*, pages 247–278. L'Harmattan, Paris, France, 1996.

[18] C. Albaladejo and J.-C. Tuller. Les fronts pionniers de l'Amazonie Brésilienne : des terrains pour une analyse des relations société-territoire. In *Les fronts pionniers de l'Amazonie Brésilienne : la formation de nouveaux territoires*, pages 17–44. L'Harmattan, Paris, France, 1996.

[19] C. Albaladejo and I. Veiga. Organizações sociais e saberes locais frente a ação de desenvolvimento. Na direção de um territorio cidadão »,. *Agricultura Familiar.Pesquisa, Formação e Desenvolvimento*, 3(1) :1–14, 2002.

[20] T. Allen and T. Star. *Hierarchy : Perspectives for Ecological Complexity*. Chicago, university of chicago press edition, 1982.

[21] A. Alves and M. Ribeiro. Caracterização e gênese dos solos de uma toposseqüência na microrregião da mata seca de Pernambuco. *Revista Brasileira Ciencia do Solo*, 19 :297–305, 1995.

[22] D. Alves. An analysis of geographic patterns of deforestation in the Brazilin Amazon in the period 1991–1996. In *Deforestation and land use in the Amazon*. University Press of Florida, Gainesville, USA, 2002.

[23] C. Amoros, J. Bravard, M. Coulet, G. Pautou, J. Reygrobellet, and A. Roux. *Cartographie polythématique appliquée à la gestion écologique des eaux. Etude d'un hydrosystème fluvial : le Haut-Rhône français*. CNRS, 1982.

[24] B. J. Anderson, P. R. Armsworth, F. Eigenbrod, C. D. Thomas, S. Gillings, A. Heinemeyer, D. B. Roy, and K. J. Gaston. Spatial covariance between biodiversity and other ecosystem service priorities. *Journal of Applied Ecology*, 46(4) :888–896, 2009.

[25] F. Andriamahefazafy, C. Bidaud, P. Méral, G. Serpantié, and A. Toillier. L'introduction de la notion de service environnemental et écosystémique à madagascar. *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, 2012.

[26] C. Anton, J. Young, P. Harrison, M. Musche, G. Bela, C. Feld, R. Harrington, J. Haslett, G. Pataki, M. Rounsevell, M. Skourtos, J. Sousa, M. Sykes, R. Tinch, M. Vandewalle, A. Watt, and J. Settele. Research needs for incorporating the ecosystem service approach into eu biodiversity conservation policy. *Biodiversity and Conservation*, 19(10) :2979–2994, 2010.

[27] M. Antona and M. Bonin. Généalogie scientifique et mise en politique des SE (services écosystémiques et services environnementaux). *Document de travail*, (2010-1), 2010.

[28] L. E. O. C. Aragão and Y. E. Shimabukuro. The incidence of fire in amazonian forests with implications for redd. *Science*, 328(5983) :1275–1278, 2010.

[29] C. Araujo, C. Araujo Bonjean, J.-L. Combes, C. M. Pascale, and R. Eustaquio J. Insécurité foncière et déforestation dans l'amazonie brésilienne. Working Papers 200516, CERDI, 2005.

[30] X. Arnauld de Sartre. *Territorialités contradictoires des jeunes ruraux amazoniens : Mobilités paysannes ou sédentarités professionnelles ?* PhD thesis, Toulouse le Mirail et Universidade Federal do Para, Toulouse, 2003.

[31] X. Arnauld De Sartre. La colonisation de l'Amazonie face au développement durable : L'exemple du barrage de Belo Monte. *Cahiers des Amériques Latines*, 44 :159–174, 2004.

[32] X. Arnauld de Sartre. *Fronts pionniers d'Amazonie. Les dynamiques paysannes au Brésil*. Espaces et milieux. CNRS, Paris, France, cnrs editions edition, 2006.

[33] X. Arnauld de Sartre. Des biens communs aux services écosystémiques : changement de discours ou changement de locuteur ?, 2013.

[34] X. Arnauld de Sartre and V. Berdoulay. *Des politiques territoriales durables ? Leçons d'Amazonie*. Indisciplines. Quae, 2011.

[35] X. Arnauld de Sartre, S. Dufour, O. Huet, J. Oszwald, N. Ovono Edzang, and L. Sello Madoungou. Les services écosystémiques au Gabon. Le rendez-vous manqué du renouveau des politiques conservation. In *Political Ecology des services écosystémiques*, pages 86 – 97. Peter Lang, 2014.

[36] X. Arnauld de Sartre, J. Oszwald, B. Ramirez, G. Rodriguez, J. Lelasquez, P. Sebille, and L. Patrick. Caractéristiques socio-économiques d'une intégration régionale en amazonie colombienne (région de florencia, caquetá). *Caravelle - Cahiers du monde hispanique et luso-brésilien*.

[37] X. Arnauld de Sartre and P. Sebille. Diversité des itinéraires migratoires des colons d'un front pionnier amazonien. *Confins*, 2008.

[38] X. Arnault de Sartre. Introduction. In *Political Ecology des services écosystémiques*, pages 13–26. Peter Lang, Bruxelles, 2014.

[39] X. Arnault de Sartre, M. Castro, B. Hubert, and C. Kull. Modernité écologique et services écosystémiques. In *Political Ecology des services écosystémiques*, pages 31–47. Peter Lang, Bruxelles, 2014.

[40] P. Arnould and L. Simon. *Géographie de l'environnement*. Atouts Géographie. Belin, Paris, France, 2007.

[41] D. Arrouays, W. Deslais, and V. Badeau. The carbon content of topsoil and its geographical distribution in France. *Soil and Management*, 17(1) :7–11, 2001.

[42] D. Arvor. *Etude par télédétection de la dynamique du soja et de l'impact des précipitations sur les productions au Mato Grosso (Brésil)*. PhD thesis, Rennes 2, Rennes, France, 2009.

[43] D. Arvor, M. Simoes, R. Vargas, S. Araujo, E. Fidalgo, V. Dubreuil, I. Herlin, and J.-P. Berroir. Monitoring land use changes around the indigenous lands of the Xingu basin in Mato Grosso, Brazil. In *Proceedings of IEEE International GeoScience and Remote Sensing Symposium*, pages 3190–3193, Honolulu, United States, 2010.

[44] T. Ashman, T. Knight, J. Steets, P. Amarasekare, M. Burd, D. Campbell, M. Dudash, M. Johnston, S. Mazer, R. Mitchell, M. Morgan, and W. Wilson. Pollen limitation of plant reproduction : Ecological and evolutionary causes and consequences. *Ecology*, 85(9) :2408–2421, 2004.

[45] G. Asner, D. Knapp, E. Broadbent, P. Oliveira, K. M., and S. J. Selective logging in the brazilian amazon. *Science*, 310 :480–482, 2005.

[46] G. P. Asner, J. Mascaro, H. C. Muller-Landau, G. Vieilledent, R. Vaudry, M. Rasamoelina, J. S. Hall, and M. van Breugel. A universal airborne LiDAR approach for tropical forest carbon mapping. *Oecologia*, 168(4) :1147–1160, 2012.

[47] Attac. *La Nature n'a pas de prix - Les méprises de l'économie verte*. Les liens qui libèrent, 2012.

[48] C. Aubertin. Le Brésil au prisme des MBI. 2013.

[49] C. Aubertin, D. Chartier, and I. Veiga. Une interprétation brésilienne des Paiements pour services environnementaux Souveraineté et développement inclusif. In *Political Ecology des services écosystémiques*, pages 98 – 111. Peter Lang, 2014.

[50] G. Azam. *Le temps du monde fini*. Les liens qui libèrent, Paris, 2010.

[51] A. Baccini and G. P. Asner. Improving pantropical forest carbon maps with airborne LiDAR sampling. *Carbon Management*, 4(6) :591–600, 2013.

[52] A. Baccini, S. J. Goetz, W. Walker, N. T. Laporte, M. Sun, D. Sulla-Menashe, J. Hackler, P. Beck, R. Dubayah, M. Friedl, S. Samanta, and R. A. Houghton. Estimated carbon dioxide emissions from tropical deforestation improved by carbon-density maps. *Nature Climate Change*, 2012.

[53] K. J. Bagstad, D. J. Semmens, S. Waage, and R. Winthrop. A comparative assessment of decision-support tools for ecosystem services quantification and valuation. *Ecosystem Services*, 5 :27, 2013.

[54] K. J. Bagstad, F. Villa, D. Batker, J. Harrison-Cox, B. Voigt, G. W. Johnson, and others. From theoretical to actual ecosystem services : Mapping beneficiaries and spatial flows in ecosystem service assessments. *Ecology and Society*, 19(2) :64, 2014.

[55] Y. Bai, Z. Ouyang, H. Zheng, X. Li, C. Zhuang, and B. Jiang. Modeling soil conservation, water conservation and their tradeoffs : A case study in Beijing. *Journal of Environmental Sciences*, 24(3) :419–426, 2012.

[56] Y. Bai, C. Zhuang, Z. Ouyang, H. Zheng, and B. Jiang. Spatial characteristics between biodiversity and ecosystem services in a human-dominated watershed. *Ecological Complexity*, 8(2) :177–183, 2011.

[57] J. T. Baker, R. P. Borris, B. Carté, G. A. Cordell, D. D. Soejarto, G. M. Cragg, M. P. Gupta, M. M. Iwu, D. R. Madulid, and V. E. Tyler. Natural product drug discovery and development : new perspectives on international collaboration. *Journal of Natural products*, 58(9) :1325–1357, 1992.

[58] G. H. Ball and D. J. Hall. ISODATA, a novel method of data analysis and pattern classification. Technical report, DTIC Document, 1965.

[59] C. Ballabio, N. Guazzoni, R. Comolli, and P. Tremolada. Highly spatially- and seasonally-resolved predictive contamination maps for persistent organic pollutants : Development and validation. *Science of the Total Environment*, 458 :546–554, 2013.

[60] R. F. Bangash, A. Passuello, M. Sanchez-Canales, M. Terrado, A. López, F. J. Elorza, G. Ziv, V. Acuña, and M. Schuhmacher. Ecosystem services in Mediterranean river basin : Climate change impact on water provisioning and erosion control. *Science of The Total Environment*, 458-460 :246–255, 2013.

[61] H. Baral, S. Kasel, R. Keenan, J. Fox, and N. Stork. GIS-based classification, mapping and valuation of ecosystem services in production landscapes : A case study of the Green Triangle region of south-eastern Australia. *Forestry : a climate of change, Thistlethwaite, R., Lamb, D., and Haines, R.(eds)*, pages 64–71, 2009.

[62] E. B. Barbier, E. W. Koch, B. R. Silliman, S. D. Hacker, E. Wolanski, J. Primavera, E. F. Granek, S. Polasky, S. Aswani, L. A. Cramer, D. M. Stoms, C. J. Kennedy, D. Bael, C. V. Kappel, G. M. E. Perillo, and D. J. Reed. Coastal ecosystem-based management with nonlinear ecological functions and values. *Science*, 319(5861) :321–323, 2008.

[63] C. Barnaud, M. Antona, and J. Marzin. Vers une mise en débat des incertitudes associées à la notion de service écosystémique. *VertigO*, (Volume 11 Numéro 1), 2011.

[64] E. Barros, M. Grimaldi, M. Sarrazin, A. Chauvel, D. Mitja, T. Desjardins, and P. Lavelle. Soil physical degradation and changes in macrofaunal communities in Central Amazon. *Applied soil ecology, Year = 2004, Volume = 26, Number = 2, Pages = 157-168, DOI = 10.1016/j.apsoil.2003.10.012, ISSN = 0929-1393, Unique-ID = ISI :000221601300009,*.

[65] H. Bartholomeus, L. Kooistra, A. Stevens, M. van Leeuwen, B. van Wesemael, E. Ben-Dor, and B. Tychon. Soil Organic Carbon mapping of partially vegetated agricultural fields with imaging spectroscopy. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 13(1) :81–88, 2011.

[66] C. Bastian, D. McLeod, M. Germino, W. Reiners, and B. Blasko. Environmental amenities and agricultural land values : a hedonic model using geographic information systems data. *Ecological Economics*, 40(3) :337–349, 2002.

[67] F. Baty, M. Facompre, J. Wiegand, J. Schwager, and M. H. Brutsche. Analysis with respect to instrumental variables for the exploration of microarray data structures. *BMC Bioinformatics*, 7, 2006.

[68] G. Baudelle and H. Regnauld. *Echelles et temporalité*. Belin, 2004.

[69] S. Baumgärtner. The insurance value of biodiversity in the provision of ecosystem services. *Natural Resource Modeling*, 20(1) :87–127, 2007.

[70] K. S. Bawa, D. R. Perry, and J. H. Beach. Reproductive biology of tropical lowland rain forest trees. i. sexual systems and incompatibility mechanisms. *American Journal of Botany*, (3) :331, 1985.

[71] A. T. Bayat, H. van Gils, and M. Weir. Carbon Stock of European Beech Forest ; A Case at M. Pizzalto, Italy. In Dan, Y, editor, *International Conference on Environmental Science and development*, volume 1 of *APCBEE Procedia*, pages 159–168, 2012. 3rd International Conference on Environmental Science and Development (ICESD), Hong Kong, Peoples R China, JAN 05-07, 2012.

[72] R. Bayon and M. Jenkins. The business of biodiversity. *Nature*, 466(7303) :184–185, 2010.

[73] M. Bécue-Bertaut and J. Pagès. Multiple factor analysis and clustering of a mixture of quantitative, categorical and frequency data. *Computational Statistics and Data Analysis*, 52(6) :3255–3268, 2008.

[74] B. Becker. Signification actuelle de la frontière : une interprétation géopolitique à partir du cas de l'Amazonie brésilienne. *Cahier des Sciences Humaines*, 22(3) :297–317, 1986.

[75] B. Belletti, S. Dufour, and H. Piegay. Regional variability of aquatic pattern in braided reaches (example of the French Rhone basin). *Hydrobiologia*, 712(1) :25–41, 2013.

[76] J. Benhin. Agriculture and deforestation in the tropics : A critical theoretical and empirical review. *Ambio*, 35(1) :9–16, 2006.

[77] T. A. Benjaminsen and H. Svarstad. Qu'est-ce que la "political ecology" ? *Natures Sciences Sociétés*, 17(1) :3–11, 2009.

[78] E. M. Bennett, G. D. Peterson, and L. J. Gordon. Understanding relationships among multiple ecosystem services : Relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters*, 12(12) :1394–1404, 2009.

[79] V. Berdoulay. *Des mots et des lieux : la dynamique du discours géographique*. Paris, editions du centre national de la recherche scientifique edition, 1988.

[80] E. Berenguer, J. Ferreira, T. A. Gardner, L. E. Oliveira Cruz Aragao, P. B. De Camargo, C. E. Cerri, M. Durigan, R. C. De Oliveira Junior, I. C. Guimaraes Vieira, and J. Barlow. A large-scale field assessment of carbon stocks in human-modified tropical forests. *Global change biology*, 20(12) :3713–3726, 2014.

[81] F. Berkes and C. Folke. *Linking sociological and ecological systems : management practices and social mechanisms for building resilience*. New York, cambridge university press edition, 1998.

[82] G. Bertrand. Paysages et géographie physique globale. *RGPSO*, 1968.

[83] G. Bertrand and N. Beroutchavili. Le géosystème ou système territorial naturel. *Revue Géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest*, pages 17–180, 1978.

[84] R. A. Betts, Y. Malhi, and J. T. Roberts. The future of the Amazon : new perspectives from climate, ecosystem and social Sciences. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 363(1498) :1729–1735, 2008.

[85] M. Bierkens, M. Knotters, and T. Hoogland. Stochastic spatio-temporal modelling of water table depth using a regionalized ARX model and the Kalman filter. In Heuvelink, GBM and Lemmens, MJP, editor, *Accuracy 2000, Proceedings*, pages 51–58, 2000. 4th International Symposium on Spatial Accuracy Assessment in Natural Resources and Environmental Sciences, Amsterdam, Netherlands, JUL 12-14, 2000.

[86] J. C. Biesmeijer, S. P. M. Roberts, M. Reemer, R. Ohlemueller, M. Edwards, T. Peeters, A. P. Schaffers, S. G. Potts, R. Kleukers, C. D. Thomas, J. Settele, and W. E. Kunin. Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science*, 313(5785) :351–354, 2006.

[87] J. C. Birch, A. C. Newton, C. A. Aquino, E. Cantarello, C. Echeverría, T. Kitzberger, I. Schiappacasse, and N. T. Garavito. Cost-effectiveness of dryland forest restoration evaluated by spatial analysis of ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(50) :21925–21930, 2010.

[88] L. Blanc. *La dynamique forestière : quels enseignements pour l'aménagement durable des forêts tropicales humides ?* Habilitation à diriger les recherches, 2014.

[89] L. Blanc, D. Chessel, and S. Doledec. Etude de la stabilité temporelle des structures spatiales par analyses d'une série de tableaux de relevés faunistiques totalement appariés. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, (348) :1–21, 1998.

[90] L. Blanc, M. Echard, B. Herault, D. Bonal, E. Marcon, J. Chave, and C. Baraloto. Dynamics of aboveground carbon stocks in a selectively logged tropical forest. *Ecological Applications*, 19(6) :1397–1404, 2009.

[91] C. Blanc-Pamard. Communautés rurales des hautes terres malgaches et gestion de l'eau. In *Colloque international sur le développement agricole et participation paysanne*.

[92] E. Bolfe and M. Batistella. Carbon mapping of agroforestery systems in the Brazilian Amazon through satellite images, 2011.

[93] T. Bonaudo. La gestion environnementale sur un front pionnier amazonien, 2005.

[94] D. Borcard, P. Legendre, and P. Drapeau. Partialling out the spatial component of ecological variations. *Ecology*, 73(3) :1045–1055, 1992.

[95] S. T. Borgström, T. Elmqvist, P. Angelstam, and C. Alfsen-Norodom. Scale mismatches in management of urban landscapes. *Ecology and Society*, 11(2) :16, 2006.

[96] F. Bormann and G. Likens. Catastrophic disturbance and the steady state in northern hardwood forests. 67(6) :660–339, 1979.

[97] J. Boyd and S. Banzhaf. What are ecosystem services ? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics*, 63(2-3) :616–626, 2007.

[98] J. Boyd and L. Wainger. Landscape indicators of ecosystem service benefits. *American Journal of Agricultural Economics*, pages 1371–1378, 2002.

[99] L. Breiman, J. Friedman, C. Stone, and R. Olsen. *Classification and regression Trees*. Boca Ratoned, Monterey, USA, 1984.

[100] A. M. Breure, G. B. De Deyn, E. Dominati, T. Eglin, K. Hedlund, J. Van Orshoven, and L. Posthuma. Ecosystem services : a useful concept for soil policy making ! *Current opinion in environmental sustainability*, 4(5) :578–585, 2012.

[101] S. Briner, H. R., P. Bebi, C. Elkin, D. R. Schmatz, and A. Grêt-Regamey. Trade-offs between ecosystem services in a mountain region. *Ecology and Society*, 18(3), 2013.

[102] F. Bringel. Rumos, Trechos e Borocas : Trajetórias e Identidades Camponesas de Assentados Rurais no Sudeste do Pará. Disertação Mestrado, UFPA, Bélem, Brésil, 2006.

[103] B. Brito and P. Barrito. A regularização fundiaria avançou na amazônia ? : os dois anos do programa terra legal., 2011.

[104] S. Brown. Estimating Biomass and Biomass Change of Tropical Forests : a Primer. *FAO Forestery Paper*, (134), 1997.

[105] B. A. Bryan, A. Grandgirard, and J. R. Ward. Quantifying and Exploring Strategic Regional Priorities for Managing Natural Capital and Ecosystem Services Given Multiple Stakeholder Perspectives. *Ecosystems*, 13(4) :539–555, 2010.

[106] E. Bui, B. Henderson, and K. Viergever. Using knowledge discovery with data mining from the Australian Soil Resource Information System database to inform soil carbon mapping in Australia. *Global Biogeochemical Cycles*, 23, 2009.

[107] J. Bullock, F. Eigenbrod, S. Willcock, D. Hooftman, P. O'Farrell, N. Sitas, E. Perez, and F. Villa. Which ecosystem service models best capture the needs of the rural poor ? In *8th ESP Conference : Ecosystem services for Nature, People and Prosperity, Stellenbosch, Afrique du Sud*.

[108] F. Burel and J. Baudry. *Écologie du paysage : concepts, méthodes et applications*. TEC et DOC, Paris, France, 1999.

[109] B. Burkhard and S. Jacobs. "the matrix reloaded" – pooling resources to map ecosystem services. In *8th ESP Conference : Ecosystem services for Nature, People and Prosperity, Stellenbosch, Afrique du Sud*, 2015.

[110] B. Burkhard, F. Kroll, and F. Müller. Landscapes capacities to provide ecosystem services : a concept for land-cover based assessments. *Landscape Online*, pages 1–22, 2010.

[111] B. Burkhard, F. Kroll, S. Nedkov, and F. Müller. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecological Indicators*, 21 :17–29, 2012.

[112] M. Busch, A. La Notte, V. Laporte, and M. Erhard. Potentials of quantitative and qualitative approaches to assessing ecosystem services. *Ecological Indicators*, 21 :89–103, 2012.

[113] B. Cajo J. F. Ter. Canonical correspondence analysis : A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, (5) :1167, 1986.

[114] M. Caldas, R. Walker, E. Arima, S. Perz, S. Aldrich, and C. Simmons. Theorizing land cover and land use change : The peasant economy of Amazonian deforestation. *Annals of the Association of American Geographers*, 97(1) :86–110, 2007.

[115] M. Callon. Eléments pour une sociologie de la traduction. *L'année sociologique*, 35 :169–208, 1986.

[116] V. Camacho-Valdez, A. Ruiz-Luna, A. Ghermandi, C. Berlanga-Roble, and P. Nunes. Effects of land use changes on the ecosystem service values of coastal wetlands. *Environmental Management*, 54 :852–864, 2014.

[117] B. J. Cardinale, D. S. Srivastava, J. Emmett Duffy, J. P. Wright, A. L. Downing, M. Sankaran, and C. Jouseau. Effects of biodiversity on the functioning of trophic groups and ecosystems. *Nature*, 443(7114) :989–992, 2006.

[118] E. G. Cardozo, H. M. Muchavisoy, H. R. Silva, M. L. Correa Zelarayan, M. F. Alves Leite, G. X. Rousseau, and C. Gehring. Species richness increases income in agroforestry systems of eastern Amazonia. *Agroforestery Systems*, 89(5) :901–916, 2015.

[119] T. J. Carneiro Amado, L. Z. Pes, C. L. Lemainski, and R. B. Schenato. Chemical and physical attributes of oxisols and relation with irrigated corn and commonn bean yields. *Revista Brasileira de Ciencia do Solo*, 33(4) :831–843, 2009.

[120] S. Carpenter, H. Mooney, J. Aguard, D. Capistro, R. DeFries, S. Díaz, Thomas Dietz, A. K. Duraiappah, A. Oteng-Yeboah, H. M. Pereira, C. Perrings, W. V. Reid, J. Sarukhan, R. Scholes, and A. Whyte. Science for managing ecosystem services : Beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *PNAS*, 106(5), 2009.

[121] M. Castro. *Au nom de la biodiversité : de la construction d'une norme internationale à son application au niveau local*. PhD thesis, EHESS, Paris, 2013.

[122] M. Castro and X. Arnauld de Sartre. De la biodiversité aux services écosystémiques. Approche quantitative de la généalogie d'un dispositif. In *Political Ecology des services écosystémiques*, pages 49–81. Peter Lang, Bruxelles, 2014.

[123] M. Castro and E. Fernandez-Nunez. Soil properties and understory herbaceous biomass in forests of three species of Quercus Northeast Portugal. *Forest Systems*, 23(3) :425–437, 2014.

[124] CFR. Répertoire de la cartographie française. Technical Report 26, Comité français de cartographie (CFR), 1965.

[125] N. Chacoff and M. Aizen. Edge effects on flower-visiting insects in grapefruit plantations bordering premontane subtropical forest. *Journal of Applied Ecology*, 43(1) :18–27, 2006.

[126] K. M. A. Chan, L. Hoshizaki, and B. Klinkenberg. Ecosystem Services in Conservation Planning : Targeted Benefits vs. Co-Benefits or Costs ? *Plos One*, 6(9) :e24378, 2011.

[127] K. M. A. Chan, M. R. Shaw, D. R. Cameron, E. C. Underwood, and G. C. Daily. Conservation planning for ecosystem services. *Plos Biology*, 4(11) :2138–2152, 2006.

[128] J. Chave, R. Condit, S. Aguilar, A. Hernandez, S. Lao, and R. Perez. Error propagation and scaling for tropical forest biomass estimates. *Philosophical Transactions of the Royal Society B : Biological Sciences*, 359(1443) :409–420, 2004.

[129] J. Chaves, C. Neill, S. Germer, S. G. Neto, A. Krusche, and H. Elsenbeer. Land management impacts on runoff sources in small Amazon watersheds. *Hydrological processes*, 22(12) :1766–1775, 2008.

[130] R. Chazdon. Tropical forest recovery : legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives in plant ecology evolution and systematics*, 6(1-2) :51–71, 2003.

[131] R. L. Chazdon. Beyond deforestation : Restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science*, 320(5882) :1458–1460, 2008.

[132] N. Chen, H. Li, and L. Wang. A GIS-based approach for mapping direct use value of ecosystem services at a county scale : Management implications. *Ecological Economics*, 68(11) :2768–2776, 2009.

[133] C. Chervier, A. Peresse, S. Millet Amrani, and P. Méral. Changement institutionnel et paiements pour services environnementaux au cambodge : l'intérêt de l'approche commonsienne. *Développement durable et territoires*, 2016.

[134] D. Chessel, A. Dufour, and J. Thioulouse. The ade4 package-I- One-table methods. *R News*, 4 :5–10, 2004.

[135] L. J. D. Y. N. Chessel, D. Propriétés de l'analyse canonique des correspondances ; une illustration en hydrobiologie. *Revue de Statistique Appliquée*, 35(4) :55–71, 1987.

[136] E. Civantos, W. Thuiller, L. Maiorano, A. Guisan, and M. B. Araujo. Potential Impacts of Climate Change on Ecosystem Services in Europe : The Case of Pest Control by Vertebrates. *BioScience*, 62(7) :658–666, 2012.

[137] M. Cochrane, A. Alencar, M. Schulze, C. Souza, D. Nepstad, P. Lefebvre, and E. Davidson. Positive feedbacks in the fire dynamic of closed canopy tropical forests. *Science*, 284(5421) :1832–1835, 1999.

[138] M. Cochrane and P. Sanchez. Land resources, soils and their management in the Amazon region : a state of knowledge report. In *Amazonia, Agriculture and Land Use Research*, pages 137–209, Cali, Colombia, 1982. B.Hecht.

[139] R. d. F. R. Coelho, I. S. Miranda, and D. Mitja. Caracterização do processo sucessional no projeto de assentamento benfica, sudeste do estado do pará, amazônia oriental. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais*, 7, 2012.

[140] R. C. Coelhos de Vasconcellos, N. E. S. Beltrão, Y. E. M. Cordeiro, and M. Silva. Perspectivas de Implantação do programa produtor de aguas no Estado do Para. 2013.

[141] R. Condit. *Tropical Forest Census Plots : Methods and Results from Barro Colorado Island, Panama and a Comparison with Other Plots*. Springer, Berlin, Allemagne, 1998.

[142] G. Constantin de Magny, M. Desruisseaux, and Petit. *Halieutique et environnement océanique : le cas de la pêche palangrière à l'espadon depuis l'île de la Réunion*. IRD Editions, 2006.

[143] O. Coomes. Rain forest 'conservation through-use'? chambira palm fibre extraction and handicraft production in a landconstrained community, peruvian amazon. *Biodiversity and conservation*, (13) :351–360, 2004.

[144] S. Corgne. *Modélisation prédictive de l'occupation des sols en contexte agricole intensif : application à la couverture hivernale des sols en Bretagne*. PhD thesis, Rennes 2, Rennes, France, 2004.

[145] P.-A. Cornillon and E. Matzner-Lober. *Régression avec R*. Springer, France, 2011.

[146] Cornillon, Pierre-André, Guyader A, Husson François, Jégou Nicolas, Jose J, Kloareg M, Matzner-Lober Eric, and Rouvière Laurent. *Statistiques avec R*. Presses Universitaires de Rennes, , 2010. Statistiques avec R, 2ème édition augmentée„ France, 210 p., 2010.

[147] R. Costanza. Ecosystem services : multiple classification systems are needed. *Biological Conservation*, 141(2) :350–352, 2008.

[148] R. Costanza, R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. V. O'Neill, J. Paruelo, R. G. Raskin, P. Sutton, and M. van den Belt. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Ecological Economics*, 25(1) :3 – 15, 1997.

[149] E. Coudel, M. G. Piketty, T. Gardner, and C. Viana. Environmental compliance in the brazilian amazon : exploring motivations and institutional conditions. In *International Society for Ecological Economics (ISEE) Conference*, 2012.

[150] P. Cox, R. Betts, M. Collins, P. Harris, C. Huntingford, and C. Jones. Amazonian forest dieback under climate-carbon cycle projections for the 21st century. *Theoretical and Applied Climatology*, 78(1) :137–156, 2004.

[151] M. Coy. Différenciation et transformation de l'espace au Nord du Mato-Grosso (Brésil). Contribution à un modèle dynamique des fronts pionniers en Amazonie brésilienne. In *Les fronts pionniers de l'Amazonie Brésilienne : la formation de nouveaux territoires*. L'Harmattan, Paris, France, 1996.

[152] CRA. Projeto Terra-Class, 2014.

[153] J. W. Crampton and J. Krygier. An introduction to critical cartography. *ACME : an International E-journal for Critical Geographies*, 4(1) :11–33, 2006.

[154] W. Cronon. *Changes in the land : Indians, colonists, and the ecology of New England / William Cronon*. Hill and Wang New York, 1983.

[155] N. D. Crossman, B. Burkhard, S. Nedkov, L. Willemen, K. Petz, I. Palomo, E. G. Drakou, B. Martín-Lopez, T. McPhearson, K. Boyanova, R. Alkemade, B. Egoh, M. B. Dunbar, and J. Maes. A blueprint for mapping and modelling ecosystem services. *Ecosystem Services*, 4(0) :4 – 14, 2013. Special Issue on Mapping and Modelling Ecosystem Services.

[156] E. Crouzat, M. Mouchet, F. Turkelboom, C. Byczek, J. Meersmans, F. Berger, P. J. Verkerk, and S. Lavorel. Assessing bundles of ecosystem services from regional to landscape scale : insights from the french alps. *Journal of Applied Ecology*, 52(5) :1145–1155, 2015.

[157] P. Crutzen. La géologie de l'humanité : l'anthropocène. *Ecologie et politique*, (34) :71–83, 2007.

[158] P. J. Crutzen and E. F. Stoermer. The anthropocene. *Global Change Newsletter*, 41 :17–18, 2000.

[159] L. Czerepowicz, B. S. Case, and C. Doscher. Using satellite image data to estimate aboveground shelterbelt carbon stocks across an agricultural landscape. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 156 :142–150, 2012.

[160] A. Da Lage and G. Métaillé. *Dictionnaire de Biogéographie végétale*. Cnrs éditions edition, 2000.

[161] G. Daily. *Nature's Services : Societal Dependence on Natural Ecosystem*. Island Press. Washington DC, 1997.

[162] G. Daily and P. Matson. Ecosystem services : From theory to implementation. *Proceedins of the national academy of Sciences of the United States of America*, 105(28) :9455–9456, 2008.

[163] G. C. Daily, S. Polasky, J. Goldstein, P. M. Kareiva, H. A. Mooney, L. Pejchar, T. H. Ricketts, J. Salzman, and R. Shallenberger. Ecosystem services in decision making : time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(1) :21–28, 2009.

[164] R. Darvill and Z. Lindo. Quantifying and mapping ecosystem service use across stakeholder groups : Implications for conservation with priorities for cultural values. *Ecosystem services*, 13 :153–161, 2015.

[165] E. Davidson, F. Ishida, and D. Nepstad. Effects of an experimental drought on soil emissions of carbon dioxide, methane, nitrous oxide, and nitric oxide in a moist tropical forest. *Global change biology*, 10(5) :718–730, 2004.

[166] E. A. Davidson, A. C. de Araújo, P. Artaxo, J. K. Balch, I. F. Brown, M. M. C. Bustamante, M. T. Coe, R. S. DeFries, M. Keller, M. Longo, J. W. Munger, W. Schroeder, B. S. Soares-Filho, C. M. Souza, and S. C. Wofsy. The Amazon basin in transition. *Nature*, 483(7388) :232–232, 2012.

[167] Z. G. Davies, J. L. Edmondson, A. Heinemeyer, J. R. Leake, and K. J. Gaston. Mapping an urban ecosystem service : quantifying above-ground carbon storage at a city-wide scale : Urban above-ground carbon storage. *Journal of Applied Ecology*, 48(5) :1125–1134, 2011.

[168] R. de Groot, R. Alkemade, L. Braat, L. Hein, and L. Willemen. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity*, 7(3) :260–272, 2010.

[169] R. S. De Groot, M. A. Wilson, and R. M. Boumans. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41(3) :393–408, 2002.

[170] P. De Marco Jr and F. M. Coelho. Services performed by the ecosystem : forest remnants influence agricultural cultures' pollination and production. *Biodiversity & Conservation*, 13(7) :1245–1255, 2004.

[171] M. L. de Oliveira and L. M. de Oliveira Campos. Preferência por estratos florestais e por substâncias odoriferas em abelhas euglossinae (hymenoptera apidae). *Revista brasileira de Zoologia*, 13(4) :1075 –1085, 1996.

[172] T. Decaens. Macroecological patterns in soil communities. *Global Ecology and Biogeography*, 19(3) :287–302, 2010.

[173] T. Decaens and P. Lavelle. Proceedings of the XIVth International Colloquium on Soil Zoology Soil Animals and Ecosystem Services - University of Rouen, Mont Saint Aignan, France from August 30th to September 3rd 2004 - Preface. *European Journal of Soil Biology*, 42(1) :S1–S2, 2006.

[174] P. Demarcin, C. Sohier, A. I. Mokadem, S. Dautrebande, and A. Degré. Essai de cartographie des classes d'infiltrabilité des sols de Wallonie (Belgique). *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, 15(1) :119–128, 2011.

[175] N. Dendoncker, C. Schmit, and M. Rounsevell. Exploring spatial data uncertainties in land-use change scenarios. *International Journal of Geographical Information Science*, 22(9) :1013 – 1030, 2008.

[176] N. Dendoncker, B. Van Wesemael, P. Smith, S. Lettens, C. Roelandt, and M. Rounsevell. Assessing scale effects on modelled soil organic carbon contents as a result of land use change in belgium (english). *Soil use and management*, 24(1) :8 – 18, 0001.

[177] S. Descloux, V. Chanudet, H. Poilve, and A. Gregoire. Co-assessment of biomass and soil organic carbon stocks in a future reservoir area located in Southeast Asia. *Environmental Monitoring and Assessment*, 173(1-4) :723–741, 2011.

[178] P. Descola. *Par-delà Nature et culture*. Bibliothèque des Sciences humaines. Gallimard, gallimard edition, 2005.

[179] S. Despraz. *Géographie des espaces Naturels protégées : genèse, principes et enjeux territoriaux*. U. Géographie. Armand colin edition, 2008.

[180] C. Deverre. La place des sciences sociales dans la problématique environnementale. *Les Dossiers de l'environnement*, 1998.

[181] A. Di Sabatino, L. Coscieme, P. Vignini, and B. Cicolani. Scale and ecological dependence of ecosystem services evaluation : Spatial extension and economic value of freshwater ecosystems in Italy. *Ecological Indicators*, 32 :259–263, 2013.

[182] S. Diaz, J. Fargione, F. S. Chapin, III, and D. Tilman. Biodiversity loss threatens human well-being. *Plos Biology*, 4(8) :1300–1305, 2006.

[183] S. Diaz, S. Lavorel, F. de Bello, F. Quetier, K. Grigulis, and M. Robson. Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. *Proceedings of the national academy of sciences of the United States of America*, 104(52) :20684–20689, 2007.

[184] R. Dixon, S. Brown, R. Houghton, A. Solomon, M. Trexler, and J. Wisniewski. Wisniewski J. Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science*, (263) :185–190, 1994.

[185] S. Dolédec. Les analyses multitableaux en écologie factorielle. ii : Stratification longitudinale de l'ardèche à partir de descripteurs physico-chimiques. *Acta Oecologica*, 9 :119–135, 1988.

[186] S. Dolédec and D. Chessel. Co-inertia analysis : an alternative method to study species-environment relationships. *Freshwater Biology*, 31 :277–294, 1994.

[187] S. Dolédec, D. Chessel, C. ter Braak, and S. Champely. Matching species traits to environmental variables : a new three-table ordination method. *Environmental and Ecological Statistics*, 3(2) :143–166, 1996.

[188] O. Dolfus. Phénomènes pionniers et phénomènes de frontières. In *Les phénomènes de frontière dans les pays tropicaux*, pages 445–448. CNRS-CREDAL, Paris, France, 1981.

[189] A. Domaç. *Increasing the accuracy of vegetation classification using geology and DEM*. PhD thesis, Middle East technical University, Turkey, 2004.

[190] E. Dominati, M. Patterson, and A. Mackay. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. *Ecological Economics*, 69(9) :1858–1868, 2010.

[191] J. Dong, R. K. Kaufmann, R. B. Myneni, C. J. Tucker, P. E. Kauppi, J. Liski, W. Buermann, V. Alexeyev, and M. K. Hughes. Remote sensing estimates of boreal and temperate forest woody biomass : carbon pools, sources, and sinks. *Remote Sensing of Environment*, 84(3) :393–410, 2003.

[192] E. Drakou, N. Crossman, L. Willemen, B. Burkhard, I. Palomo, J. Maes, and S. Peedell. A visualization and data-sharing tool for ecosystem service maps : Lessons learnt, challenges and the way forward. *Ecosystem Services*, 13 :134 – 140, 2015. Best Practices for Mapping Ecosystem Services.

[193] S. Dray, D. Chessel, and J. Thioulouse. Co-inertia analysis and the linking of ecological data tables. *Ecology*, 84(11) :3078–3089, 2003.

[194] S. Dray and A. Dufour. The ade4 package : implementing the duality diagram for ecologists. *Journal of Statistical Software*, 22(4) :1–20, 2007.

[195] M. Droulers. L'Amazonie. *L'information géographique*, 60(1) :41–42, 1995.

[196] M. Droulers. *Brésil : une géohistoire*. Presses Universitaires de France, Paris, France, 2001.

[197] M. Droulers and C. Broggio. L'espace et le développement au brésil : de la géophagie à la géosophie ? *Revue Tiers Monde*, 42(167) :673–688, 2001.

[198] V. Dubreuil, E. Laques, V. Nedelec, H. Gurgel, and D. Arvor. Paysages et fronts pionniers amazoniens sous le regard des satellites : l'exemple du Mato Grosso. *Espace géographique*, (1) :47–54, 2008.

[199] A. Dufour. Les analyses en composantes principales inter et intra classes, 2009.

[200] S. Dufour. Sur la proposition d'une géographie physique critique. *Information géographique*, 79(3) :8–16, 2015.

[201] S. Dufour, X. Arnauld de Sartre, M. Castro, S. Le Clec'h, and J. Oszwald. Cartographie, services écosystémiques et gestion environnementale : entre neutralité technicienne et outil d'empowerment. In *Political Ecology des services écosystémiques*, pages 223–242. Peter Lang, Bruxelles, 2014.

[202] S. Dufour, X. Arnauld de Sartre, M. Castro, S. Le Clec'h, and J. Oszwald. Quand les réseaux de pro- et d'anti-redd construisent un outil de gouvernementalité environnementale. In *Political Ecology des services écosystémiques*, pages 69–85. Peter Lang, Bruxelles, 2014.

[203] S. Dufour, X. Arnault de Sartre, M. Castro, J. Oszwald, and A.-J. Rollet. Origine et usages de la notion de services écosystémiques : éclairages sur son apport à la gestion des hydrosystèmes. pages 1–8, soumis.

[204] J. Dupouey, G. Pignard, V. Badeau, A. Thimonier, J. Dhote, G. Nepveu, L. Berges, L. Augusto, S. Belkacem, and C. Nys. Stocks et flux de carbone dans les forêts françaises. *C. R. Acad. Agric. Fr*, (85) :293–310, 1999.

[205] L. Durieux. *Etude des relations entre les caractéristiques géographiques de la surface et les nuages convectifs dans la région de l'arc de déforestation en Amazonie*. PhD thesis, Aix-Marseille I, 2002.

[206] L. Durieux. The impact of deforestation on cloud cover over the Amazon arc of deforestation. *Remote Sensing of Environment*, 86(1) :132–140, 2003.

[207] I. Duvernoy. *Diagnostic de la pérennisation de l'activité agricole dans la frontière agraire de Misiones (Argentine). Une méthode de généralisation spatiale*. PhD thesis, INRA, Toulouse, 1994.

[208] J. R. Dymond, A.-G. E. Ausseil, J. C. Ekanayake, and M. U. Kirschbaum. Tradeoffs between soil, water, and carbon – A national scale analysis from New Zealand. *Journal of Environmental Management*, 95(1) :124–131, 2012.

[209] D. Eade, Jeremy D.O.and Moran. Spatial economic valuation : Benefits transfer using geographical information systems. *Journal of Environmental Management*, 48(2) :97 – 110, 1996.

[210] B. Egoh, E. Drakou, M. Dunbar, J. Maes, and L. Willemen. Indicators for mapping ecosystem services : a review., 2012.

[211] B. Egoh, B. Reyers, M. Rouget, M. Bode, and D. Richardson. Spatial congruence between biodiversity and ecosystem services in South Africa. *Biological Conservation*, 142(3) :553–562, 2009.

[212] B. Egoh, B. Reyers, M. Rouget, D. M. Richardson, D. C. Le Maitre, and A. S. van Jaarsveld. Mapping ecosystem services for planning and management. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 127(1-2) :135–140, 2008.

[213] B. Egoh, M. Rouget, B. Reyers, A. T. Knight, R. M. Cowling, A. S. van Jaarsveld, and A. Welz. Integrating ecosystem services into conservation assessments : A review. *Ecological Economics*, 63(4) :714–721, 2007.

[214] P. Ehrlich and A. Ehrlich. Extinction : The Causes and Consequences of the Disappearance of Species. *Humboldt Journal of Social Relations*, 9(2), 1981.

[215] F. Eigenbrod, P. R. Armsworth, B. J. Anderson, A. Heinemeyer, S. Gillings, D. B. Roy, C. D. Thomas, and K. J. Gaston. The impact of proxy-based methods on mapping the distribution of ecosystem services. *Journal of Applied Ecology*, 47(2) :377–385, 2010.

[216] H. Elhai. *Biogéographie*. Collection U. Armand Colin, Paris, France, 1968.

[217] E. Ellis and R. Pontius. Land-use and land-cover change, 2007.

[218] L. Eloy, P. Sidersky, and J.-P. Tonneau. Questions foncières et politiques de réforme agraire au Brésil. *Géoconfluences*, 209.

[219] B. EScofier and J. Pagès. Multiple factor analysis. *Comput. Stat. Data Anal.*, 1994.

[220] B. Escofier and J. Pagès. *Analyses factorielles simples et multiples : objectifs, méthodes, interprétation*. Dunod, Paris, 1998.

[221] European Commission and Directorate-General for the Environment. *Mapping and assessment of ecosystems and their services an analytical framework for ecosystem assessments under action 5 of the EU biodiversity strategy to 2020 : discussion paper - final, April 2013*. Publications Office, Luxembourg, 2013.

[222] T. Evans, A. Manire, F. de Castro, E. Brondizio, and S. McCracken. A dynamic model of household decision-making and parcel level landcover change in the eastern Amazon. *Ecological Modelling*, 143(1-2) :95–113, 2001.

[223] B. S. Everitt, S. Landau, M. Leese, and D. Stahl. *Cluster Analysis*. John Wiley & Sons, Ltd, 2011.

[224] X. Fang, G. Tang, B. Li, and R. Han. Spatial and Temporal Variations of Ecosystem Service Values in Relation to Land Use Pattern in the Loess Plateau of China at Town Scale. *Plos One*, 9(10) :e110745, 2014.

[225] Fao. Les arbres et les forets, sources et puits de g es et de carbone. In *Le changement climatique, les forêts et l'aménagement forestier*, volume 126 of *Etude FAO Forêts*. FAO, 1997.

[226] FAO. State of food and agriculture report 2007 : Paying farmers for the environmental services, 2007.

[227] FAO. Globallometree : La plateforme internationale des équations allométriques forestières, 2013.

[228] S. C. Farber, R. Costanza, and M. A. Wilson. Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. *Ecological Economics*, 41(3) :375–392, 2002.

[229] N. Farella. *Les fermes des régions frontières d'Amazonie brésilienne : relations entre les origines familiales, les pratiques agricoles, les impacts sur les sols et le déboisement*. PhD thesis, Montréal, Canada, UQAM, 2005.

[230] N. Farella, R. Davidson, M. Lucotte, and S. Daigle. Nutrient and mercury variations in soils from family farms of the Tapajo's region (Brazilian Amazon) : Recommendations for better farming. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 120(2-4) :449–462, 2007.

[231] R. Farvolden. Geologic controls on ground - water storage and base flow. *Journal of Hydrology*, 1(219) :249, 1963.

[232] P. Fearnside. Environmental services as a bais for the sustainable use of the tropical forests in brazilian amazonia. In *Proceedings of IV Biennial International Workshop "Advances in Energy Studies"*.

[233] P. Fearnside. Greenhouse gases from deforestation in Brazilian Amazonia : Net committed emissions. *Climatic Change*, 35(3) :321–360, 1997.

[234] P. Fearnside. Deforestation control in Mato Grosso : A new model for slowing the loss of Brazil's Amazon Forest. *AMBIO*, 32(5) :343–345, 2003.

[235] P. Fearnside and W. Guimaraes. Carbon uptake by secondary forests in brazilian amazonia. *Forest Ecology and Management*, 80 :35–46, 1996.

[236] P. F. Fearnside. Containing destruction from brazil's amazon highways : now is the time to give weight to the environment in decision-making. *Environmental Conservation*, null :181–183, 2006.

[237] P. M. Fearnside. Greenhouse gas emission from land-use change in Brazil's Amazon region. In *Global Climate Changes and Tropical Ecosystems, Advances in Soil Science*, pages 231–249. CRC Press, Boca Raton, 2000.

[238] P. M. Fearnside. Deforestation in brazilian amazonia : history, rates, and consequences. *Conservation Biology*, 19(3) :680–688, 2005.

[239] P. M. Fearnside. Performance of a backpack gps in a tropical rain forest. 55 :1747–1749, 2007.

[240] P. M. Fearnside, C. A. Righi, P. M. Lima de Alencastro Graça, E. W. Keizer, C. C. Cerri, E. M. Nogueira, and R. I. Barbosa. Biomass and greenhouse-gas emissions from land-use change in Brazil's Amazonian "arc of deforestation" : The states of Mato Grosso and Rondônia. *Forest Ecology and Management*, 258(9) :1968–1978, 2009.

[241] M. R. Felipe-Lucia, F. A. Comín, and E. M. Bennett. Interactions Among Ecosystem Services Across Land Uses in a Floodplain Agroecosystem. *Ecology and Society*, 19(1), 2014.

[242] A. Ferraz, F. Bretar, S. Jacquemoud, G. Gonçalves, L. Pereira, M. Tomé, and P. Soares. 3-d mapping of a multi-layered mediterranean forest using als data. *Remote Sensing of Environment*, 121 :210 – 223, 2012.

[243] J. Ferreira, L. Blanc, M. Kanashiro, A. C. Lees, C. Bourgoin, J. V. de Freitas, M. B. Gama, F. Laurent, M. B. Martins, N. Moura, V. M. d'Oliveira, E. D. Doff Sotta, C. Rodrigues de Souza, A. R. R. Ruschel, G. Schwartz, J. Zwerts, and P. Sist. Degradação florestal na amaziaônia : como ultrapassar os limites conceituais, científicos e técnicos para mudar esse cenário. Technical report, Embrapa Amazônia Oriental, 2015.

[244] J. Ferreira, R. Pardini, J. P. Metzger, C. R. Fonseca, P. S. Pompeu, G. Sparovek, and J. Louzada. Towards environmentally sustainable agriculture in Brazil : challenges and opportunities for applied ecological research. *Journal of Applied Ecology*, 49(3) :535–541, 2012.

[245] P. Finke and M. Bierkens. Choosing appropriate upscaling and downscaling methods for environmental research. In Steenvoorden, J and Claessen, F and Willems, J, editor, *Agricultural effect on ground and surface waters : research at the edge of Science and Society*, number 273 in IAHS Publications, pages 405–409, 2002. International Conference on Agricultural Effects on Ground and Surface Waters, Wageningen, Netherlands.

[246] B. Fisher and R. K. Turner. Ecosystem services : classification for valuation. *Biological Conservation*, 141(5) :1167–1169, 2008.

[247] B. Fisher, R. K. Turner, N. D. Burgess, R. D. Swetnam, J. Green, R. E. Green, G. Kajembe, K. Kulindwa, S. L. Lewis, R. Marchant, A. R. Marshall, S. Madoffe, P. K. T. Munishi, S. Morse-Jones, S. Mwakalila, J. Paavola, R. Naidoo, T. Ricketts, M. Rouget, S. Willcock, S. White, and A. Balmford. Measuring, modeling and mapping ecosystem services in the Eastern Arc Mountains of Tanzania. *Progress in Physical Geography*, 35(5) :595–611, 2011.

[248] B. Fisher, R. K. Turner, and P. Morling. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68(3) :643–653, 2009.

[249] M.-F. Fleury. Les dynamiques des fronts pionniers amazoniens, 2009.

[250] J. Foley, R. DeFries, G. Asner, C. Barford, G. Bonan, S. Carpenter, F. Chapin, M. Coe, G. Daily, H. Gibbs, J. Helkowski, T. Holloway, E. Howard, C. Kucharik, C. Monfreda, J. Patz, I. Prentice, N. Ramankutty, and P. Snyder. Global consequences of land use. *Science*, 309(5734) :570–574, 2005.

[251] C. Folke. Ecologists and economics can find common grouund. *Bioscience*, 45(4) :283–284, 1995.

[252] Food and Agriculture Organization of the United Nations. *State of the world's forests 2011*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, 2011.

[253] Food and Agriculture Organization of the United Nations. *State of the world's forests, 2012*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, 2012.

[254] G. Foody. Valuing map validation : The need for rigorous land cover map accuracy assessment in economic valuations of ecosystem services. *Ecological Economics*, 111 :23–28, 2015.

[255] O. for Economic Co-Operation Developmen. Core environmental indicators. development measurement and use. Technical report, 2003.

[256] M. Foucault. *Le jeu de Michel Foucault*, volume Dits et écrits. Editions Gallimard, Paris, 1977.

[257] A. Française. Environnement. In *Dictionnaire de l'académie française*. 2015.

[258] S. Frank, C. Fuerst, A. Witt, L. Koschke, and F. Makeschin. Making use of the ecosystem services concept in regional planning-trade-offs from reducing water erosion. *Landscape Ecology*, 29(8) :1377–1391, 2014.

[259] E. Fritsch, A. J. Herbillon, N. R. do Nascimento, M. Grimaldi, and A. J. Melfi. From Plinthic Acrisols to Plinthosols and Gleysols : iron and groundwater dynamics in the tertiary sediments of the upper Amazon basin. *European Journal of Soil Science*, 58(5) :989–1006, 2007.

[260] J. Fritsch. *Les effets du défirchement de la Forêt Amazonienne et de la mise en culture sur l'hydrologie de petits bassins versants - Opération ECEREX en Guyane française*. Etudes et thèses. Institut français de recherche scientifique pour le développement en coopération, Paris, France, orstom edition, 1992.

[261] Z. L. Frogbrook, J. Bell, R. I. Bradley, C. Evans, R. M. Lark, B. Reynolds, P. Smith, and W. Towers. Quantifying terrestrial carbon stocks : examining the spatial variation in two upland areas in the UK and a comparison to mapped estimates of soil carbon. *Soil Use and Management*, 25(3) :320–332, 2009.

[262] G. Fry, M. S. Tveit, A. Ode, and M. D. Velarde. The ecology of visual landscapes : Exploring the conceptual common ground of visual and ecological landscape indicators. *Ecological Indicators*, 9(5) :933–947, 2009.

[263] B. M. Funatsu, V. Dubreuil, C. Claud, D. Arvor, and M. A. Gan. Convective activity in Mato Grosso state (Brazil) from microwave satellite observations : Comparisons between AMSU and TRMM datasets. *Journal of Geophysical research-Atmospheres*, 117, 2012.

[264] G. Gallopin, P. Gutman, and H. Maletta. Global impoverishment, sustainable development and the environment - a conceptual appraoch. *International Journal Science Journal*, 41(3) :375–397, 1989.

[265] B. Gao. NDWI - A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. *Remote Sensing of Environment*, 58(3) :257–266, 1996.

[266] X. Gao, A. Huete, W. Ni, and T. Miura. Optical-biophysical relationships of vegetation spectra without background contamination. *Remote Sensing of Environment*, 74(3) :609–620, 2000.

[267] A. P. Garcia-Nieto, M. Garcia-Llorente, I. Iniesta-Arandia, and B. Martín-López. Mapping forest ecosystem services : From providing units to beneficiaries. *Ecosystem Services*, 4(0) :126 – 138, 2013. Special Issue on Mapping and Modelling Ecosystem Services.

[268] T. A. Gardner, J. Barlow, N. S. Sodhi, and C. A. Peres. A multi-region assessment of tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Biological Conservation*, 143(10) :2293–2300, 2010.

[269] D. Gautier and A. Benjaminsen. *Environnement, discours et pouvoir. L'aaproche Political Ecology*. Quae, 2012.

[270] A. Getis and J. Franklin. Second order analysis of mapped point patterns. *Ecology*, 68 :473–477, 1987.

[271] B. B. Ghaley, L. Vesterdal, and J. R. Porter. Quantification and valuation of ecosystem services in diverse production systems for informed decision-making. *Environmental Science and Policy*, 39 :139 – 149, 2014.

[272] J. Ghazoul. Buzziness as usual ? Questioning the global pollination crisis. *Trends in Ecology & Evolution*, 20(7) :367–373, 2005.

[273] L. Gibson, T. M. Lee, L. P. Koh, B. W. Brook, T. A. Gardner, J. Barlow, C. A. Peres, C. J. A. Bradshaw, W. F. Laurance, T. E. Lovejoy, and N. S. Sodhi. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature*, 478(7369) :378+, 2011.

[274] M. Girard, C. Girard, and D. Courault. *Traitement des données de télédétection*. Dunod, Paris, France, 1999.

[275] R. Gittins. *Canonical analysis, a review with applications in ecology*. Springer-Vrelag, Berlin, Allemagne, 1985.

[276] H. C. J. Godfray, I. R. Crute, L. Haddad, D. Lawrence, J. F. Muir, N. Nisbett, J. Pretty, S. Robinson, C. Toulmin, and R. Whiteley. The future of the global food system. *Philosophical Transactions of the Royal Society B Biological Sciences*, 365(1554) :2769–2777, 2010.

[277] J. H. Goldstein, G. Caldarone, T. K. Duarte, D. Ennaanay, N. Hannahs, G. Mendoza, S. Polasky, S. Wolny, and G. C. Daily. Integrating ecosystem-service tradeoffs into land-use decisions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 109(19) :7565–7570, 2012.

[278] V. Gond, E. Bartholomé, A. Ouattara, A. Nonguierma, and L. Bado. Surveillance et cartographie des plans d'eau et des zones humides et inondables en régions arides avec l'instrument VEGETATION embarqué sur SPOT-4. *International Journal of Remote Sensing*, 25(5) :987–1004, 2004.

[279] A. Gordon. *Classification*. CRC Press, 1999.

[280] P. Gos. *Modélisation des bouquets de services écosystémiques et intensification écologique des pratiques d'élevage dans le pays des Quatre Montagnes, Vercors*. PhD thesis, Université de Grenoble, Grenoble, 2013.

[281] H. Grau, T. Easdale, and L. Paolini. Subtropical dendroecology - dating disturbances and forest dynamics in northwestern Argentina montane ecosystems. *Forest ecology and management*, 177(1-3) :131–143, 2003.

[282] R. C. Grecchi, Q. H. J. Gwyn, G. B. Benie, A. R. Formaggio, and F. C. Fahl. Land use and land cover changes in the Brazilian Cerrado : A multidisciplinary approach to assess the impacts of agricultural expansion. *Applied Geography*, 55 :300–312, 2014.

[283] A. Gret-Regamey, B. Weibel, F. Kienast, S.-E. Rabe, and G. Zulian. A tiered approach for mapping ecosystem services. *Ecosystem services*, 13 :16–27, 2015.

[284] M. Grimaldi, J. Oszwald, S. Dolédec, M. d. P. Hurtado, I. de Souza Miranda, X. Arnauld de Sartre, W. S. d. Assis, E. Castañeda, T. Desjardins, F. Dubs, E. Guevara, V. Gond, T. T. S. Lima, R. Marichal, F. Michelotti, D. Mitja, N. C. Noronha, M. N. Delgado Oliveira, B. Ramirez, G. Rodriguez, M. Sarrazin, M. L. d. Silva, L. G. S. Costa, S. L. d. Souza, I. Veiga, E. Velasquez, and P. Lavelle. Ecosystem services of regulation and support in Amazonian pioneer fronts : searching for landscape drivers. *Landscape Ecology*, 29(2) :311–328, 2014.

[285] P. Groffman, J. Baron, T. Blett, A. Gold, I. Goodman, L. Gunderson, B. Levinson, M. Palmer, H. Paerl, G. Peterson, N. Poff, D. Rejeski, J. Reynolds, M. Turner, K. Weathers, and J. Wiens. Ecological thresholds : The key to successful environmental management or an important concept with no practical application ? *Ecosystems*, 9(1) :1–13, 2006.

[286] A. Grêt-Regamey, S. H. Brunner, J. Altwegg, M. Christen, and P. Bebi. Integrating Expert Knowledge into Mapping Ecosystem Services Trade-offs for Sustainable Forest Management. *Ecology and Society*, 18(3), 2013.

[287] A. Grêt-Regamey, S. H. Brunner, and F. Kienast. Mountain Ecosystem Services : Who Cares ? *Mountain Research and Development*, 32(S1) :S23–S34, 2012.

[288] A. Grêt-Regamey, B. Weibel, K. J. Bagstad, M. Ferrari, D. Geneletti, H. Klug, U. Schirpke, and U. Tappeiner. On the effects of scale for ecosystem services mapping. *Plos One*, 9(12) :1–17, 2014.

[289] S. Guareschi, P. Abellan, A. Laini, A. J. Green, J. A. Sanchez-Zapata, J. Velasco, and A. Millan. Cross-taxon congruence in wetlands : Assessing the value of waterbirds as surrogates of macroinvertebrate biodiversity in Mediterranean Ramsar sites. *Ecological Indicators*, 49 :204–215, 2015.

[290] C. A. Guerra, T. Pinto-Correia, and M. J. Metzger. Mapping Soil Erosion Prevention Using an Ecosystem Service Modeling Framework for Integrated Land Management and Policy. *Ecosystems*, 17(5) :878–889, 2014.

[291] S. Guitet, O. Brunaux, G. Jaouen, C. Richard-Hansen, S. Gonzalez, D. Sabatier, R. Pelissier, and N. Surugue. HABITATS : décrire et cartographier la diversité des forêts de Guyane. *Rendez-vous techniques de l'ONF*, 43 :46–53, 2014.

[292] S. Guitet, J.-F. Cornu, O. Brunaux, J. Betbeder, J.-M. Carozza, and C. Richard-Hansen. Landform and landscape mapping, french guiana (south america). *Journal of Maps*, 9(3) :325–335, 2013.

[293] S. Guitet, D. Sabatier, O. Brunaux, B. Hérault, M. Aubry-Kientz, J.-F. Molino, and C. Baraloto. Estimating tropical tree diversity indices from forestry surveys : A method to integrate taxonomic uncertainty. *Forest Ecology and Management*, 328 :270–281, 2014.

[294] L. Gunderson. Ecological resilience - in theory and application. *Annual review of Ecology and Systematics*, 31 :425–439, 2000.

[295] R. Haines-Young and M. Potschin. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In D. G. Raffaelli and C. L. J. Frid, editors, *Ecosystem Ecology*, pages 110–139. Cambridge University Press, 2010. Cambridge Books Online.

[296] R. Haines-Young, M. Potschin, and F. Kienast. Indicators of ecosystem service potential at European scales : Mapping marginal changes and trade-offs. *Ecological Indicators*, 21 :39–53, 2012.

[297] S. Hall. An introduction to economic geography : globalization, uneven development and place. *Journal of Economic Geography*, 8(2) :259–261, 2008.

[298] A. Hamon and N. Jégou. *Statistique descriptive*. Presses Universitaires de Rennes, France, 2008.

[299] N. Hanley and F. Shogren. Awkward choices : economics and nature conservation, in Bromley D. W. et Paavola J. (Eds.), , Blackwell Publishing, Oxford. In *Economics, Ethics and Environmental Policy : Contested Choices*. Blackwell Publishers, Oxford, UK, 2002.

[300] F. Hao, X. Lai, W. Ouyang, Y. Xu, X. Wei, and K. Song. Effects of Land Use Changes on the Ecosystem Service Values of a Reclamation Farm in Northeast China. *Environmental Management*, 50(5) :888–899, 2012.

[301] G. Hardin. The tragedy of the commons. *Science*, 162 :1243–1248, 1968.

[302] B. Harley. Deconstructing the map. *Cartographia : The International Journal for Geographic Information and Geovisualization*, 26(2) :1–20, 1989.

[303] L. Harris and H. D. Hazen. Power of maps :(Counter) mapping for conservation. *ACME : An International E-Journal for Critical Geographies*, 4(1) :99–130, 2006.

[304] A. Haspari. *Assessing and Mapping Ecosystem Services in Offinso District, Ghana*. PhD thesis, Enschede, Netherlands, 2010.

[305] J. Hauck, C. Görg, R. Varjopuro, O. Ratamäki, J. Maes, H. Wittmer, and K. Jax. “maps have an air of authority” : Potential benefits and challenges of ecosystem service maps at different levels of decision making. *Ecosystem Services*, 4(0) :25 – 32, 2013. Special Issue on Mapping and Modelling Ecosystem Services.

[306] H. Hausermann. From polygons to politics : Everyday practice and environmental governance in Veracruz, Mexico. *Geoforum*, 43(5) :1002–1013, 2012.

[307] Y. He, Y. Chen, H. Tang, Y. Yao, P. Yang, and Z. Chen. Exploring spatial change and gravity center movement for ecosystem services value using a spatially explicit ecosystem services value index and gravity model. *Environmental Monitoring and Assessment*, 175(1-4) :563–571, 2011.

[308] L. Hein, K. van Koppen, R. S. de Groot, and E. C. van Ierland. Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecological Economics*, 57(2) :209–228, 2006.

[309] U. Heink and I. Kowarik. What are indicators ? on the definition of indicators in ecology and environmental planning. *Ecological Indicators*, 10 :584 – 593, 2010.

[310] J. Helfenstein and F. Kienast. Ecosystem service state and trends at the regional to national level : A rapid assessment. *Ecological Indicators*, 36 :11–18, 2014.

[311] R. A. Holland, F. Eigenbrod, P. R. Armsworth, B. J. Anderson, C. D. Thomas, and K. J. Gaston. The influence of temporal variation on relationships between ecosystem services. *Biodiversity and Conservation*, 20(14) :3285–3294, 2011.

[312] D. Hooper, F. Chapin, J. Ewel, A. Hector, P. Inchausti, S. Lavorel, J. Lawton, D. Lodge, M. Loreau, S. Naeem, B. Schmid, H. Setala, A. Symstad, J. Vandermeer, and D. Wardle. Effects of biodiversity on ecosystem functioning : A consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*, 75(1) :3–35, 2005.

[313] R. Horton. role of infiltration in the hydrologic cycle. *Transaction of the American Geophysical Union*, 14 :446–460, 1933.

[314] N. Hostiou, T. Bonaudo, N. Girard, P. Lecomte, and E. Torquebiau. Connaissance et formes d’organisation pour l’accompagnement des dynamiques d’agriculture familiale sur les fronts pionniers amazoniens. pages 207– 214, Montpelllier, France, 2003.

[315] T. Houet, L. Hubert-Moy, and G. Mercier. Modélisation du changement d’échelles en télédétection par une méthode neuronale : application à l’étude de l’évolution de l’occupation hivernale des sols en Bretagne. *Cybergeo : European Journal of Geography*, 2004.

[316] R. Houghton. The annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use 1850-1990. *Tellus Series B-Chemical and Physical Meteorology*, 51(2) :298–313, 1999. 5th International CO(2) Conference, CAIRNS, Australia, SEP 08-12, 1997.

[317] X. Huang, S. Senthilkurnar, A. Kravchenko, K. Thelen, and J. Qi. Total carbon mapping in glacial till soils using near-infrared spectroscopy, Landsat imagery and topographical information. *Geoderma*, 141(1-2) :34–42, 2007.

[318] A. Huete, K. Didan, T. Miura, E. P. Rodriguez, X. Gao, and L. G. Ferreira. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment*, 83(1) :195–213, 2002.

[319] F. Husson, S. Lê, and J. Pagès. *Analyse de données avec R (Data Analysis with R)*. Presse UNiversitaire de Rennes, France, 2009.

[320] F. Husson, J. Pagès, and S. Lê. *Exploratory Multivariate Analysis by Example Using R*. Chapman & Hall/CRC Computer Science & Data Analysis. CRC Press Taylor & Francis, 2010.

[321] A. Šiaulys, D. Daunys, M. Bučas, and E. Bacevičius. Mapping an ecosystem service : A quantitative approach to derive fish feeding ground maps**This study was supported by Norwegian Financial Mechanism (project No. LT0047) and BONUS PREHAB. *Oceanologia*, 54(3) :491–505, 2012.

[322] INPE-Prodes. Monitoramento da floresta amazônicas brasileira por satélite, 2014.

[323] Intergovernmental Panel on Climate Change and Working Group III. *Emissions scenarios. a special report of IPCC Working Group III*. Intergovernmental Panel on Climate Change, [Geneva], 2000.

[324] C. W. IPCC. Climate Change 2007. Technical report, IPCC, 2007.

[325] S. M. Jaber and M. I. Al-Qinna. Soil Organic Carbon Modeling and Mapping in a Semi-Arid Environment Using Thematic Mapper Data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 77(7) :709–719, 2011.

[326] S. M. Jaber, C. L. Lant, and M. I. Al-Qinna. Estimating spatial variations in soil organic carbon using satellite hyperspectral data and map algebra. *International Journal of Remote Sensing*, 32(18) :5077–5103, 2011.

[327] B. Jackson, T. Pagella, F. Sinclair, B. Orellana, A. Henshaw, B. Reynolds, N. Mcintyre, H. Wheater, and A. Eycott. Polyscape : A GIS mapping framework providing efficient and spatially explicit landscape-scale valuation of multiple ecosystem services. *Landscape and Urban Planning*, 112 :74–88, 2013.

[328] S. Jacobs, W. Verheyden, R. Demeyer, and F. Turkelboom. When to map ? assessing demand for es-maps and mappers across policy scales. In *8th ESP Conference : Ecosystem services for Nature, People and Prosperity, Stellenbosch, Afrique du Sud*, 2015.

[329] B. Jessel. Elements, characteristics and character - Information functions of landscapes in terms of indicators. *Ecological Indicators*, 6(1) :153–167, 2006. Conference on Theoretical Fundamentals of Consistent Applications in Environmental Management, Villa Vigoni, ITALY, SEP, 2003.

[330] X. Jia, B. Fu, X. Feng, G. Hou, Y. Liu, and X. Wang. The tradeoff and synergy between ecosystem services in the Grain-for-Green areas in Northern Shaanxi, China. *Ecological Indicators*, 43 :103–113, 2014.

[331] F. JingYun, G. ZhaoDi, P. ShiLong, and C. AnPing. Terrestrial vegetation carbon sinks in China, 1981-2000. *Science in China Series D-Earth Sciences*, 50(9) :1341–1350, 2007.

[332] T. Joliveau. *Géomatique et gestion environnementale du territoire. Recherches sur un usage géographique des SIG*. Mémoire d'habilitation à diriger des recherches en sciences humaines, 2004.

[333] T. Joliveau, M. Noucher, and R. Stéphane. La cartographie 2.0, vers une approche critique d'un nouveau régime cartographique. *L'information géeographique*, 77 :29–46, 2013.

[334] M. Jollivet and A. Pavé. *L'environnement : questions et perspectives pour la recherche*. Number 6 in La lettre du programme environnement du CNRS. 1992.

[335] L. Jones, L. Norton, Z. Austin, A. Browne, D. Donovan, B. Emmett, Z. Grabowski, D. Howard, J. Jones, J. Kenter, W. Manley, C. Morris, D. Robinson, C. Short, G. Siriwardena, C. Stevens, J. Storkey, R. Waters, and G. Willis. Stocks and flows of natural and human-derived capital in ecosystem services. *Land Use Policy*, 52 :151 – 162, 2016.

[336] R. Jones, R. Hiederer, E. Rusco, and L. Montanarella. Estimating organic carbon in the soils of Europe for policy support. *European Journal of Soil Science*, 56(5) :655–671, 2005.

[337] C. O. Justice, E. Vermote, J. R. Townshend, R. Defries, D. P. Roy, D. K. Hall, V. V. Salomonson, J. L. Privette, G. Riggs, A. Strahler, and others. The Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) : Land remote sensing for global change research. *GeoScience and Remote Sensing, IEEE Transactions on*, 36(4) :1228–1249, 1998.

[338] D. Kaimowitz. Forests in the pressure of global policy making. In Baines, C, editor, *Forest Research Crossing Borders*, number 50 in European Forest Institute Proceedings, pages 67–69, 2004. Seminar on Forest Research Crossing Borders, Joensuu, Finland, AUG 28-29, 2003.

[339] D. Kampmann, F. Herzog, P. Jeanneret, W. Konold, M. Peter, T. Walter, O. Wildi, and A. Luescher. Mountain grassland biodiversity : Impact of site conditions versus management type. *Journal for Nature Conservation*, 16(1) :12–25, 2008.

[340] M. Kandziora, B. Burkhard, and F. Müller. Mapping provisioning ecosystem services at the local scale using data of varying spatial and temporal resolution. *Ecosystem Services*, 4 :47–59, 2013.

[341] P. Kareiva, H. Tallis, T. Ricketts, G. Daily, and S. Polasky. *Natural Capital : Theory and Practice of Mapping Ecosystem Services*. USA, oxford university press edition, 2011.

[342] A. Karsenty. Le marché des bois tropicaux en 1999. *Bois et Forêts des Tropiques*, 265 :87–89, 2000.

[343] A. Karsenty. Des rentes contre le développement ? Les nouveaux instruments d'acquisition mondiale de la biodiversité et l'utilisation des terres dans les pays tropicaux. *Mondes en développement*, 3(127) :134, 2004.

[344] A. Karsenty, A. Vogel, d. B. Ezzine, and J. Fétiveau. La problématique des « droits sur le carbone » dans REDD+. *VertigO*, 2012.

[345] C. Kearns, D. Inouye, and N. Waser. Endangered mutualisms : The conservation of plant-pollinator interactions. *Annual review of Ecology and Systematics*, 29 :83–112, 1998.

[346] P. KEVAN. Sun-tracking solar furnaces in high artic flowers - significance for pollination and insects. *Science*, 189(4204) :723–726, 1975.

[347] M. Kibblewhite, K. Ritz, and M. Swift. Soil health in agricultural systems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B : Biological Sciences*, 363(1492) :685–701, 2008.

[348] F. Kienast, J. Bolliger, M. Potschin, R. S. de Groot, P. H. Verburg, I. Heller, D. Wascher, and R. Haines-Young. Assessing Landscape Functions with Broad-Scale Environmental Data : Insights Gained from a Prototype Development for Europe. *Environmental Management*, 44(6) :1099–1120, 2009.

[349] J. Kittredge. *Forest Influences*. McGraw-Hill Book Co, New York - Toronto - London, 1948.

[350] S. C. Klain and K. M. Chan. Navigating coastal values : Participatory mapping of ecosystem services for spatial planning. *Ecological Economics*, 82 :104–113, 2012.

[351] A.-M. Klein, B. E. Vaissiere, J. H. Cane, I. Steffan-Dewenter, S. A. Cunningham, C. Kremen, and T. Tscharntke. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B : Biological Sciences*, 274(1608) :303–313, 2007.

[352] E. W. Koch, E. B. Barbier, B. R. Silliman, D. J. Reed, G. M. E. Perillo, S. D. Hacker, E. F. Granek, J. H. Primavera, N. Muthiga, S. Polasky, B. S. Halpern, C. J. Kennedy, C. V. Kappel, and E. Wolanski. Non-linearity in ecosystem services : temporal and spatial variability in coastal protection. *Frontiers in ecology and the environment*, 7(1) :29–37, 2009.

[353] L. Koschke, C. Fürst, S. Frank, and F. Makeschin. A multi-criteria approach for an integrated land-cover-based assessment of ecosystem services provision to support landscape planning. *Ecological Indicators*, 21 :54–66, 2012.

[354] C. Kremen, N. Williams, R. Bugg, J. Fay, and R. Thorp. The area requirements of an ecosystem service : crop pollination by native bee communities in California. *Ecology Letters*, 7(11) :1109–1119, 2004.

[355] P. Krishnan, G. Bourgeon, D. Lo Seen, K. M. Nair, R. Prasanna, S. Srinivas, G. Muthusankar, L. Dufy, and B. R. Ramesh. Organic carbon stock map for soils of southern India : A multifactorial approach. *Current Science*, 93(5) :706–710, 2007.

[356] F. Kroll, F. Müller, D. Haase, and N. Fohrer. Rural–urban gradient analysis of ecosystem services supply and demand dynamics. *Land Use Policy*, 29(3) :521–535, 2012.

[357] C. A. Kull, X. A. de Sartre, and M. Castro-Larranaga. The political ecology of ecosystem services. *Geoforum*, 61 :122–134, 2015.

[358] S. Kumar, R. Lal, and D. Liu. A geographically weighted regression kriging approach for mapping soil organic carbon stock. *Geoderma*, 189 :627–634, 2012.

[359] S. Lê, J. Josse, and F. Husson. Factominer : An r package for multivariate analysis. *Journal of Statistical Software*, 2008.

[360] Y. Lacoste. *La géographie, ça sert, d'abord, à faire la guerre*. Hérodote, Paris, France, 1976.

[361] P. Lamarque. *Une approche socio-écologique des services écosystémiques Cas d'étude des prairies subalpines du Lautaret*. PhD thesis, Université de Grenoble, Grenoble, 2012.

[362] P. Lamarque, U. Tappeiner, C. Turner, M. Steinbacher, R. D. Bardgett, U. Szukics, M. Schermer, and S. Lavorel. Stakeholder perceptions of grassland ecosystem services in relation to knowledge on soil fertility and biodiversity. *Regional Environmental Change*, 11(4) :791–804, 2011.

[363] G. Lamarre, I. Mendoza, R. Rougerie, T. Decaëns, B. Hérault, and F. Bénéluz. Stay out (almost) all night : Contrasting responses in flight activity among tropical moth assemblages. *Neotropical Entomology*, 44(2) :109–115, 2015.

[364] C. Lant, J. Ruhl, and S. Kraft. The tragedy of ecosystem services. *Bioscience*, 58 :969–975, 2008.

[365] N. Larondelle and D. Haase. Valuing post-mining landscapes using an ecosystem services approach—An example from Germany. *Ecological Indicators*, 18 :567–574, 2012.

[366] Larousse. Dictoinnaire larousse. In *Larousse.fr : encyclopédie et dictionnaires gratuits [En ligne]*.

[367] C. Larrère and R. Larrère. *Penser et agir avec la nature. Une enquête philosophique*. La découverte, France, 2015.

[368] T. Larsen, N. Williams, and C. Kremen. Extinction order and altered community structure rapidly disrupt ecosystem functioning. *Ecology Letters*, 8(5) :538–547, 2005.

[369] B. Larson. *Metaphors for Environmental Sustainability : Redefining our Relationship with Nature*. Yale University Press, New Haven, 2011.

[370] P. Lascoumes. Gouverner par les cartes. *Genèses (Paris)*, 2007.

[371] P. Lascoumes and P. Le Gales. *Gouverner par les instruments*. Presses de la Fondation nationale des sciences politiques, Paris, France, 2004.

[372] L. Lassabatere, R. Angulo-Jaramillo, J. Ugalde, R. Cuenca, I. Braud, and R. Haverkamp. Beerkan estimation of soil transfer parameters through infiltration experiments - BEST. *Soil Science Society of America Journal*, 70(2) :521–532, 2006.

[373] W. Laurance. Mega-development trends in the Amazon : Implications for global change. *Environmental Monitoring and Assessment*, 61(1) :113–122, 2000.

[374] W. Laurance, A. Albernaz, G. Schroth, P. Fearnside, S. Bergen, E. Venticinque, and C. Da Costa. Predictors of deforestation in the Brazilian Amazon. *Journal of biogeography*, 29(5-6) :737–748, 2002.

[375] W. F. Laurance and P. M. Fearnside. Amazon burning. *Trends in Ecology & Evolution*, 14(11) :457, 1999.

[376] W. Laurence and P. Fearnside. Issues in Amazonian development. *Science*, 295(5560) :1643, 2002.

[377] S. Lautenbach, R. Seppelt, J. Liebscher, and C. F. Dormann. Spatial and temporal trends of global pollination benefit. *Plos One*, 7(4) :e35954, 2012.

[378] C. Lauzeral. Prédiction du potentiel d'invasion des espèces non natives par des modèles de niche : approches méthodologiques et applications aux poissons d'eau douce sur le territoire français, 2012.

[379] R. Lave, M. W. Wilson, E. S. Barron, C. Biermann, M. A. Carey, C. S. Duvall, L. Johnson, K. M. Lane, N. McClintock, D. Munroe, R. Pain, J. Proctor, B. L. Rhoads, M. M. Robertson, J. Rossi, N. F. Sayre, G. Simon, M. Tadaki, and C. Van Dyke. Intervention : Critical physical geography. *The Canadian Geographer / Le Géographe canadien*, 58(1) :1–10, 2014.

[380] P. Lavelle, T. Decaëns, M. Aubert, S. Barot, M. Blouin, F. Bureau, P. Margerie, P. Mora, and J.-P. Rossi. Soil invertebrates and ecosystem services. *European Journal of Soil Biology*, 42 :S3–S15, 2006.

[381] P. Lavelle, T. Decaëns, M. Aubert, S. Barot, M. Blouin, F. Bureau, P. Margerie, P. Mora, and J.-P. Rossi. Soil invertebrates and ecosystem services. *European Journal of Soil Biology*, 42 :S3–S15, 2006.

[382] P. Lavelle and B. Pashanasi. Soil macrofauna and land management in Peruvian Amazonia (Yurimaguas, Loreto). *Pedobiologia*, 33(5) :283–291, 1989.

[383] C. Lavit, Y. Escoufier, and P. Traissac. The ACT STATIS method. *Computational Statistics and data analysis*, 18 :97–119, 1994.

[384] S. Lavorel, A. Arneth, A. Bayer, A. Bondeau, S. Lautenbach, N. Marba, A. Ruiz, N. Schulp, R. Seppelt, A. van Teeffelen, C. Vannier, and P. Verburg. Transferable geo-referenced metrics and gis based quantification functions - pathways to the incorporation of biodiversity into ecosystem service biophysical assessment, 2014.

[385] S. Lavorel and K. Grigulis. How fundamental plant functional trait relationships scale-up to trade-offs and synergies in ecosystem services. *Journal of Ecology*, 100(1) :128–140, 2012.

[386] S. Lavorel, K. Grigulis, P. Lamarque, M.-P. Colace, D. Garden, J. Girel, G. Pellet, and R. Douzet. Using plant functional traits to understand the landscape distribution of multiple ecosystem services : Plant functional traits and provision of multiple ecosystem services. *Journal of Ecology*, 99(1) :135–147, 2011.

[387] X. Le Roux, R. Barbault, J. Baudry, F. Burel, I. Doussan, E. Garnier, F. Herzog, S. Lavorel, R. Lifran, J. Estrade, J. Sarthou, and F. Trommetter. Agriculture et biodiversité - Valoriser les synergies. Expertise scientifique collective, INRA, France, 2008.

[388] J.-P. Le Tonneau, P. Sidersky, L. Eloy, and E. Sabourin. Dynamiques et enjeux des agricultures familiales au Brésil — Géoconfluences, 2010.

[389] F.-M. Le Tourneau. Le brésil maîtrise-t-il (enfin) la déforestation en amazonie ? *Cybergeo : European Journal of Geography*, 753 :9–16, 2015.

[390] F.-M. Le Tourneau and M. Droulers. Amazonie, la fin de la frontiere. In *Caravelle, Cahiers du Monde hispanique et luso-brésilien*, pages 109–135, 2000.

[391] J. Lebreton, R. Sabatier, A. Banco, and A. Bacou. Principal Component and Correspondence Analyses with Respect to Instrumental Variables : An Overview of Their Role in Studies of Structure - Activity and Species - Environment Relationships. *Eurocourses : Chemical and Environmental Science*, 2 :85–114, 1991.

[392] M. D. Leh, M. D. Matlock, E. C. Cummings, and L. L. Nalley. Quantifying and mapping multiple ecosystem services change in West Africa. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 165 :6–18, 2013.

[393] P. Lena. La forêt amazonienne : un enjeu politique et social contemporain. *Autrepart*, pages 97–120, 1999.

[394] M. Lentini, A. Veríssimo, and D. Pereira. Expansão Madeireira na Amazônia. Technical report, Imazon, Belem, Brazil, 2005.

[395] S. E. Lester, C. Costello, B. S. Halpern, S. D. Gaines, C. White, and J. A. Barth. Evaluating tradeoffs among ecosystem services to inform marine spatial planning. *Marine Policy*, 38 :80–89, 2013.

[396] O. T. Lewis. Biodiversity change and ecosystem function in tropical forests. *Basic and applied ecology*, 10(2) :97–102, 2009.

[397] R. Lhotellier. L'incertitude dans un processus de spatialisation de données climatiques. In *Actes des Huitièmes Rencontres de Théo Quant*, pages ISSN–1769, 2008.

[398] G. Li and C. Fang. Global mapping and estimation of ecosystem services values and gross domestic product : A spatially explicit integration of national 'green gdp' accounting. *Ecological Indicators*, 46 :293–314, 2014.

[399] S. Liang. *Quantitative remote sensing of land surfaces*. Wiley series in remote sensing. Wiley-InterScience, Hoboken, NJ, 2004.

[400] R. Linderman. The trophic-dynamic aspect of ecology. (23) :399–418, 1942.

[401] S. Liu, R. Costanza, A. Troy, J. D'Aagostino, and W. Mates. Valuing New Jersey's Ecosystem Services and Natural Capital : A Spatially Explicit Benefit Transfer Approach. *Environmental Management*, 45(6) :1271–1285, 2010.

[402] W. Liu and Y. Yang. Parametric or nonparametric ? A parametricness index for model selection. *Tha Annals of Statistics*, 39(4) :2074–2012, 2011.

[403] P. Léna. Aspects de la frontière amazonienne. *Cahiers des Sciences Humaines*, 22(3) :297–317, 1986.

[404] B. Locatelli, P. Imbach, and S. Wunder. Synergies and trade-offs between ecosystem services in Costa Rica. *Environmental Conservation*, 41(01) :27–36, 2014.

[405] G. Long. *Diagnostique phyto-écologique et aménagement du territoire - Principes généraux et méthodes*, volume 1 of *Collection d'écologie*. Masson, Paris, 1973.

[406] K. Louhichi. Essai de modélisation bio-économique de la relation agriculture-environnement. le cas de l'érosion en tunisie, 2001.

[407] G. W. Luck, K. M. Chan, and J. P. Fay. Protecting ecosystem services and biodiversity in the world's watersheds. *Conservation Letters*, 2(4) :179–188, 2009.

[408] G. W. Luck, G. C. Daily, and P. R. Ehrlich. Population diversity and ecosystem services. *Trends in Ecology & Evolution*, 18(7) :331–336, 2003.

[409] C. Lévêque. *Ecologie De l'écosystème à la biosphère*. Paris, masson sciences, dunod edition, 2001.

[410] C. Lévêque and S. Van der leeuw. *Quelles Natures voulons-nous ?* Elvesier, Paris, 2003.

[411] J. Lévy and M. Lussault. *Dictionnaire de géographie et de l'espace des sociétés*. Belin edition, 2013.

[412] S. Maarten, H. Demolder, S. Jacobs, H. Michels, A. Schneiders, I. Simoens, T. Spanhove, P. Van Gossum, W. Van Reeth, and J. Peyme. Flanders regional ecosystem assessment - state and trends. Synthesis report, INBO, 2015.

[413] G. M. Mace, K. Norris, and A. H. Fitter. Biodiversity and ecosystem services : a multilayered relationship. *Trends in Ecology & Evolution*, 27(1) :19–26, 2012.

[414] C. J. Macgregor and C. R. Warren. Evaluating the Impacts of Nitrate Vulnerable Zones on the Environment and Farmers' Practices : A Scottish Case Study. *Scottish geographical journal*, 132(1) :1–20, 2016.

[415] J. MacQueen. Some methods for classification and analysis of multivariate observations. In *Proceedings of the Fifth Berkeley Symposium on Mathematical Statistics and Probability, Volume 1 : Statistics*, pages 281–297, Berkeley, Calif., 1967. University of California Press.

[416] J. Maes, J. Hauck, M. L. Paracchini, O. Ratamäki, M. Hutchins, M. Termansen, E. Furman, M. Pérez-Soba, L. Braat, and G. Bidoglio. Mainstreaming ecosystem services into EU policy. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5(1) :128–134, 2013.

[417] J. Maes, M. Paracchini, G. Zulian, M. Dunbar, and R. Alkemade. Synergies and trade-offs between ecosystem service supply, biodiversity, and habitat conservation status in Europe. *Biological Conservation*, 155 :1–12, 2012.

[418] J. Maes, M. L. Paracchini, G. Zulian, European Commission, Joint Research Centre, and Institute for Environment and Sustainability. *A European assessment of the provision of ecosystem services : towards an atlas of ecosystem services*. Publications Office, Luxembourg, 2011.

[419] D. Mahar. Government policies and deforestation in Brasil's amazon region. Technical report, World Bank, Washington DC, USA, 1989.

[420] Y. Malhi, J. T. Roberts, R. A. Betts, T. J. Killeen, W. Li, and C. A. Nobre. Climate Change, deforestation, and the fate of the Amazon. *Science*, 319(5860) :169–172, 2008.

[421] R. Malinga, L. J. Gordon, G. Jewitt, and R. Lindborg. Mapping ecosystem services across scales and continents – a review. *Ecosystem Services*, 13(Best Practices for Mapping Ecosystem Services) :57 – 63, 2015.

[422] C. Mallow. Some comments on Cp. *Technometrics*, (15) :661–675, 1973.

[423] S. Marchand. Technical Efficiency, Farm Size and Tropical Deforestation in the Brazilian Amazonian Forest. 2011.

[424] S. Margulis. Quem são os agentes do desmatamento na Amzônia e porque eles desmatam? Technical report, World Bank, Washington DC, USA, 2002.

[425] V. Maris. Rio +20 – Biodiversité et services écosystémiques, 2012.

[426] V. Maris. *Nature à vendre : les limites des services écosystémiques*. Sciences en questions. Quae, 2014.

[427] V. Maris and J.-P. Revéret. Les Limites de L'Évaluation Économique de la Biodiversité. *Les Ateliers de l'Éthique / the Ethics Forum*, 4(1) :52–66, 2009.

[428] D. Markewitz, E. Davidson, P. Moutinho, and D. Nepstad. Nutrient loss and redistribution after forest clearing on a highly weathered soil in Amazonia. *Ecological Applications*, 14(4, S) :S177–S199, 2004.

[429] M. P. Martin, M. Wattenbach, P. Smith, J. Meersmans, C. Jolivet, L. Boulonne, and D. Arrouays. Spatial distribution of soil organic carbon stocks in France. *BIOGEOSciences*, 8(5) :1053–1065, 2011.

[430] B. Martin-Lopez, I. Iniesta-Arandia, M. Garcia-Llorente, I. Palomo, I. Casado-Arzuaga, D. Garcia Del Amo, E. Gomez-Baggethun, E. Oteros-Rozas, I. Palacios-Agundez, B. Willaarts, J. A. Gonzalez, F. Santos-Martin, M. Onaindia, C. Lopez-Santiago, and C. Montes. Uncovering Ecosystem Service Bundles through Social Preferences. *Plos one*, 7(6), 2012.

[431] M. J. Martinez-Harms and P. Balvanera. Methods for mapping ecosystem service supply : a review. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management*, 8 :17–25, 2012.

[432] M. J. Martinez-Harms, B. A. Bryan, P. Balvanera, E. A. Law, J. R. Rhodes, H. P. Possingham, and K. A. Wilson. Making decisions for managing ecosystem services. *Biological Conservation*, 184 :229–238, 2015.

[433] J. d. S. Martins. *Fronteira. A degradação do Outro nos confins do humano*. Hucitec, São Paulo, Brazil, 1997.

[434] M. Martins, J. Pena, and R. Bittencourt. Traps for tropical drosophilids survey. *Drosophila Information Service*, 2008.

[435] M. J. Martínez-Harms and P. Balvanera. Methods for mapping ecosystem service supply : a review. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 8(1-2) :17–25, 2012.

[436] J. Mathieu. Quelques analyses simples avec R en écologie des communautés, 2007.

[437] J. Mathieu, M. Grimaldi, P. Jouquet, C. Rouland, P. Lavelle, T. Desjardins, and J.-P. Rossi. Spatial patterns of grasses influence soil macrofauna biodiversity in Amazonian pastures. *Soil Biology & Biochemistry*, 41(3) :586–593, 2009.

[438] P. May, B. Millikan, and M. Gebara. *O contexto de REDD+ no Brasil : Determinantes, atores e instituições*. Number 62 in CIFOR Occasional Paper. CIFOR, 2010.

[439] K. McGariga, S. Cushman, M. Neel, and E. Ene. Fragstat : Spatial pattern analysis program for categorical maps, 2002.

[440] D. McGarigal. Formalising expert opinion through multi-attribute value functions : An application in landscape ecology. 2005.

[441] G. J. McInerny, M. Chen, R. Freeman, D. Gavaghan, M. Meyer, F. Rowland, D. J. Spiegelhalter, M. Stefaner, G. Tessarolo, and J. Hortal. Information visualisation for science and policy : engaging users and avoiding bias. *Trends in Ecology & Evolution*, 29(3) :148–157, 2014.

[442] MEEDDM. Evaluation des services rendus par les écosystèmes en France - étude exploratoire de l'application du Millenium Ecosystem Assessment à la France. Technical report, MEEDDM, 2009.

[443] N. A. Mello and others. Contradições territoriais : signos do modelo aplicado na Amazônia. *Sociedade e estado*, 18(1-2) :339–360, 2003.

[444] M. L. Mendonca-Santos, H. G. Santos, R. O. Dart, and J. G. Pares. Digital Mapping of Soil Classes in Rio de Janeiro State, Brazil : Data, Modelling and Prediction. In Hartemink, AE and McBratney, A and de Lourdes Mendonca Santos, M, editor, *Digital soil mapping with limited data*, page 381, 2008. Workshop on Digital Soil Mapping for Regions and Countries with Sparse Soil Spatial Data Infrastructures, Rio de Janeiro, Brazil, Jul, 2006.

[445] V. Mentgemey and E. Box. Scale effects in landscape studies, Landscape heterogeneity and disturbance. *Ecological Studies*, 64, 1987.

[446] L. Mermet. Dans quel sens pouvons-nous gérer l'environnement ? *Annales des Mines*, (22) :68–81, 1991.

[447] J. Metzger. Effects of slash-and-burn fallow periods on landscape structure. *Environmental Conservation*, 30(4) :325–333, 2003.

[448] M. Metzger, M. Rounsevell, L. Acosta-Michlik, R. Leemans, and D. Schröter. The vulnerability of ecosystem services to land use change. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 114(1) :69–85, 2006.

[449] M. J. Metzger, D. Schroeter, R. Leemans, and W. Cramer. A spatially explicit and quantitative vulnerability assessment of ecosystem service change in Europe. *Regional Environmental Change*, 8(3) :91–107, 2008.

[450] F. Michelotti, H. De Souza, and A. P. de Oliveira Almeida. Estratégias de Comercialização e Reprodução Camponesa no Sudeste Paraense : a participação do Assentamento Palmares II na Feira do Produtor Rural de Parauapebas/PA, 2009.

[451] J. Milanesi. Éthique et évaluation monétaire de l'environnement : la nature est-elle soluble dans l'utilité ? *VertigO*, 10, 2010.

[452] R. Mitchell. Problem Structure, Institutional Design, and the Relative Effectiveness of International Environmental Agreements. *Global Environmental Politics*, 6(3) :72–89, 2006.

[453] R. Mitchell, W. Clark, W. Cash, and N. Dickson. *Global Environmental Assessments*. MIT Press, Cambridge, 2006.

[454] P. Monbeig. *Pionniers et planteurs de São Paulo*. Cahiers de la Fondation nationale des politiques. Armand Colin, Paris, France, 1952.

[455] H. Mooney and P. Ehrlich. Ecosystem services : A fragmentary history. In *Nature's Services. Societal Dependence on Natural Ecosystems*, pages 11–19. Island Press., Washington DC, 1997.

[456] L. d. M. Moreira, D. M. da Fonseca, J. A. Martuscello, and E. Bento da Nobrega. Phosphorus fertilization and soil phosphorus critical levels for the maintenance of elephantgrass (Pennisetum purpureum cv. Napier) crop productivity. *Revista Brasileira de Zootecnica-Brazilian Journal of Animal Science*, 35(3, S) :943–952, 2006.

[457] D. Morris. Ecological scale and habitat use. *Ecology*, 68(2) :362–369, 1987.

[458] M. A. Mouchet, P. Lamarque, B. Martin-Lopez, E. Crouzat, P. Gos, C. Byczek, and S. Lavorel. An interdisciplinary methodological guide for quantifying associations between ecosystem services. *Global environmental change-human and policy dimensions*, 28 :298–308, 2014.

[459] N. G. Moura, A. C. Lees, C. B. Andretti, B. J. Davis, R. R. Solar, A. Aleixo, J. Barlow, J. Ferreira, and T. A. Gardner. Avian biodiversity in multiple-use landscapes of the brazilian amazon. *Biological Conservation*, 167 :339 – 348, 2013.

[460] P. Méral. Le concept de service écosystémique en économie : origine et tendances récentes. *Natures Sciences Sociétés*, (20) :3–15, 2012.

[461] F. Mérelle. *L'analyse de terre aujourd'hui*. Gemas, Nantes, 1998.

[462] R. Munang, I. Thiaw, K. Alverson, J. Liu, and Z. Han. The role of ecosystem services in Climate Change adaptation and disaster risk reduction. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5(1) :47–52, 2013.

[463] J. D. Munoz and A. Kravchenko. Soil carbon mapping using on-the-go near infrared spectroscopy, topography and aerial photographs. *Geoderma*, 166(1) :102–110, 2011.

[464] D. Murty, M. Kirschbaum, R. Mcmurtrie, and H. Mcgilvray, H. Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? A review of the literature. *Global Change Biology*, 8 :105–123, 2002.

[465] O. Muzili, M. Vieira, F. Almeida, N. Denazareno, A. Carvalho, A. Laurenti, and R. Llanilo. Performance and possibilities of maize crop under no-tillage system in the State of Parana. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira*, 18(1) :41–47, 1983.

[466] L. Nahuelhual, A. Carmona, P. Lozada, A. Jaramillo, and M. Aguayo. Mapping recreation and ecotourism as a cultural ecosystem service : An application at the local level in Southern Chile. *Applied Geography*, 40 :71–82, 2013.

[467] R. Naidoo, A. Balmford, R. Costanza, B. Fisher, R. E. Green, B. Lehner, T. R. Malcolm, and T. H. Ricketts. Global mapping of ecosystem services and conservation priorities. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(28) :9495–9500, 2008.

[468] R. Naidoo and T. H. Ricketts. Mapping the economic costs and benefits of conservation. *Plos Biology*, 4(11) :2153–2164, 2006.

[469] V. Nédélec. *Modélisation de la colonisation agricole et de la déforestation dans le nord du Mato-Grosso : approche multiscalaire par télédétection*. PhD thesis, Rennes 2, Rennes, France, 2005.

[470] S. Nedkov and B. Burkhard. Flood regulating ecosystem services—Mapping supply and demand, in the Etropole municipality, Bulgaria. *Ecological Indicators*, 21 :67–79, 2012.

[471] C. Neill, M. Piccolo, C. CERRi, P. TEUDLER, and M. Melillo. Soil solution nitrogen losses during clearing of lowland Amazon forest for pastur. *Plant and Soil*, 281 :233–245, 2006.

[472] B. Nelson, R. Mesquita, J. Pereira, S. de Souza, G. Batista, and L. Couto. Allometric regressions for improved estimate of secondary forest biomass in the central Amazon. *Forest Ecology and Management*, 117(1-3) :149–167, 1999.

[473] E. Nelson, G. Mendoza, J. Regetz, S. Polasky, H. Tallis, D. Cameron, K. M. Chan, G. C. Daily, J. Goldstein, P. M. Kareiva, E. Lonsdorf, R. Naidoo, T. H. Ricketts, and M. Shaw. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(1) :4–11, 2009.

[474] K. T. Nemec and C. Raudsepp-Hearne. The use of geographic information systems to map and assess ecosystem services. *Biodiversity and Conservation*, 22(1) :1–15, 2013.

[475] D. Nepstad, S. Schwartzman, B. Bamberger, M. Santilli, D. Ray, P. Schlesinger, P. Lefebvre, A. Alencar, E. Prinz, G. Fiske, and A. Rolla. Inhibition of Amazon Deforestation and Fire by Parks and Indigenous Lands : Inhibition of Amazon Deforestation and Fire. *Conservation Biology*, 20(1) :65–73, 2006.

[476] D. C. Nepstad, C. M. Stickler, B. Soares-Filho, and F. Merry. Interactions among Amazon land use, forests and climate : prospects for a near-term forest tipping point. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-BIOLOGICAL ScienceS*, 363(1498) :1737–1746, 2008.

[477] A. C. Newton, K. Hodder, E. Cantarello, L. Perrella, J. C. Birch, J. Robins, S. Douglas, C. Moody, and J. Cordingley. Cost-benefit analysis of ecological networks assessed through spatial analysis of ecosystem services. *Journal of Applied Ecology*, 49(3) :571–580, 2012.

[478] C. Nobre, P. Artaxo, M. Assuncao, F. Dias, R. Victoria, A. Nobre, and T. Krug. The Amazon Basin and land-cover change : A future in the balance? In Steffen, W and Jager, J and Carson, DJ and Bradshaw, C, editor, *Challenges of a Changing Earth*, Global change CHANGE - The IGBP Series, pages 137–141, 2002. Global Change Open Science Conference, Amsterdam, Netherlands, JUL 10-13, 2001.

[479] H. Noda. Agricultura familiar na Amazônia, Segurança Alimentar e Agroecologia. Technical report, INPA, 2006.

[480] E. M. Nogueira, A. M. Yanai, F. O. R. Fonseca, and P. M. Fearnside. Carbon stock loss from deforestation through 2013 in brazilian amazonia. 2015.

[481] R. B. Norgaard. Ecosystem services : From eye-opening metaphor to complexity blinder. *Ecological Economics*, 69(6) :1219–1227, 2010.

[482] M. Noucher. Introduction au numéro spécial Cartographie participatives. *L'information géographique*, 77(4), 2013.

[483] S. Nunes, J. Barlow, T. Gardner, J. Siqueira, M. Sales, and C. J. Souza. A 22 year assessment of deforestation and retoration in riparian forest in the eastern brazilian amazon. 2015.

[484] N. P. Odgers, Z. Libohova, and J. A. Thompson. Equal-area spline functions applied to a legacy soil database to create weighted-means maps of soil organic carbon at a continental scale. *Geoderma*, 189 :153–163, 2012.

[485] E. Odum. *Fundamentals of Ecology*. Philadelphia Compagny. 1953.

[486] A. of American Geographers (AAG). *Global change and local places : Estimating, understanding, and reducing greenhouse gases*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 2003.

[487] N. A. of Climate Change. *Climate Change impacts on the United States : The potential consequences of climate variability and change : Overview*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 2000.

[488] P. J. O'Farrell, B. Reyers, D. C. Le Maitre, S. J. Milton, B. Egoh, A. Maherry, C. Colvin, D. Atkinson, W. De Lange, J. N. Blignaut, and R. M. Cowling. Multi-functional landscapes in semi arid environments : implications for biodiversity and ecosystem services. *Landscape Ecology*, 25(8) :1231–1246, 2010.

[489] P. E. Oliveira, P. E. Gibbs, and A. A. Barbosa. Moth pollination of woody species in the cerrados of central brazil : a case of so much owed to so few ?. *Plant Systematics and Evolution*, (1/2) :41, 2004.

[490] A. Olszańska, A. Pietrzyk-Kaszyńska, M. Rechciński, and M. Grodzińska-Jurczak. Between respondents' capability and researchers', needs – testing predefined polygons for mapping ecosystem services. In *8th ESP Conference : Ecosystem services for Nature, People and Prosperity, Stellenbosch, Afrique du Sud*, 2015.

[491] M. Onaindia, B. Fernandez de Manuel, I. Madariaga, and G. Rodriguez-Loinaz. Co-benefits and trade-offs between biodiversity, carbon storage and water flow regulation. *Forest Ecology and Management*, 289 :1–9, 2013.

[492] R. O'Neil, D. Deangelis, J. Waide, and T. Allen. *A hierarchical concept of ecosystems*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, 1986.

[493] J. Oszwald. *Dynamique des formations agroforestières en Côte d'Ivoire (des années 1980 aux années 2000)*. PhD thesis, Université des Sciences et Technologies de Lille, Lille, France, 2005.

[494] J. Oszwald. *Les interactions Hommes - milieux en situation de front pionnier tropical de déforestation. Suivi, impacts et enjeux*. Habilitation à diriger les recherches, 2013.

[495] J. Oszwald, X. Arnauld de Sartre, T. Decaëns, V. Gond, M. Grimaldi, A. Lefebvre, R. L. De Araujo Fretas, S. Lindoso de Souza, R. Marichal, I. Veiga, E. Velasquez, and P. Lavelle. Utilisation de la télédétection et de données socio-économiques et écologiques pour comprendre l'impact des dynamiques de l'occupation des sols à pacajá (brésil). *Revue Française de Photogrammétrie et de Télédétection*, 198, 2012.

[496] J. Oszwald, S. Dufour, S. Le Clec'h, and A.-J. Rollet. La cartographie des services environnementaux : une nouvelle grille de lecture pour évaluer les liens homme/environnement ? In *Spatialités et modernité : lieux, milieux et territoires, 20 ans du SET, Pau, France*, 2011.

[497] J. Oszwald, V. Gond, S. Doledec, Sylvain, and P. Lavelle. Identification d'indicateurs de changement d'occupation du sol pour le suivi des mosaiques paysageres. *Bois et forets des tropiques*, 307(1) :7–21, 2011.

[498] J. Oszwald, L. C. S. Grimaldi, Michel, and S. Dufour. Des processus biophysiques aux indicateurs de services écosystémiques : l'apport des approches paysagères. In *Political Ecology des services écosystémiques*, pages 191–204. Peter land edition, 2014.

[499] P. Pacheco. Deforestation in the Brazilian Amazon : a review of estimates at the municipal level. Technical report, 2002.

[500] T. F. Pagella and F. L. Sinclair. Development and use of a typology of mapping tools to assess their fitness for supporting management of ecosystem service provision. *Landscape Ecology*, 29(3) :383–399, 2014.

[501] P. Pagney. *Climats et cours d'eau de France*. Géographie. Masson, Paris, France, 1988.

[502] J. Pagès and B. Escoffier. *Modern Applied Statistics with S*. Presse Universitaire de Rennes, Rennes, France, 1997.

[503] I. Palomo, B. Martín-López, P. Zorrilla-Miras, D. García Del Amo, and C. Montes. Deliberative mapping of ecosystem services within and around Doñana National Park (SW Spain) in relation to land use change. *Regional Environmental Change*, 14(1) :237–251, 2014.

[504] G. Palsky. Cartographie participative, cartographie indisciplinée. *L'information géographique*, 77(4) :10–25, 2013.

[505] G. Palsky. Carte, 2014.

[506] P. Panagos, M. van Liedekerke, L. Montanarella, and R. J. A. Jones. Soil organic carbon content indicators and web mapping applications. *Environmental Modelling & Software*, 23(9) :1207–1209, 2008.

[507] R. Pasquis. Déforestation em amazonie et son impact sur l'environnement. 260 :53–64, 1999.

[508] K. Paudyal, H. Baral, B. Burkhard, S. P. Bhandari, and R. J. Keenan. Participatory assessment and mapping of ecosystem services in a data-poor region : Case study of community-managed forests in central nepal. *Ecosystem Services*, 13 :81 – 92, 2015. Best Practices for Mapping Ecosystem Services.

[509] A. Pavé and G. Fornet. *Amazonie : Une aventure scientifique et humaine du CNRS*. Galaade Editions, galaade edition, 2010.

[510] D. Pedretti, D. Fernandez-Garcia, X. Sanchez-Vila, M. Barahona-Palomo, and D. Bolster. Combining physical-based models and satellite images for the spatio-temporal assessment of soil infiltration capacity. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 25(8) :1065–1075, 2011.

[511] T. Pei, C. Qin, A. Zhu, L. Yang, and B. Li. Mapping soil carbon using collocated cokriging with wetness index. In Zhao, P and Agterberg, F and Cheng, Q, editor, *Proceedings of the IAMG 07 : Geomathematics and GIS Analysis of resources, Environment and Hazrds*, pages 391–395, 2007.

[512] H. Pelgrum, T. Schmugge, A. Rango, J. Ritchie, and B. Kustas. Length-scale analysis of surface albedo, temperature, and normalized difference vegetation index in desert grassland. *Water resources research*, 36(7) :1757–1765, 2000.

[513] Peng Gong, Ruiliang Pu, G. Biging, and M. Larrieu. Estimation of forest leaf area index using vegetation indices derived from hyperion hyperspectral data. *IEEE Transactions on GeoScience and Remote Sensing*, 41(6) :1355–1362, 2003.

[514] A. Pennec, V. Gond, and D. Sabatier. Tropical forest phenology in French Guiana from MODIS time series. *Remote Sensing Letters*, 2(4) :337–345, 2011.

[515] E. Penot and R. François. Cultures pérennes et systèmes agroforestiers face à l'élevage. les front prionniers en amazonie brésilienne : rapport de mission juin 2003. Rapport de mission 01-2004, CIRAD, 2004.

[516] S. G. Perz. Household demography and land use allocation among small farms in the brazilian amazon. *Human Ecology Review*, 9(2) :1, 2002.

[517] S. G. Perz, R. T. Walker, and M. M. Caldas. Beyond population and environment : Household demographic life cycles and land use allocation among small farms in the Amazon. *Human Ecology*, 34(6) :829–849, 2006.

[518] D. Pesche. Le Millennium Ecosystem Assessment : anatomie d'une évaluation environnementale globale. *Natures Sciences Sociétés*, 4(21) :363–369, 2014.

[519] M. Petter, S. Mooney, S. M. Maynard, A. Davidson, M. Cox, and I. Horosak. A Methodology to Map Ecosystem Functions to Support Ecosystem Services Assessments. *Ecology and Society*, 18(1), 2013.

[520] K. Petz, E. L. Minca, S. E. Werners, and R. Leemans. Managing the current and future supply of ecosystem services in the Hungarian and Romanian Tisza River Basin. *Regional Environmental Change*, 12(4) :689–700, 2012.

[521] K. A. Phillips, C. R. Elvey, and C. L. Abercrombie. Applying gps to the study of primate ecology : a useful tool? 46 :167–172, 1998.

[522] O. L. Phillips, Y. Malhi, B. Vinceti, T. Baker, S. L. Lewis, N. Higuchi, W. F. Laurance, P. N. Vargas, R. V. Martinez, S. Laurance, and others. Changes in growth of tropical forests : evaluating potential biases. *Ecological Applications*, 12(2) :576–587, 2002.

[523] S. Piao, J. Fang, B. Zhu, and K. Tan. Forest biomass carbon stocks in China over the past 2 decades : Estimation based on integrated inventory and satellite data. *Journal of Geophysical research - Biogeosciences*, 110(G1), 2005.

[524] B. Pickard, D. Van Berkel, and R. Meentemeyer. Understanding ecosystem service trade-offs from scenarios of urban configuration in the appalachian mountains, north carolina, usa. In *8th ESP Conference : Ecosystem services for Nature, People and Prosperity, Stellenbosch, Afrique du Sud*, 2015.

[525] A. Picou. *The economics of welfare*. Macmillan and co., London, 1920.

[526] S. L. Pimm and P. Raven. Biodiversity : Extinction by numbers. *Nature*, 403(6772) :843–845, 2000.

[527] J. Piwowarczyk, J. Kronenberg, and M. A. Dereniowska. Marine ecosystem services in urban areas : Do the strategic documents of Polish coastal municipalities reflect their importance? *Landscape and Urban Planning*, 109(1) :85–93, 2013.

[528] T. Plieninger, S. Dijks, E. Oteros-Rozas, and C. Bieling. Assessing, mapping, and quantifying cultural ecosystem services at community level. *Land Use Policy*, 33 :118–129, 2013.

[529] S. Pomel and J.-N. Salomon. *La déforestation dans le monde tropical*. Presses Universitaires de Bordeaux, France, 1998.

[530] R. Ponce-Hernadez. SDSS : A Spatial Decision Support System for modelling Carbon dynamics and other Green-House-Gases (GHG) in soils of natural and intervened landscapes at multiple scales. In *Carbon Sequestration in Terrestrial Ecosystems of IberoAmerica*, pages 213–232. National Council for Scientific Research, Spain and Ibero - American Society of Applied Chemistry and Physics., Salamanca, Espagne, 2007.

[531] R. Ponce-Hernadez. Assessing carbon stocks and modelling win–win scenarios of carbon sequestration through land-use changes. Technical report, FAO, Roma,Italy, 204.

[532] F. Ponzoni, L. Galvao, and J. Epiphanio. Spatial resolution influence on the identification of land cover classes in the Amazon environment. *Anais da Academia Brasileira de Ciencias*, 74(4) :717–725, 2002.

[533] L. L. Porfirio, W. Steffen, D. J. Barrett, and S. L. Berry. The net ecosystem carbon exchange of human-modified environments in the Australian Capital Region. *Regional Environmental Change*, 10(1) :1–12, 2010.

[534] R. Portela and I. Rademacher. A dynamic model of patterns of deforestation and their effect on the ability of the Brazilian Amazonia to provide ecosystem services. *Ecological Modelling*, 143(1) :115–146, 2001.

[535] M. B. Potschin and R. H. Haines-Young. Ecosystem services : Exploring a geographical perspective. *Progress in Physical Geography*, 35(5) :575–594, 2011.

[536] J. A. Priess, M. Mimler, A.-M. Klein, S. Schwarze, T. Tscharntke, and I. Steffan-Dewenter. Linking deforestation scenarios to pollination services and economic returns in coffee agroforestry systems. *Ecological Applications*, 17(2) :407–417, 2007.

[537] L. Primo. *Guilda de plantas esfingófilas e quiropterófilas em remanescente de floresta Atlântica Estacional Semidecidual em Pernambuco : Sazonalidade de recursos e biologia reprodutiva*. PhD thesis, Universidade Federal de Pernambuco, 2008.

[538] J. Pritchard, Lowell, C. Folke, and L. Gunderson. Valuation of ecosystem services in institutional context. *Ecosystems*, 3(1) :pp. 36–40, 2000.

[539] M. E. A. (Programme). *Ecosystems and human well-being : scenarios*. Island Press, 2005.

[540] H. Puig. *La forêt tropicale humide*. Botanique. Belin, Paris, France, 2001.

[541] F. E. Putz and K. H. Redfort. The importance of defining 'forest' : Tropical forest degradation, deforestation, long-term phase shifts, and further transitions : Importance of defining' forest. 2010.

[542] J. Qiu and M. G. Turner. Spatial interactions among ecosystem services in an urbanizing agricultural watershed. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(29) :12149–12154, 2013.

[543] C. Queiroz, M. Meacham, K. Richter, A. V. Norström, E. Andersson, J. Norberg, and G. Peterson. Mapping bundles of ecosystem services reveals distinct types of multifunctionality within a Swedish landscape. *AMBIO*, 44(S1) :89–101, 2015.

[544] C. A. Quesada, O. L. Phillips, M. Schwarz, C. I. Czimczik, T. R. Baker, S. Patiño, N. M. Fyllas, M. G. Hodnett, R. Herrera, S. Almeida, E. Alvarez Dávila, A. Arneth, L. Arroyo, K. J. Chao, N. Dezzeo, T. Erwin, A. di Fiore, N. Higuchi, E. Honorio Coronado, E. M. Jimenez, T. Killeen, A. T. Lezama, G. Lloyd, G. López-González, F. J. Luizão, Y. Malhi, A. Monteagudo, D. A. Neill, P. Núñez Vargas, R. Paiva, J. Peacock, M. C. Peñuela, A. Peña Cruz, N. Pitman, N. Priante Filho, A. Prieto, H. Ramírez, A. Rudas, R. Salomão, A. J. B. Santos, J. Schmerler, N. Silva, M. Silveira, R. Vásquez, I. Vieira, J. Terborgh, and J. Lloyd. Basin-wide variations in Amazon forest structure and function are mediated by both soils and climate. *BiogeoSciences*, 9(6) :2203–2246, 2012.

[545] F. Quetier, S. Lavorel, W. Thuiller, and I. Davies. Plant-trait-based modeling assessment of ecosystem-service sensitivity to land-use change. *Ecological Applications*, 17(8) :2377–2386, 2007.

[546] R. Rajão. Representations and discourses : the role of local accounts and remote sensing in the formulation of amazonia's environmental policy. *Environmental Science and Policy*, 30(SI : Environmental and Developmental Discourses : Technical knowledge, discursive spaces and politics) :60 – 71, 2013.

[547] G. Ramachandra. Radical American Environmentalism and Wilderness Perservation : A Third World Critique. *Environmental Ethics*, 11(1) :71–83, 1989.

[548] H. Rangan and C. A. Kull. What makes ecology 'political'? : rethinking 'scale' in political ecology. *Progress in Human Geography, Year = 2009, Volume = 33, Number = 1, Pages = 28-45,*.

[549] C. Raudsepp-Hearne, G. D. Peterson, and E. M. Bennett. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(11) :5242–5247, 2010.

[550] C. M. Raymond, B. A. Bryan, D. H. MacDonald, A. Cast, S. Strathearn, A. Grandgirard, and T. Kalivas. Mapping community values for natural capital and ecosystem services. *Ecological Economics*, 68(5) :1301–1315, 2009.

[551] P. Refaeilzadeh, L. Tang, and H. Liu. Cross-validation. In *In Encyclopedia of Database Systems (2009), pp. 532-538, doi :10.1007/978-0-387-39940-9_565 Key : citeulike :8379558*, pages 532–538. 2009.

[552] H. Regnauld and S. Pian. La carte qui change les concepts. *Espaces temps*, 2007.

[553] M. Rejou-Mechain, B. Tymen, L. Blanc, S. Fauset, T. R. Feldpausch, A. Monteagudo, O. L. Phillips, H. Richard, and J. Chave. Using repeated small-footprint LiDAR acquisitions to infer spatial and temporal variations of a high-biomass Neotropical forest. *Remote sensing of the environment*, 169 :93–101, 2015.

[554] P. Rey. Histoire de la cartographie de la végétation en France. *Bulletin du Comité Français de Cartographie. Le Monde des Cartes*, pages 105–115, 2009.

[555] B. Reyers. Ecosystem services and nature : Ecosystem service approaches to implementing the sustainable development goals. In *8th ESP Conference : Ecosystem services for Nature, People and Prosperity, Stellenbosch, Afrique du Sud*, 2015.

[556] A. Richards. Does low biodiversity resulting from modern agricultural practice affect crop pollination and yield? *Annals of Botany*, 88(2) :165–172, 2001.

[557] T. Ricketts. Tropical forest fragments enhance pollinator activity in nearby coffee crops. *Conservation Biology*, 18(5) :1262–1271, 2004.

[558] T. H. Ricketts, J. Regetz, I. Steffan-Dewenter, S. A. Cunningham, C. Kremen, A. Bogdanski, B. Gemmill-Herren, S. S. Greenleaf, A. M. Klein, M. M. Mayfield, L. A. Morandin, A. Ochieng, and B. F. Viana. Landscape effects on crop pollination services : are there general patterns? *Ecology Letters*, 11(5) :499–515, 2008.

[559] D. B. Ripley. *Pattern Recognition and Neural Networks*. Cambridge University Press, 1996. Cambridge Books Online.

[560] M. Réjou-Méchain, H. C. Muller-Landau, M. Detto, S. C. Thomas, T. Le Toan, S. S. Saatchi, J. S. Barreto-Silva, N. A. Bourg, S. Bunyavejchewin, N. Butt, W. Y. Belman, M. Cao, D. Cárdenas, J.-M. Chiang, G. B. Chuyong, K. Clay, R. Condit, H. S. Dattaraja, S. J. Davies, A. Duque, S. Esufali, C. Ewango, R. H. S. Fernando, C. D. Fletcher, I. A. U. N. Gunatilleke, Z. Hao, K. E. Harms, T. B. Hart, B. Hérault, R. W. Howe, S. P. Hubbell, D. J. Johnson, D. Kenfack, A. J. Larson, L. Lin, Y. Lin, J. A. Lutz, J.-R. Makana, Y. Malhi, T. R. Marthews, R. W. McEwan, S. M. McMahon, W. J. McShea, R. Muscarella, A. Nathalang, N. S. M. Noor, C. J. Nytch, A. A. Oliveira, R. P. Phillips, N. Pongpattananurak, R. Punchi-Manage, R. Salim, J. Schurman, R. Sukumar, H. S. Suresh, U. Suwanvecho, D. W. Thomas, J. Thompson, M. Uríarte, R. Valencia, A. Vicentini, A. T. Wolf, S. Yap, Z. Yuan, C. E. Zartman, J. K. Zimmerman, and J. Chave. Local spatial structure of forest biomass and its consequences for remote sensing of carbon stocks. *BiogeoSciences*, 11(23) :6827–6840, 2014.

[561] P. Robbins. *Political ecology : a critical introduction*. Blackwell Publishing Malden, Mass, 2004.

[562] L. Robert. Nature. In *Dictionnaire Le Robert*.

[563] J. V. Roces-Diaz, E. R. Diaz-Varela, and P. Alvarez-Alvarez. Analysis of spatial scales for ecosystem services : Application of the lacunarity concept at landscape level in Galicia (NW Spain). *Ecological Indicators*, 36 :495–507, 2014.

[564] J. Rockstrom, W. Steffen, K. Noone, A. Persson, F. S. Chapin, III, E. Lambin, T. M. Lenton, M. Scheffer, C. Folke, H. J. Schellnhuber, B. Nykvist, C. A. de Wit, T. Hughes, S. van der Leeuw, H. Rodhe, S. Sorlin, P. K. Snyder, R. Costanza, U. Svedin, M. Falkenmark, L. Karlberg, R. W. Corell, V. J. Fabry, J. Hansen, B. Walker, D. Liverman, K. Richardson, P. Crutzen, and J. Foley. Planetary Boundaries : Exploring the Safe Operating Space for Humanity. *Ecology and Society*, 14(2), 2009.

[565] A. Rodrigues, R. Ewers, L. Parry, C. Souza Jr, A. Verissimo, and A. Balmford. Boom-and-Bust Development Patterns Across the Amazon Deforestation. *Frontier Science*, 324(5933) :1435–1437, 2009.

[566] J. P. Rodriguez, T. D. Beard, Jr., E. M. Bennett, G. S. Cumming, S. J. Cork, J. Agard, A. P. Dobson, and G. D. Peterson. Trade-offs across space, time, and ecosystem services. *Ecology and Society*, 11(1), 2006.

[567] B. Roe, E. Irwin, and H. Morrow-Jones. The effects of farmland, farmland preservation, and other neighborhood amenities on housing values and residential growth. *Land Economics*, 80(1) :55–75, 2004.

[568] A. Roessing and J. Lazzaretto. Criaçao de empregos pelo complexo agroindustrial da soja. Technical Report 233, EMBRAPA, Londrina, Brazil, 2004.

[569] G. Rougerie. Le façonnement actuel des modelés en côte d'ivoire forestière. Technical report, IFAN, 1960.

[570] A. Ruellan and B. Latour. *Des sols et des hommes un lien menacé*. IRD, Marseille, 2010.

[571] D. T. Rutledge, J. Dymond, S. Greenhalgh, A. G. Ausseil, R. Sinclair, A. Herzig, F. Morgan, R. Andrew, and A. Collins. Mapping, modelling and managing ecosystems services in New Zealand. In *International Congress on Environmental Modelling and Software Modelling for Environment's Sake, Fifth Biennial Meeting, Ottawa, Canada*, 2010.

[572] S. S. Saatchi, N. L. Harris, S. Brown, M. Lefsky, E. T. A. Mitchard, W. Salas, B. R. Zutta, W. Buermann, S. L. Lewis, S. Hagen, S. Petrova, L. White, M. Silman, and A. Morel. Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108(24) :9899–9904, 2011.

[573] D. Sabatier, M. Grimaldi, M. Prevost, J. Guillaume, M. Godron, M. Dosso, and P. Curmi. The influence of soil cover organization on the floristic and structural heterogeneity of a Guianan rain forest. *Plant Ecology*, 131(1) :81–108, 1997.

[574] P. Sablayrolles, J. F. Kibler, and C. Christian. Vers une nouvelle politique forestière en amazonie brésilienne ? des expériences innovantes dans le para et l'amazonas. In *Colloque Gecorev*, pages 51–64, 2006.

[575] A. Saint-Martin. Les cartographies satellitaires au service de la gestion des catastrophes. In *Actes : Images environnementales globales : nouvelles perspectives*, 2014.

[576] D. Salles. *Les défis de l'environnement, démocratie et efficacité*. Ecologie et Politique, France, 2006.

[577] H. S. Sandhu, S. D. Wratten, R. Cullen, and B. Case. The future of farming : The value of ecosystem services in conventional and organic arable land. An experimental approach. *Ecological Economics*, 64(4) :835–848, 2008.

[578] E. D. Sant, G. E. Simonds, R. D. Ramsey, and R. T. Larsen. Assessment of sagebrush cover using remote sensing at multiple spatial and temporal scales. *Ecological Indicators*, 43 :297 – 305, 2014.

[579] G. Saporta. *Probabilités, Analyse des données et Statistiques*. Editions Technip, Paris, France, 2006.

[580] J. Sarrailh. *MIse en valeur de l'écosystème forestier guyanais (Opération ECEREX)*. INRA/CTFT, France, 1990.

[581] N. Sasaki and F. E. Putz. Critical need for new definitions of 'forest' and 'forest degradation' in global climate change agreements. 2009.

[582] M. Scheffer, J. Bascompte, W. A. Brock, V. Brovkin, S. R. Carpenter, V. Dakos, H. Held, E. H. van Nes, M. Rietkerk, and G. Sugihara. Early-warning signals for critical transitions. *Nature*, 461(7260) :53–59, 2009.

[583] M. Scheffer, S. Carpenter, J. Foley, C. Folke, and B. Walker. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, 413(6856) :591–596, 2001.

[584] C. Schulp, S. Lautenbach, and P. Verburg. Quantifying and mapping ecosystem services : Demand and supply of pollination in the European Union. *Ecological Indicators*, 36 :131–141, 2014.

[585] C. J. E. Schulp, B. Burkhard, J. Maes, J. Van Vliet, and P. H. Verburg. Uncertainties in Ecosystem Service Maps : A Comparison on the European Scale. *Plos One*, 9(10) :e109643, 2014.

[586] C. J. E. Schulp, S. Lautenbach, and P. H. Verburg. Quantifying and mapping ecosystem services : Demand and supply of pollination in the European Union. *Ecological Indicators*, 36 :131–141, 2014.

[587] G. Schwarz. Estimating the dimension of a model. *The Annals of statistics*, 6(2) :461–464, 1978.

[588] R. Scolozzi, E. Morri, and R. Santolini. Delphi-based change assessment in ecosystem service values to support strategic spatial planning in Italian landscapes. *Ecological Indicators*, 21 :134–144, 2012.

[589] N. Scott, B. Jackson, and B. Frame. Modelling ecosystem service tradeoffs inherant in land use decisions using luci (land use capacility indicator). In *8th ESP Conference : Ecosystem services for Nature, People and Prosperity, Stellenbosch, Afrique du Sud*, 2015.

[590] C. Scvartz, J.-C. Muller, and J. Decroux. *Guide de la fertilisation raisonnée : Grandes cultures et prairies*. Produire mieux. Editions France Agricole, 2005.

[591] C. Secretariat. *The Ecosystem Approach*. CBD Guidelines, Montreal, Canada, 2004.

[592] R. Seppelt, C. F. Dormann, F. V. Eppink, S. Lautenbach, and S. Schmidt. A quantitative review of ecosystem service studies : approaches, shortcomings and the road ahead : Priorities for ecosystem service studies. *Journal of Applied Ecology*, 48(3) :630–636, 2011.

[593] SER. The SER primer on ecologicalal restoration. Technical report, Society for Ecological Restoration Science, 2002.

[594] R. Sharp, H. Tallis, T. Ricketts, A. Guerry, S. Wood, R. Chaplin-Kramer, E. Nelson, D. Ennaanay, S. Wolny, N. Olwero, K. Vigerstol, D. Pennington, G. Mendoza, J. Aukema, J. Foster, J. Forrest, D. Cameron, K. Arkema, E. Lonsdorf, C. Kennedy, G. Verutes, C. Kim, G. Guannel, M. Papenfus, J. Toft, M. Marsik, J. Bernhardt, R. Griffin, K. Glowinski, N. Chaumont, A. Perelman, M. Lacayo, L. Mandle, P. Hamel, and A. Vogl. *InVEST User's Guide*. 2014.

[595] D. Sheil. A critique of permanent plot methods and analysis with examples from Budongo forest, Uganda. *Forest Ecological Management*, 77 :11–34, 1995.

[596] B. Sherrouse and D. Semmens. Social values for ecosystem services (solves). using gis to include social values information in ecosystem services assessments. *U.S. Geological Survey Fact Sheet*, 2010.

[597] B. C. Sherrouse, J. M. Clement, and D. J. Semmens. A GIS application for assessing, mapping, and quantifying the social values of ecosystem services. *Applied Geography*, 31(2) :748–760, 2011.

[598] P. Shi, X. Zhang, J. Luo, and X. Zhang. Response of Ecological Services Value to Land Use Change in the Shiyang River Basin : A case study in Wuwei region. In Iranpour, R and Zhao, J and Wang, A and Yang, FL and Li, X, editor, *Advances in environmental Science and engineerings*, volume 518-523 of *Advanced Materials Research*, pages 5116–5120, 2012. 1st International Conference on Energy and Environmental Protection (ICEEP 2012), Hohhot, Peoples R China, JUN 23-24, 2012.

[599] J. Siikamäki, P. Vail, R. Epanchin-Niell, and F. Santiago-Ávila. Mapping the Value of Ecosystem Services in Latin America and the Caribbean. *Resources for the futures*, 188, 2015.

[600] W. Silver, R. Ostertag, and A. Lugo. The potential for carbon sequestration through reforestation of abandoned tropical agricultural and pasture lands. *Restoration Ecology*, 8(4) :394–407, 2000.

[601] L. Siqueira. La terre sous contrôle : l'imagerie satellitaire et la naissance du corps-planète. In *Actes : Images environnementales globales : nouvelles perspectives*, 2014.

[602] J. Sircely and S. Naeem. Biodiversity and Ecosystem Multi-Functionality : Observed Relationships in Smallholder Fallows in Western Kenya. *Plos One*, 7(11) :e50152, 2012.

[603] G. Smith and R. E. Brennan. Losing our way with mapping : Thinking critically about marine spatial planning in Scotland. *Ocean and costal Management*, 69 :210–216, 2012.

[604] B. S. Soares-Filho, D. C. Nepstad, L. M. Curran, G. C. Cerqueira, R. A. Garcia, C. A. Ramos, E. Voll, A. McDonald, P. Lefebvre, and P. Schlesinger. Modelling conservation in the Amazon basin. *Nature*, 440(7083) :520–523, 2006.

[605] R. R. d. C. Solar, J. Barlow, A. N. Andersen, J. H. Schoereder, E. Berenguer, J. N. Ferreira, and T. A. Gardner. Biodiversity consequences of land-use change and forest disturbance in the amazon : A multi-scale assessment using ant communities. *Biological Conservation*, 197 :98 – 107, 2016.

[606] R. Solow. The economics of resources or the resources of economics. *American Economic Review*, 2(64) :1–14, 1974.

[607] C. M. Souza, Jr, J. V. Siqueira, M. H. Sales, A. V. Fonseca, J. G. Ribeiro, I. Numata, M. A. Cochrane, C. P. Barber, D. A. Roberts, and J. Barlow. Ten-year landsat classification of deforestation and forest degradation in the brazilian amazon. *Remote Sensing*, 5(11) :5493, 2013.

[608] D. V. Spracklen, S. R. Arnold, and C. M. Taylor. Observations of increased tropical rainfall preceded by air passage over forests. *Nature*, 489(7415) :282–U127, 2012.

[609] S. Star and J. Griesemer. Institutional ecology, translations and boundary objects : Amateurs and Professionals in Berkeley's Museum of Vertebrate Zoology. *Social Studies of Science*, 3(19) :387–420, 1989.

[610] N. Stark and C. Jordan. Nutrient retention by root mat of an Amazonian rainforest. *Ecology*, 59(3) :434–437, 1978.

[611] I. Steffan-Dewenter, S. Potts, and L. Packer. Pollinator diversity and crop pollination services are at risk. *Trends in Ecology & Evolution*, 20(12) :651–652, 2005.

[612] I. Steffan-Dewenter and C. Westphal. The interplay of pollinator diversity, pollination services and landscape change. *Journal of Applied Ecology*, 45(3) :737–741, 2008.

[613] A. Stevens, M. Nocita, G. Toth, L. Montanarella, and B. van Wesemael. Prediction of Soil Organic Carbon at the European Scale by Visible and Near InfraRed Reflectance Spectroscopy. *Plos One*, 8(6), 2013.

[614] M. Stocking. Tropical soils and food security : The next 50 years. *Science*, 302(5649) :1356–1359, 2003.

[615] Stone. Équation universelle des pertes en terre (usle), 2015.

[616] E. Sumarga and L. Hein. Mapping Ecosystem Services for Land Use Planning, the Case of Central Kalimantan. *Environmental Management*, 54(1) :84–97, 2014.

[617] R. Swetnam, B. Fisher, B. Mbilinyi, P. Munishi, S. Willcock, T. Ricketts, S. Mwakalila, A. Balmford, N. Burgess, A. Marshall, and S. Lewis. Mapping socio-economic scenarios of land cover change : A GIS method to enable ecosystem service modelling. *Journal of Environmental Management*, 92(3) :563–574, 2011.

[618] T. Tachikawa, M. Kaku, and A. Iwasaki. Aster gdem version 2 validation report, 2011.

[619] M. Tadaki, G. Brierley, M. Dickson, R. Le Heron, and J. Salmond. Cultivating critical practices in physical geography. *The Geographical Journal*, 181(2) :160–171, 2015.

[620] H. Tallis, P. Kareiva, M. Marvier, and A. Chang. An ecosystem services framework to support both practical conservation and economic development. *Proceedings of the national academy of sciences of the United States of America*, 105(28) :9457–9464, 2008.

[621] H. Tallis and S. Polasky. Mapping and Valuing Ecosystem Services as an Approach for Conservation and Natural-Resource Management. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1162(1) :265–283, 2009.

[622] H. Tallis and S. Polasky. Mapping and Valuing Ecosystem Services as an Approach for Conservation and Natural-Resource Management. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1162(1) :265–283, 2009.

[623] A. Tansley. The use and abuse of vegetational concepts and terms. (16) :284–307, 1935.

[624] F. M. Tapia-Armijos, J. Homeier, C. Ivan Espinosa, C. Leuschner, and M. de la Cruz. Deforestation and Forest Fragmentation in South Ecuador since the 1970s-Losing a Hotspot of Biodiversity. *Plos One*, 10(9), 2015.

[625] R. Taravella. Les rouages contemporains de la déforestation en Amazonie orientale : le cas de la Terra do Meio (Pará, Brésil). *IDDRI*, 02(11) :1–36, 2011.

[626] G. Thiele. The dynamics of farm development in the Amazon : The Barbecho crisis model. *Agricultural Systems*, 42 :179–197, 1993.

[627] J. Thioulouse and D. Chessel. Les analyses multi-tableaux en écologie factorielle. i. de la typologie d'état à la typologie de fonctionnement par l'analyse triadique. *Acta Oecologica*, 8 :463–480, 1987.

[628] C. D. Thomas, S. E. Williams, A. Cameron, R. E. Green, M. Bakkenes, L. J. Beaumont, Y. C. Collingham, B. F. N. Erasmus, M. F. de Siqueira, A. Grainger, L. Hannah, L. Hughes, B. Huntley, A. S. van Jaarsveld, G. F. Midgley, L. Miles, M. A. Ortega-Huerta, A. T. Peterson, and O. L. Phillips. Biodiversity conservation : Uncertainty in predictions of extinction risk/Effects of changes in climate and land use/Climate change and extinction risk (reply). *Nature*, 430(6995), 2004.

[629] H. Théry. *Environnement et développement en Amazonie brésilienne*, volume 1. Belin, Paris, France, 1997.

[630] H. Théry. Brésil : franges pionnières d'hier et d'aujourd'hui. *La documentation française*, pages 113–119, 2006.

[631] H. Théry. *Le Brésil*, volume 1. Armand Colin, Paris, France, 2012.

[632] D. Tilman, P. B. Reich, and F. Isbell. Biodiversity impacts ecosystem productivity as much as resources, disturbance, or herbivory. *Proceedings of the national academy of sciences of the United Stats of America*, 109(26) :10394–10397, 2012.

[633] J.-F. Tourrand, D. Sayago, M. Bursztyn, and J. A. Drummond. *L'Amazonie*. Versailles, France, quae edition, 2010.

[634] J. Townshend and C. Justice. Selecting the spatial-resolution of satellite sensors required for global monitoring of land transformations. *International Journal of Remote Sensing*, 9(2) :187–236, 1988.

[635] M. Trabucchi, P. Ntshotsho, P. O'Farrell, and F. A. Comín. Ecosystem service trends in basin-scale restoration initiatives : A review. *Journal of Environmental Management*, 111 :18–23, 2012.

[636] M. Trabucchi, P. J. O'Farrell, E. Notivol, and F. A. Comín. Mapping Ecological Processes and Ecosystem Services for Prioritizing Restoration Efforts in a Semi-arid Mediterranean River Basin. *Environmental Management*, 53(6) :1132–1145, 2014.

[637] A. Troy and M. Wilson. Mapping ecosystem services : Practical challenges and opportunities in linking GIS and value transfer. *Ecological Economics*, 2(60) :435–449, 2006.

[638] F. Turner. *Frontière dans l'histoire des États-Unis*. Presses Universitaires de France, Paris, France, 1963.

[639] K. G. Turner, M. V. Odgaard, P. K. Bøcher, T. Dalgaard, and J.-C. Svenning. Bundling ecosystem services in Denmark : Trade-offs and synergies in a cultural landscape. *Landscape and Urban Planning*, 125 :89–104, 2014.

[640] M. G. Turner. Disturbance and landscape dynamics in a changing world. *Ecology*, 91(10) :2833–2849, 2010.

[641] R. Turner, J. Paavola, P. Cooper, S. Farber, V. Jessamy, and S. Georgiou. Valuing nature : lessons learned and future research directions. *Ecological Economics*, 46(3) :493–510, 2003.

[642] B. P. Umali, D. P. Oliver, S. Forrester, D. J. Chittleborough, J. L. Hutson, R. S. Kookana, and B. Ostendorf. The effect of terrain and management on the spatial variability of soil properties in an apple orchard. *Catena*, 93 :38–48, 2012.

[643] UNEP. Déclaration finale de la conférence des nations unies sur l'environnement. In *Conférence des Nations Unies sur l'environnement*, 1972.

[644] UNEP-WCMC. Developing ecosystem service indicators : Experiences and lessons learned from sub-global assessments and other initiatives. Technical Series 58, Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal, Canada, 2011.

[645] F. Ungaro, I. Zasada, and A. Piorr. Mapping landscape services, spatial synergies and trade-offs. A case study using variogram models and geostatistical simulations in an agrarian landscape in North-East Germany. *Ecological Indicators*, 46 :367–378, 2014.

[646] United Nations, editor. *Mainstreaming the economics of Nature : a synthesis of the approach, conclusions and recommendations of teeb*. The economics of ecosystems & biodiversity. UNEP, Geneva, 2010.

[647] V. Ussyshkin and L. Theriault. Airborne lidar : Advances in discrete return technology for 3d vegetation mapping. *Remote Sensing*, 3(3) :416 – 434, 2011.

[648] R. Valbuena. Les dynamiques territoriales associées au soja et les changements fonctionnels en Amazonie. Le cas de la région de Santarém, Pará, Brésil : Dinâmicas territoriais associadas à soja e mudanças funcionais na Amazônia. O caso da região de Santarém, Pará, Brasil. *Confins*, (5), 2009.

[649] D. B. van Berkel and P. H. Verburg. Spatial quantification and valuation of cultural ecosystem services in an agricultural landscape. *Ecological Indicators*, 37(A) :163–174, 2014.

[650] K. Van der Biest, R. D'Hondt, S. Jacobs, D. Landuyt, J. Staes, P. Goethals, and P. Meire. EBI : An index for delivery of ecosystem service bundles. *Ecological Indicators*, 37(A) :252–265, 2014.

[651] K. Van der Biest, D. Vrebos, J. Staes, A. Boerema, M. Bodi, E. Fransen, and P. Meire. Evaluation of the accuracy of land-use based ecosystem service assessments for different thematic resolutions. *Journal of Environmental Management*, 156 :41–51, 2015.

[652] C. van der Sande, S. de Jong, and A. de Roo. A segmentation and classification approach of ikonos-2 imagery for land cover mapping to assist flood risk and flood damage assessment. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 4(3) :217 – 229, 2003.

[653] C. Van Dyke. Boxing daze – using state-and-transition models to explore the evolution of socio-biophysical landscapes. *Progress in Physical Geography*, 39(5) :594–621, 2015.

[654] A. S. van Jaarsveld, R. Biggs, R. J. Scholes, E. Bohensky, B. Reyers, T. Lynam, C. Musvoto, and C. Fabricius. Measuring conditions and trends in ecosystem services at multiple scales : the Southern African Millennium Ecosystem Assessment (SAfMA) experience. *Philosophical Transactions of the Royal Society B : Biological Sciences*, 360(1454) :425–441, 2005.

[655] C. J. Van Riper and G. T. Kyle. Capturing multiple values of ecosystem services shaped by environmental worldviews : A spatial analysis. *Journal of Environmental Management*, 145 :374–384, 2014.

[656] C. J. van Riper, G. T. Kyle, S. G. Sutton, M. Barnes, and B. C. Sherrouse. Mapping outdoor recreationists' perceived social values for ecosystem services at Hinchinbrook Island National Park, Australia. *Applied Geography*, 35(1-2) :164–173, 2012.

[657] H. J. van Wijnen, M. Rutgers, A. J. Schouten, C. Mulder, D. de Zwart, and A. M. Breure. How to calculate the spatial distribution of ecosystem services - Natural attenuation as example from The Netherlands. *Science of the Total Environment*, 415(SI) :49–55, 2012.

[658] B. van Wilgen, D. Richardson, D. Le Maitre, C. Marais, and D. Magadlela. Analyse de l'inertie intra-classe par l'analyse d'un tableau de correspondances. *Les Cahiers de l'Analyse des données*, 8 :351–358, 1983.

[659] B. van Wilgen, D. Richardson, D. Le Maitre, C. Marais, and D. Magadlela. Rythmes saisonniers et composantes stationnelles en milieu aquatique i- description d'un plan d'observations complet par projection de variables. *Acta Oecologica*, 8(3) :403–426, 1987.

[660] B. van Wilgen, D. Richardson, D. Le Maitre, C. Marais, and D. Magadlela. The economic consequences of alien plant invasions : Examples of impacts and approaches to sustainable management in south africa. *Environment, Development and Sustainability*, 3(2) :145–168, 2001.

[661] C. Vance, P. Klepeis, B. Schmook, and E. Keys. The ejido household : the current agent of change. In *Integrated land-change science and tropical deforestation in the southern Yucatdn : final frontiers*, pages 171–187. Oxford University Press, Owford, 2004.

[662] D. Veddeler, R. Olschewski, T. Tscharntke, and A.-M. Klein. The contribution of non-managed social bees to coffee production : new economic insights based on farm-scale yield data. *Agroforestry Systems*, 73(2) :109–114, 2008.

[663] E. Velasquez, P. Lavelle, and M. Andrade. GISQ, a multifunctional indicator of soil quality. *Soil Biology & Biochemistry*, 39(12) :3066–3080, 2007.

[664] J. J. Velez, M. Puricelli, F. Lopez Unzu, and F. Frances. Parameter extrapolation to ungauged basins with a hydrological distributed model in a regional framework. *Hydrology and Earth System Sciences*, 13(2) :229–246, 2009.

[665] W. N. Venables and B. D. Ripley. *Modern Applied Statistics with S*. Springer, New York, USA, fourth edition, 2002.

[666] A. Verissimo and P. Amaral. Forestry in the Amazon : current situation and prospects. pages 265–276, Frankfurt, Germany, 1988.

[667] J. Vernier. *L'environnement*. Number 2667 in Que sais-je ? 2011.

[668] Y. Veyret. Environnement, 2014.

[669] K. Vielhauer, M. Denich, T. Sa, M. Kato, J. Brienza, and P. Vlek. Land-use in a mulch-based farming system of small holders in the Eastern Amazon. In *Proceedings of the Deutscher Tropentag*, pages 1–9, Bonn, Germany, 2001.

[670] E. Viglizzo and F. Frank. Land-use options for Del Plata Basin in South America : Tradeoffs analysis based on ecosystem service provision. *Ecological Economics*, 57(1) :140–151, 2006.

[671] E. Viglizzo, J. Paruelo, P. Laterra, and E. Jobbágy. Ecosystem service evaluation to support land-use policy. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 154 :78–84, 2012.

[672] P. Vihervaara, T. Kumpula, A. Tanskanen, and B. Burkhard. Ecosystem services–A tool for sustainable management of human–environment systems. Case study Finnish Forest Lapland. *Ecological Complexity*, 7(3) :410–420, 2010.

[673] F. Villa, K. J. Bagstad, B. Voigt, G. W. Johnson, R. Portela, M. Honzak, and D. Batker. A methodology for adaptable and robust ecosystem services assessment. *PLoS ONE*, 9(3) :1–18, 2014.

[674] F. Villa, M. Ceroni, K. Bagstad, G. Johnson, and S. Krivov. ARIES (Artificial Intelligence for Ecosystem Services) : A new tool for ecosystem services assessment, planning, and valuation. In *11Th annual BIOECON conference on economic instruments to enhance the conservation and sustainable use of biodiversity, conference proceedings. Venice, italy*, 2009.

[675] A. C. Vorstius and C. J. Spray. A comparison of ecosystem services mapping tools for their potential to support planning and decision-making on a local scale. *Ecosystem Services*, 15 :75 – 83, 2015.

[676] R. D. Vreese, M. Leys, C. Fontaine, and N. Dendoncker. Social mapping of perceived ecosystem services supply – the role of social landscape metrics and social hotspots for integrated ecosystem services assessment, landscape planning and management. *Ecological Indicators*, 66 :517 – 533, 2016.

[677] R. Walker. Mapping process to pattern in the landscape change of the amazonian frontier. *Annals of the Association of American Geographers*, (93) :376–398, 2003.

[678] K. J. Wallace. Classification of ecosystem services : Problems and solutions. *Biological Conservation*, 139(3-4) :235–246, 2007.

[679] C. Wallis, P. Blancher, N. Séon-Massin, F. Martini, and M. Schouppe. Mise en œuvre de la directive cadre sur l'eau. Quand les services écosystémiques entrent en jeu. Technical report, Bruxelle, 2011.

[680] J. B. Wauters, S. Coudert, E. Grallien, M. Jonard, and Q. Ponette. Carbon stock in rubber tree plantations in Western Ghana and Mato Grosso (Brazil). *Forest Ecology and Management*, 255(7) :2347–2361, 2008.

[681] W. Westman. How much are nature's services worth. *Science*, (197) :960–964, 1977.

[682] F. Weyland and P. Laterra. Recreation potential assessment at large spatial scales : A method based in the ecosystem services approach and landscape metrics. *Ecological Indicators*, 39 :34–43, 2014.

[683] T. J. Wilbanks. How scale matters : some concepts and findings. *Reid WV, Berkes F, Wilbanks TJ, Capistrano D. Bridging Scales and Knowledge Systems, Concepts and Applications in Ecosystem Assessment*, pages 21–35, 2006.

[684] T. J. Wilbanks and R. W. Kates. Global change in local places : how scale matters. *Climatic change*, 43(3) :601–628, 1999.

[685] D. S. Wilkie. Performance of a backpack gps in a tropical rain forest. 55 :1747–1749, 1989.

[686] L. Willemen, P. H. Verburg, L. Hein, and M. E. F. van Mensvoort. Spatial characterization of landscape functions. *Landscape and urban planning*, 88(1) :34–43, 2008.

[687] P. H. Williams and J. L. Osborne. Bumblebee vulnerability and conservation world-wide. *Apidologie*, 40(3) :367–387, 2009.

[688] E. Wilson. *The Future of Life*. Belknap Press, Cambridge, 1992.

[689] R. Winfree, T. Griswold, and C. Kremen. Effect of Human Disturbance on Bee Communities in a Forested Ecosystem. *Conservation Biology*, 21(1) :213–223, 2007.

[690] D. Wood. *The power of maps*. 1992.

[691] D. Wood and J. Fels. Designs on signs / Myths and meaniong in maps. *Classics in Cartography*, 24(3) :209–260, 2011.

[692] B. A. Woodcock, C. Harrower, J. Redhead, M. Edwards, A. J. Vanbergen, M. S. Heard, D. B. Roy, and R. F. Pywell. National patterns of functional diversity and redundancy in predatory ground beetles and bees associated with key UK arable crops. *Journal of Applied Ecology*, 51(1) :142–151, 2014.

[693] H. Wu and Z.-L. Li. Scale Issues in Remote Sensing : A Review on Analysis, Processing and Modeling. *Sensors*, 9(3) :1768–1793, 2009.

[694] J. Wu, Z. Feng, Y. Gao, and J. Peng. Hotspot and relationship identification in multiple landscape services : A case study on an area with intensive human activities. *Ecological Indicators*, 29 :529–537, 2013.

[695] S. Wunder. Payments for environmental services : some nuts and bolt. Technical Report 42, CIFOR, 2005.

[696] S. Xu, Y. Zhao, X. Shi, D. Yu, C. Li, S. Wang, M. Tan, and W. Sun. Map scale effects of soil databases on modeling organic carbon dynamics for paddy soils of China. *Catena*, 104 :67–76, 2013.

[697] M. Yang, Y. Yang, and S. Hsu. Application of remotely sensed data to the assessment of terrain factors affecting the Tsao-Ling landslide. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 30(4) :593–603, 2004.

[698] G. Yapp, J. Walker, and R. Thackway. Linking vegetation type and condition to ecosystem goods and services. *Ecological complexity*, 7(3, SI) :292–301, 2010.

[699] Yohannes and J. Hoddinott. Classification and regression trees : an introduction. Technical Guide 3, IFPRI, Washington DC, USA, 1999.

[700] S. Zhang-Quan, S. Ying-Jie, P. Li, and J. Yu-Gen. Mapping of Total Carbon and Clay Contents in Glacial Till Soil Using On-the-Go Near-Infrared Reflectance Spectroscopy and Partial Least Squares Regression. *Pedosphere*, 23(3) :305–311, 2013.

[701] C. Zhao and H. Sander. Uncertainties in ecosystem service mapping : a comparison of carbon storage maps. In *Annual Meeting of the Association of Americain Geographers - AGG*.

[702] K. Zimmerer. Cultural ecology : placing households in human-environment studies - the cases of tropical forest transitions and agrobiodiversity change. *Progress in human geography*, 28(6) :795–806, 2004.

[703] B. Zimmermann, H. Elsenbeer, and J. M. De Moraes. The influence of land-use changes on soil hydraulic properties : Implications for runoff generation. *Forest Ecology and Management*, 222(1-3) :29–38, 2006.

Table des figures

0.1 Empreinte écologique par personne en 2007. Source : *World Wide Fund for Nature* (WWF), 2007. . . . 6
0.2 Les principales menaces sur la biodiversité. Les flèches représentent les relations de cause à effet. . . . 7
0.3 Logiques de protection de l'environnement. D'après : Depraz, 2008. . . . 8
0.4 Relations entretenues entre les services écosystémiques et les constituants du bien-être humain (document adapté du MEA, 2005). . . . 11
0.5 Nombre annuel de publications sur les services écosystémiques entre 1990 et 2014. Base de données *Web of Knowledge* pour la période 1990-2014 constituée par la requête portant sur l'expression "ecosystem* services*" dans le corps des articles. . . . 17
0.6 Évolution du nombre de publications portant sur la cartographie de services écosystémiques. Base de données *Web of Knowledge* pour la période 1990-2014, constituée sur la base de deux requêtes portant sur (1) l'expression "*ecosystem* services**" OR *environmental services* OR *ecological services* et (2) l'expression "*mapping*" OR "*map(s)*" AND ("*ecosystem* services**" OR *environmental services* OR *ecological services*) dans le corps des articles. Les articles de la seconde requête ont été examinés et seuls ceux présentant des cartographies de services écosystémiques comme résultat majeur ont été considérés dans notre analyse. Afin de faciliter la lecture, les valeurs ont été standardisées en étant rapportées au nombre maximal annuel de chaque série. . . . 24
0.7 Modèle conceptuel des liens existant entre les processus biophysiques, les fonctions écologiques, les services écosystémiques et le bien-être humain. Adapté de Haines-Young et Potschin, 2011 [295]. . . . 28
0.8 Les services écosystémiques, intermédiaires entre le milieu et les hommes. Adapté de Oszwald *et al.*, 2014 [498]. . . . 30
0.9 Valeur annuelle moyenne des flux de services écosystémiques par hectare aux États-Unis. Source : Troy et Wilson, 2006 [637]. . . . 34
0.10 Cartographie des services écosystémiques à l'échelle mondiale présentée lors de l'article fondateur de la notion. Valeur en dollars américain par hectare et par an). Source : Costanza *et al.*, 1997 [148]. . . . 37

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

0.11 Organisation générale de la thèse : présentation des chapitres de méthodologie et de résultats. Acronymes : OS = Occupation du sol et SE = Services Écosystémiques. Les autres acronymes font référence à des méthodes statistiques et sont explicités au cours du texte. . . . 46

1.1 Valeur des services écosystémiques en Amérique Centrale et du Sud. Source : d'après Siikamäki et Epanchin-Niell, 2015 [599]. . . . 50
1.2 Élements structurants de la déforestation en Amazonie Légale et unités de conservation en 2012. . . . 53
1.3 Déforestation en arêtes de poisson au niveau de la transamazonienne. Source : Google Earth. . . . 54
1.4 Caractéristiques géographiques générales de l'État du Pará. . . . 62
1.5 Localisation des trois sites d'étude au sein de l'Etat du Pará. . . . 63
1.6 Schéma ombrothermique des trois localités d'étude (précipitations et températures mensuelles). Source : *http* : *//en.climate − data.org*. . . . 64
1.7 A. Altitude (m) du site de Maçaranduba et le réseau hydrographique principal (la Represa de Tucurui, à l'Ouest du site n'est pas représentée) - MNT Aster ; B. Occupation du sol du site en 2007 - Landsat TM. . . . 66
1.8 Evolution de l'occupation du sol à Maçaranduba entre 1990 et 2007. D'après Oszwald *et al.*, 2011. . . . 67
1.9 Paysage de pâturages à Maçaranduba. Au premier plan, un pâturage propre avec quelques repousses de babaçu (palmier). En arrière plan, deux petits massifs forestiers. Celui situé le plus à gauche apparaît dégradé (silhouette apparente) et est prolongé par une forêt secondaire. Celui situé à droite de la photo semble plus conservé. . . . 68
1.10 Transport du minerai de fer extrait dans la mine de Carajás au port de Sao Luis (Maranhão). Photo : Hervé Théry, juillet 2014. . . . 69
1.11 Vue de la mine de fer de Carajás. Photo : Hervé Théry, juillet 2014. . . . 69
1.12 A. Altitude (m) du site de Palmares II et le réseau hydrographique principal - MNT Aster ; B. Occupation du sol du site en 2007 - Landsat TM. . . . 70
1.13 Mémorial du massacre d'Eldorado. Photo : Solen Le Clec'h, juillet 2014. . . . 71
1.14 Evolution de l'occupation du sol à Palmares II entre 1990 et 2007. D'après Oszwald *et al.*, 2011 [497]. . . . 73
1.15 A. Altitude (m) du site de Pacajá et le réseau hydrographique principal - MNT Aster ; B. Occupation du sol du site en 2007 - Landsat TM. . . . 74
1.16 Evolution de l'occupation du sol à Pacajá entre 1990 et 2007. D'après Oszwald *et al.*, 2011. 75

2.1 Les deux grandes thématiques traitées dans cette thèse. . . . 78
2.2 Les services écosystémiques étudiés et les indicateurs utilisés dans cette étude. . . . 81
2.3 A. Sol amazonien peu affecté par le phénomène de compactage dû au piétinement du bétail et à l'impact des gouttes de pluie. B. Sol amazonien très affecté par le phénomène de compactage. . . . 89
2.4 Principe de l'infiltration de l'eau dans le sol. Adapté du cours de Nadia Dupont, Université Rennes 2, 2009. . . . 90
2.5 Cycle simplifié du carbone. Sources : *http* : *//www.cima.ualg.pt/piloto/UVED_Geochimie/UVED/site/html/2 3/2 − 3 − 1/2 − 3 − 1 − 3.html* . . . 92
2.6 Schéma d'échantillonnage des 45 points de mesure, répartis au sein de neuf fermes de chacun des trois sites. . . . 93
2.7 Chasse de nuit à partir d'un piège lumineux des *Sphingidae* (crédits photographiques : Johan Oszwald, Parc de la Lopé, Gabon, 2012). . . . 96
2.8 Capture de vers de terre après arrosage du sol avec une solution diluée de formaldéhyde à 4 % (crédits photographiques : Johan Oszwald, Parc de la Lopé, Gabon, 2012). . . . 97

2.9 Types d'occupation du sol discriminés par traitement d'image Landsat TM. D'après Johan Oszwald. . . . 110
2.10 Trajectoires d'occupation du sol entre 1990 et 2007. Adapté de Oszwald *et al.*, 2011 [497]. 111
2.11 Représentation schématique du principe de l'arbre de décision avec X_1 et X_2, des variables explicatives et Y la variable à expliquer (les différentes couleurs représentant les différentes classes issues du modèle). . . . 117

3.1 Approche méthodologique générale de la cartographie des indicateurs de services écosystémiques. . . . 132
3.2 Cartographie des stocks de carbone du sol en 2007 à Pacajá. A. Méthode de la régression linéaire multiple ; B. Méthode de l'arbre de décision ; C. Comparaison statistique entre les valeurs prédites réalisée à partir des 135 points d'échantillonnage. . . . 141
3.3 Relation entre l'apport en données d'entrée dans la régression et augmentation des performances prédictives de cette dernière. Les scores de validation croisée ont été standardisés et ramenés à leur inverse afin de faciliter la lecture. . . . 145
3.4 A. Arbre de décision prédictif des stocks de carbone du sol réalisé à partir des données télédétectées. B. Arbre de décision à but non prédictif réalisé à partir des données télédétectées et des données terrain. Les variables - "Sol" et "Premier brûlis" correspondent respectivement au type de sol et au nombre d'années depuis le premier brûlis. . . . 147
3.5 Confiance autour de la prévision des stocks de carbone de la végétation en 2007 à Maçaranduba. . . . 149
3.6 Stockage de carbone associée à chaque pixel à Macaranduba, 2007. (A) Stocks de carbone potentiels à partir de la situation de 2007, dans le cadre d'une politique de préservation par exemple. (B) Pertes (et gains) de carbone de la végétation entre 1990 et 1997. (C) Comparaison statistique les deux cartographies de stockage. Pour plus d'information, se référer à l'annexe B. . . . 155

4.1 Schématisation des concomitances entre services écosystémiques. Adapté de Bennett *et al.*, 2009 [78]. . . . 159
4.2 Proportion des études présentant des cartographies de services écosystémiques (mono ou multiples confondues) et des cartographies de services multiples par année. n représente le nombre d'articles présentant des cartographies de services écosystémiques multiples et n' représente le nombre d'articles présentant des cartographies (mono-services et multiples) de services écosystémiques. Chaque courbe a été standardisée à partir du nombre de publications totales de chaque série. . . . 161
4.3 Nombre de services écosystémiques cartographiés dans les spatialisations de services multiples. n représente le nombre d'articles où des cartographies de services multiples sont présentées. . . . 163
4.4 Méthodologie statistique de la cartographie des indicateurs de services écosystémiques. Acronymes : ACP = Analyse en Composantes Principales, OS = Occupation du sol et SE = (indicateurs de) Services Écosystémiques. . . . 168
4.5 Méthodologie statistique de la cartographie des indicateurs de services écosystémiques. . 169
4.6 Matrices des données utilisées pour appliquer la méthode de l'ACP à la cartographie de services multiples. Avec SE_1 et SE_6, les indicateurs de services et $\widetilde{X}_1$, la première composante principale. . . . 170
4.7 Cercle des corrélations (axes 1 et 2) issu de l'ACP réalisé sur les 135 points d'échantillonnage (individus) et les 6 indicateurs de services écosystémiques (variables). . . . 171
4.8 Cartographies issues du premier axe factoriel de l'ACP réalisée sur les 135 points d'échantillonnage et les 6 indicateurs de services écosystémiques. . . . 172
4.9 Méthodologie du scoring. Avec SE_1 et SE_6, les indicateurs de services et $S\hat{E}_1$ et $S\hat{E}_6$, les valeurs d'indicateurs obtenues par la modélisation effectuée lors du chapitre précédent. 174

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

4.10 Cartographie du score global des six indicateurs sur les trois sites. 176
4.11 A : Cartographie issue du scoring regroupant les 6 indicateurs. B : Cartographie issue du scoring regroupant les 3 indicateurs liés aux processus du sol. 177
4.12 Corrélations entre les scores issus de l'ensemble des combinaisons de *scoring* avec le score de services écosystémiques basé sur l'ensemble des indicateurs (score de référence). Seules les combinaisons pour lesquelles la corrélation avec le score de référence est supérieure à 0,80 ont été conservées. BCS : carbone de la végétation ; Biodiv : biodiversité ; C : carbone du sol et de la végétation ; Chimie : qualité chimique du sol ; Infil : infiltrabilité du sol ; Pollen : pollinisateurs ; SCS : carbone du sol. En pointillés, les "ruptures" de la courbe. 178
4.13 Méthodologie statistique de la méthode par groupement d'occupation du sol. 179
4.14 Principe d'interprétation des unités paysagères obtenues. 179
4.15 Définition de quatre groupes d'occupation du sol qui se ressemblent du point de vue de la fourniture en services. 180
4.16 Cartographie des groupes de *trade-offs* entre services basée sur le regroupement de plusieurs types d'occupation du sol. 181
4.17 Comparaison visuelle des trois méthodes. Exemple du site de Pacajá. 182
4.18 Boîtes à moustaches et tests d'ANOVA permettant la comparaison statistique des trois méthodes. Les lettres au-dessus des boîtes à moustaches correspondent aux résultats du test statistique *Tukey Honest Significant Differences* permettant de comparer deux à deux les groupes. La même lettre a été associée à deux groupes (boîtes à moustaches) statistiquement très proches. 183
4.19 A. Graphe des individus. Les modalités de la variable d'occupation du sol sont représentées au niveau du barycentre des individus qui prennent cette modalité. B. Cercle des corrélations de l'ACP montrant la corrélation de chaque indicateur de services écosystémiques avec les deux premiers axes factoriels principaux. La varaible NDVI a été projetée en variable supplémentaire afin de faciliter l'interprétation des cartes obtenues. 185

5.1 Démarche méthodologique générale de l'approche par *up-scaling*. Acronymes : OS = Occupation du sol et SE = (indicateurs de) Services Écosystémiques. 197
5.2 Résultat du test du χ^2 entre les données d'occupation du sol locales et régionales ainsi que le tableau de contingence associé. Les classes MODIS de "Forêt", "Pâturages" et "Transition" correspondent respectivement aux mosaïques à dominante de forêts conservées, de pâturages et enfin de forêts dégradées et de végétation secondaire. 204
5.3 Comparaison visuelle des classifications obtenues par traitement des images MODIS et Landsat TM et avec la classification Terra Class. Exemple de Maçaranduba. A. Classification obtenue par traitement d'images MODIS. B. Traitement d'images Landsat TM. C. Classification réalisée dans le cadre du programme Terra Class (Landsat TM). 205
5.4 Résultat du test du χ^2 entre les données d'occupation du sol locales obtenues lors du programme Terra Class (ramenées à trois modalités) et régionales ainsi que le tableau de contingence associé. Les classes MODIS de "Forêt", "Pâturages" et "Transition" correspondent respectivement aux mosaïques à dominante de forêts conservées, de pâturages et enfin de forêts dégradées et de végétation secondaire. 205
5.5 Évaluation de la cohérence entre les classifications obtenues aux échelles spatiales locale et régionale, pour la période 2006-2007. Acronymes : F : forêt, FB : Forêt brûlée, JC : Juquira-Capoeira, PL : Pâturage avec ligneux, PP : Pâturage propre, SN : Sol Nu. A. Pourcentage de chaque type d'occupation du sol discriminé sous Landsat TM au sein de chaque pixel MODIS. 206
5.6 Occupation du sol du Pará en 2007, obtenue par classification ISODATA du image de synthèse MODIS. 208

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

5.7 Occupation du sol du Pará en 2003-2004, 2006-2007 et 2012-2013, obtenue par classification ISODATA de l'image de synthèse MODIS. Les cartographies présentées ont servi à la validation les cartographies d'indicateurs de services. 209
5.8 tests du χ^2 et tables de contingence associées permettant d'analyser la correspondance entre les prévisions aux deux échelles spatiales. 214
5.9 Distribution spatiale des stocks de carbone de la végétation à Maçaranduba en 2007. A. Zoom de la cartographie obtenue à l'échelle régionale ; B. Cartographie obtenue à l'échelle locale. 215
5.10 Distribution spatiale de l'infiltrabilité des sols de Maçaranduba en 2007. A. Zoom de la cartographie obtenue à l'échelle régionale ; B. Cartographie obtenue à l'échelle locale. . . 215
5.11 Distribution spatiale de l'indice de qualité chimique des sols de Maçaranduba en 2007. A. Zoom de la cartographie obtenue à l'échelle régionale ; B. Cartographie obtenue à l'échelle locale. 216
5.12 Distribution spatiale de la biodiversité à Maçaranduba en 2007. A. Zoom de la cartographie obtenue à l'échelle régionale ; B. Cartographie obtenue à l'échelle locale. 216
5.13 Distribution statistique des indicateurs de services issus de jeux de données indépendants pour chacune des valeurs représentées à l'échelle régionale. En gris clair, les espaces à dominance de pâturage, en gris intermédiaire, les espaces de transition et en gris foncé, les forêts. Les pointillés représentent la valeur moyenne des indicateurs (jeu de données indépendant). 217
5.14 Distribution statistique des quatre indicateurs de services écosystémiques au sein des trois classes d'occupation du sol. 219
5.15 A. Distribution spatiale des stocks de carbone de la végétation dans l'État du Pará en 2007. B. Variabilité associée à la cartographie des stocks de carbone de la végétation. . . 220
5.16 A. Distribution spatiale de l'infiltrabilité des sols de l'État du Pará en 2007. B. Variabilité associée à la cartographie de l'infiltrabilité des sols. 221
5.17 A. Distribution spatiale de la qualité chimique des sols de l'État du Pará en 2007. B. Variabilité associée à la cartographie de la qualité chimique des sols. 222

6.1 Démarche méthodologique employée pour cartographier les indicateurs de services écosystémiques. 236
6.2 Méthodologie statistique de la cartographie d'indicateur de services écosystémiques. . . . 238
6.3 Distribution spatiale de l'indice de biodiversité en 2007 à (A) Maçaranduba, (B) Pacajá et (C) Palmares II. 239
6.4 Distribution spatiale des pollinisateurs (*Sphingidae*) en 2007 sur les trois sites d'étude. A : Maçaranduba ; B : Pacajá et C : Palmares II. 241
6.5 Distribution spatiale de l'indice de qualité chimique des sols des trois localités en 2007. A. Maçaranduba ; B. Pacajá et C. Palmares II. 243
6.6 Stocks de carbone du sol en 2007 sur les trois localités. A. Maçaranduba ; B. Pacajá et C. Palmares II. 244
6.7 Infiltration de l'eau dans le sol pour des trois localités en 2007 : A. Maçaranduba ; B. Pacajá et C. Palmares II. 245
6.8 Stocks de carbone de la végétation en 2007 sur les trois localités A. Site de Maçaranduba ; B. Site de Pacajá et C. Site de Palmares II. 246
6.9 Fourniture de six indicateurs de services écosystémiques à Maçaranduba en 2007. L'encadré vert (F) correspond à l'étendue spatiale du zoom réalisé pour la figure 6.10. 248
6.10 Gradient d'occupation du sol et de fourniture en services écosystémiques depuis le cours d'eau principal (*Represa de Tucurui*) vers l'intérieur des terres. 249
6.11 Fourniture de six indicateurs de services écosystémiques à Palmares II en 2007. 250
6.12 Division de l'espace de Palmares II en deux zones, bien distinctes en termes d'occupation du sol et de services fournis. 251

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

6.13 Fourniture de six indicateurs de services écosystémiques à Pacajá en 2007. 252
6.14 Structure spatiale des indicateurs de services écosystémiques et leur dynamique à l'échelle d'une exploitation agricole (lots 111 et 112). Se distingue un gradient dans la fourniture des services écosystémiques depuis la piste qui constitue l'axe central de déforestation. . 253
6.15 Démarche méthodologique employée pour étudier les associations de services écosystémiques. Acronymes : ACP = Analyse en Composantes Principales, AFCM = Analyse Factorielle des Correspondances Multiples, CAH = Classification Ascendante Hiérarchique et SE = (indicateurs de) Services Écosystémiques. 255
6.16 Cercle des correlations issu du 1^{er} plan factoriel de l'ACP réalisé sur les 135 points d'échantillonnage et les 6 indicateurs de services écosystémiques. 263
6.17 Types d'associations entre les six indicateurs de services écosystémiques - obtenus par ACP et CAH. L'ensemble des tests de Kruskal-Wallis réalisés révèlent que les différences entre les groupes obtenus sont significatives. 264
6.18 Nuages des individus (A) et des modalités (B) résultant de l'AFMC ainsi que les ellipses de confiance autour des modalités (C). 265
6.19 Résultats de l'ACP contrainte réalisée à partir des indicateurs de services écosystémiques et la typologie d'occupation des sols. (a) Cercle des corrélations de l'analyse inter-classes montrant la corrélation de chaque indicateur de services écosystémiques avec les deux premiers axes factoriels principaux. (b) Carte factorielle associée au cercle des corrélations, les points sont regroupés par type d'occupation du sol (R^2= 0,17, *p-value* < 0,001). . . . 266
6.20 Résultats de l'ACP contrainte réalisée à partir des indicateurs de services écosystémiques et la typologie de l'occupation du sol. (a) Cercle des corrélations de l'analyse inter-classes montrant la corrélation de chaque service écosystémique avec les deux premiers axes factoriels principaux. (b) Carte factorielle associée au cercle des corrélations, les points sont regroupés par type de trajectoire historique d'occupation du sol (R^2= 0,12, *p-value* < 0,001). Classe 1 : forêt depuis 1990 ; classe 2 : forêt ayant été récemment brûlée ; classe 3 : espaces pâturées depuis 2001-2003 ; classe 4 : espaces pâturés depuis 1994-1997 ; classe 5 : alternance de pâturages et/ou de friches depuis 1990. 267
6.21 Résultats de l'ACP contrainte réalisée à partir des indicateurs de services écosystémiques et la typologie des sites. (a) Cercle des corrélations de l'analyse inter-classes montrant la corrélation de chaque service écosystémique avec les deux premiers axes factoriels. (b) Carte factorielle associée au cercle des corrélations, les points sont regroupés par site (R^2= 0,10, *p-value* < 0,001). 268
6.22 Variations des six indicateurs de services écosystémiques au sein d'un gradient paysager théorique. 269
6.23 Typologie des fermes effectuée à partir de l'analyse des compositions paysagères entre 1990 et 2007 sur l'ensemble les 27 fermes à partir du compromis temporel (méthode ACT-STATIS). Le début des flèches correspond à la première année et la fin à la dernière. L'encart représente l'histogramme des valeurs propres. À droite, les quatre classes de trajectoire des compositions paysagères caractérisées par une CAH (méthode de Ward). 271
6.24 Évolution théorique de la fourniture des 5 indicateurs de services écosystémiques (indice de biodiversité, richesse en pollinisateurs, qualité chimique du sol, infiltration de l'eau dans le sol et stocks de carbone de la végétation suivant un gradient d'intensivité des pratiques agricoles. 274

7.1 Lieu de vie des exploitants agricoles à Parauapebas. Photos : Solen Le Clec'h, juillet 2014. 283
7.2 Approche méthodologique générale. Acronymes : C = Carbone, LDA = *Linear Discriminant Analysis* et SE = (indicateurs de) Services Écosystémiques. 285
7.3 Définition de quatre groupes d'occupation du sol qui se ressemblent du point de vue de la fourniture en services. 286

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

7.4 Richesse en services écosystémiques (A) et associations de ces derniers (B) pour le site de Pacajá. 286
7.5 Analyse de co-inertie menée sur les données de production agricole et les indicateurs de services écosystémiques. A. Nuage des individus simplifié. Les individus ont été regroupés par site représenté par des ellipsoïdes. B. Cercle des corrélations issu de cette analyse sur les variables environnementales. C. Cercle des corrélations issu de cette analyse sur les variables de production agricole. Seules les variables les mieux projetées ont été représentées. Acronymes : PBAN = part du produit brut lié aux cultures annuelles, N sal prop : nombre de jours de travail d'un salarié agricole dans l'exploitation, PBTABER : produit brut par hectare cultivé, PBt : produit brut total, UGG : unité de grand bétail, PBV : part du produit brut lié à la production de viande bovine, PBPER : part du produit brut lié aux cultures pérennes et RNA : revenus non agricoles. 295
7.6 Analyse de co-inertie menée sur les données de sociologie et les indicateurs de services écosystémiques. A. Cercle des corrélations issu de cette analyse sur les variables environnementales. B. Cercle des corrélations issu de cette analyse sur les variables de sociographie. Seules les variables les mieux projetées ont été représentées. 296
7.7 Analyse de co-inertie menée sur les données de qualités de vie et sur les indicateurs de services écosystémiques. A. Cercle des corrélations issue de cette analyse sur les variables environnementales. B. Cercle des corrélations issue de cette analyse sur les variables de qualité de vie. 297
7.8 Arbre de décision permettant d'expliquer la mise en place d'associations d'indicateurs de services écosystémiques à partir des données de production agricole. 300
7.9 Résultats de l'ACP réalisée sur les cinq indicateurs de la composition et de la structure spatiale des associations de services écosystémiques au sein d'une exploitation. A. Cercle des corrélations des deux premiers axes factoriels. B. Nuage des individus associé. Chaque individu est coloré en fonction de son site d'appartenance. 303
7.10 Résultats statistiques des modèles de régression linéaires visant à expliquer la richesse en services écosystémiques par des variables socio-économiques. 305
8.1 Relation entre intensité de la déforestation et fourniture de services écosystémiques. . . . 313
8.2 Relations simplifiées entre certains composants du sol (hexagones) et les propriétés des sols (rectangles). Source : Dominati *et al.*, 2010 [190]. 316
8.3 Forêt très dégradée, résultant du processus de dégradation forestière (arrière plan) et pâturage propre résultant du processus de déforestation (premier plan). Crédit photo : Solen Le Clec'h, mai 2015. 319
8.4 Les grands types d'évaluation des services écosystémiques. 333

A.1 A. Nuage des individus ; B. Cercles des corrélations : projection des variables 346
A.2 A. Nuage des individus ; B. Cercles des corrélations : projection des variables. Les variables les moins bien projetées sur le premier axe factoriel sont présentées en petits caractères . 346
A.3 Intégration de variables supplémentaires dans l'analyse 347
A.4 A. Nuage des individus. Le barycentre de chaque modalité de la variable "site" est projeté ; B. Cercles des corrélations : projection des variables actives et supplémentaire 348
A.5 Arbre hiérarchique regroupant les 135 points échantillonnage selon les services écosystémiques rendus. Les initiales correspondent à celles des sites d'étude (MC : Maçaranduba, PC : Pacajá et PR : Palmares II) 351
A.6 Choix des variables avec le critère *Cp* de Mallows (Mallow, 1973 [422]) 355

B.1 Méthodologie statistique de la cartographie du stockage du carbone de la végétation . . 359
B.2 Capacité de stockage de carbone associée à chaque pixel à Macaranduba, 2007 360
B.3 Évolution des stocks de carbone de la végétation entre 1990 et 2007 sur un transect paysager à Maçaranduba 362

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

Liste des tableaux

1 Exemple d'outils de la gestion de l'environnement et les échelles spatiales de protection associées. PSE : Paiement pour Service Environnemental. 9

2 Pour chaque revue, part du nombre total d'articles présentant au moins une cartographie de services écosystémiques. Cette étude a été menée pour les revues scientifiques où sont publiés plus d'un article présentant une ou plusieurs cartographies de services écosystémiques. Acronyme : SE = services écosystémiques. 25

3 Occurrences des services écosystémiques trouvés dans le corpus bibliographique. Pour les différentes catégories de services, se référer à la figure 0.4. $n = 159$ services. 26

1.1 Récapitulatif des principales caractéristiques des trois sites d'étude. 65

2.1 Résumé des indicateurs de services écosystémiques étudiés. 80

2.2 Données issues de la télédétection utilisées pour spatialiser les indicateurs de services écosystémiques étudiés. 106

3.1 Proportion des articles, sur la base de $n = 104$ identifiés au cours de la requête bibliométrique réalisée précédemment, dont le but est la réalisation de cartographie de services écosystémiques pour chaque choix méthodologique identifié. 124

3.2 Description des données explicatives et à expliquer utilisées dans les différentes étapes de ce chapitre. "Explicative" et "À expliquer" font référence aux variables. 134

3.3 Données issues d'enquêtes ou de relevés terrain utilisées pour réaliser des régressions qui n'ont aucune visée prédictive. 136

3.4 Coefficient de détermination (R^2) et score de validation croisée (VC - erreur de prévision cumulée) standardisé (pour chaque indicateur, chacun des scores a été divisé par la valeur maximale) de chaque régression pour les huit indicateurs de services. 138

3.5 Variables retenues pour chaque méthode statistique mise en œuvre pour les huit indicateurs de services écosystémiques. La variable en gras correspond à la variable la plus influente. OS = Occupation du sol. 140

3.6 Variables retenues par les méthodes de régression visant à expliquer les variations du stock de carbone de la végétation et l'infiltrabilité du sol par différentes variables spatiales explicatives. Acronyme : OS = occupation du sol et VC = validation croisée. Les régressions 4 à 6 ont fait l'objet d'une sélection de variables, c'est-à-dire que seules les variables influençant significativement l'indicateur de services ont été retenues. 145

4.1 Occurrence des principaux services cartographiés au sein de spatialisations de services multiples. n représente le nombre de services écosystémiques représentés dans les cartographies de services multiples. 162

4.2 Données utilisées pour étudier les interrelations entre les indicateurs de services écosystémiques. 168

4.3 Les deux scénarios utilisés pour réaliser des cartes issues de la méthode du scoring. . . . 174

4.4 Résumé des objectifs de chacune des trois méthodologies utilisées au cours du chapitre au regard de leurs avantages et de leurs limites. 190

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

5.1 Description des indicateurs de services écosystémiques utilisés - cf. chapitre 2. 198
5.2 Description des variables explicatives utilisées dans la méthode d'up-scaling. 199
5.3 Valeur moyenne des quatre indicateurs de services écosystémiques au sein des trois regroupements de types d'occupation du sol discriminés avec Landsat et correspondant aux catégories d'occupation du sol MODIS. 213
5.4 Valeur moyenne et écart-type des quatre indicateurs de services écosystémiques au sein des trois regroupements de types d'occupation du sol discriminés avec Landsat et correspondant aux catégories d'occupation du sol MODIS. 218

6.1 Description des données explicatives et à expliquer utilisées dans ce chapitre 237
6.2 Données utilisées pour étudier les interrelations entre les indicateurs de services écosystémiques. Pour plus d'informations sur les données de télédétection utilisées, le lecteur se référera au chapitre 2 (Table 6.2) et au chapitre 3, pour les données de type de sol. . . 257

7.1 Codes et description des variables des tableaux de production agricole, de sociographie et de qualité de vie. 288
7.2 Les types de données utilisées et leur échelle spatiale de référence. 292
7.3 Méthodes permettant de d'expliquer au mieux la mise en associations des indicateurs de services. Pour chaque méthode, pourcentage de mauvais classement (prévision d'une classe différente de la classe initiale) standardisée par la valeur maximale de la série. * : taux de mauvais classement inférieur à 50 % et ** : taux compris entre 40 % et 30 %. . 298
7.4 Variables impactant la mise en associations des indicateurs de services écosystémiques pour chacun des trois jeux de données. 299
7.5 Résultats des modèles de régressions linéaires multiples visant à expliquer l'indice de composition spatiale des associations de services par les caractéristiques socio-économiques. *** : significativité du test de R^2 (p-$value > 0{,}05$). 303
7.6 Résultats des modèles de régressions linéaires multiples visant à expliquer la richesse moyenne en services par les caractéristiques socio-économiques. *** : significativité du test de R^2 (p-$value > 0{,}05$). 304

A.1 Tableau des données centrées-réduites 342

C.1 Description des modalités des variables du tableau de sociographie et de qualité de vie . 364
C.2 Description des variables du tableau de sociographie 364

D.1 Indices paysagers de richesse et de forme utilisées dans les analyses du chapitre 6 367

Table des matières

Introduction générale : la cartographie des services écosystémiques comme outil de gestion environnementale **1**

I Développement de la gestion de l'environnement : du constat d'une dégradation à sa réponse politique 1
A Les concepts de la gestion de l'environnement : quelques définition 1
B Une modification non soutenable de l'environnement : dynamiques et causes . . 5
C La réponse politique à cette dégradation : la gestion de l'environnement 6
D Au niveau opérationnel : les outils et techniques employés 9

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

II Les services écosystémiques : un concept émergent pour la gestion de l'environnement . 10
A Définition et identité . . . 10
1 Définition . . . 10
2 Les services écosystémiques : outil, concept ou notion de la gestion environnementale ? . . . 12
B Développement du concept . . . 14
1 Origines . . . 14
2 Popularité et politisation du concept . . . 15
C Des usages différents . . . 16
1 L'usage pédagogique . . . 16
2 L'usage heuristique . . . 17
3 L'usage politique . . . 18
4 L'usage opérationnel . . . 19
D Une notion encore sujette à débat . . . 20
III Cartographier les services écosystémiques : un enjeu émergent . . . 22
A La cartographie : un outil traditionnel d'étude et de gestion de l'environnement 22
B Un exercice encore récent mais en intense développement . . . 23
C Les approches actuelles . . . 26
1 Les types de services spatialisés . . . 26
2 La détermination d'indicateurs quantifiables et spatialisables . . . 27
3 Des méthodologies variées . . . 32
4 Des données multiples . . . 33
5 La représentation du service : statique ou évolutive . . . 35
D Des cartes aux usages multiples, à l'instar de la notion elle-même . . . 35
1 La dimension pédagogique . . . 36
2 Les dimensions politiques et opérationnelles . . . 37
E Des limites encore fortes à l'exercice . . . 38
1 Le caractère non neutre de la cartographie . . . 39
2 Les limitations méthodologiques . . . 40
IV Problématique et objectifs de la thèse . . . 42

Partie I Cadres géographique et scientifique 47

Chapitre 1 Cadre géographique : les fronts pionniers amazoniens 49
I Le déboisement en Amazonie brésilienne . . . 49
A L'Amazonie brésilienne : un réservoir de services écosystémiques . . . 50
B L'Amazonie brésilienne : un espace soumis à un déboisement intense . . . 51
II Les fronts pionniers amazoniens : des espaces de tensions . . . 55
A Qu'est ce qu'un front pionnier ? . . . 55
B L'impact de la déforestation et des fronts pionniers . . . 56
C Les politiques de limite du déboisement . . . 58
D L'État du Pará et ses fronts pionniers, un espace privilégié pour appréhender la cartographie des services écosystémiques . . . 61
III Trois localités appartenant aux fronts pionniers . . . 63
A Maçaranduba . . . 66
B Palmares II . . . 68
C Pacajá . . . 73

Chapitre 2 Cadre méthodologique général : les données et leurs analyses 77
Introduction : positionnement disciplinaire et approche générale . . . 77

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

I Des services écosystémiques à leurs indicateurs . . . 79
A Choix des indicateurs de services écosystémiques . . . 79
1 Présentation des indicateurs . . . 79
2 Définition et enjeux des indicateurs . . . 82
B Mesure des indicateurs . . . 93
1 Stratégie d'échantillonnage . . . 93
2 Mesure des indicateurs . . . 94
II Des indicateurs de services écosystémiques à leur cartographie : l'utilisation de données de la télédétection . . . 99
A Les approches actuelles pour spatialiser des indicateurs de services écosystémiques 99
1 La spatialisation des services de biodiversité . . . 99
2 La spatialisation des services liés aux processus biophysiques du sol . 101
3 La spatialisation des stocks de carbone de la végétation . . . 104
B Les données spatiales choisies . . . 105
1 Les données relatives aux images Landsat TM . . . 106
2 Les données MNT . . . 111
III Les principales analyses statistiques . . . 112
A Exploration des données . . . 113
1 Méthodes d'exploration des données . . . 113
2 Tests statistiques associés . . . 114
B La régression . . . 116
1 Méthodes de régression . . . 116
2 Tests statistiques associés . . . 118

Partie II Enjeux méthodologiques de la spatialisation des services écosystémiques 119

Chapitre 3 Spatialiser un indicateur de service écosystémique : de l'importance des choix méthodologiques 123
I Introduction . . . 123
A Le choix de la méthodologie statistique . . . 124
B Le choix des données d'entrée . . . 126
C L'incertitude liée à la cartographie . . . 127
D Objectifs . . . 130
II Matériels et méthodes . . . 131
A Approche générale . . . 131
B Les données utilisées . . . 133
1 Variables à expliquer : les indicateurs de services écosystémiques . . 135
2 Variables explicatives : des données issues de la télédétection et les données terrain . . . 135
III Mise en œuvre de deux régressions : influence du choix de la méthode statistique . . . 137
A Méthodologie . . . 137
1 Principe général . . . 137
2 Sélection de la méthode statistique . . . 137
B Résultats . . . 138
1 Validation statistique . . . 138
2 Les variables retenues . . . 139
IV Test de l'influence des données d'entrée . . . 142
A Méthodologie . . . 142
1 L'apport de la prise en compte d'informations spatialisées diverses . 143
2 Une régression à visée non prédictive . . . 143

B Résultats . . . 144
1 L'apport de la prise en compte de données variées . . . 144
2 Des régressions à visée explicative . . . 146
V Cartographie de l'incertitude associée à la modélisation statistique . . . 146
A Méthodologie . . . 148
B Résultats . . . 149
VI Discussion . . . 150
A Un exercice cartographique sensible aux choix méthodologiques . . . 150
1 Le choix de la méthode statistique . . . 150
2 Le choix des données de modélisation . . . 152
3 Cartographier l'incertitude liée à la spatialisation d'indicateurs de services . . . 153
B Perspectives . . . 154

Chapitre 4 Spatialiser les services écosystémiques multiples 157
I Introduction . . . 157
A Définition et enjeux . . . 157
B Les approches de cartographies des services multiples . . . 160
1 Etude bibliométrique des pratiques cartographiques . . . 160
2 Les méthodes les plus employées dans la bibliographie . . . 164
C Objectifs . . . 166
II Comment spatialiser les services écosystémiques multiples (associations, *hotspots*,...) ? . . . 167
A Approche générale . . . 167
B Les données utilisées . . . 167
III Cartographie basée sur l'ACP . . . 170
A Mise en place de l'ACP . . . 170
B Spatialiser les compromis et les synergies . . . 171
IV Cartographie basée sur le calcul d'un score . . . 173
A Élaboration du score . . . 173
B Spatialiser des hotspots et des coldspots . . . 175
V Cartographie basée sur le groupement d'occupation du sol . . . 178
A Méthode du groupement d'occupation du sol . . . 178
B Spatialiser des bouquets de services . . . 180
VI Comparaison des trois méthodologies . . . 182
VII Discussion . . . 184
A Cartographie des trade-offs et synergies (ACP) : data driven mais peu explicite 184
B Cartographie des hotspots (scoring) : simple mais basée sur des choix arbitraires 186
C Cartographie des bouquets (unités de paysage) : pédagogique mais très simplificatrice . . . 187
D Confrontation des trois méthodes et perspectives . . . 188

Chapitre 5 Spatialiser les services écosystémiques à l'échelle régionale : l'apport d'une approche par *up-scaling* 191
I Introduction . . . 192
A Les enjeux de la spatialisation des services écosystémiques à l'échelle régionale . 192
B Les pratiques cartographiques de services écosystémiques à l'échelle régionale . 193
C L'apport d'une approche par *up-scaling* . . . 194
D Objectifs . . . 196
II Approche générale . . . 197
A Méthodologie générale . . . 197
B Sites d'étude et données utilisées . . . 198

III L'occupation du sol à l'échelle du Pará . . . 200
A Cartographier l'occupation du sol du Pará à partir d'image à moyenne résolution spatiale . . . 201
1 Préparation des images MODIS . . . 201
2 Classification d'occupation du sol . . . 202
3 Validation des classifications . . . 203
B Un État encore majoritaire boisé mais soumis à des dynamiques de déforestation intenses . . . 204
1 Des classifications cohérentes avec nos connaissances . . . 204
2 L'occupation du sol du Pará en 2007 . . . 207
IV De la cartographie de l'occupation du sol à celle d'indicateur de services écosystémiques 210
A Méthodologie de la cartographie de services écosystémiques à l'échelle du Pará . 210
B Distribution statistique et spatiale des indicateurs de services dans l'État du Pará 213
1 Validation de la méthodologie . . . 213
2 La fourniture de services écosystémiques par type d'occupation du sol 217
3 Distribution spatiale des quatre indicateurs à l'échelle du Pará . . . 218
V Discussion . . . 223
A Distribution des indicateurs de services écosystémiques à l'échelle régionale . . . 223
B Des limites à l'exercice . . . 224
C Limites et intérêts de l'approche par *up-scaling* pour spatialiser les services écosystémiques . . . 226
D Perspectives . . . 227

Partie III La spatialisation des services écosystémiques comme outil de compréhension des fronts pionniers amazoniens 229

Chapitre 6 Spatialiser les indicateurs de services écosystémiques : une nouvelle grille de lecture des territoires 233
I Introduction . . . 233
II Spatialiser les indicateurs de services écosystémiques, indicateur par indicateur . . . 236
A Comment cartographier les indicateurs de services . . . 236
1 Approche générale . . . 236
2 Données utilisées . . . 237
3 Méthodologie . . . 237
B L'identification des facteurs de contrôle de la distribution spatiale des indicateurs de services . . . 238
1 Les services liés à la biodiversité . . . 238
2 Les services liés aux processus biophysiques du sol . . . 242
3 Les stocks de carbone de la végétation . . . 246
C La distribution spatiale des indicateurs de services écosystémiques pour chacun des trois sites d'étude . . . 247
1 Maçaranduba . . . 247
2 Palmares II . . . 249
3 Pacajá . . . 251
III Les associations de services écosystémiques dans un contexte de front pionnier . . . 254
A Méthodologie . . . 254
1 Approche générale . . . 254
2 Les interrelations entre les indicateurs de services écosystémiques . . . 255
3 Comment suivre la dynamique des services écosystémiques et de leurs associations au cours du temps ? . . . 260

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

B La nature des associations de services et leurs facteurs de contrôle 262
1 Les associations de services écosystémiques 262
C Les facteurs de contrôles de la formation de bouquets de services 264
D Évolution temporelle des associations entre services écosystémiques, apport des informations spatialisées 268
1 Évolution des indicateurs de services 268
2 Suivi des associations entre indicateurs 270
IV Discussion 272
A Les facteurs de contrôle de la distribution spatiale des services écosystémiques . 272
1 Le rôle des changements d'occupation du sol 273
2 Le rôle des facteurs inhérents 275
3 L'effet site : reflet de l'influence des politiques publiques 276
B Dynamique temporelle des associations de services 276
C L'apport de la cartographie pour la compréhension des relations hommes-milieu en contexte de front pionnier 277
D Perspectives 279

Chapitre 7 Les relations entre les agriculteurs, leur production et la fourniture de services écosystémiques 281

I Introduction 282
A Relations entre activités agricoles et dégradation de l'environnement en Amazonie 282
B Objectifs 283
II Approche méthodologique 284
A Approche méthodologique générale 284
B Les données utilisées 285
1 Les indicateurs de services multiples 287
2 Les données socio-économiques 287
3 Croiser des données correspondant à deux unités statistiques différentes (fermes et points) 289
III Description des relations entre fourniture de services écosystémiques et caractéristiques socio-économiques 292
A Méthodologie 292
B Des relations existant essentiellement entre les indicateurs de services et la production agricole 293
IV Effet des caractéristiques socio-économiques sur la fourniture de services multiples . . . 297
A Méthodologie 297
B Une fourniture en services négativement corrélée aux revenus agricoles 298
V Rôle des facteurs socio-économiques sur la structuration spatiale des services 300
A Méthodologie 300
1 Le cas des associations de services 300
2 Le cas de la richesse en services 302
B Importance de l'effet site et des revenus sur la structuration spatiale d'associations de services 302
1 Le cas des associations de services 302
2 Le cas de la richesse en services 304
VI Discussion 305
A Influence des phénomènes globaux : accord avec la théorie de la *Political ecology* 306
B Influence des caractéristiques socio-économiques 307
C Apports de la méthodologie employée 307
D Perspectives 308

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

Discussion générale de la thèse **311**
I L'apport de la spatialisation des services écosystémiques pour la compréhension des pionniers amazoniens . . . 312
A La fourniture de services en contexte de front pionnier . . . 312
1 Les effets de la déforestation sur la fourniture de services écosystémiques 313
2 Au delà de l'impact des changements d'occupation du sol, le rôle des facteurs inhérents . . . 315
3 Le rôle des facteurs socio-économiques et politiques . . . 316
B Perspectives pour améliorer la caractérisation des fronts pionniers . . . 319
II Analyse critique de l'outil cartographique appliqué aux services écosystémiques . . . 320
A Les apports méthodologiques . . . 321
1 L'apport de l'application de méthodes statistiques . . . 321
2 Adapter la méthode aux objectifs visés . . . 322
3 Le choix des données de modélisation . . . 323
4 L'apport des approches multiscalaires . . . 323
5 Estimer l'incertitude . . . 324
6 Étudier les relations entre fourniture de services et caractéristiques socio-économiques . . . 325
B Les limites méthodologiques . . . 325
C Les apports à l'analyse de la notion de services écosystémiques . . . 326
1 The "*hatchett and the seed*" : une approche critique de la notion . . . 327
2 Un exercice non neutre . . . 328
3 Les usages potentiels de la cartographie des services écosystémiques . 329
D Perspectives . . . 331

Table des Annexes **335**

Chapitre A Méthodes statistiques **337**
I L'Analyse en Composantes Principales . . . 337
A Données et notations . . . 338
B Objectifs . . . 339
C Nuage des individus - Nuage des variables - Inertie . . . 340
1 Nuage des individus . . . 340
2 Centrage - Réduction . . . 341
3 Nuage des variables . . . 342
4 L'inertie : une mesure de l'information à expliquer . . . 344
5 Représentations simplifiées des nuages . . . 344
D Application à l'exemple . . . 345
1 Données et objectif . . . 345
2 Description de l'analyse et interprétation . . . 345
II La Classification Ascendante Hiérarchique - CAH . . . 348
A Principe général . . . 349
B Analyse du dendogramme . . . 350
III La régression linéaire multiple . . . 351
A Modèle . . . 352
B Estimateur des moindres carrés . . . 353
C Application à l'exemple . . . 353

Chapitre B Cartographie du stockage de carbone dans la végétation **357**
I Méthodologie . . . 357
A Méthodologie générale . . . 357

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

B Première méthodologie : le scenario d'une politique de conservation 358
C Deuxième méthode : le suivi de politiques publiques 358
II Résultats 359

Chapitre C Description des variables sociographiques **363**

Chapitre D Description des indices d'écologie du paysage **365**

Le Clec'h, Solen. Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien : analyse critique d'un outil de la gestion environnementale - 2016

Spatialisation des services écosystémiques pour l'analyse des relations hommes-milieux en contexte de front pionnier amazonien

Analyse critique d'un outil de la gestion environnementale

Résumé : Pour mettre en œuvre les services écosystémiques, notion clé de la gestion environnementale, de plus en plus d'acteurs se tournent vers la quantification et la spatialisation. Par sa dimension opérationnelle qui semble être naturelle pour beaucoup d'acteurs, la cartographie des services écosystémiques est souvent considérée comme un outil déjà opérant et neutre. Or, la représentation cartographique implique des choix qui ne sont pas neutres. En soulevant des doutes et des limitations techniques, qui reflètent bien souvent des failles de la notion, la cartographie peut aussi être considérée comme une manière d'analyser de façon critique la notion. Cette thèse vise ainsi à étudier l'outil cartographique appliqué aux services écosystémiques afin de comprendre son apport potentiel pour la gestion environnementale. Pour ce faire, elle analyse de manière critique la dimension méthodologique de la notion de services écosystémiques et de sa cartographie. En outre, elle cherche à favoriser la compréhension des liens entre pratiques anthropiques et l'état du milieu naturel, notamment en déterminant les facteurs de contrôle qui permettent de quantifier les services. Cette thèse s'appuie sur le cas des espaces de déforestation en Amazonie brésilienne où les modifications paysagères sont rapides et récentes. A partir d'images satellites à haute et moyenne résolution spatiale et de relevés terrain, des méthodes statistiques sont appliquées afin de cartographier un ou plusieurs indicateurs de services. Les résultats obtenus permettent de comprendre la répartition et la structuration spatiale de ces indicateurs, en relation avec l'appropriation de l'espace par les exploitants agricoles et avec les éléments structurels du territoire. Ils soulignent également les limitations et les enjeux sous-jacents à la notion de services écosystémiques et son impact sur leur mise en application.

Mots clés : Services écosystémiques, déforestation, gestion environnementale, cartographie, statistiques, télédétection, front pionnier, Amazonie brésilienne

Laboratoire LETG Rennes COSTEL, UMR 6554 CNRS OSU
Université de Rennes 2,
Place du Recteur Henri Le Moal, CS 24307,
35043 RENNES cedex, France

Mapping ecosystem services to analyze the human-nature relations in the context of the Amazonian pioneer front

Critical analysis of an environmental management tool

Abstract: To implement ecosystem services, key notion of environmental management, more and more actors have turned to quantification and mapping procedures. Because of its operational dimension that seems to be natural for many actors, ecosystem service mapping is often considered as an already operational and neutral tool. Yet, cartographical representation involves choices that are not neutral. Since mapping can raise doubts and technical limitations that often reflect in the notion itself, it can be seen as a way to critically analyze the notion. This thesis aims to study the mapping tool applied to ecosystem services in order to understand their potential contribution to environmental management. To do so, it critically analyses the methodological dimension of the ecosystem service notion and its mapping. Furthermore, it aims to promote understanding of the relationships between human practices and the state of the natural environment, notably through the determination of factors of control that enable the quantification of ecosystem services. This thesis is based on the study case of deforestation areas in the Brazilian Amazon, where the landscape has been changing rapidly and recently. Based on satellite images at high and moderate spatial resolution and on sampling data, statistical methods are implemented in order to map one or several indicators of ecosystem services. The results obtained allow the understanding of spatial repartition and the structure of these indicators, in connection with the way farmers use their land and the structural components of the territory. They also highlight the limitations and issues underlying the notion of ecosystem services and its implementation.

Keywords: Ecosystem services, environmental management, mapping, statistics, remote sensing, deforestation, Brazilian Amazon, pioneer front.